

Київський національний університет імені Тараса Шевченка
Географічний факультет
Кафедра гідрології та гідроекології

Українське географічне товариство

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

**Періодичний науковий збірник
ТОМ 16**

Київ
2009

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

В.К. Хільчевський, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка
(відповідальний редактор);

В.Я. Антонченко, д-р фіз.-мат. наук, ІТФ НАН України ;

В.П. Гандзюра, д-р біол. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

Є.Д. Гопченко, д-р геогр. наук, Одеський ДЕУ;

П.Я. Кілочицький, д-р біол. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

П.М. Линник, д-р хім. наук, ІГБ НАН України;

О.Г. Ободовський, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

В.І. Осадчий, д-р геогр. наук, УкрНДГМІ МНС України та НАН України;

Т.В. Паршикова, д-р біол. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

В.І. Пелешенко, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

М.І. Ромась, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

В.М. Самойленко, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

С.І. Сніжко, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

В.М. Тімченко, д-р геогр. наук, ІГБ НАН України;

П.Г. Шищенко, д-р геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка;

В.І. Щербак, д-р біол. наук, ІГБ НАН України;

В.М. Якушин, д-р біол. наук, ІГБ НАН України.

В.В. Гребінь, канд. геогр. наук, КНУ ім. Т.Шевченка
(відповідальний секретар).

*Рекомендовано до друку Вченою радою
географічного факультету
Київського національного університету
імені Тараса Шевченка
(16 грудня 2008 р, протокол № 12)*

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія : Наук. збірник / Відп. редактор
В.К. Хільчевський. – 2009. – Том 16. – 220 с.

Hydrology, hydrochemistry and hydroecology : The scientific collection / The
managin editor V.K. Khilchevskiy. – 2009. – Volume 16. – 220 p.

*У збірнику вміщені статті, в яких викладені методичні розробки, а також
результати теоретичних та прикладних гідрологічних, гідрохімічних і гідроекологічних
досліджень, що виконані в різних установах України.*

Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” заснований у 2000 р.
Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. включений до
переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні
науки”.

Адреса редакційної колегії: МСП-680, Київ, проспект Глушкова, 2, Київський
національний університет імені Тараса Шевченка, географічний факультет, кафедра
гідрології та гідроекології.

Телефон: (044) 521-32-29. E-mail – hilchevskiy@univ.kiev.ua

З М І С Т

ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Самойленко В.М.

Моделювання акваторійної межі хвилеприбійного мезогеотону берегової зони водосховищ..... 7

Гребінь В.В., Чорноморець Ю.О.

Використання багатомірного статистичного аналізу для ландшафтно-гідрологічного районування території України..... 21

Дубняк С.С.

Деякі проблеми еколого-гідроморфологічного зонування урбанізованих водойм (на прикладі озера Видубицького в м. Києві)..... 35

ГІДРОЛОГІЯ, ВОДНІ РЕСУРСИ

Ободовський О.Г., Ярошевич О.Є., Коноваленко О.С.,

Розлач З.В., Онищук В.В.

Гідроморфологічна оцінка річок басейну Латориці..... 49

Ромась М.І., Чунарьов О.В., Шевчук І.О., Зацаринна О.Д.

Водоресурсний потенціал р. Горинь та вплив на нього природних та антропогенних чинників..... 64

Кравчинський Р.Л., Хільчевський В.К.

Характеристика водогосподарської діяльності в басейні р. Інгулець..... 72

Тимченко В.М.

Об екологически оптимальном водном режиме Каневского водохранилища в районе Киева..... 82

Кульбіда М.І., Бойко В.М., Петренко Л.В., Савченко Л.І.

Аналіз часового та просторового розподілу опадів, що сформували паводки на річках Карпат у липні 2008 року..... 92

Лук'янець О.І., Сусідко М.М.

Оцінка об'ємів води від опадів у Карпатах під час липневого паводку 2008 року. 99

Гуляєва О.О.

Седиментаційний режим Дністровського водосховища..... 103

Дутко В.О.

Багаторічні характеристики максимальних витрат води дощових паводків річок басейну Західного Бугу (в межах України)..... 108

Манівчук В.М.

Розвиток мережі гідрометеорологічних спостережень в українській частині басейну Тиси..... 114

Костенюк Л. В.

Морфодинамічні типи русла ріки Чорний Черемош..... 120

ГІДРОХІМІЯ, ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Линник П.М., Жежеря В.А.

Співіснуючі форми алюмінію у поверхневих водоймах..... 130

Зубенко И.Б.

Формы миграции хрома в озере Вербном..... 137

Клоченко П.Д., Горбунова З.Н. Вітовецька Т.В. Білоус О.П.

Неорганічні сполуки азоту та фосфору у притоках р. Південний Буг..... 140

Боднарчук Т.В.

Дослідження стійких органічних забруднювачів у басейнах річок Західний Буг та Сан..... 144

Васильчук Т.О., Осипенко В.П.

Вплив абіотичних чинників на формування розчинених органічних речовин озера Вербоного.....	153
--	-----

ГІДРОЕКОЛОГІЯ, ГІДРОБІОЛОГІЯ

Щербак В.І., Майстрова Н.В.

Структурні показники фітопланктону як елементи якості для оцінки екологічного стану транскордонних ділянок Київського водосховища.....	159
--	-----

Карпова Г.А., Новоселова Т.Н.

Негативные изменения растительного компонента в местах чрезмерной рекреационной нагрузки озера Свитязь.....	165
---	-----

Морозова А.А.

К вопросу о возникновении анаэробных зон и их влиянии на качество воды озерных экосистем урбанизированных территорий.....	169
---	-----

Сакевич О.Й., Усенко О.М.

Зміна фотосинтетичної активності прісноводних водоростей за дії на них фосфорвмісних гербіцидів.....	178
--	-----

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Бейдик О.О.

Гідрологічна складова світових рекреаційно-туристських ресурсів.....	184
--	-----

Гордєєв А.Ю.

Карти-порталани в історико-топонімічних дослідженнях (на прикладі острова Зміїний).....	189
---	-----

Філоненко Ю.М., Філоненко І.М., Слюта В.Б., Комлев О.О.

Вплив меліоративних каналів і водойм, споруджених у басейні річки Удай, на розвиток ерозії та особливості протікання суфозії.....	194
---	-----

Доманська М.

Саморегуляційна здатність ґрунтів з великим вмістом карбонату кальцію в басейні постгляціального озера.....	199
---	-----

Абу Фарах Юсеф Абдулахман

Геоинформационные основы картографирования рекреационных ресурсов Иордании.....	207
---	-----

НАУКОВІ ПОВІДОМЛЕННЯ

Вишневський В.І., Серета І.В.

Деякі аспекти гідрохімічного режиму нижньої течії Прип'яті.....	213
---	-----

Вийшли з друку.....	217
---------------------	-----

CONTENTS

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF THE INVESTIGATION

Samoylenko V.M.

Simulation of offshore water boundary of wave-cut meso-geotone of reservoirs coastal zone..... 7

Grebin' V.V., Chornomorets Y.O.

Usage of multidimensional statistic analysis for landscape-hydrology zoning of the territory of Ukraine..... 21

Dubnyak S.S.

Some problems of ecohydromorphological zoning of urbanized water bodies (on an example of the lake Vydubyske in Kiev)..... 39

HYDROLOGY, WATER RESOURCES

Obodovskiy O., Iaroshevich O., Konovalenko O., Rozlach Z., Onyschuk V.

Hydromorphological assessment of Latorica basin rivers..... 49

Romas N.I., Chunareov O.V., Shevchuk I.A., Zatsarinna O.D.

Vodoresursnyy potential Goryn' and influence on him of natural and anthropogenic factors..... 64

Kravchinsky R., Khilchevsky V.,

The estimation of water economic activity in Ingulets river basine..... 72

Timchenko V.M.

Ecologically optimal water regime for Kanev Reservoir in Kiev area..... 82

Kulbida M., Boyko V., Petrenko L., Savchenko L.

The analysis of time and spatial distribution of the precipitations which have generated floods on the rivers of Carpathian Mountains in July, 2008..... 92

Luk'yanets O.I., Sosyedko M.M.

Estimation of water volumes from precipitation in the Carpathians during the floods in July 2008..... 99

Huliaieva O.A.

The sedimentation regime of the Dniester reservoir..... 103

Dutko V.O.

Long-term characteristics of the maximum water discharges of rain floods of the rivers of Western Bug basin (on the territory of Ukraine)..... 108

Manyvchuk V.

Development of a hydrometeorological supervision network in Tisza Basin..... 114

Kostenyuk L.V.

Morfodinamichalle types of the river bed Chorny Cheremosh..... 120

HYDROCHEMISTRY, HYDROECOLOGY

Linnik P.N., Zhezherja V.A.

Coexisting forms of aluminium in surface water bodies..... 130

Zubenko I.B.

Forms of chromium migration in the Verbne lake..... 137

Klochenko P.D., Gorbunova Z.N., Vitovetskaya T.V., Belous E.P.

Inorganic compounds of nitrogen and phosphorus in tributaries of the Southern Bug... 140

Bodnarchuk T.

Analysis of chemicals and other organic pollutants in the river basins of Western Bug and San..... 144

Vasylchuk T.O., Osypenko V.P.

The influence of the abiotic factors on the formation of dissolved organic substances in the Verbne lake..... 153

HYDROECOLOGY, HYDROBIOLOGY

Scherbak V.I., Maystrova N.V.

Phytoplankton structural characteristics as quality elements for assessment of the Kyiv water reservoir transboundary sections' ecological state..... **159**

Karpova G.A., Novosolova T.M.

The negative changes of the plant component in locations of the excessive recreational load of the Svityaz lake..... **165**

Morozova A.A.

To the question about the origin of anaerobic areas and their influence on quality of water of Lake's ecosystems of the urbanized territories..... **169**

Sakevych O.I., Usenko O.M.

Changes in the photosynthetic activity of freshwater algae under the influence of phosphorus bearing herbicides..... **178**

GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROECOLOGICAL RESEARCH

Beydyk O.O.

The hydrological component of world tourist-recreational resources..... **184**

Gordyeyev A.Y.

Portolan-maps in historical toponymical researches (on the example of Island Snake)..... **189**

Filonenko J.M., Filonenko I.M., Sluta W.B., Komlev O.O.

Influence of reclamation channels and reservoirs which were created in drainage-basin of river Udaj on development of erosion and peculiarities of performance of suffusion..... **194**

Domanska M.

Self-regulation abilities of soils rich in calcium carbonate in the post-glacial lake catchment..... **199**

Abu Farash Yusef Abdulakhman

Geoinformation bases of mapping of recreational resources of Jordan..... **207**

SCIENTIFIC REPORTS

Vishnevskyi V.I., Sereda I.V.

Hydrochemical regime of the low Pripjat river..... **213**

Come of the press..... 217

УДК 519.2:[911.2+504] (075.8)

МОДЕЛЮВАННЯ АКВАТОРІЙНОЇ МЕЖІ ХВИЛЕПРИБІЙНОГО МЕЗОГЕОТОНУ БЕРЕГОВОЇ ЗОНИ ВОДОСХОВИЩ

Самойленко В.М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Стан проблеми. У низці наших попередніх публікацій [1–7] обґрунтовано і розроблено засади модельної ідентифікації геосистем берегової зони великих рівнинних водосховищ для оптимізації природокористування, водо- і берегоохоронних рішень в цій зоні та поліпшення її стану. Методика містить три взаємопов'язані складники, а саме алгоритмічні схеми та критерії геотонного структурування, хоричного структурування і геоecологічно-функціонального районування берегової зони. Викладені у зазначених працях підходи до комплексного триєдиного процесу ідентифікації берегових геосистем доцільно також доповнити обґрунтуванням способів чисельного вирішення певних модельних задач, вельми специфічних, але дуже важливих за змістом для основного об'єкта моделювання – берегової зони як макрогеотону – через "приуроченість" цих задач до відтворення особливостей і компонентів найбільш складного для моделювання мезополя цього макрогеотону – мезополя еволюційного структуроутворення, яке реалізується насамперед у хвилеприбійному та прибережному мезогеотонах. Серед таких задач особливе місце посідає задача моделювання акваторійної берегової каркасної межі хвилеприбійного мезогеотону, яка досить часто за "неускладнених" умов [1, 2, 7] править загалом за межу між буферною геосистемою берегової зони та мезогеосистемою ложа та водних мас водосховища. Вирішення цієї задачі має початково базуватися на типізації зазначеної межі за класифікаційними ознаками, викладеними нами у [6], а також передбачати дослідження особливостей головних речовинно-енергетичних потоків, передусім хвиле-енергетичних, які трансформуються у межі, що і визначає своєрідність її структурно-функціональної організації та місцезнаходження у береговій зоні в цілому. Саме таким аспектам і присвячене дане дослідження, основні логіко-аналітичні побудови та модельні здобутки якого викладаються далі.

Основні результати. Для вирішення поставленої задачі передусім слід визначитись з конкретним **об'єктом моделювання**, зважаючи на положення наших попередніх праць. Отже, як вже зазначалося, акваторійна межа хвилеприбійного мезогеотону, яку можна ототожнити з т.зв. підзоною першого обрушування хвиль (див. детальніше [10, 12]), чисельно моделюється за розрахунковими елементами трансформування хвиль біля берегу, у т.ч. насамперед за певними коливаннями позиції розрахункової

критичної (для обривування хвиль) глибини у хвилеприбійному мезогеотоні, що у цілому і є відображенням специфіки формування тут відповідних хвиле-енергетичних, течієвих та інших, пов'язаних з ними потоків (седименто-міграційних тощо). Згадуючи, що останній мезогеотон, передусім в умовах домінування абразійно-берегових типів процесів (див. [5, 7]) а отже для озерної області водосховища, диференціюється на гідрогенний модуль водної маси та морфогенний або морфоседиментогенний модуль забережного укусу (який, у свою чергу, можна розглядати як елемент хоричної структури берегової зони – берегову ландшафтну смугу чи їхній набір [5]) правомірно зазначити таке.

По-перше, варіації місцезнаходження акваторійної межі хвилеприбійного мезогеотону будуть остаточно маркуватися саме стосовно забережного укусу як основного "позиційного субстрату" цього мезогеотону у цілому, але таке маркування буде зумовлене модельними рішеннями щодо "межотворних" параметрів (певних модельних висот хвиль і відповідних глибин їхнього обривування) гідрогенного модуля. По-друге, основний об'єкт моделювання даної задачі, з огляду на всі щойно викладені засновки, буде надалі змістовно називатися *"укісна межа першообривування хвиль"* або *"першообривувальна укісна межа"* чи просто *"першообривувальна межа"* з додаванням (див. розвідки наступного тексту) ад'єктиву "мікрогеотонна" або інших визначальних атрибутів такої межі.

Доцільно виконати **типізацію об'єкта моделювання** даної статті як берегової каркасної межі за класифікаційними критеріями, викладеними у [6]. Отже, укісна межа першообривування хвиль за гіперкласом є природно-антропогенною з огляду як на особливості створення та експлуатації водосховища загалом, так і на приуроченість цієї межі до забережного укусу, який, до того ж, може мати "суто" штучне походження. За гіперпідкласом зазначена межа є акваторійною (внутрішньою для того ж укусу і т.ін.), зважаючи на критеріальне положення у розрахунковій системі координат ([2, 3]), а проте не забуваючи при цьому про різну за тривалістю та повторюваністю, в залежності від режиму регулювання стоку, належність укісної межі до специфічної гіперпідзони осушування, коли ця межа на певний час стає фактично "суто теральною" геосистемою.

Першообривувальна укісна межа за класом є поліфункціональною, позаяк за головним її змістом досить часто править загалом за межу берегового макрогеотону (у інших випадках – за межу хвилеприбійної та інфра-аква-теральної підзон тощо), але до того ж розділяє і позиційно-динамічні структури – наприклад, ті ж відповідні сусідні смуги укусу і ложа водосховища, у т.ч. щодо останніх як таксонів геоекологічно-функціонального районування. При цьому для відмілих берегів визначення місцезнаходження першообривувальної межі у якості геотонної є вихідним для визначення як відповідної їй позиційно-динамічної межі, так і, зрозуміло, адекватних меж таксонів районування. Для приглубих же берегів з чітко вираженим зовнішнім краєм забережного укусу саме позиційно-

динамічне (морфологічне) визначення місцезнаходження першообрушувальної межі може передувати її маркуванню в якості геотонної. Через щойно викладене, першообрушувальна межа за підкласом є, вочевидь, структуро-розподільною та, до того ж, мезотранзитною, бо оконтурює лише забережні укоси озерної області водосховища.

Комплексність присутня і у процесно-модульному генезисі межі, що розглядається, як ознаці групи меж за класифікацією. Таким чином першообрушувальна межа є гетерогенною, причім може бути кваліфікована як гідроморфоседиментогенна і вже за підгрупою – забережного укосу. В окремих випадках (для приглубих берегів) досліджувану межу можна ідентифікувати і як морфогенну (за групою) та бровочну (за підгрупою).

Укісна межа першообрушування хвиль є поперечно-поліморфною за типом, позаяк являє собою передусім буферно-смугову межу, а проте з ідентифікованими у її складі квазілінійними межами, причім як *кордонними*, що обмежують цю межу, так і *усередненою*, а також вельми специфічною розрахунково-модельною межею (див. наступний текст і рис.1). При цьому такі квазілінійні межі, вже за підтипом, є, зрозуміло, неавтономними, а першообрушувальна межа у цілому як домінантно буферно-смугова уособлює типову мікрогеотонну межу, бо має власні унікальні атрибути, відмінні від атрибутів геосистем, які вона розділяє.

Належність першообрушувальної межі до мембранної (комплексної) за категорією зумовлена тим, що вона є комбінацією, як правило, трьох симплексних категорій меж, а саме контактних, бар'єрно-переборних та бар'єрно-непереборних, що стосується, зрозуміло, різних типів речовинно-енергетичних потоків і деталізується вже в ознаках підкатегорії першого та другого рівня [6]. Так, мікрогеотонна першообрушувальна межа є, по-перше, контактено-генераційною, позаяк "з неї" індукуються у бік берега ті ж нові за змістом для сусідніх геосистем певні вздовжберегові течії; по-друге, бар'єрно-переборною трансформаційно-градієнтною за рахунок перетворення з істотним зменшенням потенціалу вітро-хвильової енергії, що "прямує" з глибоководь до берегової лінії; по-третє, бар'єрно-непереборно-накопичувальною наносопотоковою, оскільки обмежує у бік акваторії поперечне до берега або вздовжберегове переміщення укосотворних (відмілинотворних) наносів. При цьому у якості трансформаційно-градієнтної досліджувана укісна межа є до того ж хвиле-енерго-дисипаційною (за другорівневою підкатегорією). Це дозволяє запровадити *субзадачу* відшукування параметрів не тільки усередненої, а й модельно-розрахункової квазілінійної межі (у складі мікрогеотонної першообрушувальної) як специфічної *енергетично-еквівалентної межі* (за певними параметрами, енергетично еквівалентними усьому спектру розподілу хвиль та їхніх систем у розрахунковому штормі, див. далі).

Укісна межа першообрушування хвиль як у цілому, так і особливо за її компонентами на рівні розряду класифікації меж може бути типізована наступним чином. Цю межу з її складниками загалом можна кваліфікувати як аналого-розрахункову, позаяк місцезнаходження її чи її певних елементів

може відстежуватися фактографічно (візуально, на хвилемірних станціях, шляхом промірів глибин тощо), що, а проте, як правило, не дає змогу безпосередньо визначити змістовне навантаження цих елементів для процесу диференціації берегової зони [6]. При цьому квазілінійна усереднена та енергетично-еквівалентна межі досліджуваної укисної межі, зрозуміло, є розрахунково-модельними за розрядом внаслідок відповідного отримання їхньої позиції за певними модельними глибинами, що стосується у більшості випадків і кордонних меж (див. наступний текст). За іншими ознаками розряду першообрушувальна укисна межа є суцільно-оконтурювальною поздовжньою до берега та неперервною (зрозуміло, в межах забережного укусу, до якого вона приурочена). Крім того, ця межа відзначається спільномодульним сусідством геосистем, які вона відокремлює, не забуваючи при цьому, що таких модулів є декілька (див. попередній текст).

Застосовуючи критерії вирізнення підрозряду каркасних меж, слід зазначити, що такий складник досліджуваної межі, як її внутрішня (у бік акваторії) кордонна межа може бути морфологічно невираженою, що стосується відмілих берегів, або морфологічно середньовираженою – для приглубих берегів у вигляді "аква-теральної бровки" забережного укусу (відмілини).

Типізуючи хорологічно-динамічний аспект ознак виду каркасних меж стосовно компонентів першообрушувальної межі як аналого-розрахункової за розрядом, доцільно віднести ці компоненти в умових відсутності односпрямованих деформацій забережного укусу [3] до квазінезмінних меж з огляду на відносну незмінність при заданому рівні води відстаней від берегової лінії до розрахунково-модельних позицій квазілінійних усередненої, енергетично-еквівалентної та кордонних меж досліджуваної мікрогеотонної межі. В умових же односпрямованих деформацій укусу, при його формуванні загалом як морфоседиментогенного модуля хвилеприбійного мезогеотону, аналого-розрахункові компоненти останньої межі слід вже кваліфікувати як змінно-флуктивні, односпрямовані та згасливі за зміною їхньої позиції, коли ці компоненти спадно за інтенсивністю "пересувають" своє місцезнаходження у бік акваторії, збільшуючи до того ж і також спадно загальну ширину першообрушувальної межі. Крім цього, зважаючи на коливання експлуатаційних рівнів водосховища, особливо за умов змінного за багатоліття експлуатаційно-рівневого режиму, кордонні та інші зазначені межі першообрушувальної межі, але вже у фактографічному їх вираженні, досить часто можна віднести до різноспрямованих ритмічних меж, тобто тих, що повторюють свою близьку за координатами, але неоднакову позицію за різний період часу.

Стадія або етап розвитку берегового укусу (як відображення стадіальності розвитку берегової зони загалом), а також вид регулювання стоку водосховищем визначають і підвид першообрушувальної межі, коли за умов відсутності односпрямованих деформацій ця межа може

відзначатись сезонною, внутрішньорічною і т.ін. зміною/мінливістю місцезнаходження, а за умов односпрямованих деформацій домінуватиме еволюційно-сукцесійна зміна/мінливість позиції межі. Щойно перелічені чинники, зважаючи і на розряд та підрозряд межі, що досліджується, зумовлюють і міру її часової неперервності існування, тобто її класифікаційний варіант, коли ця межа як аналого-розрахункова є, зрозуміло, неперервно-часовою, у т.ч. за наявності морфологічно вираженої акваторійної кордонної межі, а як набір фактографічних меж та при відсутності морфологічного прояву – перервно-часовою.

Окремо і додатково слід зазначити з методичних позицій подальшого моделювання, що існуючі способи [10] визначення ймовірності перевищення висот хвиль гідрогенного модуля хвилеприбійного мезогеотону у двох часових аспектах – у системі (групі) і у режимі (за ймовірністю перевищення розрахункового шторму) – недостатньо повно, на наш погляд, відображають варіабельність хвилювання в першообрушувальній межі та ймовірність сполучень числових параметрів висот хвиль і динамічної поверхні морфогенного або морфоседиментогенного модуля забережного укусу, з якою взаємодіє хвильовий потік.

Таким чином, викладені вище положення та результати типізації мікрогеотонної першообрушувальної укисної межі дозволяють безпосередньо перейти до **вирішення поставленої задачі** її моделювання з проведенням необхідних аналітичних досліджень (із залученням фактографічних даних) закономірностей розподілу висот хвиль та відповідних їм глибин стосовно головного об'єкта моделювання, що власне і дозволяє маркувати всі необхідні його межі-компоненти згідно з вищенаведеними засновками. А отже, для аналізу та подальших висновків були використані наступні показники та міркування.

1. Розподіл відносних висот хвиль у хвилеприбійній підзоні, у т.ч. на "акваторійному початку" першообрушувальної межі, достатньо добре описується функцією розподілу (ймовірностей перевищення) Б.Глуховського [8], а саме

$$P_{ex}(K_h) = \exp \left[- \left\{ (\pi/4) \cdot (1 + H^*/(2\pi))^{0,5} \right\} \cdot (K_h)^Z \right], \quad (1)$$

де K_h – модульні коефіцієнти висот хвиль; $z = 2/(1 - H^*)$, $H^* = h^*/H$, де h^* – середня висота хвиль, H – відповідна глибина.

Перепишемо (1) у вигляді

$$K_h = \left\{ -2,93 \cdot (1 + 0,4H^*) \cdot \lg P_{ex}(K_h) \right\}^{1/Z}. \quad (2)$$

Для першообрушувальної межі (точніше її акваторійної кордонної межі або лінії першого обрушування розрахункової хвилі на межі між другою та третьою хвильовими зонами за термінологією [9])

$$K_{hcr} = h_{cr,c}/h_c^* = 1,38 \cdot \left\{ \lg P_{ex}(K_{hcr}) \right\}^{0,25}, \quad (3)$$

де K_{hcr} – модульний коефіцієнт $h_{cr,c}$, критичної висоти розрахункової хвилі за лінією її першого обрушування у розрахунковому штормі ($h_{cr,c}$ може задаватися за [9] або іншим способом, див. [11] і далі); h_{cr}^* – середня висота хвилі у розрахунковій системі з $h_{cr,c}$.

При цьому виконуються наступні співвідношення

$$h_c^* = 0,5 \cdot H_{cr,c}, \quad (4)$$

$$h^{**} = 0,5 \cdot H_{cr}(t)^* , \quad (5)$$

де $H_{cr,c}$ – критична глибина води за лінією першого обрушування розрахункової хвилі з $h_{cr,c}$; h^{**} – середня h^* у розрахунковому штормі (середня з середніх у наборі систем шторму); $H_{cr}(t)^*$ – середня H_{cr} у розрахунковому штормі, яка власне і маркує позицію квазілінійної усередненої межі (рис. 1).

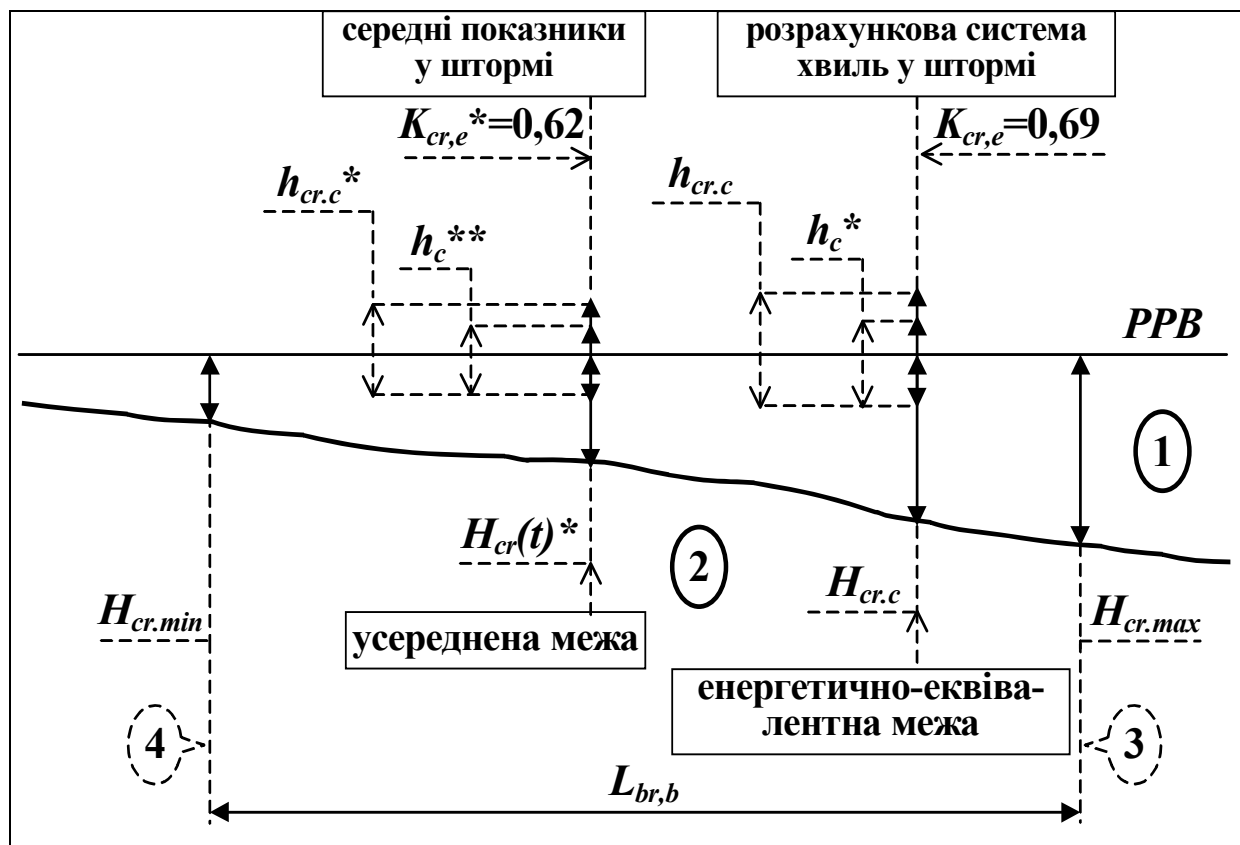


Рис. 1. Схема-модель першообрушувальної укісної межі відмілого берега
 1 – гідрогенний модуль; 2 – морфоседиментогенний модуль; 3 – внутрішня (акваторійна) кордонна межа; 4 – зовнішня кордонна межа; PPB – розрахунковий рівень води; інші позначення – за текстом.

2. Використання показників h^{**} , $H_{cr}(t)^*$ та супутніх до них, що наводяться далі, зумовлено зробленою нами спробою розгляду усього набору систем хвиль розрахункового шторму за всією шириною берегової каркасної першообрушувальної укїсної межї ($L_{br,b}$). Відповідно, крім K_{hcr} цієї окремої (розрахункової) системи хвиль, необхідно використовувати ще й відношення (модульні коефіцієнти K_{Khcr}) певних висот хвиль кожної системи до усереднених їхніх показників за увесь шторм, тобто оцінити розподіл у штормі першообрушувальних у кожній системі хвиль. Для цього використаємо такі показники і співвідношення, як

$$K_{Khcr} = K_{hcr}/K_{hcr}^* = h_{cr,c}/(h_c^* \cdot K_{hcr}^*) , \quad (6)$$

де K_{hcr}^* – середній із K_{Khcr} у штормі.

Для відшукування функції розподілу K_{Khcr} було залучено хвилюграмні записи набору довільно обраних штормів [10] та проведено відповідну апроксимацію фактографічних даних згідно з принципами, викладеними у наших працях [12]. У результаті розподіл (ймовірностей перевищення, у %) K_{Khcr} у штормі має вигляд ($z = 8$ за структурою (1))

$$P_{ex}(K_{Khcr}) = 100 \cdot \exp[-0,60 (K_{Khcr})^8] , \quad (7)$$

або

$$K_{Khcr} = 1,18 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{Khcr})\}^{0,125} . \quad (8)$$

Згідно із загальностохастичними закономірностями (див. нашу працю [12]) виведемо ще кілька допоміжних співвідношень, а саме

$$h^{**} \cdot K_{hcr}^* = h_{cr}^* , K_{hcr}^* = h_{cr}^*/h^{**} , \quad (9)$$

де h_{cr}^* – середня h_{cr} у розрахунковому штормі;

$$K_{h^*} = h_c^*/h^{**} , \quad (10)$$

$$K_{hcr}^* = h_{cr}^* \cdot K_{h^*}/h_c^* , \quad (11)$$

$$\begin{aligned} K_{Khcr} &= h_{cr,c} \cdot h_c^*/(h_c^* \cdot h_{cr}^* \cdot K_{h^*}) = h_{cr,c}/(h_{cr}^* \cdot K_{h^*}) , \\ h_{cr,c} &= h_{cr}^* \cdot K_{Khcr} \cdot K_{h^*} , \end{aligned} \quad (12)$$

$$K_{Hcr} = H_{cr,c}/H_{cr}(t)^* = 2h_c^*/2h^{**} = K_{h^*} , \quad (13)$$

де $H_{cr}(t)^*$ – середня H_{cr} у штормі;

$$\begin{aligned} H_{cr}(t)^* &= H_{cr,c}/K_{h^*} = H_{cr} \cdot h_{cr}^*/(h_c^* \cdot K_{hcr}^*) , \\ h_{cr}^*/H_{cr}(t)^* &= 0,5 \cdot K_{hcr}^* , \end{aligned} \quad (14)$$

$$h_{cr}^*/H_{cr,c} = 0,5 \cdot K_{hcr}^*/K_{h^*} = 0,5 \cdot K_{hcr}^*/K_{Hcr} , \quad (15)$$

$$K_{hcr}^* = h_{cr,c}/h_{cr}^* = K_{Khcr} \cdot K_{h^*} , \quad (16)$$

$$K_{cr} = h_{cr,c}/H_{cr,c} = H_{cr}(t)^*/H_{cr,c} , \quad (17)$$

де K_{cr} – так званий індекс (першого) обрушування;

$$K_{Kcr} = K_{cr}/K_{cr}^* = K_{hcr}^1/K_{h^*} = K_{Khcr} \cdot K_{h^*}/K_{h^*} = K_{Khcr}, \quad (18)$$

де K_{cr}^* – середній K_{cr} у штормі;

$$\begin{aligned} H_{cr,c} &= 2 \cdot h_{cr}^* \cdot K_{h^*}/K_{hcr}^* = 2 \cdot h_{cr,c} \cdot h_{cr}^*/(h_{cr}^* \cdot K_{Khcr} \cdot K_{hcr}^*) = \\ &= 2 \cdot h_{cr,c}/(K_{hcr}^* \cdot K_{Khcr}) \end{aligned} \quad (19)$$

3. Використовуючи допоміжні співвідношення (9)-(19), перейдемо безпосередньо до визначення принципових складників *схеми-моделі першообрушувальної укисної межі* за співвідношеннями розрахункових висот хвиль та глибин у її гідрогенному модулі (див. рис.1), присвоївши надалі абсолютним параметрам залежностей (1)-(19) символ "с" (розрахункові) (або зберігши його), а визначеним відносним – "е" ("еквівалентні").

При цьому завдання полягає у відшуванні числових значень певних, щойно згаданих параметрів, які дозволяють визначати розрахункові критерії руйнування хвиль та значення "характерних" висот і глибин, найбільшою мірою еквівалентних взаємодії всього спектра хвиль з рухомим дном (поверхнею морфоседиментогенного модуля забережного укусу), тобто моделювати так звані профілетворні [11] показники хвилювання і відповідних глибин у розрахунковому штормі, а отже, наслідково, шукане місцезнаходження головних квазілінійних розрахунково-модельних складників мікрогеотонної першообрушувальної межі – її усередненої та енергетично-еквівалентної межі, а далі – і її кордонних меж.

4. Перепишемо формулу (19) у вигляді

$$H_{cr,c} = 2 \cdot h_{cr,c}/(K_{hcr,e}^* \cdot K_{Khcr,e}). \quad (20)$$

Еквівалентне значення $K_{hcr,e}^*$ знайдемо, використовуючи отримані у наших працях [11, 12] закономірності стохастичної структури геопараметрів стану ([7]) берегової зони, насамперед подавання автокореляційної функції критичної глибини $H_{cr} - r_{Hcr}(\tau)$ у спектральній формі, тобто у вигляді функції унормованої спектральної щільності $s_{Hcr}(\omega_\tau)$. Максимум останньої (після відповідних розрахунків, [11, 10]) відповідає "еквівалентній" імовірності перевищення $P_{ex,e,Hcr} = 0,039$ (або 3,9%). Згідно з (6), (3) і (8) функція розподілу K_{hcr}^* визначиться як

$$\begin{aligned} K_{hcr}^* &= K_{hcr}/K_{Khcr} = 1,38 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{hcr})\}^{0,25} / \{1,18 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{Khcr})\}^{0,125}\} \approx \\ &\approx 1,18 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{hcr}^*)\}^{0,125}, \end{aligned} \quad (21)$$

тобто схеми розподілу K_{hcr}^* та K_{Khcr} є практично єдиними. Підставляючи значення $P_{ex}(K_{hcr}^*) = P_{ex,e,Hcr}$ у (21), отримуємо значення $K_{hcr,e}^* = 1,23$.

За такими ж принципами, але з використанням функції спектральної щільності ширини надводної частини забережного укусу $s_b(\omega_l)$ (див. [3, 10, 11]), як "кінцевого приймача" дисипованої у першообрушувальній межі хвильової енергії (зважаючи на механізм т.зв. просторового трансформувального ефекту забережної відмілини (укусу), характеристика якого досліджена нами у [11]), було відповідно параметризовано і $K_{Khcr,e}$ з

(20). А саме, позаяк максимум спектра $s_b(\omega_l)$ відповідає "еквівалентній" імовірності перевищення $P_{ex,e,b} = 0,228$ (або 22,8%), то, підставляючи значення $P(K_{Khr}) = P_{ex,e,b}$ у (7), отримуємо $K_{Khr,e} = 1,12$.

Підставляючи параметризовані вищезазначеним чином значення $K_{hcr,e}^*$ і $K_{Khr,e}$ у (20), можна записати, що

$$H_{cr,c} = 2 \cdot h_{cr,c} / (1,23 \cdot 1,12) = 1,45 \cdot h_{cr,c}, \quad (22)$$

або (див. рис.)

$$h_{cr,c} = 0,69 H_{cr,c}, \quad K_{cr,e} = 0,69. \quad (23)$$

5. Використовуючи отримані значення, визначаємо всю розрахункову схему розподілу висот хвиль у штормі

$$K_{cr,e}^* = K_{cr,e} / K_{Khr,e} = K_{cr,e} / K_{Khr,e} = 0,69 / 1,12 = 0,62, \quad (24)$$

$$K_{hcr,e} = K_{hcr,e}^* \cdot K_{Khr,e} = 1,23 \cdot 1,12 = 1,38. \quad (25)$$

Зважаючи на єдині параметри розподілу та відповідні ймовірності перевищення,

$$K_{cr,e} = h_{cr,c} / H_{cr,c} = h_c^{**} / h_c^* = 1 / K_{h^*,e} = 0,5 \cdot K_{hcr,e}, \quad (26)$$

$$K_{h^*,e} = K_{Hcr,e} = 1,45, \quad (27)$$

$$K_{hcr,e}^1 = K_{Khr,e} \cdot K_{h^*,e} = 1,12 \cdot 1,45 = 1,62, \quad (28)$$

а розподіл K_{hcr}^1

$$\begin{aligned} K_{hcr}^1 &= K_{Khr} \cdot K_{h^*} = 1,38 \cdot 1,18 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{Khr})\}^{0,25} \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{h^*})\}^{0,125} = \\ &= 1,62 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{hcr}^1)\}^{0,375}, \quad \{z = 2, (6)\}, \end{aligned} \quad (29)$$

$$H_{cr}(t)^* = 1,45 \cdot H_{cr,c} = h_{cr,c}. \quad (30)$$

Синтезуючи всі вищенаведені залежності, у підсумку отримуємо **генералізований (першорівневий) варіант схеми-моделі першообрушувальної укісної межі**, який відтворює співвідношення розрахункових висот хвиль та глибин у її гідрогеономому модулі, а отже і квазілінійне розрахунково-модельне місцезнаходження її усередненої межі (за позицією $H_{cr}(t)^*$) та енергетично-еквівалентної межі (за позицією $H_{cr,c}$) (див. рис.), тобто

$$H_{cr}(t)^* = h_{cr,c} = 1,38 \cdot h_c^* = 1,62 \cdot h_{cr,c}^* = 2 \cdot h_c^{**}, \quad (31)$$

$$H_{cr,c} = 1,45 \cdot H_{cr}(t)^* = 1,45 \cdot h_{cr,c} = 2 \cdot h_c^* = 2,35 \cdot h_{cr,c}^* = 2,9 \cdot h_c^{**}, \quad (32)$$

$$K_{cr,e} = h_{cr,c} / H_{cr,c} = H_{cr}(t)^* / H_{cr,c} = 0,69. \quad (33)$$

Зведені показники розподілу та розрахункових значень схеми-моделі (31-33), зважаючи на формули (1-30) та рис., наведено у табл. 1.

Таблиця 1. Зведені показники розподілу висот хвиль, їхніх систем і глибин та модульні коефіцієнти відповідних енергетично еквівалентних значень цих параметрів у першообрешувальній укісній межі для розрахункового шторму

Вид розподілу	z	Характеристика розподілу	Імовірність перевищення і значення "еквівалентних" K
$K_{hcr} = h_{cr,c}/h_{cr}^* = 1,62 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{hcr})\}^{0,375}$	2,(6)	Розподіл відношення набору h_{cr} до h_{cr} , середнього за весь шторм	$K_{hcr,e} = K_{hcr,10\%} = 1,62$
$K_{Hcr} = H_{cr,c}/H_{cr}(t)^* = K_{h^*} = h^*/h^{**} = 1,38 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{Hcr})\}^{0,25}$	4	Розподіл відношення H_{cr} до їхнього середнього у штормі та набору середніх в системах висот хвиль до їхнього середнього за шторм	$K_{Hcr,e} = K_{h^*,e} = K_{Hcr,5\%} = K_{h^*,5\%} = 1,45$
$K_{hcr} = h_{cr}/h^* = 1,38 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{hcr})\}^{0,25}$	4	Розподіл відношення h_{cr} до їхнього середнього в розрахунковій системі	$K_{hcr,e} = K_{hcr,10\%} = 1,38$
$K_{hcr}^* = h_{cr}^*/h^{**} = K_{hcr}/K_{hcr}^* = 1,18 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{hcr}^*)\}^{0,125}$	8	Розподіл відношення набору середніх h_{cr} до їхнього середнього за шторм	$K_{hcr,e}^* = K_{hcr,5\%}^* = 1,23$
$K_{K_{hcr}} = K_{hcr}/K_{hcr}^* = K_{Kcr} = K_{cr}/K_{cr}^* = 1,18 \cdot \{-\lg P_{ex}(K_{K_{hcr}})\}^{0,125}$	8	Розподіл відношення набору K_{hcr} до їхнього середнього у штормі та набору індексів обрушування до середнього індексу за шторм	$K_{K_{hcr},e} = K_{Kcr,e} = K_{K_{hcr},23\%} = K_{Kcr,23\%} = 1,12$

Важливими *проміжними висновками* з щойно наведених модельних результатів, є те, що, по-перше, індекс першого обрушування розрахункової хвилі, який енергетично еквівалентний усьому спектру розподілу хвиль та їхніх систем у розрахунковому штормі та маркує положення енергетично-еквівалентної межі (у складі мікрогеотонної першообрешувальної, див. рис.), має ймовірність перевищення 23% у групі індексів першого обрушування за весь період розрахункового шторму. По-друге, вже на цьому рівні схеми-моделі можна, використовуючи як вихідний другий розподіл таблиці і заданий (фактографічний або змодельований за [3]) профіль, визначати розрахункове положення кордонних меж першообрешувальної межі (зовнішньої, $H_{cr,min,Pex}$ та внутрішньої (акваторійної), $H_{cr,max,Pex}$), а отже і ширини першообрешувальної укісної межі L_{br} , за похідною для цього розподілу моделлю:

$$H_{cr,max(min)} = 1,38 \cdot H_{cr}(t)^* \cdot \{-\lg P_{ex}(H_{cr,max(min)})\}^{0,25}, \quad (34)$$

де $P_{ex}(H_{cr,max(min)})$ – екстремальні ймовірності перевищення, що можуть бути відповідним чином задані, зважаючи на типологію першообрешувальної межі (див. попередній текст) та стадію (етап) формування забережного укусу (див. [11, 7] тощо).

Отримана генералізована схема-модель першообрушувальної укісної межі (31-33) є узагальненим варіантом відображення властивостей речовинно-енергетичних потоків у цій мікrojeотонній межі. Така схема-модель базується головним чином на використанні перших моментів розподілу показників хвиле-енерго-дисипаційних потоків у гідрогенному модулі першообрушувальній межі і, незважаючи на можливість самостійного застосування для моделювання особливостей трансформації зазначених потоків і позиції укісної межі, що досліджується, детально не враховує специфіку певних важливих характеристик морфоседиментогенного модуля забережного укусу, таких як варіабельність критичної глибини H_{cr} , гранулометричний склад матеріалу, міру підготовленості поверхні до дисипації енергії та похил укусу і часові, різні за проявом коливання цього похилу (як у штормі, так і за більш тривалий період) тощо. Для зважання на такі характеристики було розроблено ще **два додаткові рівні (варіанти) схеми-моделі першообрушувальної межі** (при цьому використовувалися імовірнісні закономірності, отримані нами, у т.ч. у [11, 10, 3]).

На **першому з додаткових модельних рівнів** було додано параметр наслідкової варіабельності хвиле-енергетичних потоків шторму, який відображає коливання ширини першообрушувальної межі L_{br} (див. рис.), що чисельно можна ідентифікувати за мінливістю глибин H_{cr} першообрушувальних хвиль, яка, за певного поєднання з параметрами профілю забережного укусу, визначатиме коливання відстані між кордонними першообрушувальними межами. Тому було використано параметр $C_v(H_{cr}(l))$ – значення функції коефіцієнта варіації H_{cr} у штормі – і, зважаючи на вже отримані залежності (див. табл.1, структуру моделей у [3, 2] тощо), подано модель "еквівалентного" індексу обрушування у вигляді

$$K_{cr,e} = h_{cr,c}/H_{cr,c} = h_{cr,c}/\{ \{ C_v(H_{cr}(l)) \cdot \Phi(H_{cr}(l))_{5\%} + 1 \} \cdot h_{cr,c} \} \} = 1/\{ C_v(H_{cr}(l)) \cdot \Phi(H_{cr}(l))_{5\%} + 1 \} , \quad (35)$$

де $\Phi(H_{cr}(l))_{5\%}$ – унормований (другого порядку) квантиль розподілу H_{cr} у штормі, який має 5-відсоткову ймовірність перевищення згідно з табл.1.

Позаяк отримання чисельних значень параметра $C_v(H_{cr}(l))$ досить утруднене через вже розглянуту належність першообрушувальної межі з її елементами до аналого-розрахункового класифікаційного розряду, було здійснено спробу застосувати той, що більш просто визначається, параметр просторової мінливості підводної частини забережного укусу, яка адекватна у даному випадку морфоседиментогенному модулю першообрушувальної межі, тобто параметр $C_v(m_2(t))$ – значення функції коефіцієнта варіації т.зв. коефіцієнта підводного укусу m_2 , що через котангенс відповідного кута відображає похил зазначеного укусу (див. [11, 3]). Параметр $C_v(m_2(t))$ показує, яка за мірою мінливості (за рахунок наявності вторинних форм субаквального рельєфу тощо) поверхня морфогенного модуля першообрушувальної укісної межі взаємодіє з фронтом хвиле-

енергетичних потоків у цій межі, і, відповідно, ступінь взаємної трансформації зазначених потоків та поверхні. Використовуючи заміну змінної у (35), за співвідношенням $C_v(H_{cr}(l)) = C_v(H_{cr}(l))_{\max} \cdot C_v(m_2(t))/C_v(m_2(t))^*$, отримуємо узагальнену розрахункову залежність першого додаткового рівня схеми-моделі, подану стосовно "еквівалентного" індексу обрешування, а саме

$$K_{cr,e} = h_{cr,c}/H_{cr,c} = H_{cr}(t)^*/H_{cr,c} = 1/\{\Phi(H_{cr}(l))_{5\%} \cdot C_v(H_{cr}(l))_{\max} \cdot C_v(m_2(t))/C_v(m_2(t))^* + 1\}, \quad (36)$$

де $C_v(H_{cr}(l))_{\max}$ – максимальне значення функції $C_v(H_{cr}(l))$ (за [3]) становить 0,28; $C_v(m_2(t))^*$ – середнє значення функції фактографічного або змодельованого $C_v(m_2(t))$ (за [3] становить 0,26).

Останню модель можна відповідним чином трансформувати і для визначення на розрахунковому профілі позиції кордонних першообрешувальних меж ($H_{cr,max,Pex}$ і $H_{cr,min,Pex}$), задавши вже екстремальні унормовані квантили $\Phi(H_{cr}(l))_{\max(min),Pex}$ (див. текст щодо (34) і рис.1), тобто застосовуючи модель

$$H_{cr,max(min),Pex} = H_{cr}(t)^* \times \{ \Phi(H_{cr}(l))_{\max(min),Pex} \cdot C_v(H_{cr}(l))_{\max} \cdot C_v(m_2(t))/C_v(m_2(t))^* + 1 \}. \quad (37)$$

Перший додатковий рівень схеми-моделі за (36)-(37) є більш факторно-зумовленим, ніж її генералізований варіант. А проте, ще більш детальний, **другий додатковий рівень цієї моделі**, який враховує всі основні параметри як гідрогенного, так і морфоседиментогенного модуля першообрешувальної межі, було досягнуто на основі використання розробленої нами у [11, 3] екстохастичної моделі та її складника – гідроморфостохастичної моделі критичної глибини $H_{cr,c}$ як геоелемента стану ([7]) забережного укусу та хвилеприбійного мезогетону у цілому. Виходячи з таких засновків, по-перше, модель індексу обрешування енергетично еквівалентної спектру розрахункової хвилі, який визначає положення насамперед квазілінійної енергетично-еквівалентної першообрешувальної межі, має вигляд

$$K_{cr,e} = h_{cr,c}/H_{cr,c} = H_{cr}(t)^*/H_{cr,c} = h_{cr,c} \cdot \lambda_{dw}^{*C_{v,hdw}} \cdot \cos\theta_{cr} \cdot \{C_v(H_{cr}(l)) \cdot \Phi(H_{cr}(l))_{5\%} + 1\}^{-1} / \{ \{m_2(t)^* \cdot m_e \cdot C_v(m_2/h_{dw})\}^{1/C_v(m_2(t))} \cdot d^{*(C_{v,hdw}+1)} \}, \quad (38)$$

де λ_{dw}^* – середня довжина розрахункової глибоководної хвилі h_{dw} ; $\cos\theta_{cr}$ – косинус кута підходу розрахункової хвилі до ізобати її першого обрешування; m_e – коефіцієнт природного похилу матеріалу морфоседиментогенного модуля з середньовиваженим діаметром d^* у спокійній (без хвилювання) воді; $C_{v,hdw}$ – коефіцієнт варіації h_{dw} в системі ([8]); $C_v(m_2/h_{dw})$ – запропонована нами функція коефіцієнта гідроморфометричної мінливості (більш детально всі параметри розглянуто у [11, 10, 3]).

По-друге, модель визначення на розрахунковому профілі місцезнаходження кордонних першообрушувальних меж ($H_{cr,max,Pex}$ і $H_{cr,min,Pex}$) матиме загальний вигляд

$$\begin{aligned} H_{cr,max(min),Pex} &= H_{cr}(t) \cdot \{ \{ \{ C_v(H_{cr}(Reg,R,t)) \times \\ &\times \{ \{ 4,89 \cdot \{ -\lg P_{ex}(H_{cr,max(min)}) \} \}^{0,25} - 3,57 \} \} + 1 \} \} = \\ &= H_{cr}(t) \cdot \{ C_v(H_{cr}(Reg,R,t)) \cdot \Phi(H_{cr,max(min)})_{Pex} + 1 \}, \end{aligned} \quad (39)$$

де $C_v(H_{cr}(Reg,R,t))$ – значення функції коефіцієнта варіації H_{cr} в режимі, системі (вздовж берега) або за спільного урахування цих аспектів; $\Phi(H_{cr,max(min)})_{Pex}$ – екстремальні унормовані квантилі, що задаються за певними ймовірностями перевищення в залежності від типології першообрушувальної межі та стадії (етапу) формування забережного укусу, як і хвилеприбійного мезогеотону загалом (див. [11, 3, 7] тощо).

Верифікацію принципів вищенаведених аналітичних рішень стосовно всіх рівнів схеми-моделі першообрушувальної укисної межі було проведено на досить значному за об'ємом інформаційному базисі, сформованому з різних літературних та фондових джерел на основі тематичного зіставлення отриманих за розрахунковими моделями параметрів з параметрами гідрогенного та морфоседиментогенного модулів підзони руйнування хвиль, виміряними в натурі (на дніпровських водосховищах чи морських об'єктах-аналогах, див. [7]) або на прототипних моделях. Результати такого зіставлення, наведені у [11], засвідчили цілком достатній збіг відповідних модельних і фактичних параметрів, що засвідчує правомірність розробленої схеми-моделі та її прийнятність для методично-прикладного застосування при ідентифікації берегових геосистем з метою оптимізації природокористування в береговій зоні великих рівнинних водосховищ.

Висновки. Для моделювання акваторійної межі хвилеприбійного мезогеотону водосховищ, з одного боку, було запроваджено поняття про об'єкт моделювання як мікрогеотонну першообрушувальну укисну межу – різновид берегових каркасних меж динаміки геосистем берегової зони. З іншого боку, було здійснено типізацію об'єкта моделювання за класифікаційними ознаками берегових меж, що дозволило змістовно вирізнити всі принципові атрибути першообрушувальної межі, які характеризують особливості її генезису, структурно-функціональної організації та впливу і взаємодії з речовинно-енергетичними потоками берегової зони, насамперед хвиле-енерго-дисипаційними.

Розроблено схему-модель першообрушувальної укисної межі на трьох різних за детальністю рівнях, зважаючи на імовірнісні та спектральні закономірності суперпозиційної динаміки параметрів гідрогенного та морфоседиментогенного модуля зазначеної межі у розрахунковому штормі. Зокрема, для генералізованого варіанта схеми-моделі, розрахунковою висотою хвилі $h_{cr,c}$, що енергетично еквівалентна спектрам розподілу усіх хвиль та їхніх систем у розрахунковому штормі, є висота хвилі за лінією її першого обрушування 10% імовірності перевищення в системі хвиль, яка, у

свою чергу, має 5% імовірність перевищення в наборі систем першообрушувальних хвиль шторму. Відповідна розрахунковій висоті хвилі та її системі глибина $H_{cr,c}$ має 5% імовірність перевищення в наборі в усіх системах хвиль шторму, а "еквівалентний" індекс першого обрушування $K_{cr,e} = h_{cr,c}/H_{cr,c}$ – імовірність перевищення 23% у групі індексів такого обрушування за весь період розрахункового шторму.

Зіставлення розрахункових параметрів схеми-моделі з натурними даними засвідчило їх цілком задовільний збіг, що підтверджує правомірність запропонованих аналітичних модельних розробок. Таким чином, задавши чи визначивши з необхідним ступенем достовірності певний із складників схеми-моделі, можна змодельовати будь-який необхідний показник хвиле-енерго- дисипаційних потоків і поєднаних з ними характеристик у першообрушувальній укисній межі, а отже промаркувати позицію її квазілінійних компонентів – усередненої та енергетично-еквівалентної межі, а також кордонних меж – на розрахунковому профілі об'єкта моделювання з визначенням ширини цього об'єкта. Отримані рішення є важливими у методично-прикладному аспекті для об'єктивної модельної ідентифікації берегових геосистем, спрямованої на оптимізацію природокористування у береговій зоні водосховищ і охорону та геоекологічну реабілітацію цієї зони.

Список літератури

1. *Самойленко В.М.* Тримірне районування геосистем великих водосховищ // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 230-237.
2. *Самойленко В.М.* Математичне моделювання в геоекології. – К. : ВПЦ "Київський університет", 2003. – 199 с.
3. *Самойленко В.М.* Кадастр радіоактивного забруднення водних об'єктів України місцевого водокористування. Том 1. Радіогідроекологічний стан і використання водойм та загальнометодологічні проблеми. – К.: Ніка-Центр, 1998. – 192 с.
4. *Самойленко В.М., Діброва І.О.* Систематизація сучасних фізико-географічних процесів у береговій зоні великих водосховищ // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 9. – С.30-38.
5. *Самойленко В.М., Діброва І.О.* Класифікація берегових ландшафтних ярусів і смуг // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С.318-325.
6. *Самойленко В.М., Діброва І.О.* Ландшафтні межі берегової зони водосховищ // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 13. – С.181-200.
7. *Самойленко В.М., Діброва І.О.* Складники ідентифікації берегових геосистем водосховищ // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С.9-41.
8. *Титов Л.Ф.* Ветровые волны. – Л. : Гидрометеиздат, 1969. – 294 с.
9. Рекомендации по расчету искусственных свободных пляжей. – М.: ВНИИТС, 1982. – 26 с.
10. *Samoylenko V.M., Koulachinsky O.V.* The stochastic scheme/model for first-breaking waves in the surf zone coordinated with spectral regularities and superposition principle of beach/shore deformation agent & results // Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management. UNESCO/WMO. – 1994. – XVII, vol. II. – P.637-642.
11. Розробити та впровадити технологію еколого-економічної оптимізації експлуатації дніпровських водосховищ. Звіт про НДР за проектом 1/92 (зведений) / *Самойленко В.М.* / "НПЦ ВЕМОВ. – № д.р. UA01011149р. – К., 1997. – 228 с.
12. *Самойленко В.М.* Ймовірнісні математичні методи в геоекології. – К. : Ніка-Центр, 2002. – 404 с.

Моделирование акваториной границы волноприбойного мезогеотона береговой зоны водохранилищ

Самойленко В.Н.

Разработана схема-модель акваторийной границы волноприбойного мезогеотона береговой зоны водохранилищ. Схема-модель может быть использована в комплексе решений по геоэкологической оптимизации природопользования.

Simulation of offshore water boundary of wave-cut meso-geotone of reservoirs coastal zone

Samoylenko V.M.

It was elaborated the scheme-model of offshore water boundary of wave-cut meso-geotone of reservoirs coastal zone. The scheme-model can be used in solution complex aimed to geo-ecological nature management optimization.

УДК 556.08

ВИКОРИСТАННЯ БАГАТОМІРНОГО СТАТИСТИЧНОГО АНАЛІЗУ ДЛЯ ЛАНДШАФТНО-ГІДРОЛОГІЧНОГО РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ

Гребінь В.В., Чорноморець Ю.О.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Постановка проблеми. Статистичні методи досліджень посідають у гідрології провідне місце. Вони дозволяють описати на кількісному рівні режим водотоків, дати імовірнісний прогноз його просторово-часових змін. В той же час ці методи не пояснюють умов формування гідрологічного режиму і є достатньо надійними лише для об'єктів, що забезпечені великим об'ємом гідрометеорологічної інформації.

Існує цілий ряд математичних моделей, що за вихідними даними дозволяють отримати характеристики об'єкта або процесу. Застосування однопараметричних залежностей типу “стік - довжина водотоку” (середня висота басейну, площа водозбору та ін.), які в гідрології використовуються протягом десятиліть, надає можливість розрахунку осереднених величин гідрологічних характеристик в часі і в просторі. Дані, отримані з мережі метеостанцій і постів, дають інформацію про басейнові величини стоку та інші характеристики, віднесені до гіпотетичних “центрів” водозборів [1].

На сучасному етапі значні можливості відкриває використання багатопараметричних математичних моделей, які дозволяють при введенні різноманітних морфометричних (площа, висота), ландшафтних (рослинність, заболоченість, озерність), кліматичних (опад, випаровування) та інших характеристик визначати невідомі раніше функціонально залежні від предикторів гідрологічні величини.

Аналіз попередніх досліджень. Основи методів географо-гідрологічних узагальнень закладені В.Г. Глушковым і отримали свій подальший розвиток у працях П.С. Кузіна, В.І. Бабкіна, С.Н. Крицького,

М.Ф. Менкеля, А.В. Рождественського, Г.П. Калініна, А.В. Христофорова, Н.С. Лободи та ін.

Перетворення вихідної інформації здійснюється шляхом аналізу інформативності вихідних даних, при якому частина даних відкидається. Як правило, до них відносяться ознаки, що відображають не групові, а індивідуальні риси кожного об'єкту.

Для вибору характеристик територіальних ознак використовується кореляційний, компонентний, факторний та інші види аналізу. Існує досить багато праць щодо теорії та методів застосування факторного аналізу, зокрема, Моррісон (Morrison); Лоулі і Максвелл (Lawley, Maxwell); досить докладний опис наводять Кулі і Лонес (Cooley, Lohnes); Мулейк (Mulaik); Харман (Harman); Кім і Мюллер (Kim, Mueller); Ліндемман, Меренда і Голд (Lindeman, Merenda, Gold); практичні поради щодо його застосування можна, наприклад, знайти в книзі Стівенса (Stevens). Інтерпретація вторинних факторів в ієрархічному факторному аналізі, як альтернатива традиційному обертанню факторів, дана Веррі (Wherry) [2].

Вихідні матеріали. Будь-які процедури, пов'язані зі створенням класифікаційних схем, районуванням, виявленням різноманітних взаємозв'язків на різному просторовому рівні значною мірою, а інколи – і повністю, визначаються характером вихідної інформації. Неякісний вибір вихідних даних може привести до зовсім протилежного результату, включаючи появу генетично необґрунтованих висновків. В літературі відоме поняття “хибної” кореляції, коли розглядаються зв'язки між деяким процесом і фактором, до якого цей процес вже закладений. Можуть виникати випадкові співпадіння тих чи інших природних явищ, необґрунтовані з позицій фізичних та інших процесів, але виявлені за допомогою статистичних методів. Отже, виникають проблеми просторової інтерполяції та екстраполяції, якісної оцінки вихідних даних.

Нами використані дані, опубліковані в довідниках “Основні гідрологічні характеристики”, “Матеріали по типізації річок Української РСР”, “Гидрографические характеристики речных бассейнов Европейской территории СССР” та інших джерелах.

Всі використані нами дані (предиктори) можна поділити на чотири блоки. Насамперед, це основні гідрографічні характеристики річок та їх водозборів.

Вони увійшли до першого блоку:

- географічне положення басейну (задане координатами його середньозваженого центру), де φ – широта, λ – довгота даної точки, в градусах;
- довжина річки (L) від витoku до створа даного гідрологічного поста, км;
- площа водозбору (F), обмежена створом даного поста, в км²;
- похил річки (I_1) на ділянці від витoku до створа поста, в м/км;
- середній похил водозбору (I_2) вище гідроствора, в м/км;
- середня висота водозбору ($H_{\text{сеп}}$), в м БС;

- густота річкової мережі ($K_{грм}$) в даному басейні, в км/км².

Другий блок утворюють фізіономічні показники, що характеризують поверхню водозбору:

- лісистість басейну, що виражена коефіцієнтом лісистості ($K_{ліс}$), в процентах;
- заболоченість, виражена коефіцієнтом заболоченості ($K_{заб}$), в процентах.

Вплив господарської діяльності відображує третій блок, що характеризує:

- розораність водозбору, виражену коефіцієнтом розораності ($K_{роз}$), в процентах;
- питому площу штучних водойм (ставків та водосховищ), створених в межах басейну ($K_{вод}$), в га/км²;
- відношення корисного об'єму штучних водойм (ставків та водосховищ), створених в межах басейну, до об'єму середньобагаторічного стоку в створі поста ($K_{рег}$), в процентах.

Кліматичні характеристики, що впливають на формування водного балансу даного басейну, характеризують показники, віднесені до четвертого блоку:

- норма річного максимально можливого випаровування ($E_{макс}$), віднесена до середньозваженого центру басейну, в мм;
- норма річних опадів (X), також віднесена до середньозваженого центру водозбору, в мм.

Залежні стокові характеристики, зв'язок яких із зазначеними вище чотирма блоками (групами) факторів нами досліджувався, представлені у вигляді середньобагаторічного модуля річного побутового стоку (M), вираженого в л/с·км², норми річного кліматичного стоку ($U_{клім}$) та норми річного побутового стоку (h), що визначаються в мм.

Враховуючи неоднакову гідрологічну вивченість різних регіонів України, зокрема більшу насиченість гідрологічними постами її гірських регіонів, дослідження проводились як окремо – для рівнинної та гірських частин території країни, так і для опорних водозборів, розташованих рівномірно по всій її території. Всього нами використані дані по 138 гідрологічних постах, розташованих на середніх і малих річках з площею водозбору до 10 тис. км². Для таких річок майже однаковою є роль зональних та азональних факторів у формуванні стоку. З них 107 постів розташовано на річках рівнинної частини республіки, 21 пост – на річках Українських Карпат і 10 постів – на річках Гірського Криму. В якості опорних використано 76 гідрологічних постів, зокрема 45 – для рівнинної частини території країни. Останні обирались виключно на середніх річках, що найкраще відображають зональні умови формування стоку.

Виклад основного матеріалу. Комплексність вивчення гідрологічних проблем полягає в дослідженні гідрологічних процесів як елементів єдиної природної системи. Такий підхід забезпечується перевагами поєднання географічного і гідрологічного напрямів досліджень. Використання географічної інформації, зокрема ландшафтною, відкриває можливості вдосконалення гідрологічних методів.

Ландшафтно-гідрологічний підхід передбачає вивчення водної складової геосистеми як елемента територіальної організації. Природні умови, в яких відбувається формування і перерозподіл водних ресурсів, є різноманітними і мають вирішальний вплив на генезис і динаміку гідрологічних процесів. Традиційний об'єкт гідрологічних досліджень – басейн – розглядається як об'єднання, де можливі різноманітні сполучення процесів і структур. Між характером гідрологічних явищ і ландшафтною структурою території водозбору існує тісний функціональний зв'язок. Ландшафтно-гідрологічний підхід передбачає перехід від розгляду басейну як єдиного індикативного об'єкту до басейну як сукупності різних ландшафтних ареалів, кожен з яких вносить свій якісний і кількісний внесок у формування і трансформацію гідрологічних явищ і процесів [3].

З гідрологічної точки зору ландшафт є природною системою з подібними морфологічними і функціональними зв'язками. З іншого боку, це ґрунтовий покрив, рослинність, геологічна будова, які є інформативними параметрами для гідрологічних процесів. Водний компонент, в свою чергу, - це фактор, що обумовлює зв'язок елементів ландшафту, масо- та енергообмін в системі. За різних умов зволоження та антропогенного навантаження на ландшафт відбувається перебудова структури водного балансу території. Ландшафтно-гідрологічний підхід розглядає воду як системоутворюючий елемент і фактор розвитку природного комплексу.

Процес пізнання ландшафтно-гідрологічної організації території полягає у проведенні ряду послідовних процедур. На перших етапах – це дослідження гідрологічних процесів і об'єктів в межах басейнів або інших утворень. Далі – просторове співставлення отриманих гідрологічних узагальнень в межах басейнів з різноманітними ландшафтними характеристиками та, в цілому, з ландшафтною диференціацією, отримання часткових систем, що відображують галузеві взаємозв'язки. Сукупність часткових класифікацій в процесі синтезу виводить на уявлення про новий порядок структурної організації – комплексної, ландшафтно-гідрологічної [4, 5].

Завдання класифікації можна розглядати як об'єднання процесів і об'єктів в деякі групи, враховуючи однакові властивості або взаємні зв'язки між ними. Групи, в свою чергу, повинні бути однорідними за ознаками або тісними зв'язками між елементами. В основу процедури групування покладена одна або кілька властивостей, які можна назвати диференційними (насрізними) характеристиками. По мірі розширення об'єму охоплення початкових об'єктів і процесів набір таких характеристик зростає, що дозволяє говорити про ієрархію класів. Природньо, що окрім

наскрізних ознак, можливі інші супутні показники. Тому в процесі класифікації виявляються найбільш інформативні характеристики і проводиться узагальнення (або “згортання”) інформації. У загальному випадку класифікацію можна здійснювати двома способами – об’єднанням або діленням, які рівною мірою застосовують до будь-якої системи об’єктів та процесів. Стосовно до просторово розподілених об’єктів об’єднання технічно можливе тільки для невеликих площ. У масштабах глобальних та регіональних комплексів можливе тільки ділення. За невеликої кількості об’єктів або процесів, малій кількості їх ознак достатньо повна класифікація є можливою і без використання спеціальних критеріїв, методів та технічних засобів. Завдання ландшафтно-гідрологічної диференціації, коли об’єм вихідної інформації про різноякісні та різнопорядкові явища є достатньо високим, обов’язковим є використання обчислювальної техніки. При цьому задача класифікації зводиться до вибору вихідної кількості об’єктів та вихідної кількості ознак, перетворення ознак, розробці процедури вибору кількості класів, віднесенню об’єкта або ознаки до класу та оцінці якості отриманого групування [1].

Типи класифікацій відрізняються різними чисельними процесами, з яких найбільшого застосування при вирішенні завдань ландшафтно-гідрологічного районування знайшли наступні:

- перетинаючі та ті, що не перетинаються. В першому випадку об’єкт може належати лише одному класу (таксону), в іншому - об’єкт можна віднести до різних таксонів;

- внутрішні-зовнішні. В першому випадку класифікація базується на заданому наборі ознак, всі ознаки вважаються рівноправними. В другому варіанті одна з ознак є “зовнішньою”, і задача полягає в тому, щоб, використовуючи інформацію стосовно внутрішніх ознак, отримати класифікацію, яка найкращім чином відображала б зовнішню ознаку;

- ієрархічні-неієрархічні. В другому випадку групи обираються таким чином, щоб кожна була найбільш однорідною. Відношення між групами не з’ясовуються. У випадку ієрархічного групування таксони розглядаються попарно як можливі кандидати на об’єднання. Критерієм об’єднання є найменше зростання неоднорідності при об’єднанні груп;

- об’єднуючі та ті, що роз’єднують. У першій класифікації окремі об’єкти об’єднуються в групи доти, поки весь набір об’єктів не об’єднається в одну множину. В іншому випадку група об’єктів розділяється доти, поки не буде отримана встановлена ступінь поділу;

- монотетичні-політетичні. В першому випадку розділення відбувається на підставі однієї ознаки, в іншому – всі ознаки враховуються однаково.

Методи формальної класифікації в даний час розроблені досить детально [1].

Вихідна інформація аналізувалася нами в системі „STATISTICA”, в модульному блоці „Factor Analysis”.

Головними завданнями факторного аналізу є: скорочення кількості змінних (редукція даних) і визначення структури взаємозв'язків між змінними, тобто їх класифікація. Тому даний вид аналізу використовується або як метод скорочення даних, або як метод класифікації.

В основу методу факторного аналізу покладено гіпотезу про те, що дані спостережень є лише опосередкованими характеристиками досліджуваного процесу, який можна описати за допомогою певної кількості параметрів. У даному випадку такий параметр, який об'єднує у собі властивості декількох характеристик гідрологічного процесу, називають фактором. Та частина характеристик, яка не описується кінцевою кількістю факторів, утворює так звані залишки. Застосування факторного аналізу дозволяє виявити головні фактори формування стоку річок і отримати статистичну оцінку внеску кожного з них у процеси, що вивчаються.

Для правильного визначення факторів формування гідрологічного режиму річок спочатку була виконана процедура “стиснення” даних. Під нею розуміють зменшення розмірів матриці вихідних даних шляхом їх об'єктивного статистичного аналізу.

Оскільки стокові характеристики та характеристики факторів їх формування мають різну розмірність, то вони попередньо були нормовані, щоб виключити вплив розмірності на результати аналізу. Нормування матриць виконувалось за допомогою способу стандартизації [6].

На основі нормованої матриці формувалась кореляційна матриця, з розрахунку якої і починався, власне, процес факторного аналізу. Він показує, яким чином деякі схожі за походженням показники об'єднуються в групи. Факторний аналіз розкриває основні фактори, що впливають на утворення цих груп.

Для вираження факторів через показники з метою пояснення їх фізичної суті формувалась транспонована матриця, в якій припускається, що кількість факторів, які розраховуються, дорівнює кількості показників.

Після розрахунку факторів проводиться їх ранжування за значимістю. Оскільки характеристикою зміни випадкової величини є її динаміка, то чим більшою є дисперсія фактора, тим він є важливішим.

Сучасні програми факторного аналізу, зокрема використана нами „Factor Analysis” в системі „STATISTICA” дозволяють автоматично провести процедуру розрахунку кореляційної матриці та її трансформації, а також розрахувати величину дисперсії, яка є критерієм відбору головних факторів, в автоматичному режимі після введення вихідних даних.

Таким чином, застосування нами факторного аналізу є досить обґрунтованим, оскільки він дозволив із багатьох причинних факторів, які описують процес формування стоку, виділити декілька основних, що досить достовірно відображують досліджуваний процес [2].

В табл.1 наведено трансформовану (повернуту) матрицю факторного відображення (матрицю коефіцієнтів), у якій колонки відповідають факторам, а рядки – предикторам. Матриця сформована на підставі аналізу даних 45 опорних гідрологічних постів, розташованих на річках рівнинної частини України.

Отже, перший фактор можна інтерпретувати як такий, що характеризує кліматичні умови території та висотне положення водозбору. Норма річного кліматичного стоку ($U_{\text{клім}}$) найбільш тісно пов'язана з величиною річної суми атмосферних опадів (X), яка зменшується у південно-східному напрямку по рівнинній частині території країни. Предиктором, що має зворотній зв'язок зі стоковими характеристиками і значення якого зростає у південно-східному напрямку, є величина річного максимально можливого випаровування ($E_{\text{макс}}$). На перший фактор припадає 27% сумарної дисперсії усіх факторів.

Другий фактор характеризує тісний взаємозв'язок основних гідрографічних параметрів – довжини річки (L) і площі її водозбору (F) та зворотній зв'язок цих двох характеристик з похилом річки (I_1). Звертає на себе увагу відсутність зв'язку згаданих характеристик з характеристиками стоку, що пояснюється свідомим вибором нами для аналізу річок одного порядку (середніх). Частка другого фактору у сумарній дисперсії – 14%.

Таблиця 1. Основні фактори формування стоку води річок рівнинної частини України

Чинники	Фактори			
	1	2	3	4
ϕ	0,37	-0,33	-0,41	0,64
λ	-0,89	-0,01	0,34	-0,08
L	0,00	-0,91	0,06	-0,12
F	-0,16	-0,91	0,08	0,12
I	-0,38	0,73	0,34	-0,05
H	0,81	0,07	0,29	0,31
$K_{\text{грс}}$	0,03	-0,01	-0,71	0,00
$K_{\text{бол}}$	0,41	-0,10	-0,71	0,36
$K_{\text{ліс}}$	0,44	0,02	-0,44	0,57
$K_{\text{роз}}$	-0,33	-0,13	0,58	-0,55
$K_{\text{вод}}$	0,06	0,01	0,44	-0,53
$K_{\text{рег}}$	-0,54	0,03	0,40	-0,26
X	0,75	-0,05	-0,10	0,52
$E_{\text{макс}}$	-0,79	0,16	0,30	-0,47
M	0,42	0,03	-0,02	0,86
$U_{\text{клім}}$	0,68	-0,10	-0,36	0,57
h	0,42	0,03	-0,02	0,86
Частка у загальній дисперсії	0,27	0,14	0,15	0,23

Третій фактор є характеристикою поверхні водозбору, що відображує її основні фізіономічні показники (густоту річкової мережі ($K_{гpm}$) в даному басейні, його лісистість - $K_{ліс}$ та заболоченість - $K_{заб}$), а також вплив господарської діяльності, який характеризують показники розораності водозбору ($K_{роз}$) та його зарегульованості ($K_{вод}$ та $K_{рег}$). Третій фактор характеризує 15% сумарної дисперсії.

Четвертий фактор показує залежність стокових характеристик – модуля (M) і шару стоку (h) з географічним положенням водозбору, зокрема із широтою місцевості. Внесок даного фактора у сумарну дисперсію досить суттєвий і становить 23%. Разом всі чотири фактори описують 79% сумарної дисперсії.

Оскільки перший та четвертий фактори описують 50% дисперсії, нами побудовано графік, вісі якого представляють ці два фактори (рис. 1).

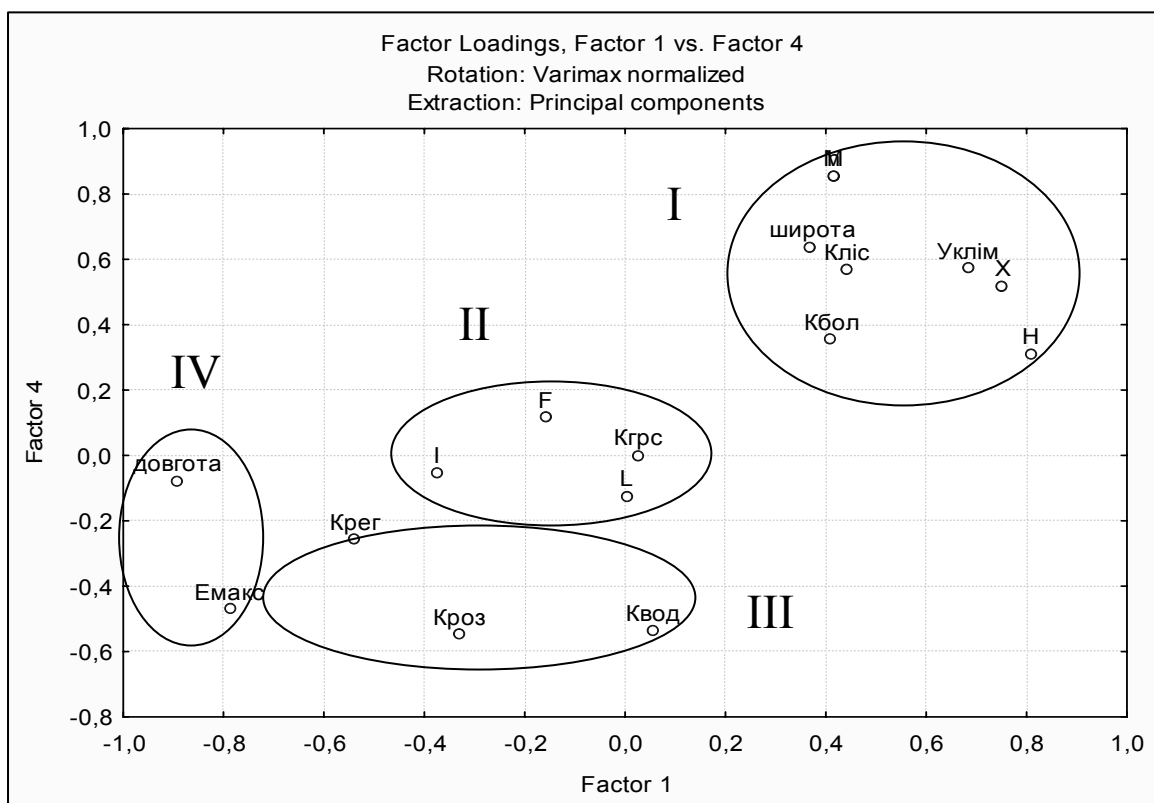


Рис. 1. Графічна схема кореляційної структури факторів формування стоку річок рівнинної частини України

Про ступінь зв'язку окремих характеристик можна робити висновок по угрупованнях точок, що сформувались на графіку. До першої групи потрапили всі три залежні стокові характеристики, а також предиктори, що їх визначають – широта місцевості, величина річної суми атмосферних опадів, середня висота водозбору, його лісистість і заболоченість. Другу групу складають гідрографічні характеристики річкової мережі – довжина, площа водозбору, похил річок та коефіцієнт густоти річкової мережі. До третьої групи входять показники господарської діяльності на водозборах – розораність водозбору та його зарегульованість. Нарешті, четверту групу

складають взаємопов'язані показники довготи місцевості та величини річного максимально можливого випаровування.

Отже, головними факторами формування стоку річок рівнинної частини території України є:

- норма річних опадів (коефіцієнт кореляції між нею та нормою річного кліматичного стоку $r=0,89$);
- лісистість басейну ($r=0,80$);
- його заболоченість ($r=0,75$);
- середня висота водозбору ($r=0,57$).

У табл. 2 наведено трансформовану (повернуту) матрицю факторного відображення сформовану на підставі аналізу даних 21 опорного гідрологічного поста, розташованого на річках Українських Карпат.

Таблиця 2. Основні фактори формування стоку води річок Українських Карпат

Чинники	Фактори			
	1	2	3	4
ϕ	-0,44	0,29	-0,75	0,17
λ	-0,13	0,01	0,95	0,13
L	-0,19	-0,92	0,07	0,15
F	-0,06	-0,85	0,15	0,14
I ₁	0,23	0,63	0,17	0,40
I ₂	0,74	0,11	0,25	0,20
H	0,70	0,27	0,41	-0,15
K _{грс}	0,15	0,09	0,00	-0,89
K _{заб}	-0,79	0,19	0,07	-0,08
K _{ліс}	0,69	0,40	0,20	0,26
K _{роз}	-0,79	-0,29	-0,10	0,31
K _{вод}	-0,79	0,00	0,11	0,43
K _{рег}	-0,68	-0,14	-0,29	0,41
X	0,73	0,34	-0,28	-0,32
M	0,82	0,38	-0,05	-0,14
Частка у загальній дисперсії	0,36	0,18	0,13	0,12

Зокрема, на перший фактор припадає 36% сумарної дисперсії усіх факторів. Його можна інтерпретувати як такий, що характеризує зв'язок стоку (M), з висотним положенням водозбору ($H_{\text{сер}}$) та обумовленими ним величиною річної суми атмосферних опадів (X), середнім похилом водозбору (I_2) та його лісистістю - $K_{\text{ліс}}$.

Другий фактор характеризує обернений взаємозв'язок довжин річок (L) та площ їх водозборів (F) з похилом річок (I_1). Частка другого фактору у сумарній дисперсії становить 18%.

Вплив географічного положення водозборів на формування стоку річок регіону характеризує третій фактор, що характеризує обернений взаємозв'язок географічних координат – широти і довготи місцевості. Третій фактор характеризує 13% сумарної дисперсії.

Графічна схема кореляційної структури факторів формування стоку річок Українських Карпат представлена на рис. 2.

Представлена схема дає чітке уявлення про зазначені вище основні фактори, що впливають на формування стоку річок регіону. Всі вони входять до групи, позначеної цифрою I на рисунку. Отже, головними факторами формування стоку річок Українських Карпат є:

- норма річних опадів ($r=0,89$);
- середня висота водозбору ($r=0,69$);
- середній похил водозбору ($r=0,61$).

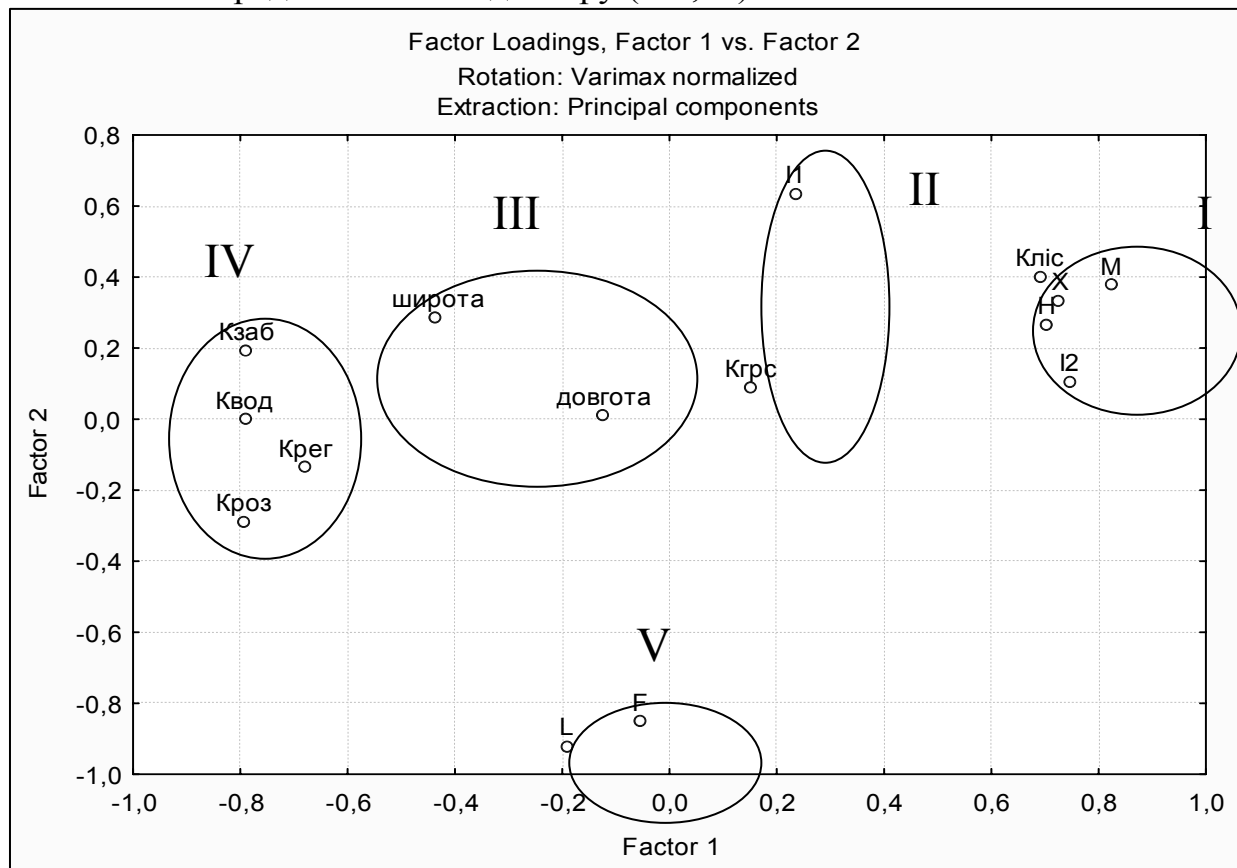


Рис. 2. Графічна схема кореляційної структури факторів формування стоку річок Українських Карпат

Ще одним гірським регіоном в межах України, який відрізняється особливостями формування стоку річок, є Гірський Крим. Нами було відібрано десять опорних річок даного регіону та визначено головні фактори формування їх стоку.

Результати факторного аналізу представлені у табл. 3.

Отже, перший фактор можна інтерпретувати як такий, що характеризує прямий та обернений вплив окремих морфометричних характеристик річок та їх водозборів на формування стоку. На перший фактор припадає 31% сумарної дисперсії усіх факторів.

Важливим фактором формування стоку річок регіону є другий фактор, частка якого у сумарній дисперсії становить 28%. Він характеризує вплив похилу річки (I_1) та середнього похилу водозбору (I_2) на формування стоку.

Таблиця 3. Основні фактори формування стоку води річок Гірського Криму

Чинники	Фактори			
	1	2	3	4
ϕ	-0,41	0,76	0,44	-0,01
λ	0,09	0,55	0,82	-0,02
L	-0,86	0,43	0,21	0,18
F	-0,92	0,26	0,20	0,21
I1	0,15	-0,94	0,01	-0,02
I2	0,15	-0,93	-0,05	0,14
H	0,52	0,02	-0,70	0,10
K _{грс}	0,17	0,09	0,16	-0,96
K _{ліс}	0,75	-0,09	-0,03	0,63
K _{роз}	-0,94	0,13	0,28	-0,05
X	0,34	0,02	-0,90	0,13
M	0,25	-0,68	-0,65	0,12
Частка у загальній дисперсії	0,31	0,28	0,23	0,12

Оскільки середня висота водозбору гірських річок ($H_{\text{сер}}$) тісно пов'язана з величиною річної суми атмосферних опадів (X), ці два фактори прямо впливають на формування стоку. Це підтверджує досить значний внесок (23%) у сумарну дисперсію третього фактора.

Четвертий фактор характеризує особливості лише даного регіону. Як відомо, верхів'я річок Гірського Криму знаходяться в зоні поширення карсту, тому густота річкової мережі тут є незначною. Найвищою вона є у середніх течіях річок. Між тим лісистість басейнів найвища у верхів'ях. Саме тому існує обернений зв'язок між $K_{\text{ліс}}$ та $K_{\text{грм}}$. Внесок даного фактора у сумарну дисперсію становить 12%. Разом всі чотири фактори описують 94% сумарної дисперсії.

Отже, головними факторами формування стоку річок Гірського Криму є:

- середній похил водозбору ($r=0,70$);
- середній похил річки ($r=0,69$);
- норма річних опадів ($r=0,65$);
- середня висота водозбору ($r=0,61$).

Графічна схема кореляційної структури факторів формування стоку річок Українських Карпат представлена на рис.3.

Розташування точок на даній схемі показує, що основними факторами формування стоку річок регіону є середні похили річок та водозборів, що потрапляють в одну групу з величиною середньобогаторічного модуля річного побутового стоку (M).

Після виділення та інтерпретації головних факторів формування стоку річок рівнинної та гірської частин території України переходимо до аналізу просторового розподілу умов формування стоку в межах країни, отже до процедури її ландшафтно-гідрологічного районування. Для цього із факторних нормованих матриць обирається по 2–3 показники з

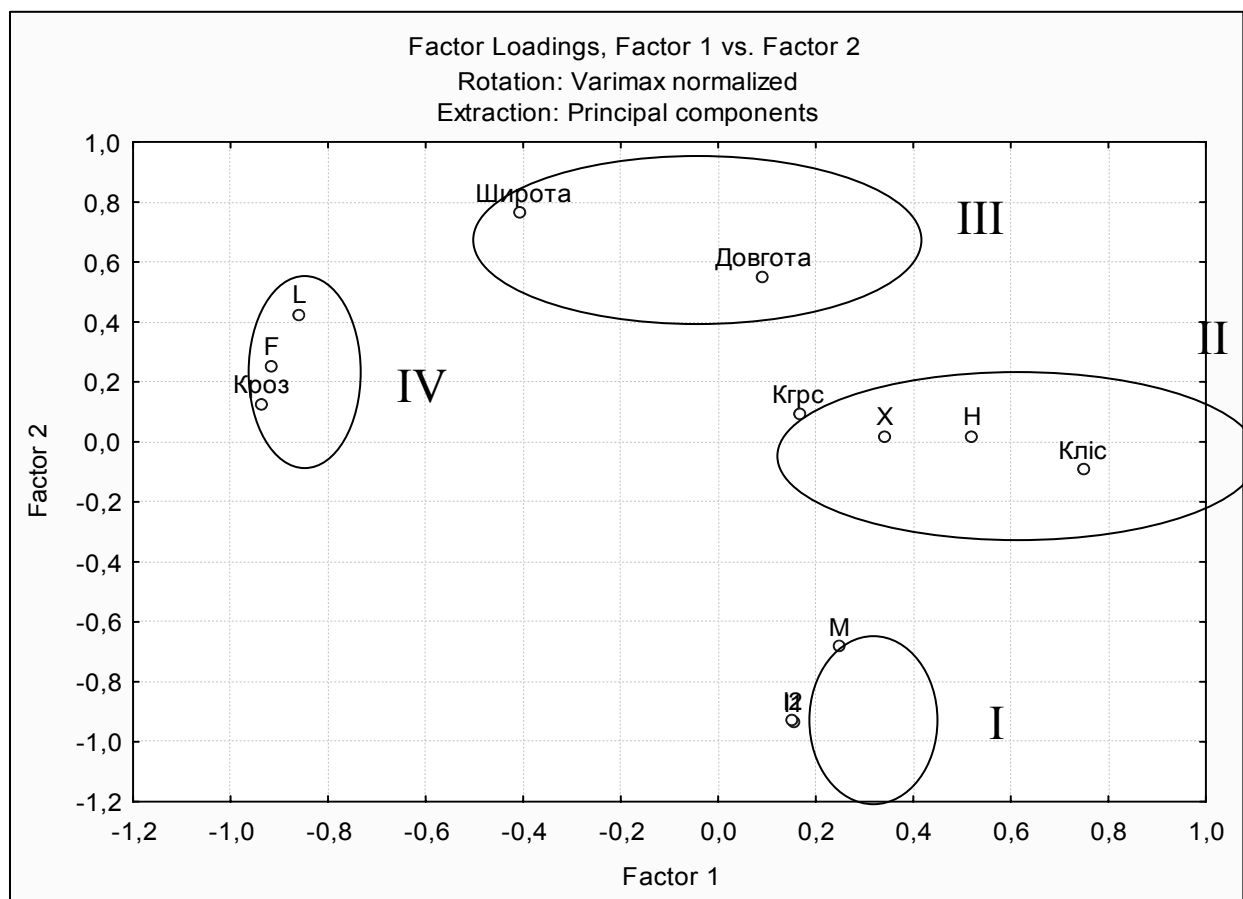


Рис. 3. Графічна схема кореляційної структури факторів формування стоку річок Гірського Криму

найбільшим факторним навантаженням, які найповніше характеризують суть кожного з виявлених факторів.

Наступна диференціація на райони, що об'єднують групи об'єктів (у нашому випадку гідрологічних створів) за комплексом ознак здійснювалася за допомогою кластерного аналізу. Метод ієрархічного кластерного аналізу має ряд суттєвих переваг, які полягають в наочності представлених результатів і можливості логічного аналізу отриманих схем на різних рівнях узагальнення. В основу методу покладено принцип оптимального поділу заданої множини об'єктів на ряд підмножин, що не перетинаються, за допомогою критерію оптимальності.

Кластерний аналіз також здійснено в рамках програмного пакету STATISTICA, модуль Cluster Analysis, модифікація K-Means Clustering [2]. Нами обрано модифікацію кластерного аналізу К-середніх значень, оскільки вона єдина із запропонованих, дозволяє, маючи певні уявлення про очікувані результати (в нашому випадку попередньо аналізувалися карти-схеми розподілу опадів, випаровування, геологічної будови, характеру рельєфу, ґрунтового та рослинного покриву України), самостійно обирати необхідну кількість кластерів, а програма, у свою чергу, пропонує їх деталізацію, відповідно до вихідних даних.

Основним критерієм виділення кластерів є міра подібності груп об'єктів, яка характеризує віддаль на площині між об'єктами. Найбільш

близькі між собою об'єкти входять в один кластер. Критерієм об'єднання у кластери являється дисперсія величин розрахункових характеристик, яка є характеристикою неоднорідності груп об'єктів.

Під час розрахунків перегляд груп тривав до виділення такої групи (переважно пари об'єктів), для якої дисперсія мінімальна. Об'єкти, що входять до даної групи, найбільш близькі між собою. При наступних кроках групування формувалася або нова пара, або відбувалося приєднання об'єкта до уже утвореної раніше пари або групи об'єктів.

Міра неоднорідності (дисперсія) з кожним наступним кроком кластеризації зростає і прямує до одиниці. При досягненні $D = 1$ залишається лише одна група, яка поєднує всі об'єкти, що розглядаються [6].

Отримані ряди об'єднані за допомогою алгоритму деревоподібної кластеризації. Типовим результатом кластеризації є ієрархічне дерево або дендрограма. Приклад дендрограми кластерного аналізу річок рівнинної частини України, побудованої за даними 45 опорних гідрологічних постів, наведено на рис. 4.

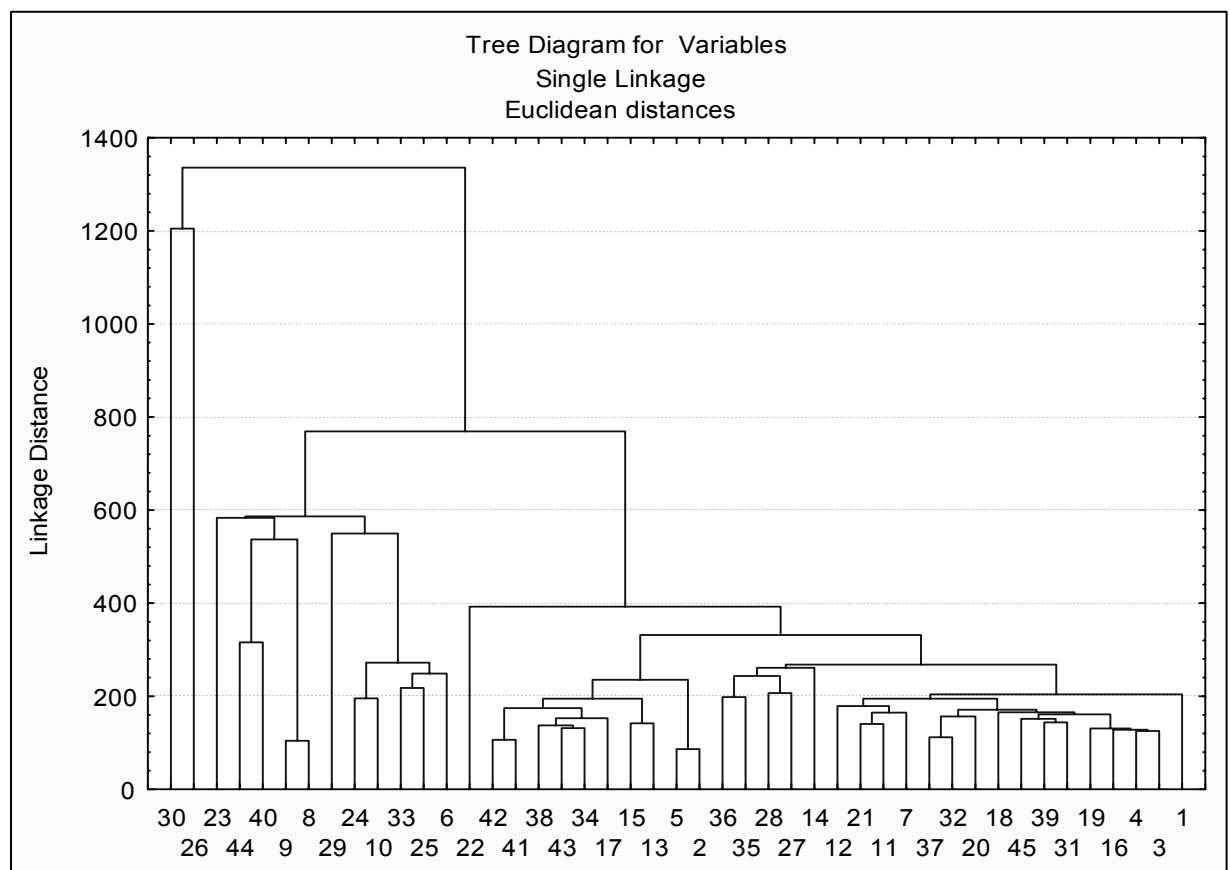


Рис.4. Дендрограма кластерного аналізу параметрів територіальної структури водозборів річок рівнинної частини України

Вона дозволяє досить чітко простежити послідовність утворення груп на кожному кроці і добре відображає міру подібності (відмінності) об'єктів, що досліджуються.

У процесі подальшої роботи районування території України за умовами формування стоку води проводилося у два етапи: по-перше серед сукупності чинників стокоутворення виділялися первинні (X , $N_{\text{сеп}}$) та

вторинні (I_1 , I_2 , $K_{\text{ліс}}$, $K_{\text{заб}}$), а по-друге за методом кластерного аналізу пункти спостережень, в залежності від міри подібності, об'єднувалися у окремі райони.

Нами виділено два рівні ландшафтно-гідрологічної диференціації – зональний та провінційний, що відображують найважливіші риси регіональної гідрологічної організації території країни.

Висновки. Ландшафтно-гідрологічний підхід передбачає вивчення водної складової геосистеми як елемента територіальної організації. При цьому здійснюється перехід від розгляду басейну як єдиного індикативного об'єкту до басейну як сукупності різних ландшафтних ареалів, кожен з яких вносить свій якісний і кількісний внесок у формування і трансформацію гідрологічних явищ і процесів.

Процес пізнання ландшафтно-гідрологічної організації території полягає у проведенні ряду послідовних процедур. На перших етапах – це дослідження гідрологічних процесів і об'єктів в межах басейнів або інших утворень. Далі – просторове співставлення отриманих гідрологічних узагальнень в межах басейнів з різноманітними ландшафтними характеристиками та, в цілому, з ландшафтною диференціацією, отримання часткових систем, що відображують галузеві взаємозв'язки. Сукупність часткових класифікацій в процесі синтезу виводить на уявлення про новий порядок структурної організації – комплексної, ландшафтно-гідрологічної.

Завдання класифікації можна розглядати як об'єднання процесів і об'єктів в деякі групи, враховуючи однакові властивості або взаємні зв'язки між ними. В основу процедури групування покладена одна або кілька властивостей, які можна назвати диференційними (насрізними) характеристиками. Задача класифікації зводиться до вибору вихідної кількості об'єктів та вихідної кількості ознак, перетворення ознак, розробці процедури вибору кількості класів, віднесенню об'єкта або ознаки до класу та оцінці якості отриманого групування.

Факторний аналіз нами використовувався як метод скорочення даних, або як метод класифікації, що дозволило із багатьох причинних факторів, які описують процес формування стоку, виділити декілька основних, що досить достовірно відображають досліджуваний процес.

Серед сукупності чинників стокоутворення визначились первинні (норма річних опадів - X , середня висота водозбору - $H_{\text{сер}}$) та вторинні (похил річки - I_1 , середній похил водозбору - I_2 , лісистість басейну - $K_{\text{ліс}}$, його заболоченість - $K_{\text{заб}}$).

Наступна диференціація на райони, що об'єднують групи об'єктів (у нашому випадку гідрологічних створів) за комплексом ознак здійснена за допомогою кластерного аналізу.

Виділено два рівні ландшафтно-гідрологічної диференціації – зональний та провінційний, що відображують найважливіші риси регіональної гідрологічної організації території країни.

Список літератури

1. Антипов А.Н. Сущность ландшафтно-гидрологического анализа // Ландшафтно-гидрологический анализ территории. – Новосибирск, 1992. – С. 5–17. 2. Лобода Н.С. Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния : Монография. – Одесса : Экология, 2005. – 208 с. 3. Антипов А.Н., Федоров В.Н. Ландшафтно-гидрологическая организация территории. – Новосибирск, 2000. – 254 с. 4. Гребінь В.В. Географо-гідрологічний аналіз як метод дослідження сучасних змін водного режиму річок // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2006. - Т. 9 - С. 17–30; 5. Гребінь В.В. Ландшафтно-гідрологічний аналіз та його застосування для досліджень території України // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2008.- Т. 14 - С. 46-55. 6. Сніжко С.І. Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем.- К. : Ніка-Центр, 2006. - 284 с.

Использование многомерного статистического анализа для ландшафтно-гидрологического районирования территории Украины

Гребень В.В., Черноморец Ю.А.

Обосновано использование ландшафтно-гидрологического подхода для изучения водной составляющей геосистемы как элемента территориальной организации. С использованием факторного и кластерного видов многомерного статистического анализа выделены основные факторы формирования стока рек равнинной и горных территорий Украины и проведено районирование территории страны по условиям формирования стока. Выделено два уровня ландшафтно-гидрологической дифференциации – зональный и провинциальный, которые отображают важнейшие черты региональной гидрологической организации территории Украины.

Usage of multidimensional statistic analysis for landscape-hydrology zoning of the territory of Ukraine

Grebin' V.V., Chornomoretz Y.O.

The usage of landscape-hydrology approach for studying of water constituent of geosystem as the element of territorial organization is substantiated. With the use of factorial and cluster multidimensional statistic analysis main factors of runoff of the plain and mountain territory rivers in Ukraine are determined. Zoning of the territory of Ukraine in dependence of the conditions of runoff forming is suggested. Two levels of landscape-hydrology differentiation-zonal and provincial, which reflect main features of regional hydrological organization of the territory of Ukraine are marked out.

УДК 556.55

ДЕЯКІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГО-ГІДРОМОРФОЛОГІЧНОГО ЗОНУВАННЯ УРБАНІЗОВАНИХ ВОДОЙМ (НА ПРИКЛАДІ ОЗЕРА ВИДУБИЦЬКОГО В м. КИЄВІ)

Дубняк С.С.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Постановка проблеми. Мережа приток і заток Дніпра в межах Києва неодноразово зазнавала значних змін як природного, так і антропогенного характеру. Відомий інженер-гідролог М.І.Максимович наприкінці ХІХ ст. відзначав мінливість течії Дніпра в районі Києва, яка обумовлює нестійкість контуру берегів річки. Особливо значні зміни дніпровської мережі

відбулися після наповнення в другій половині ХХ-го століття спочатку Київського (1964–1965 рр.), а потім Канівського (1974–1978 рр.) водосховищ. Було піднято на 1,5–2,0 м меженні рівні води, дещо згладжений режим повеней і паводків було доповнено щодобовими попусками Київської ГЕС. Ці та інші явища докорінно змінили гідрологічний режим Дніпра і придаткової мережі його заток і проток в межах Київської (річкової) ділянки Канівського водосховища.

Крім цього, Дніпро в районі Києва, як селітебна зона, постійно зазнавав антропогенного тиску, що призвело до зміни гідроморфології існуючих водотоків і водойм, включно з їх ліквідацією, чи створенням нових об'єктів та їх прибережних територій [1]. Сучасною особливістю антропогенного впливу на водну мережу Дніпра на додаток до засмічення, занесення, захащення різними спорудами, які існували й раніше, є хімічне, радіологічне та біологічне забруднення водойм, що призводить до погіршення якості води, донних наносів, ґрунтових вод.

Враховуючи викладене, Генеральним планом Києва на перспективу до 2020 р. передбачено перетворити прирічкові території Дніпра та його придаткову мережу в межах міста в зони рекреації, відпочинку та оздоровлення. Відповідно до цього необхідно виконати архітектурно-ландшафтне та водоохоронне впорядкування водойм і водотоків р.Дніпро та його заплави.

Найбільш оптимальним з економічної та екологічної точок зору заходом для вирішення подібних проблем є зонування урбанізованих водойм шляхом встановлення і впорядкування їх прибережних захисних смуг [2–5]. На території Києва такі проекти розробляються на рівні адміністративних районів міста (інститут «Київпроект»). Однак щодо конкретних об'єктів необхідне детальне вивчення еколого-гідроморфологічних умов функціонування, оцінка і прогноз стану водних екосистем з метою їх збереження та оптимізації в умовах запланованих архітектурно-будівельних навантажень. Саме такі підходи будуть відповідати вимогам екосистемного природо-, зокрема, водокористування [6, 7], яке передбачено Водною Рамковою Директивою ЄС та законами України. Специфічними особливостями подібних досліджень є: різновекторна в часі і на акваторії водного об'єкту спрямованість абіотичних факторів і умов, що вимагає комплексних досліджень; необхідність врахування існуючих і прогнозованих змін антропогенного впливу; розробка оптимізованих до нових умов моделей водних екосистем.

Одним із об'єктів, де гостро постало питання детальної оцінки сучасного стану екосистеми і можливих його змін, є озеро Видубицьке, яке також належить до придаткової мережі Дніпра в м.Києві (рис. 1). На замовлення ТОВ «Екоберег» у 2006-2007 рр. під керівництвом і за участю автора статті спеціалістами Інститутів гідробіології і ботаніки НАН України, Інституту гігієни та медичної екології АМН України, Центральної геофізичної обсерваторії та ДГРП «Північгеологія» проведено комплексні

гідроекологічні, геоботанічні та еколого-гідроморфологічні дослідження озера і прилеглої до нього території.

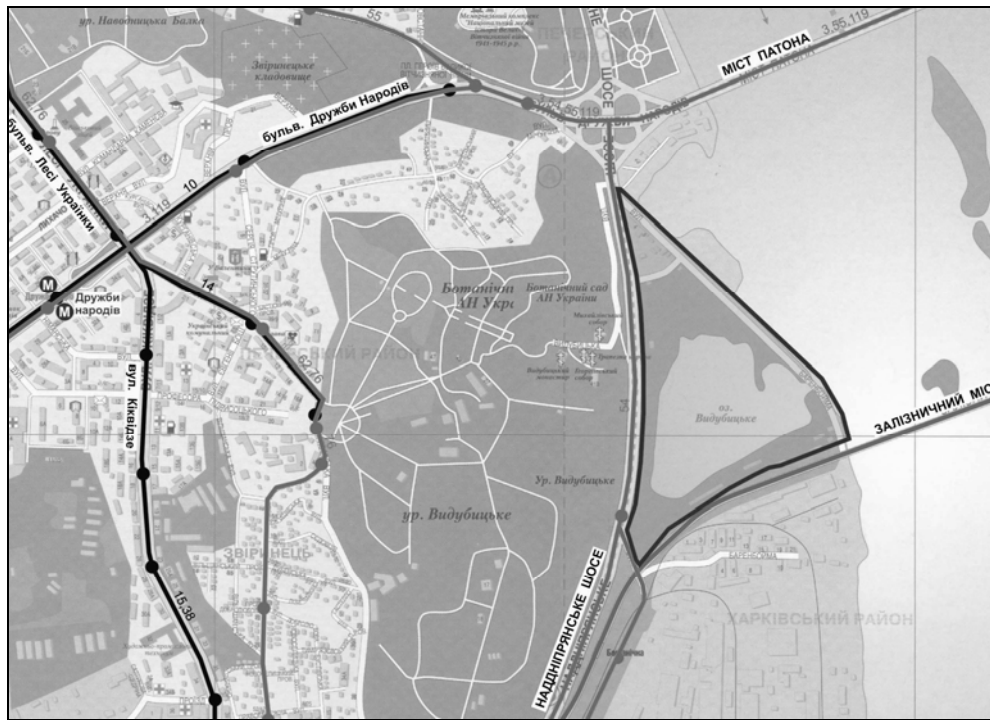


Рис. 1. Схема розташування оз. Видубицького

Основні гідроекологічні результати цих досліджень опубліковані [8]. Однак, різкі відмінності формування озера в часі та в різних частинах його нинішньої акваторії і узбережної смуги, потреби містобудівного екологічного обґрунтування вимагають більш глибокого вивчення і систематизації зібраних матеріалів з позицій еколого-гідроморфологічного підходу [6, 7]. Дана робота, на думку автора, є першою спробою еколого-гідроморфологічного зонування урбанізованих водойм, результати якого можуть бути застосовані при екологічному обґрунтуванні архітектурно-планувальних та містобудівних рішень.

Результати досліджень і їх обговорення

Історія виникнення озера Видубицького. Озеро Видубицьке знаходиться на правобережній заплаві р.Дніпро у Печерському районі м.Києва поблизу Дарницького залізничного моста. Озеро відокремлене від території Видубицького монастиря Набережним шосе, а від Дніпра – Набережно-Печерською дорогою. Видубицьке озеро, власне, не є озером у звичайному розумінні цього слова. Це штучно утворена затока, що сполучається нині невеликою протокою з основним руслом Дніпра в межах Канівського водосховища.

Досліджувана місцевість відома з часів Київської Русі. Тоді це була далека Київська околиця на виступах Київського плато, що кручами нависали над Дніпром. Плато було порізане численними балками на окремі урочища. Найбільшими серед них були Наводницька балка, тальвегом якої протікав однойменний струмок, та урочище Видубичі. Топонім «Видубичі»

(«Видибичі») сягає часів прийняття Руссю християнства у 988 р. Тоді трохи вище сучасного озера Видубицького в Дніпро впадала р.Почайна. В цю річку скидали язичницьких ідолів, які пливли до Дніпра, а там притискалися більш потужною дніпровською течією до берега – «видибали». Урочище назвали Видубицьким, а пізніше тут виник Видубицький монастир, який відгороджувався від Дніпра островом. Острів від правого берега річки відділяла протока під назвою «Старик».

З архівних джерел відомо, що острів, який на численних картах позначений як «острів проти Видубицького монастиря», належав до земельних маєтків цього монастиря і використовувався як заливні луки та місце для рибалки.

У 1866 р. у зв'язку з будівництвом лінії Києво-Курської залізниці виникла проблема подолання водної перешкоди – Дніпра. На території міста залізниця проходила вздовж річки Либідь, тому оптимальне місце розташування переїзду виявилось нижче Видубицького урочища, біля нижньої течії Либеді.

Острівна територія була зручною для облаштування тимчасових будівельних майстерень. Саме тому правління залізниці уклало з монастирем орендний договір на три роки (1867–1870 рр.) з правом будувати на острові тимчасові споруди, зобов'язуючись при цьому провести ряд заходів по розчистці та облаштуванню території. Частина ж території острова, яка підпадала під трасу залізниці, була викуплена залізничною компанією у монастиря.

Для захисту будівельного майданчика від дніпровської течії було перекрито верхню частину протоки «Старик» спеціальною струменевідвідною дамбою, що з'єднала північний кінець острова з київським берегом. У нижній частині цієї протоки було влаштовано іншу дамбу, по якій пролягла залізниця. Між цими двома штучними спорудами (дамбами) утворилося закрите водоймище. Саме таким чином виникло Видубицьке озеро. Вже тоді у дамбі було влаштовано штучну протоку, через яку перекинули легкий міст. Безпосередньо по дамбі проходила траса майбутньої Набережно-Печерської дороги.

Протягом ХХ ст. берегова лінія та акваторія озера зазнали суттєвих змін під впливом господарської діяльності на прилеглій території. Зіставлення топографічних карт різних років дало можливість прослідкувати ці зміни за період 1918-2006 рр. (рис.2).

Еколого-гідроморфологічна характеристика оз.Видубицьке та прилеглої території. Видубицьке озеро є типовим представником антропогенно змінених водойм заплави Дніпра (тепер річкова ділянка Канівського водосховища). Як і інші водойми водної системи Дніпра в межах м.Києва, воно відчуває на собі значний антропогенний тиск. Шосе, залізниця, промислова зона являють собою навколишнє середовище цієї водойми (рис. 3). На самому озері знаходиться декілька ремонтно-відстійних пунктів, які забруднюють ґрунти і ґрунтові води нафтопродуктами і важкими металами. Береги озера засмічені, заставлені

господарськими будівлями, складами, контейнерами, човнами. Значна частина водної акваторії зайнята причальними містками і плавзасобами.

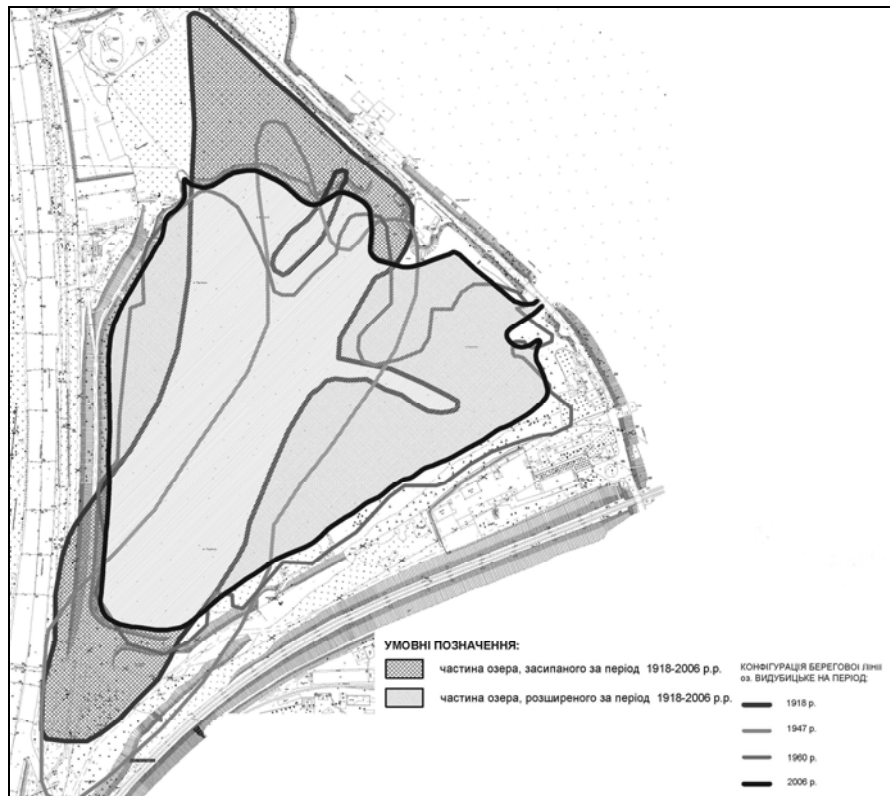


Рис. 2. Зміни берегів та акваторії оз.Видубицького за період 1918-2006 рр.



Рис.3. Використання акваторії та прилеглої території озера Видубицького (фрагмент космічного знімку м.Києва)

Видубицьке озеро і прилеглу до нього територію на сьогодні використовують для різноманітних господарських потреб, що суперечить історико-архітектурному і ландшафтно-рекреаційному призначенню території прибережжя Дніпра в межах міста Києва, визначеному Генпланом розвитку міста на перспективу до 2020 року. Видубицьке озеро і

прилеглу частину Дніпра передбачено використати для рекреаційних потреб населення м Києва, для чого необхідно винести за межі рекреаційної території всі господарські об'єкти, що суперечать цьому призначенню, та провести необхідні заходи з екологічного впорядкування території.

Видубицьке озеро розташоване на відстані 23,2 км від греблі Київської ГЕС. Воно відноситься до Київської ділянки Канівського водосховища. Об'єм озера становить 0,966 млн.м³, площа водної поверхні – 0,156 км² при нормальному підпірному рівні Канівського водосховища – 91,5 м БС.

Озеро Видубицьке утворилось на заплаві р. Дніпро і мало природні глибини 4,0-5,0 м. Зараз глибина в озері складає від 2,0 до 13,5 м, переважають глибини 4,0-7,0 м, середня глибина – 6,2 м (рис. 4). Найбільш глибоководною є західна частина озера. Мілководдя (глибиною до 2 м) займають біля 10 % площі водойми. Вони поширені вузькими смугами вздовж берегів, мають великий похил. Загалом поверхня дна озера нерівна і значно опускається до середини. Абсолютні відмітки дна змінюються від 78,0 м до 89,0 м БС.

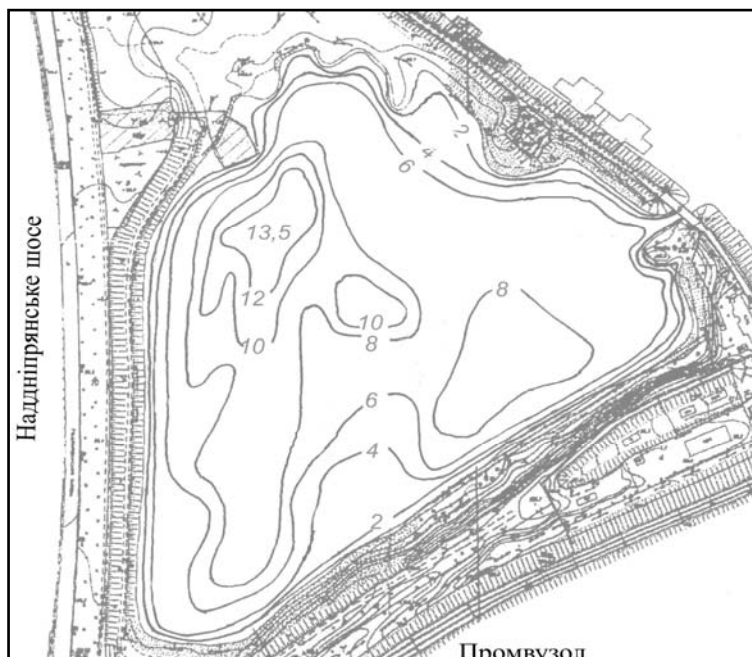


Рис.4.
Розподіл глибин в оз.Видубицькому
(цифри біля ліній – глибина в метрах)

Місцями на дні озера проводились виробки піщаних матеріалів, що призвело до понижень дна до глибини 7-10 м. Поверхня дна озера практично повсюдно вислана мулами піщанистими, гумусованими, темного кольору. В центральній частині озера потужність мулів складає 0,2-0,3 м. До периферії озера у його прибережній частині потужність мулів зростає до 0,3-0,8 м, а на дні невеликих заток збільшується до 2 м. У місцях видобування піщаних матеріалів, особливо вздовж Наддніпрянського шосе і в протоці до р. Дніпро, потужність мулів зменшується до 0,2 м, або вони повністю розмиті.

На дні озера мул підстилаються пісками алювіальними дрібнозернистими потужністю до 2–3 м, нижче залягають піски середньо- і крупнозернисті алювіальні до глибин 10–15 м. У тих місцях, де мули

знаходяться в корінному заляганні, між ними і пісками дрібнозернистими розташовані мулисті супіски і піски потужністю до 1–2 м.

Улоговина озера носить сліди значного антропогенного втручання, про що свідчать нехарактерні для природних заплавлених озер Дніпра глибини, форми улоговини, рельєф та донні відклади.

З Київською ділянкою Канівського водосховища озеро зв'язане протокою, яка при нормальному підпірному рівні води у водосховищі має глибини до 2,4 м, ширину – 20 м, довжину – 40 м. Глибина на прилеглій до озера ділянці Канівського водосховища змінюється від 6,5 до 17 м. Поверхня дна русла р. Дніпро має крутий схил з південного сходу до північного заходу з абсолютними відмітками від 74,5 м до 85,0 м БС.

Через протоку здійснюється основний водообмін озера за рахунок коливань рівня води у Канівському водосховищі. Існує також інфільтраційний зв'язок між водами озера і р.Дніпро – з одного боку, а також між водами озера і ґрунтовими водами на прилеглих територіях. Для останніх озеро слугує регіональною дренажною, що вбирає як ґрунтові, так і поверхневі води.

Рівні води в озері у періоди весняної повені пересічно піднімаються на 1–2 м, але можуть бути підйоми на 5–6 м. За період середньої повені в озеро надходить одноразово 200–350 тис. м³ води (20–36% від об'єму води в озері).

Провідним фактором зовнішнього водообміну озера виступають короткочасні коливання рівня води на прилеглій ділянці Канівського водосховища, які генеруються попусками Київської ГЕС. Оскільки спеціальних спостережень за рівневим режимом тут не проводиться, використано розрахунковий метод. Встановлено [9], що відношення між амплітудою внутрішньодобових коливань в будь-якому створі річкової ділянки Канівського водосховища (A_L) і в нижньому б'єфі Київської ГЕС ($A_{ГЕС}$) має вигляд:

$$A_L = A_{ГЕС} \cdot e^{-0,03L},$$

де L – в км; e – основа натурального логарифма.

Враховуючи, що оз. Видубицьке знаходиться на відстані 23,2 км від Київської ГЕС, можна для розрахунку амплітуди коливання рівня в цьому озері використати формулу:

$$A_{Вид} = A_{ГЕС} \cdot e^{-0,03 \cdot 23,2} = 0,50 A_{ГЕС}.$$

Таким чином, амплітуда внутрішньодобових коливань у прилеглій до озера ділянці водосховища по відношенню до амплітуди в нижньому б'єфі Київської ГЕС зменшується вдвічі.

Виконаний у [8] статистичний аналіз даних щодо коливань рівня води при попусках Канівської ГЕС у вегетаційний період за останні п'ять років показав, що в нижньому б'єфі ГЕС середня величина підйому за попуск складає 0,54 м. Отже, в районі оз. Видубицького найбільш вірогідна величина підйому рівня води при проходженні попускової хвилі складає 0,27 м.

Наявність досить великої протоки дозволяє рівневому режиму озера миттєво реагувати на коливання рівня в прилеглий ділянці водосховища. Тому вказані статистичні показники коливання рівня характерні і для озера. Завдяки дворазовому за кожен день попуску ГЕС більшу частину року (крім часу проходження повені) в озеро притікає (і витікає) за добу в середньому 84 тис.м³ води. Це складає приблизно 8,7% загального об'єму води, що міститься в озері. Умовний водообмін, таким чином, відбувається в озері в середньому за 11,5 діб.

Результати моделювання циркуляції вод в озері, викладені в [8], свідчать про наявність вітрових течій, притоку і витоку води, які забезпечують перемішування водних мас та їх диференціацію в різних частинах озера, активний водообмін на мілководдях.

Еколого-гідроморфологічне зонування озера Видубицького. Ще у першій половині ХХ століття озеро Видубицьке було схоже на озеро-старицю на заплаві р.Дніпро. Пізніше північну частину озера було засипано будівельними відходами, а південну – перетворено в піщані кар'єри і з'єднано протокою з р.Дніпро (рис. 3). В середині озера біля його південних і північних берегів влаштовано ремонтно-відстійні пункти. Вони розташовані вздовж мілководних ділянок, які збереглися тут після розчисток кар'єрів. Із заходу і сходу озеро оточене автомобільними дорогами, на півдні проходить залізниця. Через протоку здійснюється водообмін з р.Дніпро.

В результаті виконаних досліджень встановлено, що під впливом значного антропогенного тиску на екосистему озера і прилеглої території стан цієї екосистеми є катастрофічним і потребує радикального поліпшення. Основними забруднювачами озера є: Наддніпрянське шосе, залізниця, звалище будівельного сміття, ремонтно-відстійні пункти, скид стічних вод в озеро, залишкові хімічні і радіологічні забруднення, забруднення, що надходять з р.Дніпро (рис. 4).

За ступенем впливу і місцем розташування основних забруднювачів та спектром забруднення залежно від еколого-гідроморфологічних умов його нагромадження досліджену територію пропонується поділити на п'ять зон: 1) Центральну акваторійно-глибоководну; 2) Західну прибережно-схилу; 3) Північну прибережну мілководно-глибоководну; 4) Східну акваторійно-мілководну; 5) Південну прибережно-мілководну (рис. 5).

Центральна акваторійно-глибоководна зона займає ділянки колишніх кар'єрів в озері з глибинами 6–12 м. Мул тут залягає, як правило, безпосередньо на середніх і крупних алювіальних пісках. Мули збагачені нафтопродуктами (до 337 мг/кг) і важкими металами (табл. 2), занесеними з

сусідніх зон і частково заакумульованими на місці при переміщенні човнів. Залишкові нагромадження радіонуклідів стронцію-90 і цезію-137 досягають відповідно 201 і 1930 Бк/кг. У пробах води, відібраних в цій зоні, виявлено органічне забруднення за показниками ПО, ХСК і БСКп, підвищений вміст аміаку і нітратів, заліза і нафтопродуктів (табл. 1), хоча вода відноситься за більшістю інгредієнтів до слабо і помірно забрудненої.



Рис. 5. Схема еколого-гідроморфологічного зонування озера Видубицького (1-5 – номери еколого-гідроморфологічних зон)

Таблиця 1. Показники забруднення води оз.Видубицького

№ зони	Зона	Показники забруднення води								
		ПО	ХСК	БСКп	аміак	нітрати	заг. залізо	нафто-продукти	колі-індекс	сальмо-нела
1	Центральна	8,8	26,0	6,9	5,2	41,0	0,44	0,16-0,26	$2,3 \cdot 10^4$	-
2	Західна	8,3	34,7	9,2	7,0	6,3	0,0	0,0	$2,38 \cdot 10^5$	-
3	Північна	8,4	31,2	8,3	5,0	51,0	0,43	13,6	$2,3 \cdot 10^4$	+
4	Східна	8,5	29,5	7,9	4,8	67,0	0,0	0,11	$2,3 \cdot 10^4$	-
5	Південна	8,6	57,3	15,2	6,0	5,4	0,0	0,0	$0,9 \cdot 10^3$	-
	Дніпро	8,6	66,0	17,5	3,0	45,0	0,0	0,23	$2,3 \cdot 10^4$	-
Розмірність		$\frac{\text{мгО}_2}{\text{дм}^3}$	$\frac{\text{мгО}_2}{\text{дм}^3}$	$\frac{\text{мгО}_2}{\text{дм}^3}$	мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³	мг/дм ³		
ГДК		--	30	6,0	2,0	45,0	0,3	0,3	$5 \cdot 10^3$	
Фонові показники		5,0-8,0								

Західна прибережно-схилова зона сформувалась у примиканні до шосейної дороги і простягається вздовж неї вузькими смугами суші і води. Суша – це терасований насип автотраси. Вздовж урізу води тягнеться схил колишнього кар'єру з глибинами до 6 м. Схил складений пісками дрібно- і середньозернистими. В південній частині зони розташований водовипуск в озеро стічних вод. Забруднення цієї території зв'язане з викидами

відпрацьованого пального і наявністю стічних вод. У воді спостерігаються значні величини ХСК і БСКп, аміаку і нітратів, максимальний по акваторії показник колі-індексу ($2,38 \cdot 10^5$).

Таблиця 2. Показники забруднення донних відкладів оз.Видубицького

№ зони	Зона	Показники забруднення донних відкладів			
		Pb	Cd	Нафто-продукти	Колі-індекс
1	Центральна	13,6	1,2	337	--
2	Західна	--	--	--	--
3	Північна	--	--	--	$23,8 \cdot 10^6$
4	Східна	5,4	0,5	1,32	--
5	Південна	--	--	--	--
	Дніпро	4,3	0,6	1,32	--
Розмірність		мг/кг	мг/кг	мг/кг	
ГДК		32	2,0		$>1 \cdot 10^6$ -сильно забруднені
Фонові показники		10	0,5	15,0	

Північна прибережна мілководно-глибоководна зона займає ділянку, суцільно зайняту ремонтно-відстійними пунктами (на воді – причали, а на березі – майстерні) – див.рис. 3 та 5. Східну частину цієї зони розташовано в районі первинних мілководь з глибинами до 3,0–3,5 м. В західній частині причали покривають глибоководний кар'єр з глибинами до 13 м. Дно мілководь і глибоководь покрите мулами, насиченими важкими металами, нафтопродуктами. Вода в районі причалів за основними показниками брудна. Вміст нафтопродуктів у воді до 45 разів перевищує ГДК. Відмічається навіть патогенна мікрофлора (сальмонела). Прилегла суша засипана будівельним сміттям, захаращена, заросла бур'янами, забруднена нітратами (у 8 разів перевищують ГДК), свинцем (15-кратне перевищення ГДК і 49-кратне перевищення фонових показників) – див.табл. . Колі-індекс тут максимальний на досліджуваній території – $23,8 \cdot 10^6$, що свідчить про сильне мікробіологічне забруднення. Для нормалізації екологічного стану цієї зони з неї треба винести всі ремонтно-відстійні пункти, виконати рекультивацію ґрунтів на суші і розчистку дна мілководь та їх санацію.

Східна акваторійно-мілководна зона обмежена реліктовими мілководдями і прилягає до штучної протоки, що з'єднує озеро з р.Дніпро. Дно тут похило опускається до кар'єру піщаних матеріалів з глибинами понад 8 м. Мілководдя з поверхні складені мулами, під якими залягають супіски, суглинки, дрібні піски. В безпосередній близькості до протоки мули відсутні. Схили кар'єру складені пісками дрібними і середніми. Екологічну ситуацію зони визначають: залишкове забруднення, накопичене в мулах, а також забруднення, що надходить з дніпровською водою. Вода, завдяки постійному перемішуванню, відноситься до чистої або помірно забрудненої. Відмічається підвищений вміст нітратів у воді (1,5 ГДК) і в ґрунтах прилеглої території (8,8 ГДК). Мілководні ділянки дна в зоні потребують розчистки, а береги – рекультивації ґрунтів.

**Таблиця 3. Показники забруднення ґрунтів території,
прилеглої до оз.Видубицького**

№ зони	Зона	Показники забруднення ґрунтів						
		аміак	нітрати	Pb	Co	Cd	колі-індекс	сальмонела
2	Західна	25,6	20,8	10,4	9,6	0,4	$2,3 \cdot 10^6$	-
3	Північна	28,0	123,2	492,3	12,0	4,0	$23,8 \cdot 10^6$	-
4	Східна	26,8	132,0	9,2	17,5	2,4	$0,23 \cdot 10^6$	-
5	Південна	25,0	61,8	8,2	7,2	1,2	$2,3 \cdot 10^6$	-
Розмірність		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг		
ГДК		19,5	15,0	32,0		2,0	$>1 \cdot 10^6$ - сильно забрудн.	
Фонові показники				10,0	8,0	0,5		

Південна прибережно-мілководна зона у вигляді реліктових мілководь простягається вздовж південно-східного корінного берега озера, який заріс чагарниками, травами і поодинокими деревами. Вздовж берега проходить залізниця (див.рис.5). На двох ділянках мілководь влаштовано причали ремонтно-відстійних пунктів, які забруднюють воду нафтопродуктами і важкими металами. Підсилюється забруднення викидами залізничного транспорту і підприємствами, розташованими південніше зони – Завод ЗБК ім.Ковальської, завод по виробництву ДСП. Показники ХСК і БСКп вдвічі перевищують середні по озеру, що свідчить про значне органічне забруднення. За межі зони необхідно винести ремонтно-відстійні пункти, розчистити мілководдя і виконати їх санацію, виконати рекультивацію ґрунтів на корінному березі.

Актуалізація еколого-гідроморфологічного зонування оз.Видубицьке за гідробіологічними показниками виконана автором за матеріалами, викладеними в [8]. Згідно з цими матеріалами для озера характерні просторові відмінності розподілу фітопланктону:

зростання чисельності (зокрема, синьозелених водоростей) від протоки до середини озера;

максимальна чисельність – на мілководдях, де домінували синьозелені водорості (72%);

максимальна чисельність і видове різноманіття – у верхньому шарі води.

Найбільша кількість видів зоопланктону зафіксована посередині озера (центральна зона), найменша – поблизу шосе (західна зона). Біомаса зоопланктону значно більша на мілководдях, зайнятих вищою водною рослинністю (північна і східна зона).

Виконаний автором аналіз сапробіологічної характеристики бентосних організмів, за допомогою якої в [8] зроблено оцінку екологічного стану придонного шару води і донних ґрунтів в різних частинах оз.Видубицьке та для порівняння на прилеглий ділянці Дніпра, показав, що

просторовий розподіл цієї характеристики є відображенням еколого-гідроморфологічного зонування озера (табл. 4).

Таблиця 4. Зональні особливості сапробіологічної характеристики бентосних організмів оз.Видубицьке

№ зони	Зона	Мікро- і мезобентос		Макрозообентос	
		сапробність	категорія якості води	сапробність	категорія якості води
1	Центральна	β - α -мезосапробна	забруднена-брудна	α -мезо-сапробна	брудна
2	Західна	β -мезосапробна	забруднена	α -оліго-сапробна	дуже чиста
3	Північна	β - α -мезосапробна	забруднена-брудна	полі-сапробна	дуже брудна
4	Східна	β - α -мезосапробна	забруднена-брудна	β -мезо-сапробна	забруднена
5	Південна	β - α -мезосапробна	забруднена-брудна	полі-сапробна	дуже брудна
	Дніпро	олігосапробна	чиста	оліго-сапробна	чиста

Як видно з таблиці 4 для більшої частини озера вода характеризується як брудна і забруднена (на відміну від прилеглої ділянки Дніпра). Особливо вирізняються північна і південна зони, зайняті ремонтно-відстійними пунктами, де за показниками макрозообентосу вода є дуже брудною. На цьому фоні виділяється західна зона, де за макрозообентосом вода характеризується як дуже чиста. Це обумовлено впливом вищої водної рослинності, яка росте вздовж мілководь цієї зони. Але цей вплив не поширюється за межі зайнятих водною рослинністю мілководь (0,5–0,7 га) і в масштабах всього озера відіграє незначну роль.

Висновки і пропозиції.

1. Генеральним планом м.Києва на перспективу до 2020 р. передбачено перетворити прирічкові території Дніпра та його придаткову мережу в межах міста в зони рекреації, спорту та оздоровлення. Для цього необхідно виконати архітектурно-ландшафтне та водоохоронне впорядкування водойм і водотоків Дніпра та його заплави, екологічний стан яких на сьогодні є незадовільним.

2. Неодмінним елементом сучасного впорядкування урбанізованих прирічкових територій і акваторій є водно-екологічне обґрунтування архітектурно-планувальних рішень, побудоване на екосистемних підходах. На конкретних водних об'єктах цю проблему пропонується вирішувати шляхом встановлення прибережних захисних смуг та їх інженерного і біотехнічного впорядкування з метою захисту водних акваторій від забруднення і засмічення, а берегових територій – від шкідливої дії вод: затоплення, підтоплення, розмиву тощо.

3. Як показали дослідження, виконані на оз.Видубицькому, найбільш оптимальною з архітектурно-ландшафтної та водно-екологічної точок зору основою для вирішення подібних проблем є водоохоронне зонування урбанізованих водойм в межах їх водоохоронних зон. Таке зонування щодо конкретних об'єктів повинно включати: детальне вивчення еколого-гідроморфологічних умов функціонування водних екосистем, оцінку стану цих екосистем з метою їх збереження та оптимізації в умовах запланованих архітектурно-будівельних навантажень. Специфічними особливостями подібних досліджень, які необхідно враховувати, є: різновекторна в часі і по акваторії спрямованість абіотичних факторів і умов, що вимагає комплексних досліджень; необхідність врахування існуючого антропогенного впливу і прогнозованих його змін; розробка оптимізованих до нових умов моделей водних екосистем та їх структурно-функціональних складових частин, що відображають адекватні гідроморфологічні типи, види і етапи їх розвитку.

4. Детальні дослідження і оцінки впливу на стан екосистеми озера Видубицького як нинішнього, так і перспективного використання його акваторії та прилеглої до нього території показали актуальність зонування, вибудованого на еколого-гідроморфологічних показниках. За ступенем впливу і місцем розташування основних забруднювачів та спектром забруднення залежно від еколого-гідроморфологічних умов його нагромадження в різних частинах досліджену територію було поділено на п'ять зон, для кожної з яких характерний свій набір еколого-водоохоронних заходів і моделей архітектурно-ландшафтного впорядкування.

5. Виконана актуалізація еколого-гідроморфологічного зонування оз.Видубицького за гідробіологічними показниками показала екосистемну змістовність цього підходу, особливо стосовно просторового розподілу сапробіологічної характеристики бентосних організмів.

Список літератури

1. Дубняк С.С. Оцінка водного режиму і пропускної здатності верхньої ділянки Канівського водосховища в умовах інтенсивної урбанізації // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 145-158.
2. Дубняк С.А. Установление прибрежных водоохраных зон равнинных водохранилищ. – Экспресс-информация // ЦБНТИ Минводхоза СССР. – 1983. – Сер. 4, вып. 6. – С. 1-8.
3. Дубняк С.А., Крынько И.Н. Организация и проведение мероприятий по улучшению природно-технического состояния и благоустройству водохранилищ. – К. : Изд-е ВИПК МВХ СССР, 1986. – 87 с.
4. Дубняк С.С. Аналіз існуючих підходів до районування водосховищ та пропозиції по його удосконаленню // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 295-302.
5. Дубняк С.С., Дубняк С.А. Оцінка стану і проблеми законодавчого регулювання водоохоронних зон водних об'єктів України // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2005. – Т. 7. – С.25-39.
6. Дубняк С.С. Методологія дослідження структурно-функціональних особливостей рівнинних водосховищ // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.10. – С.20-35.
7. Дубняк С.С. Основні положення еколого-гідроморфологічного напряму досліджень екосистем крупних рівнинних водосховищ // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т.14. – С.62–74.
8. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Озеро Видубицьке / Кол. авт. – К. : ІГБ НАНУ, 2007. – 64 с.
9. Тимченко В.М., Дубняк С.С. Экологические аспекты

водного режима Киевского участка Каневского водохранилища // Гидробиол. журн. – 2000. – 36, №3. – С.57-67.

Некоторые проблемы эколого-гидроморфологического зонирования урбанизированных водоемов (на примере озера Выдубицкого в г.Киеве)

Дубняк С.С.

Разработаны и экологически верифицированы подходы к эколого-гидроморфологическому зонированию урбанизированных водоемов, которые рекомендуется использовать при экологическом обосновании архитектурно-планировочных и градостроительных решений.

Some problems of ecohydromorphological zoning of urbanized water bodies (on an example of the lake Vydubyske in Kyiv)

Dubnyak S.S.

The approaches to allocation of ecohydromorphological zones of urbanized water bodies are developed and ecologically checked up. It is recommended to use these approaches for an ecological substantiation of architectural and town-planning decision.

УДК 528.94+551.482

ГІДРОМОРФОЛОГІЧНА ОЦІНКА РІЧОК БАСЕЙНУ ЛАТОРИЦІ

**Ободовський О.Г., Ярошевич О.Є., Коноваленко О.С.,
Розлач З.В., Онищук В.В.**

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Актуальність проблеми. Для річок Українських Карпат виконана ціла низка досліджень з питань аналізу закономірностей розвитку руслових процесів на гірських та напівгірських водотоках, оцінки впливу господарської діяльності на процеси руслоформування, стійкості русел, змін стоку наносів та розвитку руслових деформацій [1-5]. Разом з тим для вказаних річкових систем лише в 2006р. з'явилась перша вітчизняна узагальнююча публікація, яка розкриває методологічну концепцію та її практичну реалізацію для річок басейну Верхньої Тиси стосовно гідроморфологічного аналізу річок у відповідності із стандартами, які використовують карпатські європейські країни [6].

Проведення досліджень з позиції єдиних методичних підходів щодо визначення й аналізу гідроморфологічного стану річок та проведення моніторингових гідроморфологічних спостережень у русло-заплавному комплексі в єдиному (або сумісному) форматі з європейськими стандартами є надзвичайно актуальним завданням особливо для річок транскордонних басейнів.

Для країн Європейського Союзу оцінка гідроморфологічної якості річок складає інтегровану частину Водної Рамкової Директиви ЄС (ВРД) [7] і є базовим компонентом в дослідженні водних об'єктів, від якого залежать біотичні групи і функціонування в цілому річкової екосистеми.

Методика дослідження. Підходи щодо визначення гідроморфологічної якості річок повинні мати чітку відповідність до Європейського стандарту CEN №14614 [8]. Разом з тим кожна країна ЄС має свої особливості застосування основних положень гідроморфологічної оцінки якості річок, які пов'язані як з диференціацією природних умов (екорегіонів), так і з системою господарювання в басейнах річок.

Враховуючи специфіку умов формування русел карпатських річок, ландшафтні характеристики та геологічні умови їх водозборів, режим зволоження та показники стоку води і наносів, специфіку ґрунтів і рослинності та господарську діяльність в басейнах і русло-заплавному комплексі, найбільш близькими до потреб гідроморфологічної оцінки річок Українських Карпат можна вважати підходи, що розроблені в Словацькій Республіці [9], які базуються на методології оцінки гідроморфологічного стану якості, прийнятій в Німеччині [10].

Гідроморфологічна оцінка базується на принципі, за яким найвищий клас досягається при максимально можливому наближенні сучасних фактичних гідроморфологічних умов до референційних. Референційні умови - це первинний стан річки до того, як вона зазнала антропогенного впливу. Цей принцип використовується в багатьох європейських країнах при оцінці гідроморфологічної якості екологічного стану річок [9–11].

Створення методичних основ гідроморфологічної оцінки річок та наукове обґрунтування її основних положень є важливим етапом у встановленні загального екологічного стану річкових водних об'єктів. Наступним кроком, який визначає її сприйняття та застосування на конкретних водотоках є визначення чіткої послідовності щодо її застосування.

У цьому контексті можна запропонувати алгоритм реалізації методики гідроморфологічної оцінки річок басейну Латориці, який наведений на рис.1 і в роботі [6].

Суть даного алгоритму полягає не лише у встановленні послідовності дій щодо визначення гідроморфологічної оцінки річки, а й у системному підході щодо накопичення гідроморфологічної інформації, яка б дозволила обґрунтувати мережу гідроморфологічного моніторингу і розробку заходів щодо збереження, а за потреби і відновлення доброго гідроморфологічного стану річки.

Запропонований алгоритм узагальнює всі етапи досліджень, які запропоновані в методиці.

Перший з них стосується підготовчих робіт, пов'язаних з попередньою оцінкою та вибором ділянки обстеження (ДО) на річці та проведенні польових робіт, за матеріалами яких встановлюється відповідний клас гідроморфологічного стану.

Наступний етап підпорядковується власне визначенню гідроморфологічного класу. Він включає як відомі в країнах ЄС протокольні оцінки місцевості та гідроморфології річки, так і нові, запропоновані нами складові методики, які характеризують склад донних наносів та оцінку процесів руслоформування. Останні дві складові, хоча і не мають бальної оцінки, але надзвичайно важливі для достовірного встановлення гідроморфологічного класу ДО річки.

Третій блок алгоритму представляє собою практичне застосування результатів гідроморфологічної оцінки. Перш за все, це стосується узагальнення і накопичення результуючої інформації стосовно фізико-географічних, гідроморфологічних, гідрологічних параметрів, оцінки донних наносів та процесів руслоформування для даної ДО річки. Це вкрай необхідна інформація з огляду на недосконалість існуючого моніторингу вказаних характеристик.

Тісний зв'язок з попереднім має наступний блок, який стосується системи гідроморфологічного моніторингу.

Заключним моментом в даному алгоритмі є планування заходів із збереження та відновлення доброго гідроморфологічного стану річок.

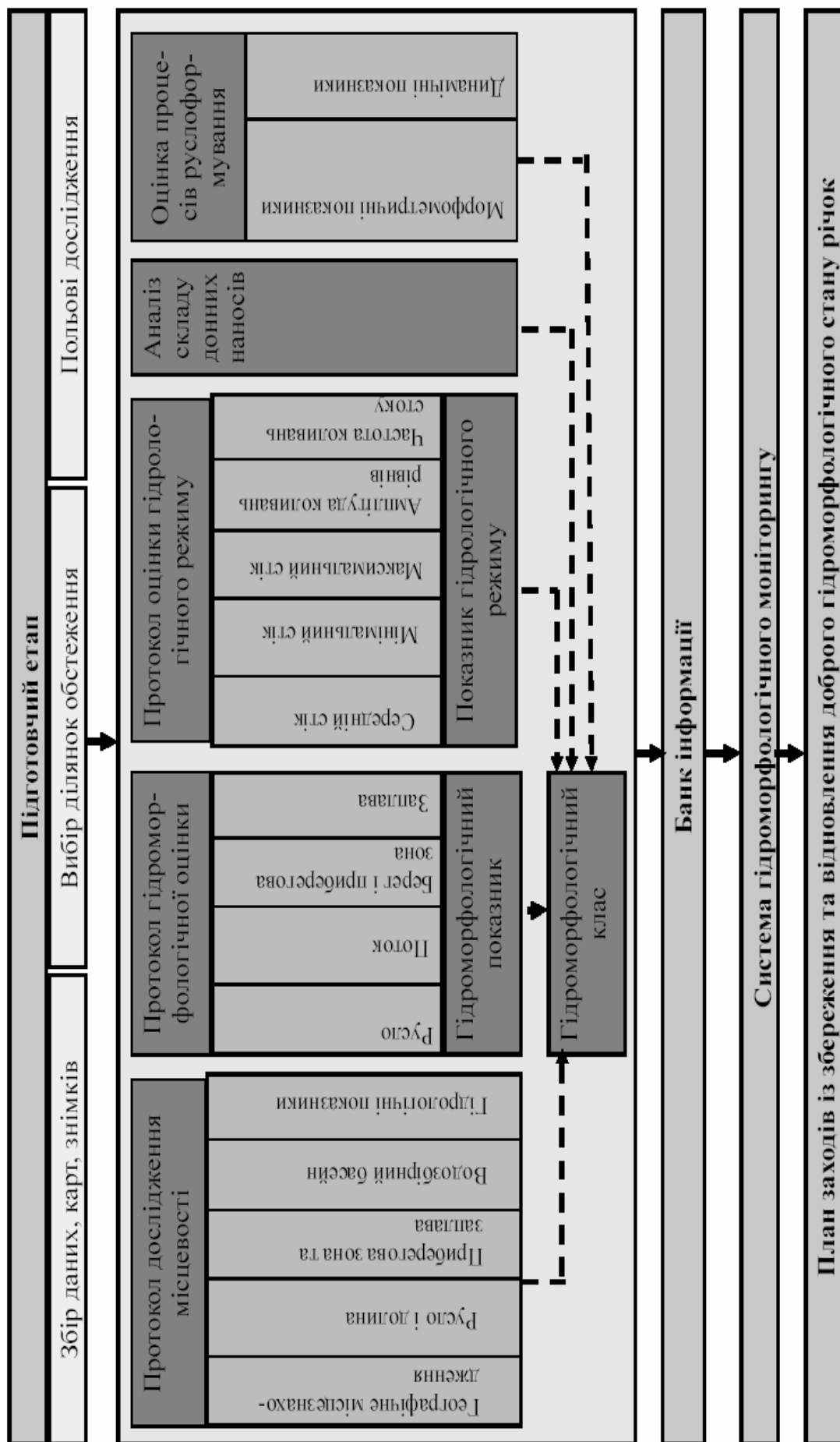


Рис.1. Алгоритм реалізації методики гідроморфологічної оцінки річок басейну Тиси

Воно базується на комплексних результатах гідроморфологічної оцінки ДО річки. План може бути розроблений для окремих елементів саморегулюючої системи «потік-русло-заплава» з виділенням першочергових та перспективних завдань. Алгоритм реалізації гідроморфологічної оцінки екологічного стану річок басейну Тиси є достатньо уніфікованим, що дозволяє його використання для різних типів водотоків не лише вказаного басейну, а й екорегіонів Карпати та частково Угорської низовини, що ми і продемонструємо на прикладі басейну р.Латориця.

Головним джерелом інформації для визначення вказаних умов слугують старі топографічні карти, архівні відомості, а також данні польових досліджень, що проводилися в минулому, сучасні топографічні зйомки, космознімки.

Основні результати досліджень. На основі методичних підходів викладених у [6, 12–13], в період з 20.09.2008 по 24.09.2008 були проведені експедиційні дослідження з метою визначення загального гідроморфологічного стану на річках басейну Латориці. Була досліджена власне р.Латориця, а також її деякі верхні притоки, загальна протяжність яких перевищує 10 км. Серед таких водотоків були наступні: Славка (лівобережна притока), Жденявка (правобережна притока), Віча (лівобережна притока), Ждимир (лівобережна притока 2-го порядку), Свалявка (лівобережна притока) (рис.2.).

Гідроморфологічна оцінка. Загальна кількість ДО на перелічених річках становить 14, з яких 7 на Латориці, по 2 на рр.Жденявка та Віча, і по 1 на рр.Славка, Ждимир, Свалявка.

Варто відмітити, що ділянки обстеження на р.Латориці були розміщені по всій її довжині в межах України у характерних репрезентативних місцях. На менших водотоках. ДО призначались або у верхній та нижній течіях, або лише у нижній течії, проте завжди таким чином, щоб відслідкувати як референційні умови формування річок, так і об'єктивно відобразити гідроморфологічну якість річок вказаного басейну. Графічні результати гідроморфологічної оцінки для річок басейну Латориці наведені на електронній карті басейну (рис. 2). Таблиця 1 складена таким чином, що в ній представлена бальна оцінка не лише загального показника гідроморфологічного стану, але і 4 основні категорії, по яких проводять оцінку гідроморфологічного стану, а саме: русло річки, внутрішні характеристики потоку, берега і прибережної зони та заплави. Такий підхід є універсальним і комплексним. Він дає змогу оцінити не тільки загальний стан, але і окремі гідроморфологічні елементи річкової системи, що в подальшому допоможе розробити конкретні рекомендації по кожному з елементів русло-заплавного-комплексу.

Що стосується такого елемента як русло річки, то його стан – відмінний (І) (за виключенням р.Латориці біля с.Малі Геївці і р. Віча біля

3,67), і трансформацією його форми. На ділянці р.Віча біля смт.Воловець цей показник має II клас (добрий), що зумовлено одамбування русла річки.

Категорія внутрішні характеристики потоку залишаються майже по всіх річках в природньому стані, тому ця характеристика відповідає відмінному стану. В 11 випадках він дорівнює I, а для інших 3 ДО відповідає II (р. Латориця–с. Соломонове, р. Латориця–с. М. Геївці, р. Латориця - с. Н. Давидкове). Всі ці ділянки розташовані в рівнинній частині басейну, де на зміни характеристик потоку впливає господарська діяльність та наявність гідротехнічних споруд, спрямлень русел.

Таблиця 1. Результати гідроморфологічної оцінки річок басейну Латориці

№ ДО	Річка/ділянка	Бальна оцінка					
		Русло річки	Внутрішні характеристики потоку	Берег и прибережна зона	Заплава	Загальний показник	Клас
1	р.Латориця-с.Латірка	1,00	1,17	2,17	2,75	1,77	II
2	р.Латориця-с.Підполоззя	1,00	1,25	1,17	1,50	1,25	I
3	р.Латориця-с.Ганьковиця	1,00	1,00	1,25	1,50	1,19	I
4	р.Латориця-сан.Карпати	1,17	1,33	2,17	3,00	1,92	II
5	р.Латориця-с.Ново Давидкове	1,00	2,00	1,67	4,00	2,33	II
6	р.Латориця-с.Малі Геївці	3,67	2,00	2,00	2,75	2,60	III
7	р.Латориця-с.Соломонове	1,33	1,83	1,33	2,50	1,75	II
8	р.Славка-с.В.Ворота	1,00	1,17	1,33	2,00	1,38	I
9	р.Жденявка-с.Розтока	1,00	1,17	1,17	1,25	1,15	I
10	р.Жденявка-с.Жденьово	1,00	1,17	1,75	2,50	1,60	I
11	р.Віча-сmt.Воловець	1,75	1,17	2,80	2,25	1,99	II
12	р.Віча-нижче впадіння р.Ждимир	2,67	1,15	3,00	3,35	2,56	III
13	р.Ждимир-форелеве господарство	1,00	1,10	1,33	1,00	1,10	I*
14	р.Свалявка-нижче с.Стройне	1,00	1,23	1,33	2,25	1,45	I

Наступна категорія оцінки стосується берега та прибережної зони. Ця зона знаходиться у відмінному стані на ділянках р. Латориця біля с.Соломонове, р.Латориця біля с.Підполоззя, р. Латориця біля с.Ганьковиця, р.Славка біля с.В.Ворота, р.Ждимир біля форелевого господарства, р.Свалявка біля с.Стройне. На ділянках р. Віча біля смт Воловець і р.Віча

нижче впадіння р.Ждимир ця зона знаходиться в задовільному стані, інші ділянки характеризуються добрим станом. Найбільшу строкатість і змінність в оцінці гідроморфологічного стану має категорія заплава. Для неї гідроморфологічний стан змінюється від I (відмінний) до IV (поганий). Найгірша ситуація в цьому плані, спостерігається на ділянках р.Латориця біля с. Н.Давидкове, р. Латориця в районі станції Карпати, р. Віча нижче впадіння р.Ждимир (4,00 и 3,25 відповідно). Це пов'язано зі значною господарською освоєністю заплави, і насамперед, зі зменшенням площі заплави, що затоплюється в порівнянні від референційних умов в зв'язку з побудовою дамб.

Для таких ділянок як: р.Латориця біля с.Підполоззя та с.Ганьковиця, р.Жденявка с.Розтока, р.Ждимир біля форелевого господарства стан заплави є відмінним.

Оцінюючи загальний показник гідроморфологічного стану слід відмітити, що лише 7 ділянок обстеження відповідають відмінному (I) стану, і серед них, ДО 13 (р.Ждимир біля форелевого господарства), яка відповідає референційним умовам. Дві ділянки р.Латориця біля с.М.Геївці і р.Віча біля смт Воловець мають задовільний гідроморфологічний стан. Інші 5 мають добрий стан.

Надзвичайно важливим з огляду на гідроморфологічну оцінку якості річок є визначення референційних ділянок та критеріальної (кількісної) їх оцінки. Зважаючи на отримані результати і досвід проведення подібних робіт в країнах ЄС пропонуємо в якості референційних, з огляду на гідроморфологічну оцінку якості призначати ДО, для яких загальний показник вказаної якості повинен бути не більше 1,10. При цьому додатковий показник гідрологічного режиму має бути рівний 1,00. За таких обставин можна вважати, що вплив господарської діяльності на ділянку обстеження практично не прослідковується і зміни в гідроморфології річки в ретроспективному плані не відбулися.

Для досліджуваних річок басейну Латориці референційними ділянками є лише 1: ДО 13 (р.Ждимир). Ця ДО є базовою точкою відліку для проведення загальної оцінки гідроморфологічного стану річок в даному басейні.

З формами прояву руслових процесів тісно пов'язаний і гранулометричний склад руслових наносів. Поверхневий шар ложа русла визначає шорсткість змочуваної поверхні, тобто контакту між водним потоком й сформованим ним раніше трактом.

Важливою складовою в методиці гідроморфологічної оцінки якості є *визначення показників гідрологічного режиму*. Їх вага зростає ще й за умов паводконебезпечності річок басейну р.Латориця. Результати гідроморфологічної оцінки вказаних річок наведені в табл. 2.

За даними таблиці 2 можна встановити, що найкращі відносно референційних умов є показники гідрологічного режиму верхів'їв річок (ДО 1-ДО 3; ДО 8- ДО 10, ДО 12). Для вказаних ділянок обстеження всі показники залишились незмінними і дорівнювали 1,00. такий же загальний

бал характерний і для ДО14 (р.Свалявка), де відсутні також будь-які зміни цих показників. Найгірша ситуація в цьому відношенні притаманна середній і нижній частині р.Латориця (ДО 4-ДО 7) та р.Віча (ДО 11, ДО 13).

Тут показник гідрологічного режиму відповідає другому класу якості. Зменшення показника для всіх зазначених ділянок обумовлене здебільшого одамбуванням (звуженням водопропускного коридору) русла і заплави. Це, в свою чергу, призводить до змін величин максимального стоку, амплітуди та частоти коливань рівнів води.

Таблиця 2. Результати гідрологічної оцінки річок басейну Латориці

№ ДО	Річка - ділянка	Бальна оцінка						Клас
		Середній стік	Мінімальний стік	Максимальний стік	Амплітуда коливань рівнів	Частота коливань стоку	Загальний показник	
1	р.Латориця-с.Латірка	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
2	р.Латориця-с.Підполоззя	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
3	р.Латориця-с.Ганьковиця	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
4	р.Латориця-сан.Карпати	1.00	3.00	3.00	1.00	1.00	1,8	I
5	р.Латориця-с.Ново Давидково	1.00	1.00	3.00	3.00	3.00	2,2	II
6	р.Латориця-с.Малі Геївці	1.00	1.00	3.00	3.00	3.00	2,2	II
7	р.Латориця-с.Соломоново	1.00	1.00	3.00	3.00	3.00	2,2	II
8	р.Славка-с.В.Ворота	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
9	р.Жденявка-с.Розтока	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
10	р.Жденявка-с.Жденьово	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
11	р.Віча-с.мт Воловець	1.00	1.00	3.00	3.00	3.00	2,2	II
12	р.Ждимир-форелеве господарство	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I
12	р.Віча-нижче впадіння р. Ждимир	1.00	1.00	3.00	3.00	3.00	2,2	II
15	р.Свалявка-с.Стройне	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1,00	I

Показник гідрологічного режиму безпосередньо не враховується при визначенні гідроморфологічного класу річки, але має велике значення для загальної оцінки екологічного стану водного об'єкту. В цьому контексті загальновизнаним є факт, що гідрологічний режим річок виступає чи не основним активним чинником процесів руслоформування. Тому в більшості випадків погіршення показника гідрологічного режиму корелюють із погіршенням показника гідроморфологічної оцінки.

Наступним кроком в представленому алгоритмі є *аналіз складу донних наносів*. При виконанні (вересень 2008 року) комплексу натурних гідроморфологічних досліджень були взяті проби поверхневого шару ложа русел річок Латориця, Славка, Віча та Свалявка на п'яти створах досліджуваної (моніторингової) мережі. В таблиці 3 приведені результати

гранулометричного аналізу взятих проб наносів. Встановлено, що оптимальний склад поверхневого шару крупноалювіальних русел (на прикладі річок Українських Карпат) відповідає $S_o = 0,7$ [14]. Це свідчить про те, що рівень самоорганізації гідродинамічної системи „потік-русло” повністю відповідає набутому типу русла в умовах проходження руслоформуючих паводків. Іншими словами, стійкість русла відповідає стану динамічної рівноваги ГДС п-р на фоні перебігу зворотних переформувань активного шару ложа водотоку.

Таблиця 3. Значення основних характеристик гранулометричного складу наносів на ділянках обстежень річок басейну Латориці

№ ДО	Річка-пункт	d ₉₅ , мм	D _{сер.зв.} , мм	d _{сер.зв.} , мм	S _o пов. шару	S _o під. основи	d _{макс.} , мм
1	Латориця – с. Латірка	200	127	50	0,66	0,40	250
2	Латориця – с. Підполоззя	400	280	120	-	0,29	430
3	Латориця – с. Ганьковиця	190	138	50	0,71	0,36	200
4	Латориця – сан. Карпати	230	165	70	-	0,42	300
5	Латориця – с.Ново-Давидково	70	50	20	-	0,45	100
6	Латориця – с. Малі Геївці	0,22	-	0,045*	-	0,15	0,27
7	Латориця – с. Соломоново	0,2	-	0,04*	-	0,13	0,25
8	Славка – с. Верхні Ворота	200	120	48	0,76	0,40	210
9	Жденявка – с. Розтока	300	210	85	-	0,4	500
10	Жденявка – с. Жденьово	350	250	100	-	0,40	400
11	Віча – смт Воловець	100	70	25	-	0,35	120
12	Віча – нижче впадіння р.Ждимир	180	125	40	0,71	0,35	200
13	Ждимир – форелеве господарство	300	210	70	-	0,33	360
14	Свалявка – нижче с. Стройне	120	71	30	0,77	0,45	130

*/ У Чопсько-Мукачівській западині відклади неогенової системи перекриваються четвертинними відкладами, які безпосередньо в русло-заплавному комплексі Латориці характеризуються глинистим й суглинистим алювієм (дані механічного аналізу руслових ґрунтів згідно наступних фракцій: 0,25-0,05; 0,05-0,01; 0,005-0,001; > 0,001) [16].

Слід зауважити, що при проходженні руслоруйнуючих паводків, які спостерігаються при затопленій заплаві, гранулометричний склад поверхневого шару ложа русла може тимчасово змінюватися за рахунок локального зриву шару самовимощення. При цьому спостерігаються переформування товщі руслових відкладів, які домірні висоті мезоформ

(боковиків та островів $h_m \approx 0,5$ м). У даному випадку необхідно оперувати значеннями середньозваженого показника підстилкової основи $d_{\text{сер.зв}}$ [24], який дає більш узагальнюючі результати стосовно оцінки крупності наносів та репрезентативну величину для розрахунків стоку наносів за періоди руслових переформовувань.

Частинки наносів на дослідних ділянках складені з піщаних й флішових порід, а за формою переважно пластинчасті. Питома щільність наносів змінюється в досить широкому діапазоні $\rho_n = 1500-3000$ кг/м³.

Оцінка процесів руслоформування є важливою складовою в блоці гідроморфологічної оцінки вище представленого алгоритму. Досить щільна моніторингова мережа у вигляді ділянок обстежень (ДО), запропонована нами для річок досліджуваного басейну та частково реалізована у вересні 2008 р., дає змогу прослідкувати як якісні просторові зміни руслового режиму річок, так і кількісні характеристики руслової мережі в басейні Латориці. Дія сукупності природно-антропогенних факторів сублімується у відповідну структурну форму – тип русла. Тип русла можна визначити не тільки на основі даних натурних обстежень й досліджень гідроморфологічного стану річок, але також аналітичним шляхом за допомогою критеріальних залежностей руслових процесів. В критеріальні залежності повинні входити основні незалежні параметри ГДС п-р, які відповідають руслоформуючим витратам води і наносів [6]. Як правило, зворотні руслові деформації відбуваються при проходженні витрат води і наносів (паводків) у межах русла. При цьому, найбільш характерним є стан русла при динамічній рівновазі ГДС п-р. Цей стан русла в інтегрованому вигляді для кожної ділянки річки можна досить достовірно оцінити через характеристики системи при наповненні ємності у межах брівок (bankfull).

З екологічної точки зору є важливим зберегти на якомога найвищому якісному рівні природний (референційний) стан річки. Оцінюючи потужність руслоформуючого потоку для ряду гідроморфологічних створів русло-заплавного комплексу (ГМС) можна в процесі моніторингових гідроморфологічних досліджень прослідкувати динаміку руслового режиму, а також опосередковано визначити ступінь стійкості ГДС п-р.

В табл. 3 наведені виміряні та розрахункові дані основних характеристик гідродинамічної системи при bankfull для досліджуваних в 2008 р. ділянок обстежень на річках басейну Латориці.

Значення потужностей потоку на дослідних ділянках, обраховані за витратою Q_{bf} , дають можливість типізувати русла й, відповідно, послідовно вести контроль за змінами вертикальних руслових деформацій.

На сучасному етапі розвитку теорії руслових процесів найбільш універсальними показниками оцінки відносної стійкості ГДС п-р можна

Таблиця 4 – Головні морфометричні та гідроморфодинамічні характеристики русел річок у басейні Латориш на ділянках обстежень мережі гідроморфологічного моніторингу

Річка-пункт	№ ДО	Похил річки на ДО, м/км	Показники ГДС п-р при bankfull											k _e	M _x	B/h	Потужність потоку pQJ	Fr=V/(gh) ^{0,5}	Середня швидкість потоку, м/с	Витрата води Q _{bf} , м ³ /с	Коефіцієнт Шезі C	W=b*h, м ²	R=W/χ _m	Ширина русла, м	Ср. глибина потоку, м	η
Латориця – с.Латірка	1	38	5	0,6	3	0,52	-	10	3,3	1,36	37,28	8,3	0,5	3,14	0,33											
Латориця – с.Підлоззя	2	12,5	20,5	0,7	14,4	0,6	-	24,67	1,71	0,65	3,04	29,3	0,53	3,26	0,31											
Латориця – с.Ганьковиця	3	7,5	24	0,7	16,8	0,62	-	25,3	1,50	0,57	1,86	34,3	0,54	3,4	0,29											
Латориця – сан. Карпати	4	4,3	50	1,65	82,5	1,45	-	217,7	2,64	0,66	9,2	30,3	0,53	3,8	0,27											
Латориця – с.Ново Давидково	5	2,4	32	1,75	56	1,56	36	129	2,3	0,52	2,9	18,2	0,70	-	0,33											
Латориця – с.Малі Геївці	6	1	30	4,7	123	3,2	38	264	2,15	0,34	2,6	7,3	1,05	-	0,44											
Латориця – с.Соломоново	7	0,95	30	4,3	129	3,2	38	270	2,1	0,33	2,5	7,0	1,09	-	0,45											

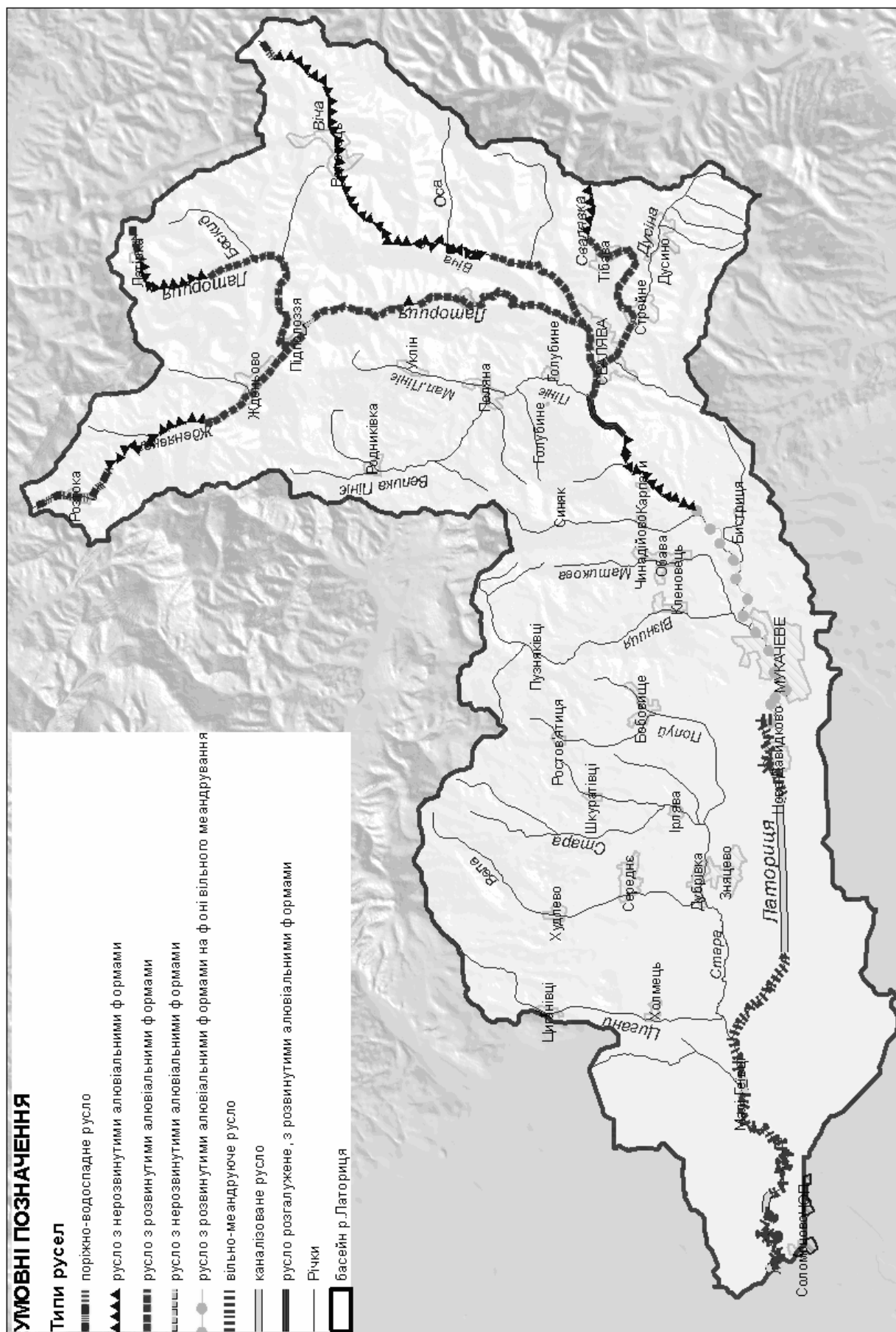


Рис. 3. Схема розповсюдження типів русел р.Латориці та деяких її приток

вважати функціональні комплекси $M_x = [h(gB)^{0,25}/Q^{0,5}]$ К.В.Гришаніна та $\eta = M_x I^{0,125}$ І.Ф.Карасьова [17].

Дані табл. 3 свідчать, що параметр M_x є більш універсальним в плані дискретної оцінки ступеня стійкості ГДС п-р та виявлення направленості руслових деформацій.

Для рівнинних річок M_x змінюється у діапазоні від 0,75 до 1,05, що характеризує норму прояву властивостей самоорганізації ГДС п-р в режимі збереження динамічної рівноваги тобто прояву лише зворотних руслових переформувань). На протигагу стійкості стану ГДС п-р, значення M_x менші від 0,75 вказують на розвиток незворотних руслових деформацій у вигляді розмиву русла (р. Латориця – с.Ново Давидково), а значення M_x , які більші 1,05 засвідчують про розвиток процесу акумуляції наносів як складової єдиного річкового ерозійно-акумулятивного процесу (ДО 7 – р.Латориця-с.Соломоново та ДО 6 – р.Латориця – с.Малі Геївці).

Для гірських та передгірних ділянок річок значення M_x лежать у межах від 0,45 до 0,65, що відповідає прояву властивостей самоорганізації ГДС п-р [17]. Всі одинадцять досліджуваних ділянок крупноалювіальних русел характеризуються значеннями M_x близькими до динамічної рівноваги ГДС п-р (табл.3.). Слід також відмітити, що значення M_x у діапазоні від 0,45 до 0,75 відносяться до гравійних русел, яких в наявності мало для аналізу.

Показник $\eta = M_x I^{0,125}$ І.Ф. Карасьова є не тільки універсальним, але й також інваріантним. Ця властивість дає можливість уникнути масштабного ефекту при співставленні матеріальних об'єктів та використати показник η для гідроморфологічного аналізу будь-яких водотоків. Значення η у межах від 0,21 до 0,295 відповідають прояву властивостей самоорганізації ГДС пр.

Судячи з результатів обчислень (табл. 3) майже всі ділянки обстежень розміщені в ерозійній зоні.

Показник η адекватно характеризує поздовжній похил річки від витoku до гирла. Оцінка руслових деформацій за цим показником особливо важлива для системи ведення оперативного моніторингу управління русловими процесами на суттєво урбанізованих ділянках річки. Підсумовуючи результати проведеного аналізу необхідно відмітити наступне:

- Найбільш яскраво виражена бурхливість потоку притаманна верхів'ям річок, які розташовані в гірській місцевості.

- Використання розрахункових витрат у межах руслових брівок (інформація стосовно гідроморфологічного аналізу на основі використання русло формуючих витрат Q_{pq} буде наведена в звіті після завершення повного об'єму польових досліджень на річках даного басейну) та при рівні bankfull у загальному комплексі руслових розрахунків дасть можливість всебічно висвітлити ступінь гідроморфологічного стану річок у басейні Латориці.

Узагальнюючим етапом процесів руслоформування є визначення типів русел річок. Визначені типи русел для досліджуваних річкових об'єктів

(табл. 4, рис. 3). Найбільше розповсюдження (більше 40 %) мають русла з розвинутими алювіальними формами.

Таблиця 4. Типи русел деяких річок басейну Латориці

№ п/п	Річка	Довжина, км	Тип русла									
			Поріжно-водоспадне		З нерозвинутими алювіальними формами		З розвинутими алювіальними формами		Вільне меандрування		Каналізоване (одамбоване)	
			км	%	км	%	км	%	км	%	км	%
1.	Латориця	146	1,2	0,8	18,2	12,6	68,8	47,8	39,6	27,3	15,9	11,1
2.	Жденявка	25	2,5	10	10	40	12,5	50	-	-	-	-
3.	Віча	38	4,1	10,8	30,3	79,7	3,6	9,47	-	-	-	-
4.	Свалявка	20	-	-	4,4	22,0	15,6	28	-	-	-	-
Всього		227	7,8	3,4	62,9	27,7	100	44,4	39,6	17,5	15,9	7,0

Найменша частка належить поріжно-водоспадним руслам (3,4 %). Біля 7 % протяжності русел займають видозмінені каналізовані (одамбовані) русла.

Наведені в табл.4 типи характеризують певні ділянки річок. Так, поріжно-водоспадні, з нерозвинутими і здебільшого з розвинутими алювіальними формами належать напівгірним ділянкам. І, насамкінець, вільно-меандруючі та каналізовані (одамбовані) русла відносяться до рівнинних ділянок річок. Виділені типи русел характеризують лише саму Латорицю та деякі її притоки. Картина буде повною, як будуть наведені дослідження для всіх приток головної річки довжиною понад 10 км.

Висновки. Отримані за проведеними дослідженнями результати повністю відповідають другому блоку вище запропонованого алгоритму реалізації гідроморфологічної оцінки річок басейну Тиси. Цей блок є підґрунтям для розробки заходів із збереження і відновлення доброго гідроморфологічного стану річок, планування системи гідроморфологічного моніторингу та підготовки плану управління річковим басейном Тиси і, навіть, дозволяє коректувати схему комплексного протипаводкового захисту. Весь комплекс досліджень (який включає не тільки протокольну оцінку, а й аналіз донних відкладів та процесів руслоформування) по оцінці гідроморфологічного стану дозволяє створити схеми для окремих елементів саморегулюючої системи «потік-русло» з виділенням першочергових та перспективних завдань.

План управління, в свою чергу, має включати в себе заходи з підтримки, збереження та покращення екологічного стану всіх водних об'єктів.

Разом з тим, для умов паводконебезпечного регіону, яким є басейн Латориці, до плану управління мають бути включеними і заходи протипаводкового захисту територій.

Згідно Директиви ЄС і РЄ 2007/60/ЄС „Оцінка і управління ризиками повеней” складання планів управління ризиками повеней є елементами інтегрованого управління річковими басейнами.

Список літератури

1. *Базилевич В.А., Бухин М.Н., Онищук В.В.* Оценка шероховатости ложа естественных русел, сложенных из неоднородных несвязных грунтов // Мелиорация и водное хозяйство. – 1981. – Вып. 52 – С. 63-68.
2. *Бухин М.Н., Онищук В.В.* Экспериментальные исследования самоотмостки русел предгорных участков рек // Мелиорация и вод. хоз-во. – 1976. – Вып. 38. – С. 44–50.
3. *Кафтан А. Н., Кузнец А.Я., Онищук В.В.* Закономерности русловых процессов рек Украинских Карпат и их практические приложения // Труды V Всесоюз. Гидрол. съезда (20–24 окт. 1986 г.) : в 10 т. / Гл. упр. гидрометеорол. службы СССР. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – Т. 8, кн. 1. – С. 244–253.
4. *Ободовський О.Г., Онищук В.В., Ярошевич О.Є.* Аналіз руслових процесів та рекомендації щодо управління русло-заплавним комплексом на передгірно-рівнинній ділянці Тиси // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 7. – С. 69–88.
5. Оцінка руслових процесів р. Тересви з метою обґрунтування комплексу протипаводкових заходів та експлуатації водогосподарських об'єктів / Ободовський О.Г., Цайтц Є.С., Гребінь В.В. та ін // Вод. госп-во України. – 1998. – № 5/6. – С. 31–33.
6. *Ободовський О. Г., Ярошевич О. Є* Гідроморфологічна оцінка якості річок басейну Верхньої Тиси. – К. : Інтертехнодрок, 2006. – 70 с.
7. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС : основ. терміни та їх визначення / [підгот.: Алієв К. та ін.]. – Вид. офіц. – К., 2006. – 240 с.
8. EN 14614:2004. Water Quality. Guidance Standard for assessing the hydromorphological features of rivers / CEN, European Committee for Standardization. – Brussels : CEN, 2005 – 24 p.
9. *Lehotsky M.* Priprava databazy hydromorfologických a biologických ukazovatel'ov pre process vyberu a charakterizacie referenčných miest podľa Smernice 2000/60/EC : Report to SHMI / Lehotsky M., Greskova A. – Bratislava : SHU, 2004 – 45 p.
10. *Fleischhacer T.* Ecomorphological Survey of Large Rivers / T. Fleischhacer, K. Kern. – Hamburg : German Institute of Hydrology, 2000 – 32 p.
11. *Rosgen D.* Applied River morphology. – Colorado : Wildland Hydrology, 1996. – 440 p.
12. *Ободовський О.Г., Ярошевич О.Є.* Методичні засади гідроморфологічної оцінки якості річок Українських Карпат // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 12. – С. 72–78.
13. Результати аналізу гідроморфологічної якості річок екорегіону Карпат на прикладі басейну Ужа / Ободовський О.Г., Онищук В.В., Коноваленко О.С., та ін. // Матеріали наук.-практ. конф. «Вода і довкілля» V Міжнародного водного Форуму «Aqua Ukraine-2007». – К., 2007. – С. 12-17.
14. *Базилевич В.А., Бухин М.Н., Онищук В.В.* Оценка шероховатости ложа естественных русел, сложенных из неоднородных несвязных грунтов // Мелиорация и водное хозяйство. – 1981. – Вып. 52 – С. 63-68.
15. *Онищук В.В., Кафтан А.Н.* Оценка гранулометрического состава русловых отложений горных рек // Вопросы гидротехники и мелиорации на Украине. – К. : УкрНИИГИМ, 1982. – С. 101-113.
16. Грунти Закарпатської області. – Ужгород : Карпати. 1969. – 72 с.
17. Гідроекологічна безпека урбанізованих заплавних територій у басейні р. Лімниця / О.Г.Ободовський, В.В.Онищук, З.В.Розлач, М.В.Яцюк // Картографія та вища шк. – 2005. – Вип. 10. – С. 14—147.

Гидроморфологическая оценка рек бассейна Латорицы

Ободовський А.Г., Ярошевич А.Є., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Онищук В.В.

На основе материалов натурных исследований показательных участков рек бассейна Латорицы с учетом основных положений Водной Рамочной Директивы

установлено гидроморфологическое состояние рек указанного бассейна. Для этого оценено гидрологическое состояние, проведена оценка гранулометрического состава наносов и определены процессы руслоформирования.

Hydromorphological assessment of Latorica basin rivers

Obodovskiy O., Iaroshevich O., Konovalenko O., Rozlach Z., Onyschuk V.

Basis on the detailed field surveys of the representative reaches of Latorica Basin Rivers the hydromorphological condition of rivers is established. For this purpose the hydrological condition is estimated, the estimation sediment structure is lead and channel processes are certain. All assessment was done in accordance with the main statements of Water Framework Directive EU.

УДК 551.482

ВОДОРЕСУРСНИЙ ПОТЕНЦІАЛ р.ГОРИНЬ ТА ВПЛИВ НА НЬОГО ПРИРОДНИХ І АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ

Ромась М.І., Чунарьов О.В., Шевчук І.О., Зацаринна О.Д.

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
Державний комітет України по водному господарству*

Вступ, постановка проблеми. У басейні р. Горинь за останні кілька десятиліть склалася надзвичайно напружена водогосподарська обстановка внаслідок порушення природно-екологічної рівноваги. Про це свідчать результати технічної наради у Державному комітеті України по водному господарству з питання „Проблема поліпшення екологічної обстановки в басейні річки Горинь”, яка відбулась 2 листопада 2006 року. Було зазначено, що надзвичайний екологічний стан у басейні р. Горинь, особливо в Гощанському районі Рівненської області, створювався поступово, як і комплекс проблем, пов’язаних із забезпеченням населення якісною питною водою. При цьому головним чинником є введення в експлуатацію Гощанського водозабору підземних вод потужністю до 100 тис. м³ на добу для потреб міста Рівне, який був споруджений з порушенням проекту і рекомендацій гідрогеологів, тобто замість лінійної схеми – щільним кушем із 24 свердловин. Утворилася депресійна воронка у горбаківському водоносному горизонті площею близько 200 тис. м², в межах якої рівень ґрунтових вод значно знизився. В сільських населених пунктах, які прилягають до місця відбору підземних вод, на площі понад 800 гектарів, утворився дефіцит води, відбулося просідання та розстрікування землі, особливо на торфовищах.

Метою роботи є оцінка водоресурсного потенціалу р. Горинь (до впадіння р.Случ) та впливу на нього антропогенних чинників, особливо експлуатація Хмельницької АЕС (ХАЕС).

Аналітичний огляд досліджень. З метою прискорення розв’язання комплексу водогосподарських проблем в басейні р. Горинь та забезпечення водопостачання м. Рівне і населених пунктів Гощанського району

Рівненської області Кабінет Міністрів України прийняв постанову № 763 від 01.06.1998 р., якою було передбачено завершити будівництво шлюза-регулятора в районі с. Воскодави, здійснити проектування та будівництво шлюза на 40 га акумулюючих ставків, укріплення ділянок берегів р. Горинь протяжністю 0,9 км, реконструкцію осушувальних систем на площі 1282 га, відновлення мережі водопостачання в зоні впливу водозаборів протяжністю 48 км, проектування і будівництво дублюючої нитки водогону першого підйому Гориньградського водозбору протяжністю 8 кілометрів. Проте внаслідок складної економічної обстановки в державі рекомендований комплекс практично не впроваджений [1-4]. Величини середнього багаторічного стоку складають у створі гідропоста Ямпіль $6,09 \text{ м}^3/\text{с}$, у створі г/п Оженін $25,0 \text{ м}^3/\text{с}$ і у створі г/п Деражне – $38,6 \text{ м}^3/\text{с}$. Стік у створі ХАЕС у роки різної ймовірності перевищення складає $13,1 \text{ м}^3/\text{с}$ ($P = 75\%$), $9,69 \text{ м}^3/\text{с}$ ($P = 95 \%$) та $8,95 \text{ м}^3/\text{с}$ ($P = 97 \%$). Щодо внутрішньорічного розподілу стоку, то за останні роки він став більш рівномірним. Окремі питання формування хімічного складу природних вод басейну р. Горинь та впливу ХАЕС на водні ресурси при експлуатації перших двох енергоблоків розглядались в роботах [6-12].

Вихідна інформація та методи її обробки. У басейні р. Горинь досить ефективно діють системи моніторингу гідрометеорологічної служби і Держводгоспу України та відомча система моніторингу навколишнього середовища ХАЕС. Ці системи моніторингу створені для вирішення різних завдань, але результати спостережень дозволяють об'єктивно оцінити динаміку змін атмосферних опадів, температури повітря, стокових та гідрохімічних характеристик, антропогенне навантаження (забір води та скиди стічних вод) на водні ресурси р. Горинь та вплив на них ХАЕС.

Потрібно відмітити, що систематичні гідрометричні спостереження в басейні р. Горинь розпочаті Гідрометеорологічною службою України у 1922–1926 рр. При цьому кількість гідропостів та періоди спостережень по річках то розширювалися, то, навпаки – зменшувалася. В різні періоди в басейні існувало 42 гідрологічних поста, з яких 15 діяли всього 1–11 років. Одиничні виміри витрат води проводилися на 30 постах.

У теперішній час діючими постами є Горинь-Ямпіль, на відстані 588 км від гирла, з площею водозбору 1400 км^2 ; Горинь-Оженін, на відстані 436 км від гирла, з площею водозбору 5860 км^2 , Горинь-Деражне, на відстані 280 км від гирла, з площею водозбору 9160 км^2 . Періоди спостережень за річковим стоком на цих постах досить значні, близько 70–50 років. Також на притоці р. Горинь – р. Устя діє з 1987 р. гідропост Корнин.

Для оцінки об'єму води, яка надходить у водоймища-охолоджувача ХАЕС із р. Гнилий Ріг, на якій воно розташоване, з 1997 р. діє відомчий пост Білотин, на відстані 14 км від гирла Гнилого Рога, з площею водозбору 90 км^2 . Відбір проб для хімічного аналізу проводиться на мережі спостережень гідрометслужби (УГМС) на постах – Горинь-Оженін та Горинь-Оржів.

Для оцінки водогосподарської ситуації у басейні р. Горинь на основі Державної статистичної звітності, за формою 2–ТП (водгосп) сформовано базу даних про облік використання водних ресурсів, тобто про забір та витрати кожного водокористувача. Щодо звітуючих підприємств у басейні Горині, яких налічується 70, зібрані також дані про скиди забруднюючих речовин.

На мережі спостережень Держводгоспу України у басейні р. Горинь діючими є 6 створів. Так, поблизу м. Вишнівець, у 639 км від гирла р. Горинь, розташований гідроствор у районі технічного водозабору. Такий самий гідроствор діє в районі технічного водозабору смт Ланівці, в 602 км від гирла р. Горинь. У зоні впливу ХАЕС розташовані три створи Держводгоспу – вище ХАЕС (сmt Нетішин, 491 км від гирла Горині); нижче ХАЕС (с. Вельбівне, у 480 км від гирла Горині); м. Славута, в зоні впливу ХАЕС, 478 км від гирла Горині. Близько до кордону з Білоруссю розташований пункт транскордонного моніторингу – с. Висоцьк, на відстані 67 км від впадіння Горині у р. Прип'ять.

Проби води на хімічний аналіз та радіоактивність відбираються зазвичай щомісячно або щоквартально. Так, на пункті транскордонного моніторингу, с. Висоцьк, у пробах води, які відбираються щоквартально, визначаються показники загальносанітарні, спеціальні забруднюючі та радіоактивні.

У санітарно-захисній зоні навколо Хмельницької АЕС Лабораторією охорони навколишнього середовища відділу охорони навколишнього середовища (ЛОНС ВОНС) ВП ХАЕС здійснюється екологічний моніторинг стану поверхневих вод, стічних та підземних вод, атмосферного повітря та ґрунтів. Результати спостережень знаходять своє відображення в державній та відомчій статистичній звітності. Контроль за якістю води проводиться на 11 водоймах і річках. У кожній пробі вимірюються 34 показники. Моніторинг здійснюється в санітарно-захисній зоні (2,7 км) та зоні спостереження (30 км).

У методичному аспекті досліджень для кількісної оцінки стокових характеристик використані математичні методи, зокрема метод апроксимації, розроблений співробітниками науково-дослідної лабораторії гідроекології та гідрохімії кафедри гідрології та гідроекології КНУ імені Тараса Шевченка [13].

Екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну р. Горинь виконана згідно нормативного документу “Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями”.

Для оцінки водоресурсного потенціалу за допомогою системи “Водгосп” застосовано підхід, який дає змогу виділити та оцінити антропогенне навантаження (забори поверхневих вод, скиди стічних вод різної категорії якості, безповоротні втрати тощо) на водні ресурси окремих ділянок басейну р. Горинь. Цей метод успішно апробований при оцінці водоресурсного потенціалу р. Південний Буг [14]. Застосування такого підходу має лягти в основу басейнового принципу управління, що

декларує раціональне використання водних ресурсів, а в рамках стратегії розвитку водного господарства визначити пріоритетність у водокористувачах в різних частинах басейну, особливо за несприятливих умов формування стоку.

Особливості водно-теплового режиму. Просторові відмінності у фізико-географічних умовах басейну зумовлюють територіальну диференціацію структури та функціонування річкової системи Горині. Упродовж останнього півстоліття у річковій системі Горині відбулися зміни кількості та довжини водотоків різних рангів у бік її зменшення.

Для найбільш важливих елементів водно-теплового балансу, які впливають на річковий стік, найбільш суттєвим є зменшення річних опадів на 10 % у 2001–2005 рр. відносно кліматичної норми по басейну Горині. У холодний період, коли формуються запаси підземних вод, це зменшення досягло 16 %, тоді як у теплий період – тільки 8 %. При цьому найсуттєвіше зменшилися опади на метеостанціях Шепетівка – на 25 % та Сарни – на 14 %, тобто у середній частині басейну р. Горинь, де розташований Гощанський водозабір.

Суттєві зміни багаторічного та внутрішньорічного розподілу атмосферних опадів, що відбулися протягом останніх двадцяти-двадцяти п'яти років у межах басейну р. Горинь сприяли певному перерозподілу річкового стоку та, особливо, внутрішньорічного розподілу стоку Горині за цей самий період.

Основні характеристики річного стоку визначено за даними спостережень гідрологічних постів, розташованих на р. Горинь (Ямпіль, Оженін, Деражне) та на р. Устя (Корнин). Використано величини середніх місячних та річних витрат води р. Горинь на відповідних гідрологічних постах з початку спостережень по 2006 рік.

Як видно із результатів розрахунків, зміна природного середнього багаторічного стоку в басейні р. Горинь під впливом господарської діяльності досить незначна і коливається від 0,2 % на в/п Ямпіль до 1,9 % на в/п Оженін, майже не змінюючись на в/п Деражне та р. Устя (Корнин). Прослідковується, у цілому, зменшення середньорічних витрат Горині на водпостах Оженін і Деражне з 1980 року і, особливо, з 2000 року.

Характерним для басейну Горині є досить постійний такий параметр, як річний модуль стоку. На середній частині басейну він складає 4,27–4,28 л/с·км², дещо збільшуючись у верхів'ї – до 4,35 л/с·км² та незначно зменшуючись у нижній частині, між г/п Деражне і гирлом Случі – до 4,00 л/с·км². Тільки для басейну р. Устя, яка протікає через м. Рівне, він найменший – 3,01 л/с·км². Тобто для басейну Горині у цілому характерні досить постійні умови живлення річки.

Зміни елементів водно-теплового балансу, тобто кількості опадів і температури повітря, які відбулися протягом останніх десятиріч у басейні р. Горинь, є наслідком глобальних та регіональних кліматичних змін і призводять до змін середньорічних витрат води та внутрішньорічного розподілу стоку річки.

Найбільш помітне зниження середньорічних витрат води р. Горинь спостерігалось у 1986–1995 рр. (коли відносно кліматичної норми зменшилася і кількість атмосферних опадів). Найсуттєвіше знизилися витрати на в/п Деражне – майже на чверть (на 26 %), дещо менше – на в/п Оженін (на 11 %) і найменше – на в/п Ямпіль (на 9 %). Наступні 5 років (1996–2000 рр.) спостерігалось деяке підвищення величин витрат води р. Горинь на всіх водпостах – у межах 15–3 %. При цьому менші значення спостерігалися в середній і нижній частинах басейну Горині, де при цьому було і менше опадів порівняно з верхів'ям річки. В останні 5 років (2001–2005 рр.) спостерігалось зниження витрат води щодо кліматичної норми також на водпостах Оженін і Деражне (на 5 %). Тільки у верхів'ї річки, де зменшення кількості опадів (мст „Тернопіль”) практично не відмічено, а умови живлення із верхньокрейдяних відкладів досить стабільні, витрати на в/п Ямпіль не тільки не зменшилися, але навіть на 15 % збільшилися.

Вплив антропогенних чинників на водні ресурси. Основними чинниками, які найбільше впливають на водні ресурси річки, є забори води, скиди стічних вод різної категорії якості та безповоротні втрати води. Так, у таблицях 1–5, представлений розподіл частки забору поверхневої води від фактичного об'єму стоку у 1990, 2000 та 2006 роках. Наведені також об'єми заборів поверхневої води на окремих ділянках річки, частки забору та частки безповоротних втрат води від об'єму стоку різної ймовірності перевищення.

Ступінь і характер водокористування оцінено у вигляді відношення забору поверхневих вод, а також відношення скидів стічних вод (загальних та різної категорії якості) до річкового стоку.

З метою визначення ділянки з найбільшими скидами забруднюючих речовин (що утворились у результаті господарської діяльності) визначено їх кількість на окремих ділянках та відношення до загальної кількості по басейну. Досліджено такі забруднюючі речовини: сухий залишок, сульфати, хлориди, органічні речовини за показниками БСК (повний), фосфор загальний, азот амонійний, нітрити, нафтопродукти, СПАР, жири і масла, залізо, мідь, цинк, нікель та хром 6.

Таблиця 1. Об'єми стоку води (млн м³) різної забезпеченості р. Горинь на кордоні адміністративних областей та держави

Річка, область	Об'єми стоку (млн м ³) забезпеченістю		
	50 %	75 %	95 %
р. Горинь, кордон Тернопільської та Хмельницької обл.	173	142	109
р. Горинь, кордон Хмельницької та Рівненської обл.	524	419	310
р. Горинь, кордон України з Білоруссю (Всього по басейну, в межах території України)	3285	2375	1547

**Таблиця 2. Сумарний забір води різними галузями економіки, у межах областей та в басейні р. Горинь у цілому
(за даними Державної статистичної звітності 2-ТП (водгосп))**

Річка, область	Сумарний забір води різними галузями економіки, млн м ³		
	1990	2000	2006
р. Горинь, кордон Тернопільської та Хмельницької областей	19,72	5,74	8,87
р. Горинь, кордон Хмельницької та Рівненської областей	162,4	98,67	81,82
р. Горинь, кордон України з Білоруссю (Всього по басейну, в межах території України)	382,1	175,1	178,6

Таблиця 3. Безповоротні втрати води у межах областей та в басейні р. Горинь в цілому (за даними Державної статистичної звітності 2-ТП (водгосп))

Річка, область	Безповоротні втрати води, млн м ³		
	1990 р.	2000 р.	2006 р.
р. Горинь, кордон Тернопільської та Хмельницької областей	7,07	1,96	1,07
р. Горинь, кордон Хмельницької та Рівненської областей	96,4	79,3	64,1
р. Горинь, кордон України з Білоруссю (Всього по басейну, в межах території України)	207,6	99,4	89,5

Також в межах Хмельницької області спостерігаються найбільші значення безповоротних втрат води (табл. 3). Частка безповоротних втрат води при показниках 2006 року від стоку річки 95 % забезпеченості сягає понад 20 відсотків, що значно більше середнього значення по басейну в цілому та Тернопільської області, зокрема.

Таблиця 4. Частка забору води від розрахункового (різної забезпеченості) об'єму стоку р. Горинь у межах адміністративних областей

Річка, область	Частка забору води від розрахункового (різної забезпеченості) об'єму стоку, %		
	50 (при показниках заборів води у 1990 р.)	75 (при показниках заборів води у 2000 р.)	95 (при показниках заборів води у 2006 р.)
р. Горинь, кордон Тернопільської та Хмельницької областей	11,4	4	8,1
р. Горинь, кордон Хмельницької та Рівненської областей	31	23,5	26,4
р. Горинь, кордон України з Білоруссю	11,6	7,4	11,5

Як свідчить аналіз, найбільші забори води в басейні р. Горинь спостерігаються в межах Хмельницької області (табл. 2). Незважаючи на зменшення у два рази заборів води за період з 1990 по 2006 рр. частка забору води від стоку річки різної забезпеченості залишається високою. Так, частка заборів води (відповідно до обсягів заборів води у 1990 р.) від витрат води 50 % забезпеченості у межах Хмельницької області складала понад 30 відсотків, при середньому показнику по басейну в 11,6 відсотків.

Таким чином, за показниками забору води та безповоротних втрат води найбільші значення спостерігаються у межах Хмельницької області, що зумовлено, в першу чергу, значними заборами води для виробничих потреб Хмельницької атомної електростанції.

У межах Хмельницької області, як і для інших досліджених показників, що впливають на кількісну та якісну складову водних ресурсів, спостерігаються значні скиди забруднюючих речовин. Так, більше половини від загальних по басейну відбувається скидів синтетичних поверхнево-активних речовин. Крім того, значні скиди азоту амонійного, органічних речовин (за показником БСК₅), заліза, хлоридів, сульфатів та сухого залишку.

Таблиця 5. Частка безповоротних втрат води від розрахункового (різної забезпеченості) об'єму стоку р. Горинь у межах адміністративних областей (за даними Державної статистичної звітності 2-ТП (водгосп))

Річка, область	Частка безповоротних втрат води від розрахункового (різної забезпеченості) об'єму стоку, %		
	50 (при показниках безповоротних втрат у 1990 р.)	75 (при показниках безповоротних втрат у 2000 р.)	95 (при показниках безповоротних втрат у 2006 р.)
р. Горинь, кордон Тернопільської та Хмельницької областей	4,1	1,4	1,0
р. Горинь, кордон Хмельницької та Рівненської областей	18,4	18,9	20,7
р. Горинь, кордон України з Білоруссю	6,3	4,2	5,8

Екологічна оцінка якості води р. Горинь. За екологічною цінкою якості води р. Горинь за компонентами сольового складу за досліджувальний період (1995–2007 рр.) якість води характеризувалася категоріями І („відмінні” – за станом, „дуже чисті” – за ступенем чистоти) та ІІ („добрі” – за станом, „чисті” – за ступенем чистоти) класів якості води. Підвищений вміст головних іонів спостерігався у воді ВО ХАЕС. Якість води р. Горинь за еколого-санітарними критеріями за період з 1995 по 2007 рр. погіршилася як у верхній, так і у нижній частині річки і є незадовільною, незважаючи на певне зменшення скидів забруднюючих речовин. Якість води в зоні впливу Хмельницької АЕС не змінювала за

останні роки свого класу – у 1995–2001 рр. вона відповідала III класу, 5 категорії („посередні” – за станом, „помірно забруднені” – за ступенем чистоти), а у 2002–2007 рр. дещо покращилася („задовільні” – за станом, „слабо-забруднені” – за ступенем чистоти).

За вмістом специфічних речовин токсичної та радіаційної дії якість води р. Горинь за період 1995–2007 рр. характеризувалася категоріями IV–II класів якості, при цьому найгірші значення індексів (I_3) спостерігалися у верхній частині річки Горині (3–6 категорії: „добрі”, „задовільні”, „погані” за станом; „чисті”, „забруднені”, „брудні” за ступенем чистоти). Найкраща якість води – біля с. Висоцьк (неподалік кордону з Білоруссю) характеризувалася II класом якості, 2–3 категорій, („дуже добрі”, „добрі” – за станом, „чисті”, „досить чисті” – за ступенем чистоти).

Для розподілу цезію-137 та стронцію-90 по довжині річки характерно, що активність радіонуклідів у воді у десятки, а у деяких випадках, сотні разів нижча за допустимі рівні. В зоні ХАЕС радіаційний стан контролюється у створах: смт Нетішин (вище ХАЕС), с. Вельбівне (нижче ХАЕС). Результати спостережень за досліджувальний період показують, що експлуатація ХАЕС не впливає на вміст у воді р. Горинь досліджених радіонуклідів.

Висновок. Складна гідроекологічна ситуація у басейні Горині обумовлена як антропогенними, так і природними чинниками. Значний рівень антропогенного навантаження зумовлює значні обсяги відбору води для господарських потреб та значні скиди стічних вод різного ступеня очистки. Кризова екологічна ситуація в районі Гоцанського водозабору викликана значними відборами підземних вод для потреби м. Рівне. Негативний вплив господарської діяльності на водні ресурси басейну Горині посилюється в останні десятиріччя змінами у формуванні елементів водно-теплового балансу – зменшенням кількості атмосферних опадів у холодний період року при збільшенні температури повітря, що погіршує умови поповнення запасів підземних вод у середній частині басейну Горині. На фоні загальної водогосподарської обстановки та дії природних чинників, як і за результатами безпосередніх спостережень, вплив Хмельницької АЕС на водні ресурси басейну р. Горинь при роботі двох енергоблоків можна вважати несуттєвим.

Список літератури

1. Покращення водогосподарської обстановки і використання земель басейну річки Горинь в зоні впливу водозаборів м. Рівне. – ТЕО, Укрдипроводхоз, звіт по НДР. – К., 1991. – 193 с. 2. Вивчити сучасні гідрохімічні умови та якість природних вод зони активного водообміну в середній частині басейну р. Горинь, у районі водозаборів м. Рівне. – КНУ, географ. ф-т, звіт по НДР. – К., 1991. – 156 с. 3. Оцінити сучасний стан та розробити рекомендації по поліпшенню екологічного стану басейну р. Горинь в зоні впливу водозаборів м. Рівне та Хмельницької АЕС”. КНУ, звіт по НДР. – К., 1992 – 168 с. 4. „Оцінити сучасний вплив Хмельницької та Рівненської АЕС на кількісні і якісні показники водних ресурсів у басейнах річок Горинь і Стир та дати прогноз цього впливу при збільшенні потужностей АЕС”. КНУ, звіт по НДР. – К., 2002. – 78 с. 5. Обстеження та оцінка технічного стану водосховища-охолоджувача для підготовки будівництва

енергоблоку № 3, 4 ОП „Хмельницька АЕС. Водогосподарські баланси р. Горинь. – ВАТ „Укрводпроект”, звіт по НТЗ. – К., 2007. – 161 с. 6. Шумов Ю.А., Ромась М.І. Оценка влияния водоема-охладителя ХАЕС на поверхностные и подземные воды в районе ее расположения: Мат. II междунар. совещ. “Экология АЭС” (4–9 октября 1993 г.). – Одесса, 1993. – С. 12–13. 7. Ромась М.І. Про вплив водоймища-охолоджувача Хмельницької АЕС на водні ресурси р. Горинь // Україна та глобальні процеси: географічний вимір. – Т. 2. – К.–Луцьк, 2000. – С. 304–308. 8. Мельник В.Й. Екологічна оцінка поверхневих вод Полісся (на прикладі р. Горинь) // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2000. – Т. 1. – С. 79–83. 9. Шевчук І.О., Закревський Д.В. Залежність концентрації головних іонів і мінералізації води р. Горинь від її витрат // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2002. – Т. 4. – С. 179–183. 10. Ромась М.І. Гідрохімія водних об’єктів атомної і теплової енергетики : Монографія. – К.: ВПЦ „Київський університет”, 2002. – 532 с. 11. Павловська Т.С. Річкова система Горині: структура функціонування, управління. Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. – К., 2006. – 24 с. 12. Гідролого-гідрохімічна характеристика річок басейну Дніпра / В.К. Хільчевський, І.М. Ромась, М.І. Ромась та ін.; За ред. В.К. Хільчевського. – К.: Ніка-Центр, 2007. – 184 с. 13. Методика визначення витрат води різної забезпеченості / Ромась М.І., Шевчук І.О., Ромась І.М., Чунарьов О.В. // Фіз.географія та геоморфологія. – 2003. – Вип. 44. – С. 221–227. 14. До методики оцінки впливу господарської діяльності на кількісні і якісні показники водних ресурсів (на прикладі басейну Південного Бугу) / Чунарьов О.В., Хільчевський В.К., Ромась М.І., Бабчук В.С. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 80–86.

Водоресурсный потенциал р. Горынь и влияние на него природных и антропогенных факторов

Ромась Н.И., Чунарев А.В., Шевчук И.А., Зацаринна О.Д.

Сложная гидроэкологическая ситуация в бассейне Горыни обусловлена как антропогенными, так и природными факторами. Значительный уровень антропогенной нагрузки влечет и значительные объемы отбора воды для хозяйственных потребностей и весомые сбросы сточных вод разной степени очистки.

Vodoresursnyy potential Goryn' and influence on him of natural and anthropogenic factors

Romas N.I., Chunarev O.V., Shevchuk I.A., Zatsarinna O.D.

A difficult hydroecological situation in the pool of Goryni is conditioned both anthropogenic and natural factors. The considerable level of the anthropogenic loading draws the considerable volumes of selection of water for economic needs and ponderable upcasts of sewages of different degree of cleaning.

УДК 556.18

ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДОГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В БАСЕЙНІ Р.ІНГУЛЕЦЬ

Кравчинський Р.Л., Хільчевський В.К.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Вступ. Водогосподарський комплекс басейну р.Інгулець формувався впродовж багатьох років. Розвиток та становлення системи водокористування сягає давніх часів, коли річкові води використовували

переважно для питних цілей, ведення сільського господарства, рибальства, а згодом судноплавства. Така діяльність майже не порушувала природний стан поверхневих вод. Проте, збільшення густоти населення та розвиток господарської діяльності, пов'язаної головним чином з видобутком та переробкою залізних руд в межах басейну р.Інгулець, зумовило значне підвищення об'ємів використання водних ресурсів території та їх кількісній і якісній зміни.

Структура водогосподарського комплексу. Сучасний щорічний загальний забір води в басейні р.Інгулець становить понад 300 млн. м³/рік, з них 80 % надходить з поверхневих джерел, решта – підземні води [1].

Основне завдання водного господарства – забезпечення всіх галузей економіки водою в необхідній кількості і відповідної якості [3]. Рациональне розв'язання водогосподарських проблем забезпечується на основі розробки схем комплексного використання та охорони водних ресурсів.

Створений водогосподарський комплекс басейну р.Інгулець являє собою сукупність галузей економіки, природних та штучних водних об'єктів, представлених значною кількістю гідротехнічних об'єктів, водозабірних і водоскидних споруд. Основу водогосподарського комплексу становлять системи регулювання і територіального перерозподілу стоку, водогосподарські системи галузевого призначення тощо.

Залежно від характеру використання водних ресурсів галузі народного господарства поділяють на два типи - водоспоживачів, які безповоротно забирають воду з її джерел (промисловість, сільське господарство, житлово-комунальне господарство) та водокористувачів, які, як правило, використовують не саму воду, а її енергію або водну поверхню (гідроенергетика та гідротехнічне будівництво, водний транспорт, рибне господарство) (рис.1) [3].

Найбільшим користувачем водних ресурсів являється промисловість – 44% від загальної кількості. На господарсько-питні потреби щорічно використовується близько 150 млн. м³ води, на виробничі цілі забирається менше – в середньому 140 млн. м³/рік. На третьому місці за величиною об'єму використання водних ресурсів знаходиться зрошення земель (понад 30 млн. м³/рік). Найменша частка припадає на сільськогосподарське водопостачання – до 10 млн. м³/рік [1].



Рис. 1. Структура водогосподарського комплексу басейну р.Інгулець

Ресурси поверхневих вод басейну р.Інгулець. Річка Інгулець є найнижчою правою притокою Дніпра. Вона впадає в р.Дніпро на 43-му км від його гирла (на 18 км вище м.Херсон). Довжина річки становить 549 км, а площа басейну – 14460 км².

Водні ресурси – це сукупність поверхневих та підземних вод певної території, придатні для використання в господарстві. В басейні р.Інгулець водні ресурси представлені водами річок і штучних водойм, підземними водами кількох водоносних горизонтів. Інгулець є основним джерелом, що живить схід Кіровоградської області, Кривбас, південно-східні райони Миколаївської області і відіграє важливу роль для господарсько-питних потреб, а також промисловості.

Річкова мережа добре розвинена у верхній частині басейну, де знаходиться майже всі основні притоки. Саме у верхів'ї формується 80% сумарного стоку річки. Річкова мережа басейну складається з р.Інгулець, 43 річок довжиною більше 10 км (кожна), 142 річок меншої довжини, а також великої кількості балок, які не мають постійного стоку води [15]. Головні притоки р.Інгулець – річки Жовта, Зелена, Бокова, Боковенька, Саксагань та Висунь [9]. Середня густота річкової мережі становить 0,18 км/км².

Зарегулювання поверхневого стоку р.Інгулець близько 80%. В басейні налічується близько 749 ставків та водосховищ загальною площею 22,8 км² [8].

Основним гарантованим джерелом місцевого стоку для забезпечення господарсько-питного та промислового водопостачання являється Карачунівське водосховище на р.Інгулець, створене у 1958 р.

Крім Карачунівського водосховища частково потреби у воді покривають водні ресурси р.Саксагань, акумульовані в Макортівському та Кресівському водосховищах, а також інших менших водосховищах басейну р.Інгулець (табл. 1).

Таблиця 1. Основні характеристики водосховищ в басейні р.Інгулець

Водосховище	Річка	Середня глибина, м	Довжина, км	Ширина, км	Площа водного дзеркала, га	Об'єм, млн. м ³	Рівень води, абс. відм., м
Диківське	р.Інгулець	-	-	-	194	3,58	-
Олександрійське (Войнівське)	р.Інгулець	-	-	-	12,3	5,66	93,5
Іскрівське	р.Інгулець	3,67	35	1,7	1120	40,7	75,0
Карачунівське	р.Інгулець	6,88	35,0	5,3-1,3	4480	308,5	59,0
Макортівське	р.Саксагань	4,35	57	0,35	1330	57,88	81,1
Кресівське	р.Саксагань	-	-	-	520	10,22	50,4
Держинське	р.Саксагань	3,0	1,0	1,0-0,37	160	1,11	41,0
Південне	Канал Дніпро-Кривий Ріг	5,1	18,7	1,1-0,6	1115	57,3	96,5
Зеленодольське	Канал Дніпро-Кривий Ріг	5,3	5,7	3,7	1530	68,9	89,1
Христофорівське	р.Боковенька	-	-	-	225	-	-

Однак повністю покрити потреби у воді місцеві водні ресурси не в змозі, у зв'язку з чим передбачено додаткову подачу води з Каховського водосховища по каналу Дніпро-Кривий Ріг (близько 100 млн. м³/рік) та з Кременчуцького водосховища по каналу Дніпро-Інгулець (понад 10 млн. м³/рік).

Дані про водні ресурси, тобто запаси поверхневих та підземних вод басейну р.Інгулець до замикаючого створу біля м.Кривий Ріг, наведені у табл.2 [1].

*Таблиця 2. Водні ресурси р.Інгулець
(м.Кривий Ріг, площа водозбору – 8600 км²)*

Річковий стік Середні багаторічні величини			Водні ресурси (км ³) забезпеченості, %		
Q, м ³ /с	M, л/с з км ²	W, км ³	50	75	95
7.82	0.91	0.25	0.20	0.11	0.044

Водні ресурси підземних водних геосистем характеризуються низьким дебітом і об'ємом замкнутої в них води, деякі – обмеженим територіальним поширенням. До того ж, як правило, більшість підземних вод мінералізовані – від солонуватих до розсолів. Тому їх майже не можливо використовувати для пиття, а останні й для технічних цілей. Для господарсько-питного, частково виробничо-технічного водопостачання і зрошування земель використовують джерела сарматських та понтичних водоносних горизонтів, а також подекуди водні ресурси ґрунтових вод.

Використання поверхневих вод в промисловості. В межах басейну р.Інгулець знаходиться один з найпотужніших промислових регіонів України – Криворізький залізорудний басейн. Значні об'єми споживання водних ресурсів у промисловості пов'язане зі специфікою технології видобутку та переробки залізних руд. В басейні р.Інгулець з надр щорічно відкачується 50–55 млн. м³ високомінералізованих вод (мінералізація понад 30 г/дм³), з яких шахтних - близько 40, кар'єрних – 16 млн. м³ [1].

Згідно існуючій схемі відводу високомінералізованих шахтних вод, їх транспортують у хвостосховища гірничо-збагачувальних комбінатів (ГЗК) та ставок-накопичувач балку Свистунова (рис. 2).



Рис. 2. Приклад технічного водопостачання, відведення та використання шахтних і кар'єрних вод промислового регіону в басейні р.Інгулець, м. Кривий Ріг.

У хвостосховищах кар'єрні і шахтні води змішуються з річковою водою, внаслідок чого мінералізація води зменшується до 5-20 г/дм³. Звідси води направляються і використовуються в системах оборотного водопостачання підприємств, в яких щорічно знаходиться 4364,3 млн. м³ технічної води.

Організація та ведення систем оборотного водопостачання має важливе економічне та водоохоронне значення. Якщо при звичайному водопостачанні на виплавку 1 т сталі використовується 200 м³ води, то при замкнутому циклу - 20 м³ [6].

Внаслідок систематичного переповнення хвостосховищ частина технічної води в розмірі 70-90 млн. м³ щорічно скидаються у міжвегетаційний період до річок Інгулець та Саксагань (рис.3) [1]. Крім безпосередніх скидів надлишків води зі хвостоосховищ в зимовий період, з них протягом року у поверхневі джерела потрапляють фільтраційні води.

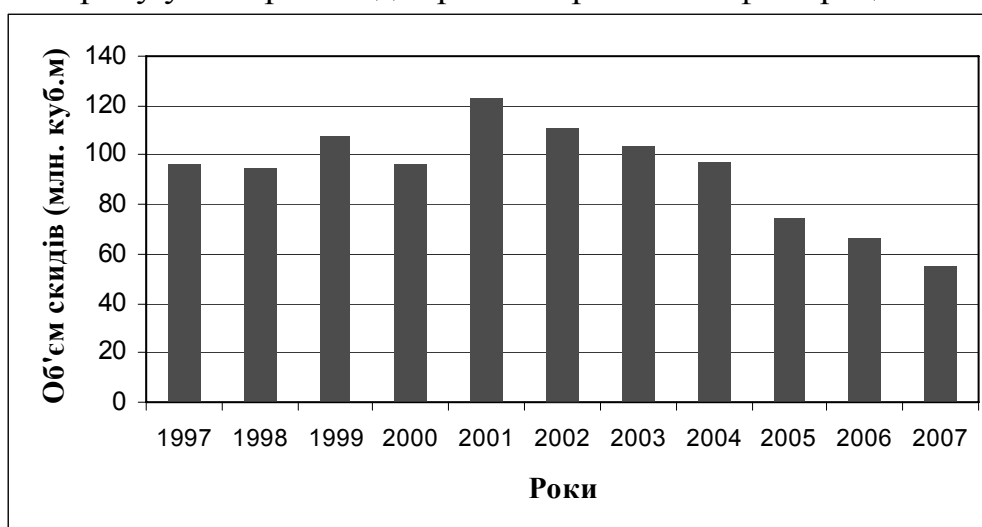


Рис. 3. Динаміка змін об'ємів скидів стічних вод підприємствами Кривбасу до р.Інгулець за період 1997-2007 роки

Разом з регламентованими скидами промислових стічних вод відбувається санітарна промивка русел річок Інгулець та Саксагань низькомінералізованими водами Карачунівського та Макортівського водосховищ. Середній щорічний об'єм води, що використовується на промивку русел становить близько 60-200 млн.м³ з максимальними витратами води понад 50 м³/с.

Об'єм промивки р.Інгулець та р.Саксагань не залежить від кількості скинутих в них зворотних вод, а визначається і встановлюється регламентом промивки, виходячи з ємнісних ресурсів води в каскаді водосховищ на р.Саксагань та об'ємного показника закумульованої води в руслі р.Інгулець, нижче Карачунівського водосховища, який залежить від фактичного рівня р.Дніпро в нижній течії.

Низка ділянок р.Інгулець в межах промислових регіонів відчули на собі дію гідрологічного геоциду – прямого знищення русел річок і річкових долин гірничими роботами, проведенню яких вони заважали [12]. Типовим прикладом є обвідні канали на р.Саксагань, які відводять річкові води для

запобігання підтопленню низки шахт. Це 5-кілометровий колектор біля гирла водотоку та 500-метровий тунель в районі шахти Жовтнева.

Господарсько-побутове водопостачання. На сучасному рівні норма водокористування в житлово-комунальному господарстві в басейні Інгульця коливається в межах 125-160 л/добу на одного мешканця. Найвищий рівень водопостачання має місто Кривий Ріг. Чисельність населення міста (724 тис. осіб) становить близько 67% всього міського населення, що проживає в межах басейну р.Інгулець. Тому основний обсяг водокористування на житлово-комунальні потреби населення припадає на забезпечення потреб Кривого рогу і становить близько 130 млн. м³ на рік [1].

Для водопостачання населених пунктів південної частини басейну та інших водокористувачів споруджено 26 ставків загальним об'ємом 10 млн. м³, а для водопостачання м.Миколаєва – Жовтнєве водосховище (32 млн. м³), які періодично наповнюються водою з Інгулецької зрошувальної системи [6].

Проблема водопостачання сільського населення в басейні є найбільш складною. Рівень забезпечення сільського населення гарантованим водопостачанням залишається в цілому низьким і здійснюється, в основному, з шахтних колодязів та індивідуальних свердловин, іноді з поверхневих джерел чи групових водопроводів. Лише деякі крупні фермерські господарства здійснюють водопостачання локальними водопроводами із свердловин, іноді з поверхневих джерел чи групових водопроводів.

Майже до початку 50-х років минулого століття стан води в річок Інгулець і Саксагань з точки зору санітарно-гігієнічних показників був задовільним. У 40-50-х роках ХХ ст. воду з р.Інгулець використовували як питну у верхній течії річки (с.Лозоватка) в межах міста, а також у нижній течії річки (с.Широке). Випадків захворювань або отруєнь при споживанні річкової води серед місцевого населення не було [10].

Якість води в основних джерелах централізованого водопостачання за останні роки значно погіршилися, що обумовлено незадовільною водогосподарською діяльністю, забрудненням річкового стоку і підземних водоносних горизонтів органічними сполуками, фенолами, нітратами, нафтопродуктами, патогенними мікроорганізмами тощо.

Протягом останніх 10 років через економічні труднощі майже повністю припинилося будівництво і введення в експлуатацію нових потужностей, а також реконструкція діючих споруд і мереж водопровідно-каналізаційного господарства.

Водопровідні очисні споруди, які проектувалися та будувалися відповідно до раніше діючих нормативів, сьогодні вже не спроможні без удосконалення технологій і застосування нових високоефективних реагентів перешкодити доступу у питну воду шкідливих речовин [1].

Використання вод в сільському господарстві. В межах басейну р.Інгулець створилися несприятливі умови для ведення сільського господарства. Нерівномірний розподіл опадів по території зумовлює нестабільність сільськогосподарського землеробства. Особливо це стосується південної частини басейну, де випадає в середньому за рік 400-450 мм опадів.

З метою отримання гарантованих врожаїв на півдні Миколоївської та заході Херсонської областей було побудовано першу в Україні велику меліоративну Інгулецьку зрошувально-обводнювальну систему (ІЗС) (1951-1963 рр.). Джерелом води для зрошення одночасно є річки Інгулець та Дніпро [6]. Згідно проекту ІЗС, в Інгулецький магістральний канал (ІМК) подається змішана дніпровська та інгулецька вода у співвідношенні 75-80 % та 20-25 % відповідно. Відгалуженням ІМК являється спрямований на південь канал Явкинської зрошувальної системи довжиною 91,8 км [2]. Русло Інгульця (протяжністю 83 км від гирла до створу головної насосної станції - ГНС) у вегетаційний період працює за принципом «антирічки». Агрегати, які закачують воду до каналу включаються одразу після закінчення промивки р.Інгулець. Внаслідок змішування з дніпровською мінералізована вода Інгульця набуває допустимої якості. Проте якість води не являється ідеальною і використання її тягне за собою низку проблем, пов'язану з засоленням ґрунтів на значній площі [7].

За останній час забір води з річки Дніпро каналом Інгулецької зрошувальної системи значно зменшився (рис.4).

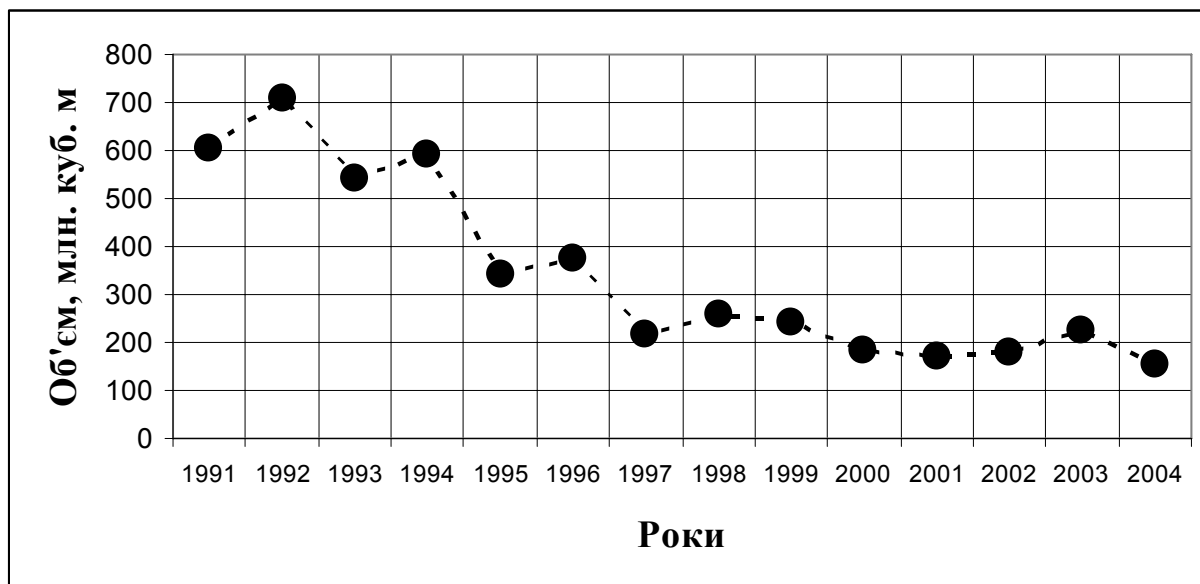


Рис. 4. Графік зміни об'ємів забору води з р.Дніпро каналом Інгулецької зрошувальної системи за 1991-2004 рр.

Зараз загальна площа зрошувальних земель в басейні р.Інгулець становить понад 80 тис. га, з яких в Кіровоградській області – 13,1 тис. га, Дніпропетровській – 25,3 тис.га, Миколаївській – 39,2 тис. га, Херсонській – 5,3 тис. га [1].

Динаміка об'ємів води, використаної на полив має непостійний характер і залежить головним чином від низки кліматичних факторів, зокрема від кількості опадів. У 2006 р на полив використано 57594 тис. м³, у 2007 р. – 99244 тис. м³, а у 2008 р – 37487 тис. м³ води

Внесення значної кількості добрив та засобів захисту рослин на посівні площі зумовлює міграцію забруднюючих речовин з поверхневим та підземним стоком до річкових вод, що негативно відображається на подальшому використанні водних ресурсів для різних потреб.

Крім Інгулецької зрошувальної системи в межах басейну знаходиться ще низка меліоративних систем. Серед них вирізняється Карачунівська, яка ще в 70-х роках зрошувала найбільшу площу земель на території України – 110 тис.га [13]. Інша зрошувальна система – Криворізька вирізняється тим, що для поливу застосовує біологічно і механічно очищені стічні води. Така технологія використання водних ресурсів є досить ефективною у запобіганні забруднення поверхневих вод [3].

Характеристика основних водокористувачів та перспективи використання водних ресурсів. Основними користувачами ресурсів поверхневих вод басейну р.Інгулець є рибні господарства. Розведення риб проводять переважно у водоймах типу річкових загат, балкових (Ерастівський став), копаних та наливних ставках [5].

В 1966 р. на території басейну був утворений досить потужний та продуктивний рибогосподарський комплекс, який включав найбільші водойми (Карачунівське, Південне, Зеленодольське, Кресівське, Миколаївське, Шолохівське та Макортівське водосховища), нагульні ставки та риборозплідник. У серпні 1999 року рибгосп перетворений на ВАТ «Криворіжрибсільгосп» [4].

Крім того, більшість ставків та водосховищ басейну р.Інгулець (зокрема Карачунівське та Олександрійське водосховища) мають важливе рекреаційне значення - тут знаходиться значна кількість місць відпочинку регіонального значення (в тому числі табори відпочинку для працівників виробничого комплексу Кривбасу та їх сімей).

Водні ресурси р.Інгулець та її приток мають досить суттєві запаси гідроенергії. В 30-х роках ХХ ст. досить ефективно функціонувала Велико-Олександрівська гідростанція [10]. Зараз енергія води в басейні р.Інгулець практично не використовується.

До 1917 р р.Інгулець була однією з чотирьох середніх річок на території колишньої УРСР, де відбувалося регулярне судноплавство (середня та нижня течія) [8, 9]. До 60-х років річка була судноплавна лише на 109 км від гирла до с.Калінінського [12]. Ще в 70-х роках ХІХ століття на р.Інгулець функціонував малотонажний флот [13]. У зв'язку зі значним зарегулюванням річкового стоку та будівництвом низки гідротехнічних споруд створились несприятливі умови для судноплавства. Зараз судоходним є ділянка Дар'ївка-гирло загальною довжиною 18 км [2].

Висновок. Таким чином, сучасний водогосподарський комплекс басейну р.Інгулець являє собою сукупність галузей економіки, природних та штучних водних об'єктів, представлених значною кількістю гідротехнічних, водозабірних і водоскидних споруд. Найбільшим споживачем водних ресурсів є промисловість. Використання води для господарсько-побутового водопостачання та потреб сільського господарства обмежується наявністю у поверхневих та підземних водах сполук антропогенного походження - фенолів, нафтопродуктів тощо. Для покращення якості водних ресурсів передбачено додаткову подачу води з Дніпра та проведення комплексу водоохоронних заходів. Не зважаючи на це, в басейні р.Інгулець досить добре розвинуте рибне господарство та функціонує малотоннажний флот. Водні об'єкти також використовуються в рекреаційних цілях, а енергія поверхневих вод може використовуватись для розвитку малої гідроенергетики.

Список літератури

1. Багрій І.Д., Гожик П.Ф. та ін.. Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення. – К. : Фенікс, 2005. – 213 с.
2. Водне господарство в Україні / під ред. Яцика А.В, Хорєва В.М. – К. : Генеза. 2000. – 456 с.
3. Географічна енциклопедія України: у 3-х тт / Під ред.. Маринича О.М. – К. : УЕ ім. М.П.Бажана. - 1993. – Т. 3 – С.156-157.
4. Енциклопедія Криворіжжя. Т.1. / Під ред. В.П.Бухтіярова, В.Г.Балакіна. – Кривий Ріг : Явва, 2005.- С.426-427.
5. Журавель П.О. Як збагатити корм для риб у прісних водоймах. – Дніпропетровськ ; ДОВ, 2006.
6. Левковский С.С. Водные ресурсы Украины. Использование и охрана. – К.: Вища школа. ГИ, 1979. – 200 с.
7. Лозовицкий П.С. Влияние минерализации поливной воды и срока орошения на засоление черноземов. // Почвоведение. – 2003. – №5. – С. 611-622.
8. Малі річки України : Довідник / за ред. Яцика А.В. – К.: Урожай, 1991 – 296 с.
9. Максимович Н.И. Днепр и его бассейн. – К., 1901 – 373 с.
10. Могилевський Л.М. Вплив техногенезу надр на поверхневі водні об'єкти Кривбасу // Деякі чинники техногенезу. Серія: Геологічне середовище антропогенної екосистеми. – Кривий Ріг: ОКТАН-ПРИНТ, 2002. – С.80-96.
10. Народногосподарське використання малих річок УРСР / За ред. Шліхтера О.Г. – К. : Вид-во АН УРСР, 1937 – 139 с.
11. Пащенко В.М. Основні поняття і проблеми еколого-географічних досліджень // Український географічний журнал. – 1994. – №4. – С.8-16.
12. Попов К.О. Херсонська область (географічний нарис). – К. : Радянська школа, 1959 – 126 с.
13. Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 6. Украина и Молдавия. Вип.2. Среднее и Нижнее Поднепровье / Под ред. Каганера М.С. - Л. : Гидрометгиз, 1971.- 654 с.
14. Руденко Р.В., Хильчевський В.К. Про зміну хімічного складу води річки Інгулець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т.8 – С.47-61

Оценка водохозяйственной деятельности в бассейне р.Ингулец Кравчинский Р.Л., Хильчевский В.К.

Интенсивное и разноплановое использование водных ресурсов бассейна р.Ингулец обусловило формирование ряда гидроэкологических проблем в регионе. Современная структура водохозяйственного комплекса включает две основные составляющие – использования водных ресурсов и их охрану. Наибольшим потребителем воды в бассейне р.Ингулец является промышленность, сельское хозяйство и жилищно-коммунальные потребности. Организация и ведение комплекса водоохранных мероприятий обеспечивает разные отрасли хозяйства водой необходимого качества и соответствующего количества.

The estimation of water economic activity in Ingulets river basine

Kravchinsky R., Khilchevsky V.

The intensive and variegated use of water resourses of Ingulets river stipulated forming of row of gydroekological problems in a region. Hydrologi-hydrochemical descriptions of watercourse of direction depend on the degree of the use of his resources. The most user of water in a Ingulets basin there are iron ore, metallurgical, metal processing and coking industrys, agriculture, and also service-utility water-supply. Organization and conduct of complex of bank-protection measures provides different industries of economy of necessary quality and proper amount water.

УДК [(574.5:556.55):001.891]

ОБ ЭКОЛОГИЧЕСКИ ОПТИМАЛЬНОМ ВОДНОМ РЕЖИМЕ КАНЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В РАЙОНЕ КИЕВА

Тимченко В.М.

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Неравномерный режим работы гидроэлектростанций на зарегулированных реках положительно влияет на процессы формирования состояния экосистем и качество воды нижерасположенных водохранилищ, особенно их верхних (речных) участков [4, 5, 7, 10, 17]. В то же время, действующими Правилами эксплуатации, в частности днепровских водохранилищ, кратковременные (внутрисуточные) колебания уровня воды в нижних бьефах ГЭС ограничиваются. На Киевской ГЭС такое ограничение во все сезоны года составляет 0,8 м (на расстоянии 20 км от плотины Киевской ГЭС – возле моста Метро). Экологических аргументов к такому ограничению не существует.

Для определения количественных показателей влияния попусков ГЭС на состояние экосистемы и качество воды речного (Киевского) участка Каневского водохранилища и разработки конкретных рекомендаций по экологически обоснованному режиму этих попусков отделом гидрологии и управления водными экосистемами Института гидробиологии НАН Украины с 1996 года проводятся специальные гидроэкологические исследования. Их материалы частично опубликованы в отечественной и зарубежной литературе [5, 7, 18 и др.]. Итоговые же результаты легли в основу настоящей статьи.

Гидрологические условия функционирования экосистемы

Киевский участок Каневского водохранилища (КУКВ) представляет собой разветвленную водную систему, которая кроме основного подпёртого на 1,5-2 м потока реки, шириной 600-800 м и глубиной до 8-10 (в среднем 6,0-6,5)м, имеет придаточную сеть, т.е. рукава, протоки, заливы, озёра и другие элементы водной системы [6].

Решающим фактором, определяющим абиотические условия функционирования этой водной экосистемы, является именно неустановившийся в течение большей части года режим стока. Он обеспечивает определённый диапазон колебания уровня воды, скоростей течения и активные водообменные процессы как в основном русле, так и в его придаточной сети.

Формируемые в нижнем бьефе попусками Киевской ГЭС длинные прямые волны распространяются вниз по течению с большой скоростью (7-12 м/с) и существенно трансформируются – к нижней границе речного участка (45-50 км от плотины ГЭС) их амплитуда уменьшается на 65-75%. Эта трансформация описывается эмпирическим уравнением [9]:

$$A_L = A_{ГЭС} \cdot e^{-0,03L}, \quad (1)$$

где: A_L и $A_{ГЭС}$ – высота волны попуска в заданном створе и в нижнем бьефе ГЭС, соответственно, м; L – удаленность створа от плотины, км; e – основание натурального логарифма.

Из уравнения (1) следует, в частности, что амплитуда кратковременных внутрисуточных колебаний в нижнем бьефе ГЭС, исходя из требований действующих Правил, не должна превышать 1,25 м.

Обратим внимание на полученную нами ранее [9] зависимость амплитуды колебания уровня воды в нижнем бьефе Киевской ГЭС от максимальных расходов воды при попусках (Q_{max}):

$$A_{ГЭС} = 0,00023 \cdot Q_{max} \cdot t_{max}^{0,3}, \quad (2)$$

в которой: t_{max} – длительность работы ГЭС с расходами воды (m^3/c), близкими к максимальным, час.

Из уравнений (1) и (2) следует соотношение:

$$A_L = 0,00023 \cdot Q_{max} \cdot t_{max}^{0,3} \cdot e^{-0,03L}, \quad (3)$$

которое характеризует связь амплитуды колебания уровня воды в любом створе с максимальным при попуске расходом воды и его продолжительностью.

Уравнения (1–3) характеризуют соотношения гидрологических характеристик в меженные периоды, т.е. в те периоды, когда Киевская ГЭС работает только на покрытие пиков нагрузки в энергосистеме. Эти периоды являются лимитирующими для экосистемы КУКВ, особенно для её придаточной сети.

Основным генератором водообмена между руслом и придаточной сетью являются колебания уровня воды, вызываемые прохождением волн попусков Киевской ГЭС. Вода при повышении уровня поступает из основного русла в элементы придаточной сети, а на спаде – возвращается обратно. За это время часть её успевает перемешаться с водой, находящейся в рукавах, протоках, заливах и озерах. Именно таким образом происходит взаимовлияние основного русла и элементов придаточной сети.

Величины коэффициентов и периодов внешнего водообмена некоторых элементов придаточной сети КУКВ при разных попусках, рассчитанные на основании учета амплитуд волн попусков и морфометрических параметров водных объектов, приведены в табл.1.

Таблица 1. Суточный коэффициент (K , сут⁻¹) и период водообмена (τ , сут) основных водных объектов придаточной сети киевского участка Каневского водохранилища

Наименование водного объекта	Амплитуда колебания уровня воды в нижнем бьефе Киевской ГЭС, м					
	0,50		1,25		2,00	
	K	τ	K	τ	K	τ
Залив Карман	0,50	2,00	1,25	0,80	2,00	0,50
Рукав Старосельский	0,36	2,78	0,89	1,12	1,44	0,69
Канал Обводной	0,30	3,29	0,77	1,30	1,21	0,82
Залив Верблюды	0,11	9,43	0,26	3,77	0,42	2,36
Залив Собачье Гирло	0,08	11,9	0,21	4,76	0,34	2,98
Залив Оболонь	0,07	14,7	0,17	5,88	0,27	3,68
Залив Киевская Гавань	0,10	10,0	0,25	4,00	0,40	2,50
Залив Матвеевский	0,14	7,25	0,34	2,90	0,55	1,81
Рукав Горбачев плюс пролив Русановский	0,19	5,38	0,46	2,15	0,74	1,34
Рукав Довбычка	0,12	8,47	0,29	3,39	0,47	2,12
Рукав Десенка	0,14	7,00	0,35	2,79	0,57	1,74
Озеро Выдубицкое	0,24	4,17	0,60	1,67	0,96	1,04
Залив Старик	0,10	10,2	0,24	4,08	0,39	2,55
Рукав Коник	0,21	4,85	0,51	1,94	0,82	1,21

Из неё следует, что на общем фоне сравнительно неплохой проточности водоемов участка в некоторых из них вода сменяется лишь за 10-14 суток. При указанном наибольшем, допустимом действующими Правилами, внутрисуточном колебании уровня, вода во всей придаточной сети КУКВ сменяется в среднем за 2,7 суток. В маловодные периоды, когда попуски Киевской ГЭС незначительны, обмен воды в придаточной сети участка может происходить лишь за 6-8 суток. За последние 5-7 лет амплитуда краткосрочных колебаний уровня воды в вегетационный период в нижнем бьефе Киевской ГЭС снизилась в среднем до 0,54 м, у моста Метро – до 0,30 м. Это значит, что общий водообмен в придаточной сети КУКВ в критический летний сезон существенно уменьшился ($K = 0,16$; $\tau = 6,23$ сут).

Динамика состояния экосистемы и качества воды. Гидрологические особенности КУКВ, обусловленные режимом работы Киевской ГЭС, оказывают существенное влияние на структурно-функциональные характеристики биотических сообществ экосистемы и качество воды как среды обитания гидробионтов и природного ресурса. Последний аспект очень важен, поскольку вода этого участка Каневского водохранилища активно используется в хозяйственных целях и для рекреационных нужд населения г. Киева.

Так, биомасса фитопланктона на участке находится в обратной зависимости от водности. При низком стоке (период водообмена более 7-9 суток) здесь отмечается, как правило, интенсивное развитие фитопланктона и сохраняется высокая вероятность "цветения" воды. В условиях низкой водности из Киевского водохранилища на участок поступает обильный фитопланктон. Обычно в это время имеет место интенсивная вегетация водорослей в Десне и водоемах придаточной сети, откуда они выносятся в основное русло. При средней проточности (4-6 суток) активизируется фотосинтетическая аэрация водной толщи, что в свою очередь способствует оптимальному функционированию гидробионтов более высоких трофических уровней [16]. При большой водности скорости течения в основном русле КУКВ периодически могут достигать величин, отрицательно воздействующих на фитопланктон.

Попуски Киевской ГЭС оказывают существенное воздействие также и на деструкцию органического вещества в планктоне, поскольку в зависимости от попусков меняется величина БПК в воде, поступающей на участок [7]. Так, по данным натурных наблюдений, при малых расходах в створе ГЭС и "цветении" воды в Киевском водохранилище показатель $\text{БПК}_{\text{полн}}$ может достигать $8 \text{ мг } \text{O}_2/\text{дм}^3$. При больших расходах – снижается до нормы ($3 \text{ мг } \text{O}_2/\text{дм}^3$).

При любом стоке баланс продукционно-деструкционных процессов летом в основном русле КУКВ отрицательный и его абсолютная величина находится в прямой зависимости от объёмов попусков. Это означает, что с увеличением объёмов попусков интенсивность самоочищения в русле на данном участке возрастает.

В водных объектах придаточной сети баланс продукционно-деструкционных процессов в основном положительный. Здесь преобладание процесса продуцирования кислорода над его поглощением в биотических сообществах планктона, бентоса и высшей водной растительности обуславливает благоприятный кислородный режим и удовлетворительное качество воды. Поэтому содержание кислорода в водных объектах придаточной сети КУКВ, как правило, выше, чем в основном русле.

Материалы наших исследований [6] указывают на то, что до некоторых пор при характерной для Днепра летней водности ($600-800 \text{ м}^3/\text{с}$) баланс продукционно-деструкционных процессов, т.е. баланс процессов самоочищения и самозагрязнения, в водоёмах придаточной сети равен нулю при периоде водообмена 3-4 суток.

Хорошей удельной продукцией высшей водной растительности, которая непосредственно принимает участие в формировании качества воды, характеризуются пойменные водоёмы с внешним водообменом 2–4 суток [8]. При уменьшении водообмена продукционная способность высшей водной растительности ослабляется.

Наиболее благоприятные условия для развития здесь зообентоса – одного из важных компонентов кормовой базы рыб, создавались при периоде внешнего водообмена до 2-5 суток [2].

При увеличении периода водообмена до 12-15 суток в пойменных водоёмах формируются застойные зоны с дефицитом кислорода, высокой концентрацией органических веществ, соединений тяжёлых металлов, особенно марганца. Достаточное для интенсивного развития окислительных процессов содержание в воде растворённого кислорода могло быть обеспечено водообменом 4-6 суток [5].

Таким образом, большинство биотических и абиотических компонентов экосистем придаточной сети киевского участка Каневского водохранилища имели удовлетворительное состояние при сохранении периода их внешнего водообмена в пределах 3–6 суток. Такой водообмен возможен был при попусках со средней амплитудой внутрисуточных колебаний уровня воды в нижнем бьефе ГЭС, равной 0,56–1,12 м.

Следует обратить внимание ещё на один фактор формирования качества воды на киевском участке Каневского водохранилища. Речь идёт о песчаных берегах (пляжах). Их периодически смачиваемая при прохождении попусковых волн площадь составляет от 0,3 до 0,7 км². Известно, что песчаные элементы ложа водных объектов вносят значительный вклад в процессы самоочищения вод от загрязняющих веществ естественного и антропогенного происхождения [11–15]. Своей очистной способностью песчаный грунт обязан жизнедеятельности организмов, которые его населяют. В состав песчаных ценозов входят автотрофные и гетеротрофные гидробионты. Первые представлены водорослями, вторые – бактериями, простейшими и беспозвоночными животными. Автотрофный компонент биоценозов песчаного грунта – микрофитобентос, играет большую роль в создании в нем благоприятного кислородного режима. Функционирование гетеротрофных организмов, главным образом бактериобентоса, определяет процессы деструкции органического вещества и самоочищение от продуктов его распада, в частности минерализацию соединений азота, фосфора, серы и др.

Экспериментальные исследования [3] свидетельствуют о том, что снижение концентрации органического вещества в воде, находящейся в песке, происходит достаточно быстро. Удельная величина очистки в песке всегда выше, чем в воде без песка.

Определено, что в песчаные пляжи на КУКВ за сутки при двукратном подъёме уровня втекает, а при его снижении оттекает до 55 тыс.м³ воды. При этом очистка воды, например, от органических загрязнений достигает 200-400 кг/сут (по БПК_{полн}). Увеличение амплитуды колебания уровня воды способствует существенному усилению этого процесса.

Экологическая оптимизация внутрисуточных колебаний уровня воды. Изложенное выше и содержание опубликованных работ [5-7] дают основание утверждать, что неустановившийся режим стока на киевском участке Каневского водохранилища, как впрочем и на других речных

участках днепровских водохранилищ, есть экологически благоприятный фактор. Нами установлены количественные соотношения между степенью неравномерности этого режима, в частности, амплитудой внутрисуточных колебаний уровня воды, и показателями состояния водной экосистемы и качества воды [18]. В роли последних могут выступать содержание и динамика растворенного в воде кислорода или легкоокисляемого органического вещества (БПК). Чтобы решить проблему, как обезопасить от экологического кризиса водную систему КУКВ, где антропогенная нагрузка растет значительными темпами, рассмотрим, на основе имеющихся и изложенных выше соотношений, пути регулирования (улучшения или стабилизации) указанных экологических показателей.

Обратим внимание прежде всего на потенциальные возможности регулирования водного режима участка попусками ГЭС. В качестве критического рассмотрим период летне-осенней межени, когда неблагоприятные экологические ситуации на водных объектах КУКВ наиболее ощутимо могут сказываться на качестве окружающей водной среды такого крупного населенного пункта как Киев с его окрестностями.

Если исходить из чисто экологических позиций, то на основе изложенного выше следовало бы поддерживать и увеличивать диапазон внутрисуточных колебаний расходов (уровней) воды на участке. При этом можно достичь улучшения кислородного режима в основном русле и придаточной сети. Реальные возможности увеличения указанного диапазона, конечно, не безграничны, что связано с водностью реки. Напомним, что в течение лета (VI-VIII) в среднем по водности году к Киевскому водохранилищу поступает в среднем $6,8 \text{ км}^3$ воды со стоком Днепра и Припяти [1]. Осенью (IX-XI) этот приток ниже – $5,4 \text{ км}^3$. Таким образом, за месяц приток к этому водоему в летне-осенний период составляет в среднем $2,03 \text{ км}^3$, за сутки – $67,7 \text{ млн.м}^3$. В многоводном году суточный объем стока в створе Киевской ГЭС может повышаться в среднем до $87,7 \text{ млн.м}^3$, в маловодном году – понижаться до $55,7 \text{ млн.м}^3$. При условии работы Киевской ГЭС на естественном притоке расход воды в нижнем бьефе при средней водности реки составляет около $780 \text{ м}^3/\text{с}$. При условии повышенной водности средний суточный расход воды здесь достигает $1015 \text{ м}^3/\text{с}$, пониженной – $645 \text{ м}^3/\text{с}$.

Если исходить из приведенных величин среднего естественного стока, то, покрывая утреннюю и вечернюю пиковые нагрузки с максимальным пиковым расходом через агрегаты $2500\text{-}3000 \text{ м}^3/\text{с}$, Киевская ГЭС может работать два раза в сутки по 3,15-3,75 часа. При этом амплитуда колебания уровня воды в нижнем бьефе составляет 0,86-0,96 м.

Если водность Днепра и Припяти высокая, ГЭС ежедневно может осуществлять два попуска с расходами $Q_{max} = 2500\text{-}3000 \text{ м}^3/\text{с}$ общей длительностью 8-9,7 часа, т.е. по 4-4,8 часа каждый. При этом уровень воды в нижнем бьефе каждый раз поднимается на 0,92-1,05 м. У моста Метро подъем уровня при этом составляет 0,5-0,57 м, что не достигает действующего ограничения (0,8 м).

При низкой водности Днестра и Припяти максимальные расходы воды той же интенсивности ($2500-3000 \text{ м}^3/\text{с}$) могут сохраняться в нижнем бьефе Киевской ГЭС в течение суток не более 5,1-6,2 часа, каждый из попусков – 2,5-3,1 часа. Подъем уровня в нижнем бьефе ГЭС не превышает при каждом попуске 0,8-0,9 м, у моста Метро – 0,43-0,49 м.

Таким образом, в современных условиях, когда основной целью Киевской ГЭС является выработка "пиковой" электроэнергии, ее попуски в летне-осенний период не создают на участке Днестра возле Киева подъемов уровня воды, превышающих предел, обозначенный в действующих Правилах эксплуатации. На указанные внутрисуточные колебания уровня воды "настроена" экосистема участка. Однако, резко усиливающаяся антропогенная нагрузка на водную систему, связанная с застройкой поймы Днестра, существенно нарушает баланс структурно-функциональных показателей экосистемы и особенно ее придаточной сети. Единственным реальным способом улучшения состояния этой сети и качества воды является усиление в ней водообмена. Достичь этого можно лишь путем усиления водообмена с основным руслом. А это возможно лишь за счет увеличения амплитуды колебания уровня воды в системе.

Возможность усиления водообмена в придаточной сети, даже в рамках действующего ограничения амплитуды колебания уровня воды, существует. Речь идет об увеличении максимальных расходов попусков (Q_{max}). В табл. 2 приведены результаты расчета параметров попусков Киевской ГЭС, обеспечивающих двукратные в течение суток подъемы уровня воды в нижнем бьефе до величины 1,25 м.

Таблица 2. Результаты расчета параметров экологических попусков Киевской ГЭС, обеспечивающих диапазон колебания уровня воды в нижнем бьефе 1,25 м

Максимальный расход воды в створе ГЭС, $\text{м}^3/\text{с}$	Длительность единичного попуска, час	Продолжительность максимальных расходов в течение суток, час	Объем воды, срабатываемый через агрегаты ГЭС за сутки, млн. м^3	Объем суточной сработки рабочей емкости вдхр., млн. м^3
3000	5,93	11,9	128	60,3
3500	3,72	7,4	93,7	26,0
4000	2,52	5,0	72,6	4,9
4500	1,77	3,5	57,3	-10,4

Как следует из табл. 2, добиться такого эффекта можно при разных максимальных расходах. Характерно, что чем больше расход в створе ГЭС, тем меньший объем воды необходим для достижения этого эффекта. Так, при расходе воды во время попусков, равном $3000 \text{ м}^3/\text{с}$, для создания в нижнем бьефе подъема в 1,25 м необходимо в течение почти полусуток пропустить через створ ГЭС 128 млн. м^3 воды. Если учесть природную

водность Днепра (67,7 млн. м³/сут), для создания необходимого колебания уровня придется из рабочей емкости Киевского водохранилища изымать 60,3 млн.м³ ежесуточно. Зато при максимальном расходе в створе ГЭС, например, 4500 м³/с, около 10,4 млн.м³ естественного стока можно аккумулировать в Киевском водохранилище. Нулевой баланс, т.е. осуществление необходимых колебаний в нижнем бьефе за счет естественного стока, можно достичь попусками с максимальным расходом около 4200 м³/с. Длительность каждого из двух попусков с такими максимальными расходами не превышает 2,17 часа.

Создавая в нижнем бьефе волны попусков с амплитудой 1,25 м, можно увеличить приток-отток из каждого элемента придаточной сети по сравнению с существующим в 1,3–1,4 раза. В целом, приток-отток за сутки из всех озер, проток, заливов и стариц, расположенных на 40-километровом участке КУКВ, увеличивается при этом с 27,4 до 37,2 млн.м³. Коэффициент водообмена (K) увеличивается с 0,274 до 0,372 сут⁻¹, период водообмена (τ) уменьшается с 3,65 до 2,7 суток, т.е. почти на сутки.

Следует заметить, что эффект воздействия придаточной сети на кислородный режим русла тем сильнее, чем большими величинами максимальных расходов (а значит меньшими объемами стока) достигается указанная амплитуда колебания уровня в нижнем бьефе (1,25 м). Обогащение кислородом воды основного русла за счет поступления его из придаточной сети тем интенсивнее, чем меньше общий сток по руслу.

Увеличение амплитуды внутрисуточных колебаний уровня воды от 0,9 до 1,25 м приводит к увеличению ширины и площади полосы смачивания песчаных берегов на участке (примерно на 1 м и 0,25 км², соответственно), что определенным образом усиливает очистку воды в русле и элементах придаточной сети. Усиливается и вклад зарослей высшей водной растительности в процесс самоочищения водной системы КУКВ от биогенных и ряда других загрязняющих веществ.

Выводы и рекомендации. В летне-осенний период на киевском участке Каневского водохранилища (от плотины Киевской ГЭС до 40-го км) наблюдается дефицит кислорода в воде, что негативно сказывается на экологическом состоянии всей водной системы реки и ее придаточной сети – проток, заливов, каналов, озер и т.д. Связано это как с природными (низкая водность реки), так и с антропогенными (поступление загрязняющих органических веществ в черте города, большая рекреационная нагрузка и т.д.) факторами. Многие показатели состояния экосистемы КУКВ имеют прямую зависимость от водности реки и при повышенных объемах стока могли бы улучшаться. Однако, возможности увеличения сбросов в летне-осенний период довольно ограничены.

На этом фоне обращает на себя внимание активная реакция многих структурно-функциональных показателей экосистемы основного русла Днепра и особенно водных объектов его придаточной сети на неустойчивый режим стока, обусловленный неравномерными в течение суток попусками Киевской ГЭС. Колебания уровней воды на участке

генерируют обмен водой между основным руслом реки и элементами придаточной сети, что обеспечивает взаимовлияние между ними и формирует качество воды и другие экологические характеристики.

В современных условиях в критический для экосистемы исследуемого участка летне-осенний период работа Киевской ГЭС формирует попусковые волны с амплитудой колебания уровня воды в нижнем бьефе в среднем 0,54 м, у моста Метро – 0,30 м. Экосистема основного русла Днепра, озер, заливов и других гидравлически связанных с ними водных объектов в целом "настроена" на такой режим. Однако в последние годы в связи с резким увеличением антропогенной нагрузки на водную сеть баланс потоков энергии и вещества в ней нарушился. Выражается это, в частности, в ухудшении кислородного режима, увеличении содержания в воде биогенных, органических и иных загрязняющих веществ и т.д.

Для улучшения экологической обстановки в водной сети КУКВ можно рекомендовать следующие мероприятия:

1. В ситуациях, когда показатели состояния экосистемы КУКВ в летне-осенний период становятся критически неблагоприятными (низкая концентрация в воде растворённого кислорода, большое содержание органического вещества и др.), Киевской ГЭС следует осуществлять специальные экологические попуски. Их величины и регламент следующие [7]:

- *летне-осенний экологический попуск* – около 65 млн.м³ в сутки (среднесуточный расход 750 м³/с);

- *целевой экологический попуск*; его объем зависит от БПК_{полн} в воде, поступающей на участок. Если этот показатель равен 2 мг О₂/дм³, достаточен объем попуска 33 млн.м³/сутки (380 м³/с); если он равен 3 мг О₂/дм³ – 37 млн.м³/сутки (430 м³/с); если БПК_{полн} = 5 мг О₂/дм³, объем целевого попуска должен быть около 130 млн.м³/сутки (1500 м³/с). При этом на участке обеспечивается допустимый экологический норматив (БПК_{полн} = 4,4 мг О₂/дм³);

- *экстремальный экологический попуск* Киевской ГЭС возможен при условии, что концентрация лабильного органического вещества в исходной воде ниже экологических нормативов. Продолжительность экстремального попуска зависит от величины БПК_{полн}. Так, для гарантированного обеспечения допустимого экологического норматива время экстремального попуска объемом 22 млн.м³/сутки (среднесуточный расход 250 м³/с) составляет от 2 до 6 сут. Увеличение объемов экстремальных попусков при тех же величинах БПК_{полн} позволяет продлить время их использования: например, до 3,5-10 суток при попусках со среднесуточным расходом 400 м³/с и до 8-24 суток – при 500 м³/с.

2. При сложившихся неблагоприятных экологических условиях в придаточной сети следует усилить ее водообмен с основным руслом. Для этого необходимо увеличить амплитуду внутрисуточных колебаний уровня воды в русле и остальной сети. Возможны несколько вариантов:

а) увеличение максимальных расходов воды Киевской ГЭС до 3000-4000 м³/с при одновременном сокращении их длительности. Объем сбросов воды через створ ГЭС при этом не превышает природный (бытовой) сток в данный период;

б) увеличение максимальных расходов воды до 4000-4500 м³/с при одновременном сокращении их длительности – с превышением объемов сбросов над естественным стоком. При этом используется рабочая емкость Киевского водохранилища. В обоих вариантах суточная амплитуда колебания уровня воды в нижнем бьефе Киевской ГЭС не превышает регламентируемую действующими Правилами эксплуатации днепровских водохранилищ величину – 1,25 м у ГЭС или 0,8 м у моста метро;

в) увеличение максимальных расходов с формированием в нижнем бьефе подъемов уровня, превышающих действующее ограничение (1,25 м у ГЭС или 0,8 м у моста Метро). Этот вариант возможен и будет необходим в перспективе, когда накопится «усталость» в экосистемах элементов придаточной сети КУКВ. Гидроэкологические исследования на участке, которые проводятся здесь в организованном виде с 1919 года, дают основание считать, что наблюдаемые в последние годы темпы жилищно-хозяйственного освоения поймы Днепра обеспечат формирование указанной критической ситуации в недалеком будущем.

Список литературы

1. *Каскад Днепровских водохранилищ*. – Л.: Гидрометеиздат, 1976. – 348 с.
2. *Оксиук О.П., Полищук В.С., Журавлева Л.А. и др.* Гидробиологические особенности и оценка трофности пойменных водоемов устьевой области Днепра // *Гидробиол. журн.* – 1991. – 27, №6. – С. 3-10.
3. *Оксиук О.П., Плазий Е.П., Меленчук Г.В.* Роль песчаного грунта в процессах самоочищения воды от органического вещества // *Гидробиол. журн.* – 2004. – 40, №1. – С. 63–73.
4. *Оксиук О.П., Тимченко В.М., Полищук В.С. и др.* Управление состоянием экосистемы и качеством воды в устьевом участке Днепра. – Киев: ВИПОЛ, 1996. – 64 с.
5. *Оксиук О.П., Тимченко В.М., Давыдов О.А. и др.* Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. – Киев: ВИПОЛ, 1999. – 60 с.
6. *Тимченко В.М., Оксиук О.П., Тимченко О.В.* Методические аспекты регулирования кислородного режима речных участков днепровских водохранилищ в летний период (на примере киевского участка Каневского водохранилища) // *Гидробиол. журн.* – 2006. – 42, №1. – С. 99–107.
7. *Оксиук О.П., Тимченко В.М., Давыдов О.А. и др.* Экологические попуски Киевской ГЭС. – Киев: ЛОГОС, 2003. – 72 с.
8. *Оксиук О.П., Тимченко В.М., Карпова Г.А.* Влияние водного режима на количественные показатели высшей водной растительности пойменных водоемов устьевом участка Днепра // *Гидробиол. журн.* – 1997. – 33, №3. – С. 3–10.
9. *Тимченко В.М., Дубняк С.С.* Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища // *Гидробиол. журн.* – 2000. – 36, №3. – С. 57-67.
10. *Тимченко В.М.* Экологическая гидрология водоемов Украины. – Киев: Наук. думка, 2006. – 383 с.
11. *Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод.* – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
12. *Францев А.В.* Улучшение воды в Учинском отстойном водохранилище // *Гигиена водохранилищ.* – М: Медгиз, 1961. – С.139– 151.
13. *Францев А.В.* О некоторых путях воздействия на жизнь пресных водоемов // *Тр. ВГБО.* – 1961 а. Т.ХІ. – С. 323 – 330.
14. *Францев А.В.* Вопросы эксплуатации источников водоснабжения Москвы // *Учинское и Можайское водохранилища.* – М: МГУ, 1963. – С. 9– 15.
15. *Францев А.В., Лебедева С.К.* Исследование роли донных и прибрежных песков в самоочищении воды на лабораторных моделях / *Учинское и Можайское водохранилища.*

– М: Изд-во МГУ, 1963. – С.27– 38. **16.** Щербак В.І., Майстрова Н.В. Фітопланктон кийівської ділянки Канівського водосховища та чинники, що його визначають. – К., 2001. – 69 с. **17.** Timchenko V., Oksiyuk O., Gore J. A model for ecosystem state and water quality management in the Dnieper River delta // Ecol. Eng. – 2000. – 16. – P. 119–125. **18.** Timchenko V.M., Oksiyuk O.P. Ecosystem condition and water quality control at impounded sections of rivers by the regulated hydrological regime // Ecohydrology and Hydrobiology. – 2002. – 2, 1–4. – P. 259–264.

Про екологічно оптимальний водний режим Канівського водосховища в районі Києва

Тімченко В.М.

На основі матеріалів багаторічних досліджень розроблені рекомендації по екологічно оптимальному для Київської ділянки Канівського водосховища водному режиму, котрий формується попусками Київської ГЕС.

Ecologically optimal water regime for Kanev Reservoir in Kiev area

Timchenko V.M.

The recommendations for formation of optimal water regime of ecosystem of Kanev Reservoir in Kiev area by HEPS releases were developed. These recommendations based on materials of long-term researches.

УДК 556.166

АНАЛІЗ ЧАСОВОГО ТА ПРОСТОРОВОГО РОЗПОДІЛУ ОПАДІВ, ЩО СФОРМУВАЛИ ПАВОДКИ НА РІЧКАХ КАРПАТ У ЛИПНІ 2008 року

Кульбіда М.І., Бойко В.М., Петренко Л.В., Савченко Л.І.

Український гідрометеорологічний центр МНС України, м. Київ

Актуальність питання. Дощові паводки, що пройшли на річках Карпат у третій декаді липня 2008 р., безумовно стали видатною «гідрологічною подією», оскільки вони супроводжувалися як масштабними негативними наслідками на значній території, так і внесли зміни у фактичні та розрахункові параметри максимального річкового стоку.

Високі та екстремально високі з катастрофічними наслідками паводки сформувалися майже одночасно упродовж декількох днів практично на всіх річках басейнів Прута, Сірета, Дністра та на річках Закарпаття (на території 8 областей України). За гідрологічними характеристиками паводки були близькими до показників попередніх високих і дуже високих паводків. При цьому у створах 17 гідрологічних постів найвищі рівні даного паводку перевищили максимуми історично високих паводків, які проходили у вересні 1941, червні 1969, липні 1980, червні 1998 рр. зокрема, червневого 1969 р. (басейни Прута, Сірета, Дністра), у листопаді 1998 р. та березні 2001 рр. (басейни Тиси, Ужа, Латориці) [5].

Основною причиною випадіння сильних, дуже сильних та тривалих дощів 22-27 липня 2008 р., які сформували паводки, був малорухомий

потужний висотний циклони над Балканами та атмосферні фронти, активність яких підсилювалась конвекцією та орографією. Стаціонавання циклону призвело до довготривалості процесу випадіння дощів, що вирізняло зазначену метеорологічну ситуацію від аналогічних у минулі роки, коли відмічалися значні дощові паводки (1969, 1970, 1998, 2001, 2007 рр.). Орографічні особливості регіону, дугоподібне розташування гірських хребтів Українських Карпат сприяло загостренню атмосферних фронтів, посиленню та інтенсифікації дощів. На фоні облогових опадів відмічалися активні грози зі зливами, що сприяло загальному збільшенню сумарних опадів.

Сумарні паводкоформуєчі опади. Просторовий Стихійні суми опадів у західному регіоні України спостерігалися упродовж семи пів діб поспіль (в той час, як у червні 1969 року - всього трьох пів-діб). За результатами вимірювань 15-ти з 20-ти метеорологічних станцій, що знаходяться в основній зоні формування стоку карпатських річок, а також 6-ти станцій в зоні формування бічного припливу до Дністровського водосховища у період 22–27 липня 2008 р. випало більше місячної норми опадів. При цьому на 10-ти станціях зафіксовано 1.5– 2, а ще на 4-х – 2-2.5 місячних норм (рис. 1).

Для аналізу стокоформуєчих опадів нами були залучені також дані спостережень 70 гідрологічних постів. Це дозволило встановити, що більше 200 мм опадів за паводок (до 2-3 липневих норм) зафіксовано на 13-ти з 34-х гідрологічних постів у басейні Дністра (вище Дністровського водосховища), на 10-ти з 12-ти - у басейні Прута і Сірета (в межах України) та на 1-му з 24-х - на Закарпатті.

На жаль, в зоні формування стоку Дністра, Прута, Сірета немає працюючих плівіографів, дані яких дозволили б нам отримати і проаналізувати повну картину процесу випадіння дощів, зокрема їх інтенсивність та добові максимуми, які є важливими чинниками стоку. Окрім цього, опадомірна мережа в Карпатському регіоні за кількістю пунктів вимірювань та технічною оснащеністю значно поступається сусіднім країнам. Тобто, можна припустити, що кількісно унікальні, рідкої повторюваності процеси опадоутворення у гірських зонах водозборів Дністра, Прута, Сірета могли бути зафіксовані неповністю. Ці обставини надалі можуть ускладнити розрахунки добових сум опадів різної забезпеченості, які представляють найбільший інтерес для проектування і планування паводкозахисних заходів.

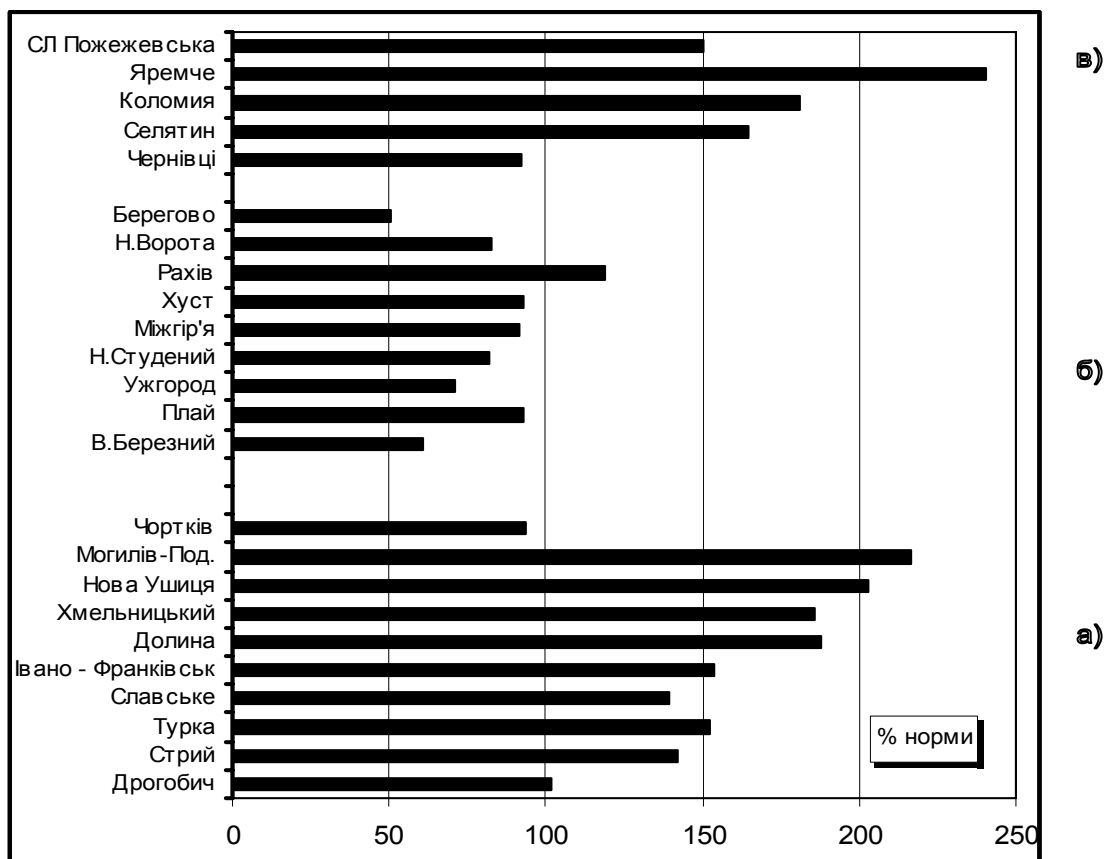


Рис.1. Порівняння сумарної кількості опадів 22-27 липня 2008 р. з липневою нормою (відсотках норми): а) басейн Дністра; б) басейни річок Закарпаття; в) басейн Прута, Сірета

Виконаний нами аналіз опадів, що спричинили липневі паводки, базується на оперативній «паводковій» інформації та матеріалах режимних метеорологічних таблиць з даними про 12-ти годинні суми опадів. Ці таблиці були надані Українському Гідрометцентру обласними центрами з гідрометеорології Львівським, Івано-Франківським, Закарпатським, Чернівецьким, Тернопільським, Хмельницьким, Вінницьким та спеціалізованими станціями Стрий, Чортків, Новодністровськ, Карпатська Сс вже після завершення паводку.

Аналіз наявних відомостей дозволив встановити, що паводки були сформовані наступними сумарними опадами (з 22 по 27 липня 2008 р.):

- у гірській та передгірній частинах басейну Дністра (Львівська, Івано-Франківська обл.), у зоні формування бічного припливу до Дністровського водосховища (Тернопільська, Хмельницька обл.) переважно 100 – 250 мм, у басейні Стрия 156–343 мм, у верхів'ях басейнів Чечви, Бистриць Солотвинської та Надвірнянської, Лімниці 288 – 390 мм;
- у гірській та передгірній частинах басейну Прута (південно-східна частина Івано-Франківської та Чернівецька обл.) 210 – 356 мм;
- у басейні Сірету (Чернівецька обл.) 175 -237 мм;
- у басейні Тиси вище Рахова 157 - 259, водозборах Тересви, Теремлі, Ріки 123-150, Боржави, Латориці, Ужа 60-115 мм (Закарпатська обл.).

Більше 300 мм дощу за паводковий період було зафіксовано: метеостанцією Яремче 351 мм; гідрологічними постами Гута 390, Пасічна 312, Сколе 343, Мислівка 302 (басейн Дністра); Ільця 311, Ворохта 356, Дора 325, Буярський 308 (басейн Прута) при липневій нормі 100-150 мм (рис. 2).

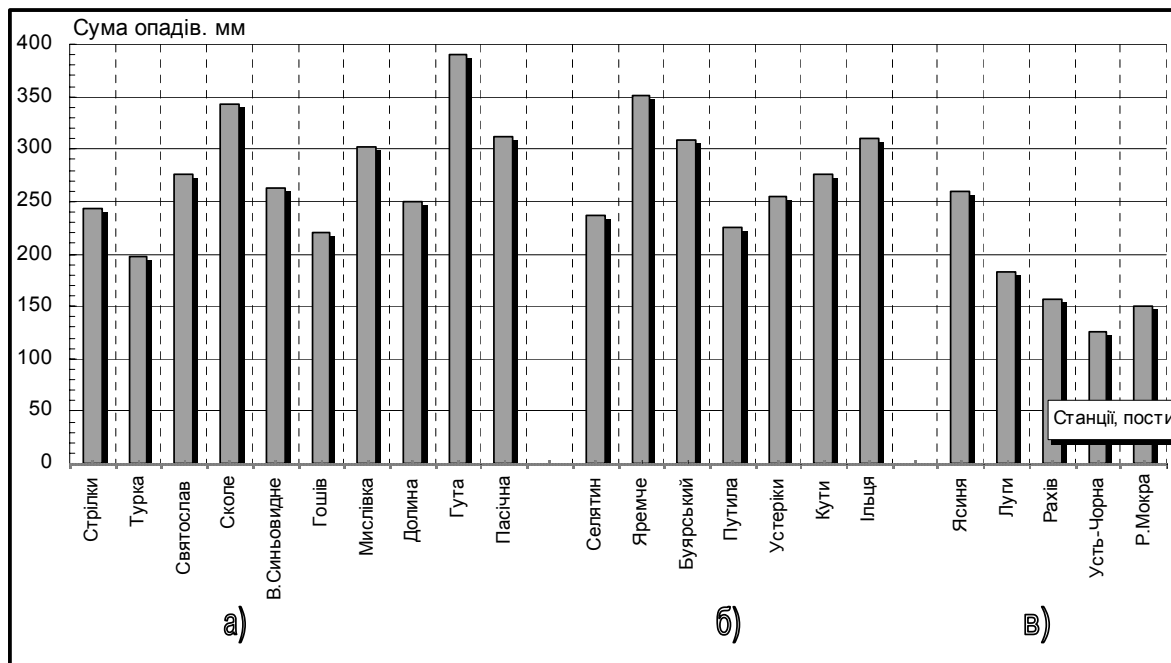


Рис.2. Сумарний шар опадів 22-27 липня 2008 р. за даними вимірювання на метеорологічних станціях та гідрологічних постах (мм): а) басейн Дністра, б) басейн Сірет, Прута, в) басейни річок Закарпаття.

Добові максимуми опадів. Співставлення добових максимумів опадів, які відмічені у липні 2008 р., з абсолютними річними та липневими максимумами [3] показало наступне (табл.1):

- добові максимуми опадів у зоні формування стоку Прута були близькими і вищими за абсолютні максимуми липня, у окремих пунктах – близькі до абсолютних річних максимумів;

- добові максимуми у басейні Дністра, зафіксовані більшістю метеостанцій, не перевищили абсолютні липневі й річні, лише на станціях Турка, Славське, Долина вони виявилися близькими до найбільших багаторічних липня. Залучення ж до аналізу даних про опади з гідрологічних постів показує, що ряд з них у липні минулого року зафіксував максимуми, близькі і вищі за абсолютні показники. Наприклад, гідрологічний пост Сколе за добу 25 липня зафіксував 167 мм при річному максимумі на найближчій метеостанції Славське 94 мм;

- добові максимуми опадів на метеостанціях Закарпаття були меншими за абсолютні річні й липневі, лише на станції Рахів він був близьким до абсолютного для липня.

Таблиця 1. Відомості про добові максимуми опадів (мм)

Пункт	Абсолютний максимум річний [3]		Абсолютний максимум у липні [3]		Максимум у липні 2008 р.	
	мм	дата	мм	дата	мм	дата
Турка	100	липень 1917	100	1917	92	25 липня
Славське	94	серпень 1948	91	22.07.1980	80	25 липня
Ів.-Франківськ	93	17.07.1948	93	17.07.1948	54	24 липня
Долина	149	01.06.1957	96	1948	84	25 липня
Сколе	138	08.06.1969	-		167	25 липня
Гута	239	08.06.1969	-		145	25 липня
Селятин	96	червень 1951	82	22.07.1974	96	26 липня
Коломия	108	червень 1897	95	17.07.1948	63	25 липня
Яремче	173	08.06.1969	92	1964, 1974	111	25 липня
Кути	-		-		130	25 липня
Плай	87	19.09.1968	79	11.02.1900	42	26 липня
Н.Студений	87	23.07.1980	87	23.07.1980	32	25 липня
Міжгір'я	99	червень 1912	86	09.07.1977	45	24 липня
Рахів	133	29.12.1947	84	31.07.1954	71	24 липня

Примітка: у [4] вказано, що найбільший добовий максимум у Передкарпатті було зафіксовано гідропостом Підгайці (р. Коропець) на Тернопільщині 13 червня 1957 р. 282 мм. За інформацією, отриманою з Чернівецького ЦГМ під час написання даної статті, гідрологічний пост Яблуниця (р.Білий Черемош) у липні 2008 р. зафіксував випадіння близько 250 мм дощу за одну добу. Але ці відомості потребують ще додаткової перевірки й аналізу з боку відповідних фахівців гідрометслужби.

На рис.3 приведено графіки півдобових сум опадів за паводковий період, які засвідчують тривалість та постійність випадіння значних дощів упродовж зазначеного часу.

Найбільш інтенсивні дощі у басейні Дністра пройшли 24-25 липня, кількість опадів досягала 50-167 мм. Переважна частина постів на річках басейну в ніч з 24 на 25 липня (за 12 год. та менше) зафіксувала від 65 до 112 мм опадів - це майже місячна норма опадів. Такі опади у 3 рази перевищили критерії стихійних для Карпатського регіону.

Порівняння часово-просторового розподілу опадів. У червні 1998 р. епіцентром дуже сильних дощів були басейни приток Дністра на Івано-Франківщині (річки Лімниця, Бистриця, Луква, Ворона), де за паводок випало від 100 до 200 мм; в той же час у басейні Дністра вище Роздолу, басейнах Стрия, Стрв'яжа (Львівщина) за весь паводковий період випало лише 50-100 мм. Високий паводок 12-13 вересня 2007 р., порівняно з липневим 2008 р., був сформований сильними та дуже сильними дощами,

які відмічалися майже на всій гірській частині басейну, але вони не були тривалими і сумарно значно меншими – 64–180 мм.

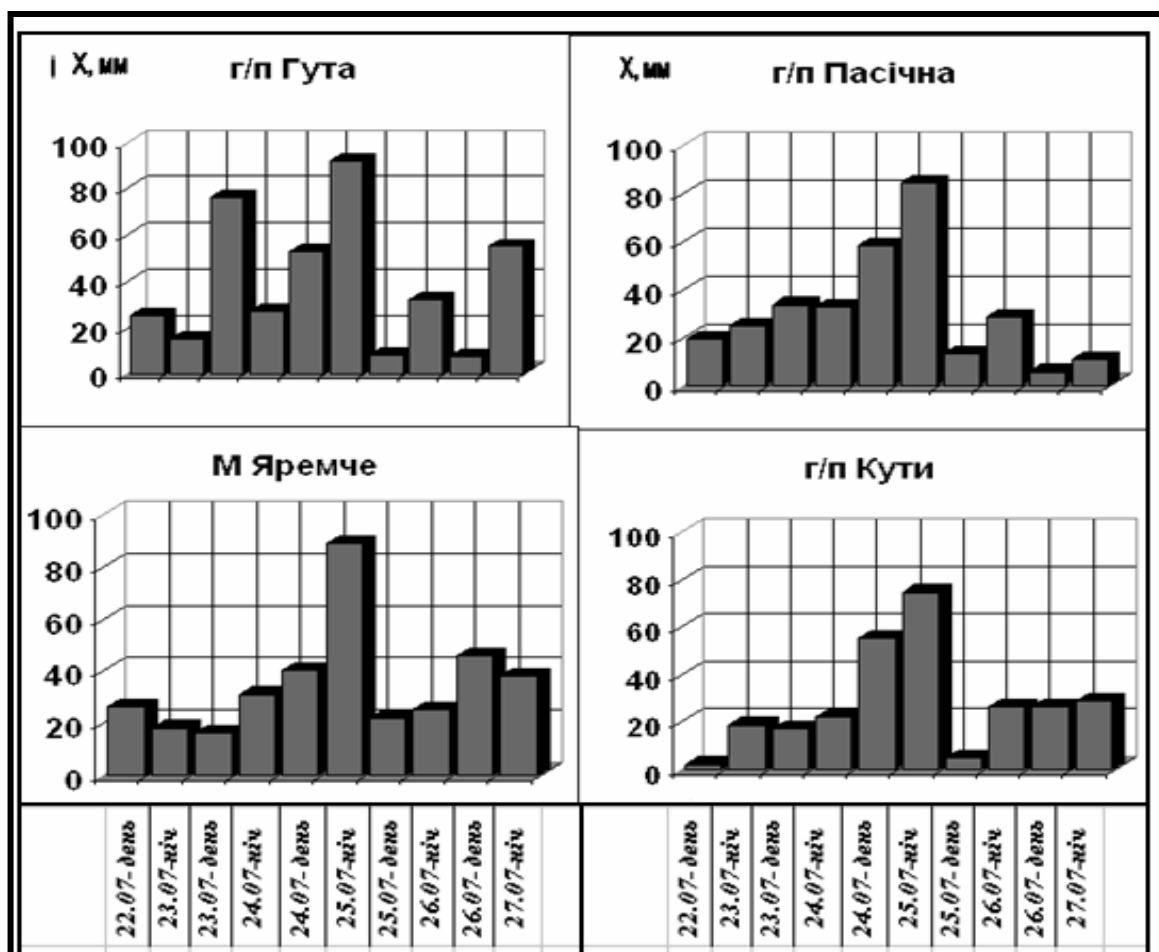


Рис. 3. Кількість опадів (мм) за 12-ти годинні інтервали від з 09 год. 22 до 09 год. 27 липня 2008 р. на окремих станціях (М) і постах (г/п)

У басейнах Прута і Сірету відмічалось два періоди випадіння значних інтенсивних дощів: вдень 24 – вночі 25 липня та вдень 26 – вночі 27 липня. Так, за ніч 25 липня майже всі гідрологічні пости в басейні Прута зафіксували від 58 до 64 мм дощу, а метеостанція Селятин (басейн Сірету) за день 26 липня - 89 мм.

На Закарпатті на фоні постійних дощів різної інтенсивності і тривалості також відмічалось два періоди з сильними та дуже сильними дощами – вдень 24 - вночі 25 липня та вдень 26 - вночі 27 липня. За кожний з цих періодів у верхній частині басейну Тиси випадало до 30-75 мм дощу. Кількість опадів, які сформували липневий паводок на Закарпатті, та їх розподіл по території дещо відрізнялися від двох останніх високих паводків у 1998 та 2001 р. Епіцентром найбільших опадів у ці два минулі паводки були басейни Тересви та Ріки і за паводок випало до 277 мм опадів. У липні 2008 р. паводок був сформований меншою кількістю опадів – сумарно до 100-180 мм, а найбільша їх кількість -180-260 мм була зафіксована у верхів'ях водозбору Тиси (на гідропостах Ясиня і Луги). У басейнах Тересви та Ріки кількість опадів була більшою, порівняно з рештою

водозборів Закарпаття – 120-150 мм, але це майже вдвічі менше, ніж під час паводків 1998 та 2001 рр.[1, 2].

Висновки. У гідрологічному відношенні визначальним результатом синоптичних процесів 22-27 липня було постійне випадіння значних (сильних, дуже сильних і тривалих) дощів у часі та одночасне охоплення ними території всіх річкових водозборів південного заходу України – басейнів Дністра, Прута, Сірета, Тиси, Ужа, Латориці.

Найбільш значними і інтенсивними були опади у гірських частинах басейнів Дністра, Прута і Сірета, де й сформувалися потужні паводки з масштабним негативним впливом на території, населені пункти та інфраструктуру. Нерівномірність випадіння опадів протягом паводкового періоду обумовила формування кількох хвиль підйомів рівнів води на більшості річок.

Аналіз та дослідження кількісних показників опадів, що відмічалися у третій декаді липня 2008 р., повинні бути продовжені з метою отримання уточнених розрахункових гідрометеорологічних величин, розробки й удосконалення гідрологічних прогностичних моделей і систем.

Список літератури

1. Бойко В.М., Кульбіда М.І., Сусідко М.М. Визначний дощовий паводок на річках Закарпаття в листопаді 1998 р. // Наукові праці УкрНДГМІ. – 1999.– Вип.247.– С. 91–101. 2. Бойко В.М., Кульбіда М.І. Гідрологічний аналіз високого тало-дощового паводку на Закарпатті у березні 2001 р. та проблеми оперативного прогнозування // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Том 2. – С. 272–278. 3. Кліматологічні стандартні норми (1960-1990 рр.) : Довідник. – К.: Архів ЦГО, 2002. – 446 с. 4. Клімат України / За ред. Ліпінського В.М., Дячука В.А., Бабіченко В.М. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 343с. 5. Логвинов К.Т., Раевский А.Н., Айзенберг М.М. Опасные гидрометеорологические явления в Украинских Карпатах. – Л. : Гидрометеиздат, 1973. –199с.

Анализ временного и пространственного распределения осадков, сформировавших паводки на реках Карпат в июле 2008 года

Кульбида Н.И., Бойко В.М., Петренко Л.В., Савченко Л.И.

Изложена краткая информация о синоптической ситуации, вызвавшей очень сильные продолжительные дожди в Карпатском регионе 22-27 июля 2008 года. Приводятся сведения о количестве осадков по речным водосборам, в разрезе отдельных станций. Выполнен анализ пространственного и временного распределение осадков, показаны схожесть и различие текущей ситуации с теми, что формировали высокие паводки на этой территории прежде.

The analysis of time and spatial distribution of the precipitations which have generated floods on the rivers of Carpathian Mountains in July, 2008

Kulbida M., Boyko V., Petrenko L., Savchenko L.

The brief information on the synoptic situation caused very strong long rains in Carpathian region on July, 22-27, 2008 is stated. Data on precipitations amount on river catchments in a section of several stations are given. The analysis of time and spatial distribution of precipitations is performed; similarity and distinction of the current situation with those events which formed high floods in this territory earlier are shown.

ОЦІНКА ОБ'ЄМІВ ВОДИ ВІД ОПАДІВ У КАРПАТАХ ПІД ЧАС ЛИПНЕВОГО ПАВОДКУ 2008 РОКУ

Лук'янець О.І.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Сусідко М.М.

*Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут,
м.Київ*

Вступ. Інтенсивні, рясні дощі, що випали в Карпатах у кінці липня 2008 р., спричинили на річках басейнів Дністра, Пруту й Сірету (Львівська, Івано-Франківська, Чернівецька області) руйнівні паводки. Дещо меншими були дощі на сході Закарпаття, хоча захопили вони й цю територію. Висновок про інтенсивність опадів можна зробити, враховуючи об'єми води, що припали на одиницю площі. Тому що такі характеристики дозволяють оцінювати стабільність орографічних районів максимумів і мінімумів опадів, а також умови формування паводків і наслідки їх проходження в порівнянні з багатоводними роками, якими, наприклад, були 1927, 1941, 1969, 1980 рр.[1-5, 7]. Для аналізу полів опадів та їх часового перебігу використані матеріали спостережень 18 метеорологічних станцій і 75 гідрометеорологічних постів.

Загальне просторове поширення опадів. За період з 22 по 27 липня дощі охопили всю територію басейнів Дністра, Пруту й Сірету і частково Тиси. За чотири доби їх кількість, що перевищила 100 мм, випала у басейні Дністра на площі 13 тис. км². Менше опадів (60-100 мм) спостерігалось на лівобережжі цього басейну. На площі близько 9 тис. км² загальна кількість опадів досягала 200-350 мм. Це – Сколевські Бескіди та Горгани Зовнішніх Карпат.

Загальний об'єм води, що випав під час дощів 22-27 липня на територію карпатських річкових басейнів, досягнув 6,80 км³ (табл. 1). Як і слід було сподіватися, гірські водозбори цих басейнів отримали близько 80% цього об'єму води.

Таблиця 1. Об'єми води від опадів під час паводку 22-27 липня 2008 р.

Річковий басейн	Загальний об'єм води, км ³	Об'єм (км ³) в середньому на 1000 км ²	
		на територію басейну	на гірську частину басейну
Дністер	3,95	0,16	0,22
Прут, Сірет	1,45	0,21	0,24
Тиса	1,40	0,11	0,14

Розподіл опадів у річкових басейнах. На всій території басейна Дністра дощі почалися 22 липня. Як і завжди під час таких ситуацій [4, 5], опади значної інтенсивності випали на правобережжі басейну – у гірській його частині (рис. 1). Загальний об'єм води, що отримав басейн, досягнув 3,95 км³ (табл. 1).

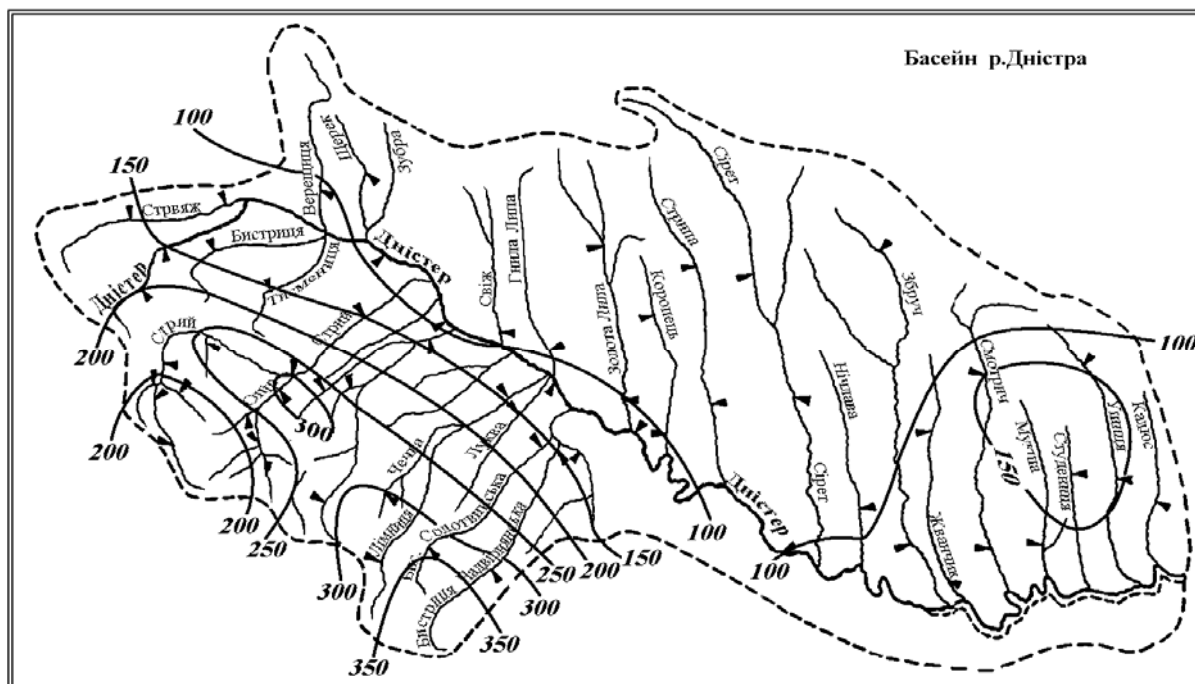


Рис.1. Кількість опадів 22-27 липня 2008 року в басейні Дністра

На Правобережжі Дністра випало майже 3 км³ води (табл.2) при інтенсивності в середньому 0,22 км³ на 1000 км².

Таблиця 2. Об'єм води від опадів за паводок 22-27 липня 2008 р. в басейні Дністра до Заліщиків

Площі між ізолініями		Середня кількість опадів		Об'єм води, млн.м ³
Площа, км ²	Ізолінії, мм	Кількість опадів, мм	Площа, км ²	
780	>350	350	780	273
1580	>300	325	800	260
2820	>250	275	1240	341
9000	>200	225	6180	1390
11400	>150	175	2400	420
13600	>100	125	2200	275
11000	<100	90	11000	990
Загальний об'єм				3950

На територію басейнів Пруту й Сірету випало 1,45 км³ води, тобто в середньому 0,21 км³ на 1000 км². А якщо оцінити кількість води на гірські водозбори, то це буде 1,23 км³ за інтенсивності 0,24 км³ на 1000 км².

Загальна кількість опадів у басейнах Пруту та Сірету за 4 доби коливалася від 90 до 350 мм (Ворохта – 356 мм, Яремче – 351 мм) (рис.2). Більше 200 мм випало за ці дні на 52 % площі басейнів.

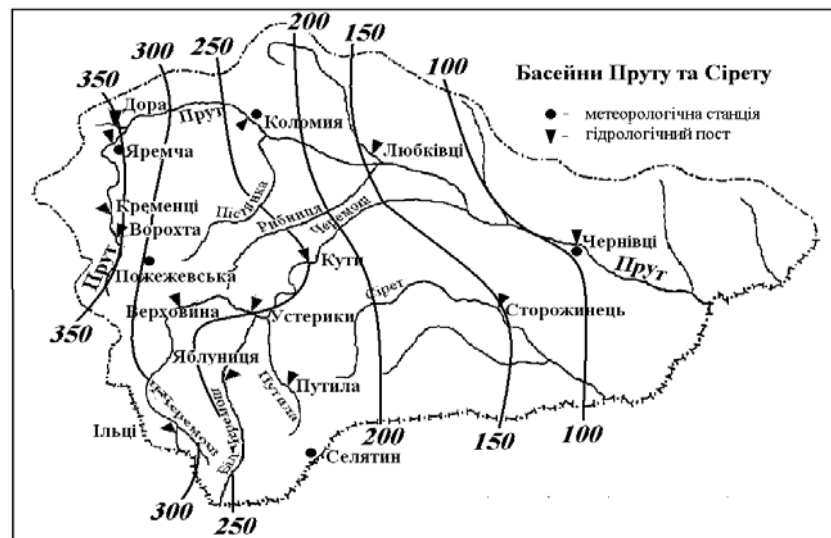


Рис. 2. Кількість опадів 22-27 липня 2008 року в басейнах Пруту та Сірету.

Із загальної площі водозборів Пруту та Сірету близько 5 тис.км² охопили дощі в 150-350 мм. Найбільш інтенсивні дощі спостерігалися 24-25 липня. У високогір'ї Буковинських Карпат за 24 години кількість опадів досягала 100-130 мм. Тільки на низовині вони за 24 години не перевищували 20-30 мм.

Басейн р.Тиси лише частково зазнав у липні 2008 р. пошкоджень від дощів і паводків. Із загальної площі басейну в межах України, що дорівнює 12,8 тис.км², кількість опадів за 22-27 липня у 150-260 мм випала на площі 1700 км² (15% від загальної). Це верхів'я Тиси та частково басейн р.Тересви (рис. 3).

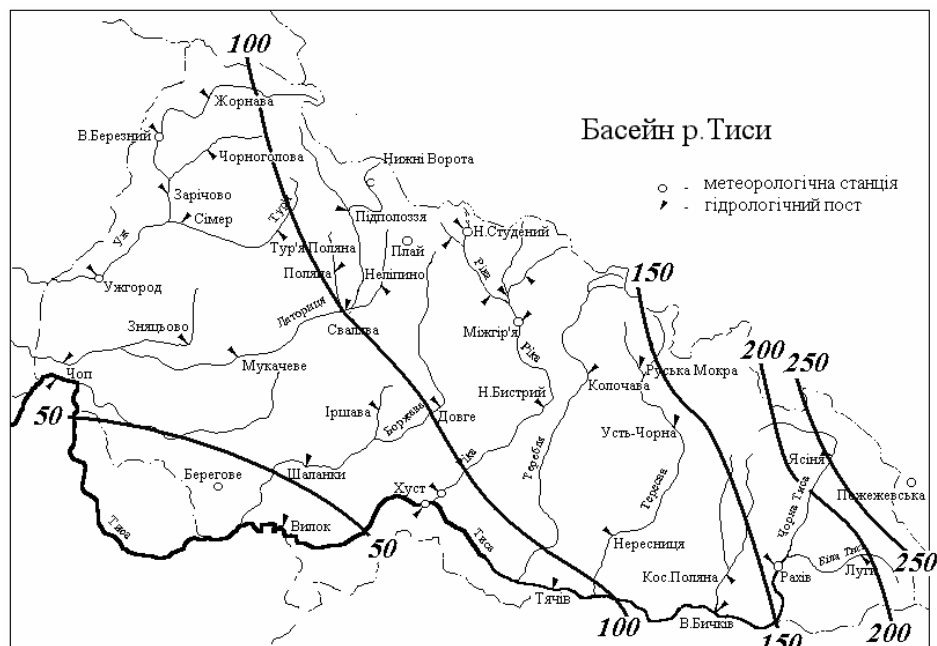


Рис. 3. Кількість опадів 22-27 липня 2008 року в басейні Тиси.

На 50% території басейну кількість опадів за 4 доби не перевищувала 100 мм. Інтенсивність дощів тут також була меншою, ніж у басейнах Дністра та Пруту. За 24 години вона становила на сході басейну Тиси 60-80 мм, а у високогір'ї інших приток Тиси близько 40-50 мм.

Об'єм води, що випав під час дощів 22-27 липня на територію басейна Тиси, становив $1,40 \text{ км}^3$ за інтенсивності $0,11 \text{ км}^3$ на 1000 км^2 .

Висновки. При аналізі просторового розподілу опадів у Карпатах 22-27 липня 2008 р. можна відзначити, що він аналогічний полям опадів під час паводку у червні 1969 р. Тоді так само інтенсивними дощами були охоплені басейни Дністра, Пруту й Сирету, а також верхів'я р.Тиси [4, 5]. Слід зазначити, що орографічні райони максимумів і мінімумів опадів, визначені у Карпатах за попередні паводкові періоди [1, 7], зберігають свою стабільність, зумовлену особливостями розташування гірських масивів.

Список літератури

1. Богатирь Л.Ф., Ромов А.И. Влияние орографии на распределение осадков в Украинских Карпатах и предгорьях в теплое время года // Тр. УкрНИГМИ. – 1971. – Вып.108. – С.26-40.
2. Лук'янець О.І., Соседко М.М. Багаторічні коливання водності в Карпатах // Матеріали міжнародної науково-практичної конф. “Стихійні явища у Карпатах”. – Рахів, 1999. – С. 95-200.
3. Лук'янець О.І. Досвід оцінювання водності карпатських річок на наступні періоди // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2000. – Т. 1 – С. 206-210.
4. Ромащенко М., Савчук Д. Водні стихії. Карпатські повені. – К. : Аграрна наука, 2002. – 304 с.
5. Тепловой и водный режим Украинских Карпат / Сакали Л.И., Дмитренко Л.В., Киптенко Е.Н., Лютик П.М. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – 366 с.
6. Сусідко М.М., Лук'янець О.І. Паводки в Карпатах – причини їх виникнення та повторюваність // Матеріали міжнародної науково-практичної конф. “Стихійні явища у Карпатах”. – Рахів, 1999. – С.316-321.
7. Сусідко М.М. Стабільність орографічних районів максимумів і мінімумів опадів на території річкових басейнів у Карпатах // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. –Т. 7. – С.163-172.

Оценка объемов воды от осадков в Карпатах во время июльского паводка 2008 года

Лук'янець О.І., Сусідко М.М.

Выполнен анализ пространственного распределения объемов осадков во время паводка в июле 2008 г. на реках Карпат – в бассейнах Днестра, Прута, Сирета и частично Тисы. Определены зоны наиболее интенсивных осадков. Установлена стабильность орографических районов максимумов и минимумов осадков.

Estimation of water volumes from precipitation in the Carpathians during the floods in July 2008

Luk'yanets O.I., Sosyedko M.M.

The analysis of spatial distribution of precipitation was realized during floods in July 2008 on the Carpathians rivers – in the basins of Dnister, Prut, Siret and partial Tisza. The zones with the most intensive precipitation were estimated. The stability of maximum and minimum precipitation were determined.

СЕДИМЕНТАЦІЙНИЙ РЕЖИМ ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Гуляєва О.О.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Екологічно значущим гідрофізичним фактором функціонування водних екосистем є седиментаційний режим [4]. Вміст у воді та склад завислих речовин, їх розподіл у часі та просторі відіграють важливе значення в процесах формування якості води та біопродуктивності.

Річка Дністер транспортує велику кількість наносів, що зумовлено насамперед гірським характером живлення. Середня мутність води у верхніх ділянках річки (до зони вклинювання підпору Дністровського водосховища) складає 250-500 г/м³. В окремі роки середня мутність знижується до 60-290 г/м³, інколи може збільшуватись до 2000-3000 г/м³. До будівництва Дністровської ГЕС у гирло річки надходило 1-1,6 млн.т завислих речовин. Вони містили в своєму складі пісок (біля 1%), велику кількість (більше 76%) мулу та 22-23% глинистих дрібнодисперсних часток [3].

Седиментаційний режим Дністра суттєво змінився у зв'язку із створенням Дністровського водосховища. Воно знаходиться на відстані близько 480 км від витoku, довжина його 194 км, середня ширина 730 м, середня глибина 21 м. Заповнення розпочалося наприкінці жовтня 1981 р.

Водосховище стало акумулятором речовин, які приносяться рікою, притоками і утворюються в межах самої водойми. Вивчення режиму наносів у самому водосховищі необхідне для вирішення задач, які пов'язані з оцінкою темпів замулення водосховища, проектуванням водозаборів, визначенням якості води тощо.

Мутність води даної водойми формується за рахунок чотирьох основних чинників: надходження наносів з верхньої частини річки, змучування донних відкладів, розмиву берегів та продукування органічної речовини. Слід відмітити, що внутрішньорічна зміна стоку завислих речовин залежить від внутрішньорічного розподілу водного стоку, коефіцієнт кореляції складає 0,71-0,84 [2]. Режим седиментації завислих речовин, а також їх вторинного змучування майже повністю визначається стоковими течіями. Процес вітрового хвилювання, як один з елементів динаміки води, на Дністровському водосховищі не отримує значного розвитку. Це перш за все пов'язано з порівняно малою довжиною розгону хвиль.

Оцінка режиму завислих наносів у Дністровському водосховищі здійснювалась на основі даних про мутність та гранулометричний склад у створах, які розміщені на ділянках річки до і після водосховища. Для оцінки природного стоку завислих речовин вибрано гідропост Заліщики (70 км

вище зони виклинювання підпору водосховища). При визначенні акумуляційної здатності водосховища проаналізовано дані про мутність у створі Могилів-Подільський, який знаходиться на 40-кілометровій відстані від Дністровського гідровузла.

Співставлення даних щодо стоку у наносів вищезазначених створах показує, що у водосховищі седиментує 85-95% загальної кількості завислих наносів. Внутрішньорічні зміни мутності води до (1978 р.) і після створення (2004 р.) водосховища в створах Заліщики та Могилів-Подільський представлено на рис. 1. Як видно з рисунку, створення водосховища вплинуло не тільки на кількість завислих у воді речовин нижче Дністровського водосховища, але й на час проходження піків їх концентрації. Вони спостерігаються в створі Могилів-Подільський із запізненням у два місяці у порівнянні з природними термінами.

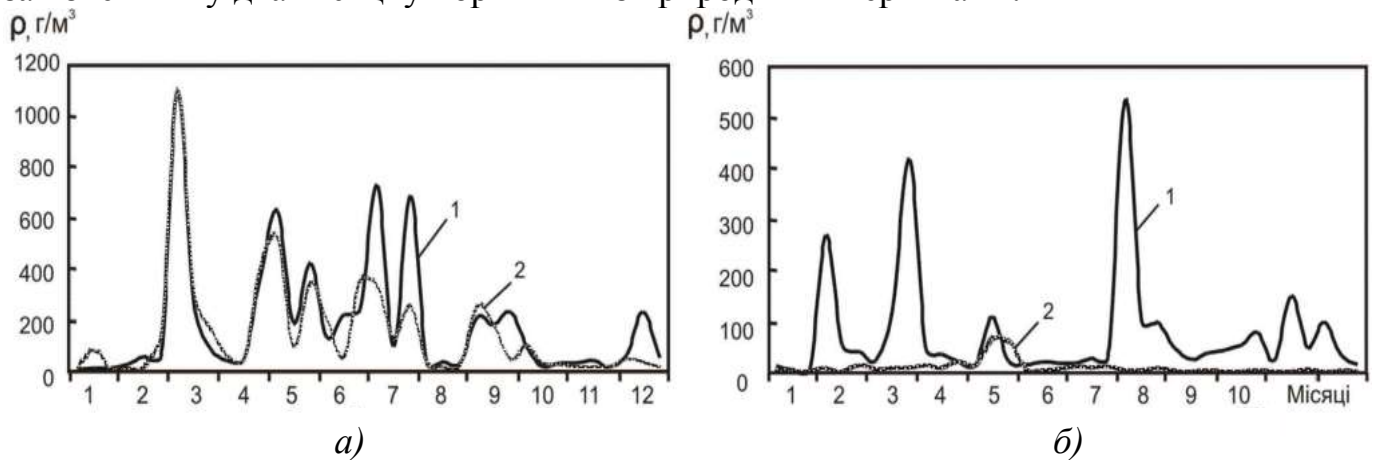


Рис. 1. Внутрішньорічна зміна мутності води до (а) і після (б) створення водосховища в створах Заліщики (1) та Могилів-Подільський (2)

Для визначення кількісних показників седиментації завислих речовин в Дністровському водосховищі проаналізовано матеріали спостережень в 2004 році. У цей рік у створі Заліщики діапазон коливання мутності був досить широкий – від 6 до 540 г/м³ (рис. 1б). Сумарний за рік стік завислих наносів становив 160 тис.т. У складі наносів містились в значній кількості (75–95%) частки розміром до 0,05 мм

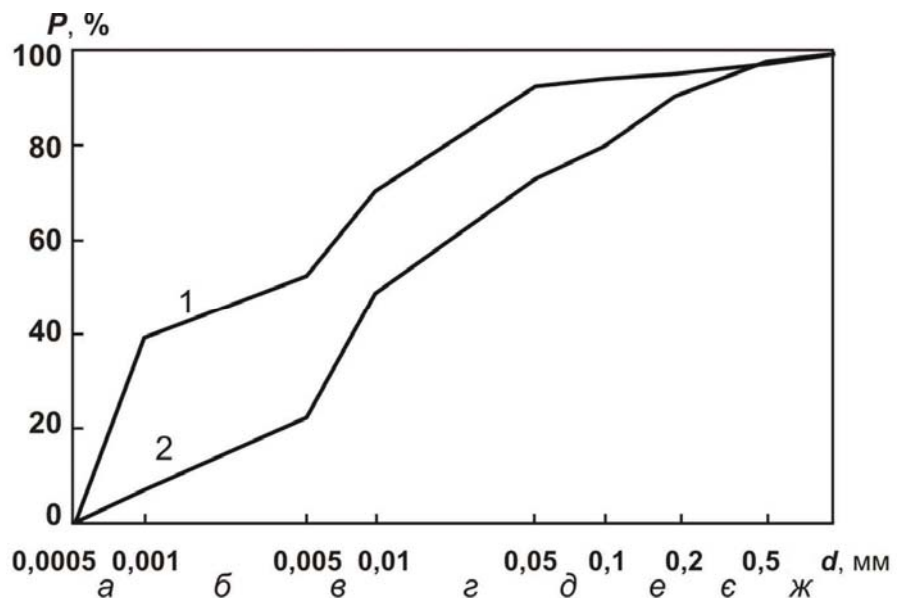


Рис. 2. Інтегральні криві фракційного складу завислих наносів, які надходили до Дністровського водосховища у березні (1) та серпні (2) 2004 року

(а-глина, б-мул дрібний, в-мул крупний, г-пил дрібний, д-пил крупний, е-пісок дрібний, є-пісок середній, ж-пісок крупний)

(рис. 2). Піщаних фракцій у воді було мало (5–10%).

На основі значень гранулометричного складу за березень ми провели оцінку умов седиментації по всій довжині водосховища при витраті 300 м³/с.

Очевидно, що у зв'язку із зміною гідродинамічних умов, що пов'язані з різким зменшенням швидкості стокових течій, у водосховищі зменшується транспортуюча спроможність потоку і починається процес седиментації завислих речовин.

Відстань L_c , на яку встигає переміститись зависла в потоці частинка, перед тим як осісти на дно, прямо пропорційна середньому по вертикалі значенню повздовжньої швидкості потоку (v_{cp}) і її глибини H та зворотно пропорційна швидкості падіння цієї частинки (v_e) [1]:

$$L_c = \frac{H}{v_e} v_{cp} . \quad (1)$$

Як відомо, поведінка завислих речовин, які знаходяться у водній товщі, визначається співвідношенням швидкості течії та швидкості падіння:

$$v_e = \omega \left(1 - \frac{v_{cp}}{v_{кр}} \right), \quad (2)$$

де ω – гідравлічна крупність; $v_{кр}$ – критична швидкість, при якій починається седиментація.

Для визначення критичної швидкості заданої фракції можна використати формулу Шамова [5]:

$$v_{кр} = 3,7 d^{1/3} H^{1/6}, \quad (3)$$

де d – діаметр досліджуваних частинок; H – глибина водного об'єкта.

Характеристики завислих речовин, що надходять до водосховища, представлені в табл.1.

Таблиця 1. Характеристики завислих речовин, що надходять до Дністровського водосховища

Фракції завислих речовин	Розмір частинок, d , мм	Гідравлічна крупність ω , м/с
Глина	<0,001	0,0000007
Мул дрібний	0,001-0,005	0,00002
Мул крупний	0,005-0,01	0,00007
Пил дрібний	0,01-0,05	0,0014
Пил крупний	0,05-0,1	0,0066
Пісок дрібний	0,1-0,2	0,017
Пісок середній	0,2-0,5	0,056
Пісок крупний	0,5-1	0,1

Для оцінки кількісних показників транспортування та акумуляції зависів по Дністровському водосховищу ми поділили його за морфометричними характеристиками на 5 характерних ділянок (табл.2).

Результати розрахунків, виконаних за формулами (1) – (3), що наведені в табл. 2 та рис. 3, свідчать про те, що на першій ділянці, де швидкість течії становить 0,35-0,38 см/с, акумулюється лише пісок (6,72 тис.т). Інші фракції в таких умовах не седиментують.

Таблиця 2. Показники транспорту завислих наносів через Дністровське водосховище на різних його ділянках при витраті 300 м³/с

Ділянки водосховища	Відстань від зони виклинювання підпору, км	Середня глибина, м	Кількість завислих наносів, які надходять до ділянки, тис.т			Кількість наносів, що надходить через нижню межу ділянки, тис.т
			Завислі речовини, які не седиментують	Завислі речовини, які седиментують, але не встигають акумулюватися	Завислі речовини, які акумулюються	
1	0-39	3,9	153	–	6,72	153
2	39-74	9,6	62,9	26	64,4	88,9
3	74-134	19,6	–	61,1	27,7	61,1
4	134-159	28,8	–	56,7	4,37	56,7
5	159-194	33,9	–	53,3	3,38	53,3

На другій ділянці, за рахунок значного зменшення швидкості (до 8-10 см/с), проходить максимальне розвантаження потоку (акумулюється 64,4 тис.т за рік). В процесі седиментації не беруть участь лише глинисті фракції. На третій ділянці (швидкість течії зменшується до 3 см/с) акумулюється мул дрібний (26 тис.т) та починає осідати глина (1,79 тис.т), яка продовжує седиментувати і на наступних ділянках водосховища. В пригреблевій частині акумулюється найменша кількість завислих речовин (3,38 тис.т).

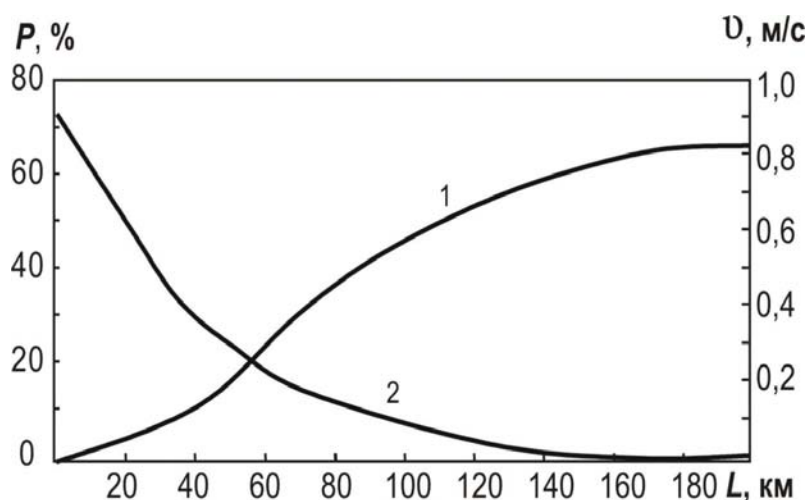


Рис. 3. Інтегральна крива акумуляції завислих речовин (1) та зміна середньої швидкості (v) стокової течії (2) в Дністровському водосховищі по його довжині: L - відстань від зони виклинювання підпору, P - доля акумульованих зависів

В нижній б'єф Дністровської ГЕС за рахунок глинистих фракцій ($<0,001$) протягом 2004 року за нашими розрахунками повинно надійти 53,3 тис.т наносів. Матеріали спостережень свідчать, що у створі Могильова-Подільського ця кількість становила 70 тис.т. Відмінність указаних величин пов'язана з тим, що в розрахунках не враховано додаткове надходження наносів з притоками, які впадають у водосховище та до річки Дністер нижче гідроелектростанції.

Проведені дослідження та аналіз мають важливе екологічне значення. Внаслідок високої акумулятивної здатності на дно Дністровського водосховища седиментує адсорбована на зависях значна кількість забруднення, в тому числі важкі метали, такі як залізо, хром, марганець, цинк. Створилися нові умови для фітопланктону та зообентосу. Значних змін зазнала донна фауна як в кількісному, так і в якісному відношенні. У зв'язку з замуленням дна найбільший розвиток отримують представники пелореофільного комплексу [6].

Список літератури

1. Клибашев К.Б. Горошков И.Ф. Гидрологические расчеты. – Л. : Гидрометехиздат, 1970. – 460 с.
2. Мельник С.В. Стік завислих наносів р. Дністер // Гідрологія, гідрохімія і гідро екологія. – 2006. – Т. 11. – С. 207-212.
3. Сиренко Л.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. и др. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов – К. : Наук. думка, 1992. – 356 с.
4. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. – К. : Наук. думка, 1990. – 240 с.
5. Шамов Г.И. Речные наносы. – Л. : Гидрометиздат, 1959. – 275 с.
6. Шевцова Л.В., Алиев А.К., Кузько О.А. и др. Экологическое состояние реки Днестр. – К., 1998. – 148 с.

Седиментационный режим Днестровского водохранилища

Гуляева О.А.

На основе гидрометеорологических данных о мутности и гранулометрическом составе оценена транспортирующая способность относительно взвешенных наносов Днестровского водохранилища и приведены результаты расчетов седиментации взвесей по его длине.

The sedimentation regime of the Dniester reservoir

Huliaieva O.A.

The sediment transporting capacity is estimated concerning suspended sediments of the Dniester reservoir on the basis sediment concentration and granulometric composition data as well as the results of calculation of suspension sedimentation are adduced throughout the reservoir.

БАГАТОРІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ МАКСИМАЛЬНИХ ВИТРАТ ВОДИ ДОЩОВИХ ПАВОДКІВ РІЧОК БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ (В МЕЖАХ УКРАЇНИ)

Дутко В.О.

*Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м.
Київ*

Актуальність роботи. Дослідження, розрахунки та прогнозування максимальних витрат води є найбільш важливими та актуальними питаннями інженерної гідрології як у науковому, так і в практичному відношенні. Науковість цього питання пояснюється насамперед тим, що весняне водопілля та дощові паводки визначають загальні риси режиму стоку річок того чи іншого басейну. Загальна тривалість, інтенсивність підйому та спаду, висота піку, зона розповсюдження повені та паводків тісно пов'язані з метеорологічними факторами та факторами підстильної поверхні. Ці фактори характеризуються часовою та просторовою мінливістю та знаходяться у тісній взаємодії між собою. Для практичних цілей необхідно знати висоти максимальних витрат води, які рідко повторюються. Маючи ряд спостережень необхідно визначити межі можливих коливань значень максимальних витрат води, головним чином з повторюваністю один раз у 100, 500 років, які можуть викликати небезпечні ситуації.

Аналіз попередніх досліджень. Вивченням стоку р.Західний Буг, а саме, особливостями формування максимального стоку весняної повені займалися Вишневецький П.Ф., Фоменко Я.О. та Волошин І.І. Пізніше Павленко Г.В. та Шендрік С.П. у своїх дослідженнях показали можливості прогнозування максимальних витрат весняної повені р. Західний Буг – м. Кам'янка-Бузька. Крім того, Вишневецький В.І. у своїй роботі [3] представив карту коефіцієнта варіації річного стоку для річок України, у тому числі і для річок басейну Західного Бугу. Вивченням гідроекологічного стану басейну Західного Бугу на території України займалися також Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р. [4].

Вихідні дані. В роботі досліджувалися максимальні витрати води дощових паводків. У басейні Зах. Бугу в межах України ($F=12640 \text{ км}^2$) крім весняної повені характерні в теплий період року дощові паводки [1].

Для оцінки та порівняння мінливості стоку були визначені основні параметри розподілу для середньорічних витрат води, середніх за теплий та холодний періоди року та максимальних витрат дощових паводків.

Ряд вихідних даних, який було використано для статистичної обробки складав в основному 40-60 років. Треба відмітити, що на річках басейну Західного Бугу в межах України дощові паводки бувають декілька разів на рік, причому рівнозначних за величиною (рис.1). Тому доцільно для

дослідження паводкового режиму та обчислення статистичних параметрів використати всі паводки за період спостережень, що дає можливість більш обґрунтовано побудувати криві забезпеченості максимальних витрат води паводків (ряди максимумів по різних гідрологічних постах склали 100-130 значень). Гідрологічний пост Літовиж є замикальним для басейну Західного Бугу в межах України (ряд фактичних спостережень складає 25 років – з 1980 по 2005 рр.). Для дослідження мінливості стоку цей ряд був подовжений побудовою кореляційної залежності ($r=0,98$) між постами Сокаль та Літовиж. Спільний період спостережень даних постів складав 9 років. Завдяки цьому вибірка на р.Західний Буг – Літовиж склала 47 років.

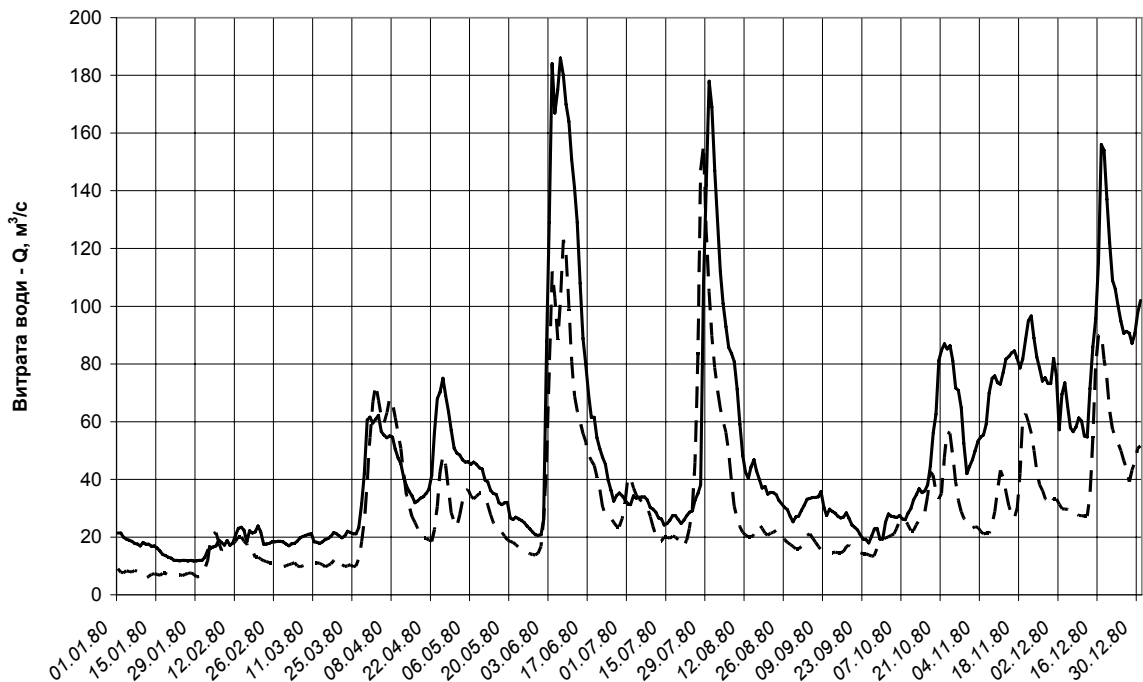


Рис. 1. Гідрографи стоку води, 1980 р.

1 – р.Західний Буг-Кам'янка-Бузька ($F=2350 \text{ км}^2$), 2 – р.Західний Буг-Сокаль ($F=6250 \text{ км}^2$)

Аналіз та результати дослідження. У характері мінливості стоку за різні періоди можна відмітити наступне (табл.1–2): найменшу варіацію отримано для середньорічних та середніх за холодний період року ($C_V=0,30\div0,45$, $C_s/C_V=2.0\div2.5$), що показує стабільність водного режиму (зимова межень, кожного року весняне водопілля). В теплий період $C_V=0,40\div0,65$, $C_s/C_V=2.5\div3.0$, що свідчить про більш значну мінливість стоку та наявність паводкового режиму. Що стосується максимальних витрат води за дощові паводки, то тут мінливість більш виражена: $C_V=0,60\div1,00$, $C_s/C_V=3.0\div4.0$.

При аналізі вихідної інформації за багаторічний період було встановлено, що максимальні витрати води дощових паводків для басейну Західного Бугу є меншими, а для деяких створів наближаються до максимумів весняного водопілля (табл. 3). Хоча, якщо розглядати гідрографи за окремі роки, то зустрічаються випадки перевищення паводкових максимумів над весняними (рис. 1). Тільки для поста Сасів з невеликою площею та найбільшою абсолютною висотою водозбору (площа

водозбору 107 км², середня висота водозбору 330 м) максимуми паводків за багаторічний період перевищують максимуми весняного водопілля.

Таблиця 1. Основні статистичні характеристики стоку за холодний (листопад-квітень) та теплий (травень-жовтень) періоди року річок басейну Західного Бугу

N з/п	Річка - пост	Холодний період			Теплий період		
		Qсер	Cv	Cs	Qсер	Cv	Cs
1	Вишня - Твіржа	4,19	0,45	1,32	2,54	0,69	1,99
2	Західний Буг - Сасів	1,41	0,22	0,51	1,27	0,32	1,21
3	Західний Буг – Кам.Бузька	17,29	0,33	0,76	12,82	0,54	0,98
4	Західний Буг - Літовиж	37,1	0,34	0,80	27,1	0,47	1,88
5	Полтва - Буськ	10,23	0,31	0,37	7,77	0,52	0,67
6	Рата - Волиця	7,49	0,36	0,93	4,83	0,50	1,49
7	Рата - Межиріччя	10,36	0,42	1,04	6,33	0,57	1,68
8	Свиня - Жовква	0,49	0,40	0,75	0,31	0,47	1,16
9	Солокія - Червоноград	4,89	0,44	0,82	3,06	0,48	1,47
10	Луга – Вол.Волинський	5,37	0,32	0,72	3,08	0,38	1,44

Таблиця 2. Основні статистичні характеристики середньорічного та максимального стоку під час дощових паводків річок басейну Західного Бугу

N з/п	Річка - пост	Середньорічні значення			Максимальні за дощові паводки		
		Qсер	Cv	Cs	Qсер	Cv	Cs
1	Вишня - Твіржа	3,37	0,47	1,93	21,4	0,88	1,87
2	Західний Буг - Сасів	1,34	0,24	0,37	6,01	0,99	4,66
3	Західний Буг – Кам.Бузька	15,1	0,38	0,71	48,1	0,74	2,30
4	Західний Буг - Літовиж	32,1	0,34	1,11	58,7	0,77	3,23
5	Полтва - Буськ	8,98	0,35	-0,10	29,8	0,60	2,30
6	Рата - Волиця	6,16	0,35	0,81	19,9	0,79	1,99
7	Рата - Межиріччя	8,35	0,40	1,01	26,7	1,00	2,62
8	Свиня - Жовква	0,40	0,38	0,91	2,15	1,16	2,52
9	Солокія - Червоноград	3,97	0,39	0,71	8,21	0,71	2,42
10	Луга – Вол. Волинський	4,34	0,31	1,01	7,09	0,58	3,57

Для характеристики небезпечних гідрологічних процесів спричинених паводками та подальшого картування важливе значення мають величини модулів стоку води рідких (0,5-5%) забезпеченостей, які обумовлюють умови потенційно можливої загрози, наприклад, підтоплення чи затоплення території та ін.

За кривими ймовірності перевищення максимальних витрат води дощових паводків за весь період спостережень були оцінені величини витрат води 50% і менших забезпеченостей, а також відповідні їм величини модулів стоку (табл.4). Чим менша площа водозбору річок, тим модуль стоку є більшим; а за довжиною річки він зменшуються. Так для р.Західний Буг біля п.Сасів (F=107 км²) модуль стоку забезпеченістю 50% складає 39,3

л/(с* км²), далі за течією біля м.Камянка-Бузька (F=2350 км²) – 15,7 л/(с* км²), а для п.Літовиж (F=6740 км²) – 6,16 л/(с* км²).

Таблиця 3. Порівняння максимальних витрат води весняного водопілля та дощових паводків за багаторічний період річок басейну Західного Бугу

Річка-пост	Статистичний ряд у кількості років / кількість паводків	Максимальні витрати води весняного водопілля, м ³ /с		Максимальні витрати води дощових паводків (2 найбільших значення), м ³ /с	
		значення	рік	значення	рік
р.Вишня – Твіржа	51/128	105	2005	96,5	1998
				95,8	1998
р.Західний Буг – Сасів	54/71	18,9	2003	46,1	1980
				19,7	1971
р.Західний Буг – Кам’янка-Бузька	59/116	222	1952	191	1974
				181	1969
р.Західний Буг – Літовиж	47/145	420	1966	360	1974
				216	1980
р.Рата – Волиця	50/130	153	1964	83,2	1974
				80,2	1955
р.Рата – Межиріччя	50/130	222	1966	154	1980
				146	1955
р.Полтва – Буськ	60/108	119	1966	102	1948
				101	1974
р.Солокія – Червоноград	42/124	104	1966	32,5	2001
				31,7	1980
р.Свиня – Жовква	52/189	16	1969	15,3	1966
				14,5	1955
р.Луга – Вол.Волинський	40/80	117	1966	31,9	1980
				22,9	1974

Для їх оцінки по кожному з постів досліджуваного басейну були розраховані перехідні коефіцієнти K_P , дані про величину яких дозволяють перейти від норми до максимальних витрат води необхідної ймовірності перевищення:

$$q_{pj} = K_{pj} \cdot \bar{q}_{jq \max},$$

де q_{pj} – модуль стоку максимумів дощових паводків ймовірності перевищення P ; $\bar{q}_{jq \max}$ – норма максимального стоку дощових паводків.

Величина K_{PJ} для різних гідрологічних постів для модулів максимальних витрат води змінюється у вузьких межах, тому для басейну Західного Бугу в межах України можна використати середнє значення K_P

Таблиця 4 – Максимальні витрати води та максимальні модулі стоку при певній ймовірності перевищення в басейні Західного Бугу (в межах України)

Річка – пост	Площа басейну, км ²	Характеристики стоку – витрати/ модуль стоку	Забезпеченість, Р						
			P=0,5%	P=1%	P=3%	P=5%	P=10%	P=25%	P=50%
р.Вишня - Твіржа	562	Q _{max} , м ³ /с	130	105	71	58	42,5	26,5	16,5
		q, л/(с* км ²)	231	186,8	126,3	103,2	75,6	47,2	29,4
р.Західний Буг - Сасів	107	Q _{max} , м ³ /с	98	58	25,5	18	11,2	6,5	4,2
		q, л/(с* км ²)	916	542,1	238,3	168,2	104,7	60,7	39,3
р.Західний Буг – Кам'янка-Бузька	2350	Q _{max} , м ³ /с	315	235	148	118	84	53	37
		q, л/(с* км ²)	134	100,0	63,0	50,2	35,7	22,6	15,7
р.Західний Буг - Літович	6740	Q _{max} , м ³ /с	335	270	180	147	108	67	41,5
		q, л/(с* км ²)	49,7	40,06	26,71	21,81	16,02	9,94	6,16
р.Рата - Волиця	1140	Q _{max} , м ³ /с	127	100	65	52	37	22,5	13,6
		q, л/(с* км ²)	111	87,7	57,0	45,6	32,5	19,7	11,9
р.Рата - Межиріччя	1740	Q _{max} , м ³ /с	232	177	108	83	56	30	16,3
		q, л/(с* км ²)	133	101,7	62,1	47,7	32,2	17,2	9,4
р.Полтва - Буськ	1440	Q _{max} , м ³ /с	144	115	78	64	48	33,5	25
		q, л/(с* км ²)	100	79,9	54,2	44,4	33,3	23,3	17,4
р.Солокія - Червоноград	931	Q _{max} , м ³ /с	51	39	25	20	14,5	9,2	6,3
		q, л/(с* км ²)	54,8	41,9	26,9	21,5	15,6	9,9	6,8
р.Свиня - Жовква	98,6	Q _{max} , м ³ /с	18,2	13,5	8,1	6,2	4,1	2,05	1,1
		q, л/(с* км ²)	184	136,9	82,2	62,9	41,6	20,8	11,2
р.Луга – Володимир-Волинський	1270	Q _{max} , м ³ /с	51	36	21	16,5	12,2	8,2	6
		q, л/(с* км ²)	40,2	28,3	16,5	13,0	9,6	6,5	4,7

(табл.5). Винятком для басейну Західного Бугу є перехідні коефіцієнти для басейнів р.Західний Буг – Сасів та р.Свиня – Жовква, де перехід від норми до найменших забезпеченостей є більш інтенсивним (наприклад, до забезпеченості 0,5 % відповідно 16,31 та 8,47).

Таблиця 5. Перехідні коефіцієнти K_p від норми стоку максимальних витрат води дощових паводків до величин інших забезпеченостей

Річка - пост	Забезпеченість, %						
	50	25	10	5	3	1	0,5
Середнє значення для р.Вишня – Твіржа, р.Західний Буг - Кам'янка-Бузька, р.Західний Буг – Літовиж, р.Рата – Волиця, р.Рата – Межиріччя, р.Полтва – Буськ, р.Солокія – Червоноград, р.Луга – Вол.-Волинський	0,75	1,15	1,85	2,55	3,20	5,00	6,50
р.Західний Буг - Сасів	0,70	1,08	1,86	3,00	4,24	9,65	16,31
р.Свиня - Жовква	0,51	0,95	1,91	2,88	3,77	6,28	8,47

Висновки. При аналізі багаторічних характеристик максимальних витрат води дощових паводків було визначено, що дані максимальні витрати для басейну Західного Бугу є меншими, а для деяких створів наближаються до максимумів весняного водопілля. Коефіцієнти варіації максимальних витрат води дощових паводків на річках басейну Західного Бугу становлять 0,60-1,00, а співвідношення $C_s/C_v=3.0\div4.0$. Максимальні витрати води 1 %-ї забезпеченості перевищують норму максимумів на більшості річках басейну в середньому в 5 разів, а для деяких пунктів навіть у 6-9.

Список літератури:

1. Дутко В.О., Москаленко С.О. Особливості паводкового режиму річок басейнів Західного Бугу та Правобережжя Прип'яті // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т.15. – С. 63-68. 2. Рождественский А.В., Чеботарев А.И. Статистические методы в гидрологии. – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – С. 55-153. 3. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. – К.: Віднол, 2000. – 276 с. 4. Забокрицька М.Р., Хільчевський В.К., Манченко А.П. Гідроекологічний стан басейну Західного Бугу на території України. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 184 с.

Многолетние характеристики максимальных расходов воды дождевых паводков рек бассейна Западного Буга (на территории Украины)

Дутко В.О.

В работе исследованы максимальные расходы воды дождевых паводков в бассейне Западного Буга, проведен анализ их изменчивости за многолетний период.

Long-term characteristics of the maximum water discharges of rain floods of the rivers of Western Bug basin (on the territory of Ukraine)

Dutko V.O.

In paper the maximum water discharges of rain floods in the Western Bug basin are investigated, the analysis of their variability for the long-term period is carried out.

РОЗВИТОК МЕРЕЖІ ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ В УКРАЇНСЬКІЙ ЧАСТИНІ БАСЕЙНУ ТИСИ

Манівчук В.М.

Закарпатський центр по гідрометеорології, м. Ужгород

Актуальність теми. Покращення загального добробуту населення спричинює зростання антропогенного навантаження на річку та її басейн. Перш за все, це стосується неконтрольованого освоєння населенням незайманих до цього територій Закарпатської області, щоспричинює ряд негативних явищ, а саме: зміни в формуванні стоку річок, розвиток зсувних, селевих та лавинних процесів, формування локальних небезпечних метеорологічних явищ. За цими процесами і явищами необхідно вести постійний моніторинг.

Стосовно діючої державної системи гідрометеорологічних спостережень в Закарпатській області то її становлення закінчилося у 1999 році. За післявоєнний період система спостережень постійно змінювалася в залежності від потреб та можливостей. Враховуючи складні синоптичні, гідрологічні та гідро-геологічні процеси, які мають місце на території Закарпатської області, є підстави вважати доцільним перегляд системи гідрометеорологічних спостережень в недалекому майбутньому.

Метою дослідження є розробка принципів оптимізації системи гідрометеорологічних спостережень у басейні р.Тиса.

Аналіз попередніх досліджень. Сучасна Державна система гідрометеорологічних спостережень була сформована на підставі досліджень УкрНДГМІ, рекомендацій Центральної геофізичної обсерваторії та Українського Гідрометцентру Державної гідрометеорологічної служби України. Пропозиції по оптимізації системи гідрометеорологічних спостережень в попередні періоди формувалися за запитом народного господарства, та враховуючи історичні передумови.

Досліджень системи моніторингу території Закарпаття з післявоєнного періоду було декілька. Основні з них це матеріали Закарпатського ЦГМ - «Краткий гидрологический очерк бассейна р.Тисса (в пределах Закарпатской области)» [1], «Сучасний стан моніторингу природних вод в національній гідрометслужбі України // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія с.14-24 [2] та інші.

Методика досліджень. В першу чергу проведено порівняльний аналіз розвитку системи спостережень, як в цілому, так і за об'єктами. З цією метою проаналізовано матеріали, починаючи з післявоєнного періоду і закінчуючи сьогоденням. При цьому було зроблено спробу дослідити причини внесених змін у систему спостережень.

При напрацюванні концепції розвитку системи гідрометеорологічної мережі було враховано: густоту річкової сітки, недостатність вихідних даних для гідрологічного прогнозування, фактичну необхідність в обслуговуванні господарського комплексу та сучасний стан системи гідрометеорологічних спостережень басейну р.Тиса на території сусідніх держав (Угорщина, Словаччина, Румунія).

Загальна характеристика питання. Близько 80% території Закарпатської області займають гори. З північного заходу на південний схід Верховинський Вододільний хребет, Горгани, Свидовець, Чорногора, Полонинський хребет, Рахівський масив та Вулканічні Карпати [3].

Територія краю в порівнянні з іншими областями України є невеликою (12,8 тис. км²), але при цьому досить цікавою, як територія басейну однієї ріки Тиси. Це єдина в Україні область де її адміністративні кордони співпадають з площею водозбору. Тиса – найдовша притока р.Дунай (966 км), в межах України її протяжність складає 201 км. Найбільшими притоками території краю що формують басейн Тиси є: Тересва, Терєбля, Ріка, Боржава та річки Латориця і Уж, які впадають в Тису вже на території Угорщини, разом з водами річки Бодрог [4].

Середня густота річкової мережі Закарпаття є найбільшою на Україні і складає близько 1,7 км/км² (табл. 1). Загалом на території області налічується 9429 річок, струмків, потічків, з яких 9277 — потоки до 10 км, 152 річки мають довжину більше 10 км, 4 річки мають довжину більше 100 км [5–7].

Таблиця 1. Густота річкової сітки та площа водозбору основних річок Закарпаття і кількість діючих пунктів спостережень, станом на 01.01.2009 року

Річка	Середня густота річкової сітки басейну, км/км ²	Площа водозбору, тис.км ²	Кількість пунктів спостережень	
			Гідропости /з них витратних	Метеостанції/ метеопости
Українська частина Верхньої Тиси (включно з смт. В.Бичків)	1,18	3,33	5/4	1/0
Українська частина р.Тиса з притоками (Нижче смт. В.Бичків)	1,10	4.59	4/1	1/0
Тересва	1,60	1,22	3/1	0/0
Терєбля	2,00	0,75	1/1	0/0
Ріка	1,80	1,24	19/17	2/8
Боржава	1,30	1,36	3/1	1/0
Латориця	1,50	2,87	7/6	2/0
Уж	1,40	2,01	7/6	2/0
РАЗОМ:	-		49/37	9/8

Така кількість водних потоків ще з давніх часів спонукала до проведення гідрометеорологічного моніторингу. Перші спостереження в басейні р. Тиси були розпочаті у середині XIX ст., при пануванні Австро-Угорської імперії (табл. 2).

Нажаль, у зв'язку з відсутністю архівних матеріалів на території України – аналіз розвитку гідрометеорологічної мережі у довоєнний період повністю висвітлити не вдалося. Разом з тим, відомо, що матеріали спостережень з 1876 по 1923 рр. приведені в щомісячниках виданих при Австро-Угорській імперії, з 1921 по 1935 рр. в Чехословацьких гідрологічних щорічниках і з 1933 по 1941 у щорічника Угорщини [1].

Таблиця 2. Метеостанції та гідрологічні пости що діяли до початку XX ст. (у порядку їх відкриття)

Метеостанція (метеопост)		Гідрологічний пост	
Назва	Дата відкриття	Назва	Дата відкриття
Ужгород	1881	Тиса-Вилок	1851
Рахів	1881	Тиса-м.Чоп	1860
Берегово	1891	Тиса-Солотвино	1864
В.Березний	1891	Латориця-Чоп	1878
Н.Ворота	1891	Латориця-м.Мукачево	1880
Міжгір'я	1891	Тиса-с.Теково	1888
Буштино	1891	Тиса-с.Вари	1888
Дубове	1891	Уж-м.Ужгород	1889
Чоп	1891	Тересва-с. Тересва	1898
		Теребля-с.Буштино	1898
		Рика-м.Хуст	1898
		Боржава-с.Хмельник	1898

Загалом за період з 1851 по 2009 рік гідрологічні спостереження проводилися в 94 пунктах Закарпаття. Найбільше одночасно діяло 62 гідрологічні пости (період з 1959 по 1962 рр.). Спостереження за метеоелементами проводилося у 82 населених пунктах території Закарпаття.

Сучасна гідрометеорологічна мережа області нараховує 9 метеорологічних станцій, 8 метеорологічних та 49 гідрологічних постів. Загальна густота пунктів гідрометеорологічних спостережень складає приблизно один об'єкт на 200 км² (розрахунок проведено з врахуванням спеціалізованих постів Закарпатської водно балансової станції). Необхідно відмітити, що це дуже низький показник у порівнянні з сусідніми прикордонними державами. Наприклад у Східній Словаччині (орографічні умови подібні до Закарпаття) загальна густота пунктів гідрометеорологічних спостережень складає приблизно один об'єкт на 44 км². Іншими словами – гідрометеорологічний моніторинг території Східної Словаччини в 4,5 рази кращий ніж на території області. Подібна ситуація у порівнянні з іншими прикордонними країнами, наприклад в Східній Румунії

(басейн р.Тиса) середня густота пунктів гідрометеорологічних спостережень складає приблизно один об'єкт на 149 км².

Стосовно густоти мережі гідрологічних спостережень в українській частині басейну Тиси. Якщо ж розбирати систему моніторингу за елементами спостережень то сучасна ситуація стає ще проблемнішою (табл. 3).

Проте, такою мережа спостережень на території області була не завжди. Можна виділити чотири ключові етапи формування гідрометеорологічної мережі області починаючи з 1945 року: «післявоєнний період» 1946-1950 рр., «період максимального розвитку мережі» 1957-1964 рр., «період кризи» - 1988 р. та «сучасний період» 1999-2009 рр.

Таблиця 3. Густота мережі гідрометеорологічних спостережень Закарпаття по основним гідропрогностичним елементам (елемент на квадратний кілометр)

Гідрологічний басейн	Площа басейну, тис. кв. км	Елемент моніторингу на кв. км за спостереженням			
		опад	Температура повітря	Рівень води	Витрата води
Верхня Тиса (включно смт. В.Бичків)	3,33	550	550	660	825
Тересва	1,22	407	407	407	1220
Теребля	0,75	750	750	750	750
Ріка*	1,24	43	43	62	69
Бо ржава	1,36	340	340	453	1360
Латориця	2,87	319	319	410	478
Уж	2,01	219	219	281	281
Середня по Закарпаттю	12,8	200	200	260	346

* - В басейні р. Ріка проводяться спеціалізовані воднобалансові спостереження

У післявоєнний період гідрометеорологічна мережа краю почала активно відновлюватись і складалася з 8 метеостанцій та 35 гідропостів У цей період гідрометеорологічна служба зіткнулася з рядом труднощів, а саме, відсутністю архівів, складністю видання нових матеріалів, пошуком кваліфікованих кадрів, службових приміщень, житла. Враховуючи відсутність добре навчених спостережників, з мережі надходили матеріали низької якості та з пропусками в спостереженнях [8].

Вже через 10 років гідрометеорологічна мережа кількісно та якісно змінюється. На метеорологічних станціях та гідрологічних постах проводиться суттєве розширення видів спостережень, відкриваються нові пункти спостережень. Розпочинається розробка та оснащення мережі новими приладами [8]. Гідрометеорологічна служба виконує повний комплекс спостережень, забезпечує народне господарство гідрометеорологічними даними та прогнозами. Станом на 1964 рік мережа

складається з 8 метеорологічних станцій та 60 гідрологічних постів. (Рис. 1). Більшість із цих пунктів моніторингу і складають основу сучасної системи гідрометеорологічних спостережень Закарпаття. Необхідно також зазначити, що цей період є ключовим в формуванні державної системи спостережень, адже інших пунктів моніторингу з 1964 року по сьогоднішній день на території області більше не відкривалося.

Починаючи 1988 році, під час економічної та політичної кризи в колишньому СРСР, державна гідрометеорологічна мережа була суттєво скорочена. В результаті чого з 58 діючих станом на 1 січня 1988 року гідрологічних постів до 31 грудня цього ж року залишилось працювати тільки 48 гідрологічних постів. Під закриття потрапили переважно пости Верхньої Тиси (4), річки Тересва (4) та річки Латориця (2).

Сучасний стан гідрометеорологічної мережі подібний до періоду кризи – 1988 року. У 2000 році було відновлено роботу одного гідрометеорологічного поста в басейні р. Латориця. Нажаль це був єдиний здобуток у відновленні державної системи гідрометеорологічних спостережень Закарпаття за роки незалежності України. Заплановане відновлення гідрометеорологічної мережі, що передбачено „Комплексною програмою протипаводкового захисту в басейні р.Тиса” [9] так і не відбулося.



Рис. 1. Гідрометеорологічна мережа Закарпаття у період максимального розвитку

Натомість суворе сьогодення природних катаклізмів, що спричинили протягом останнього десятиріччя ряд катастрофічних паводків та стихійних

гідрометеорологічних явищ – очевидно вказала нам пріоритетність перегляду системи спостережень як кількісно, так і якісно.

Висновки. В першу чергу необхідно розглянути можливість відновлення гідрометеорологічних спостережень в пунктах що діяли до 1988 року. Разом з тим є нагальна необхідність відкриття нових пунктів спостережень у створах річок, що течуть на територію України з сусідніх країн (річки басейну Ужа - рр.Убля, Улічка). Крім того, максимально відновити спостереження за стоком води та наносів.

З метою оперативного реагування на формування паводків необхідно створити ряд пунктів метеорологічних спостережень в верхів'ях основних річок.

Позаяк Україна є стороною Дунайської конвенції, то слід гармонізувати елементи гідрометеорологічного моніторингу на водозборі Української частини р.Тиса з вимогами ВРД ЄС.

І, насамкінець, із вищезазначеного можна запропонувати ряд висновків і рекомендацій, спрямованих на оптимізацію системи гідрометеорологічних спостережень в басейні Тиси в межах Закарпатської області, передбачити зміни в державній системі моніторингу відповідно до перспективних планів „Комплексної програми протипаводкового захисту в басейні р.Тиса”.

Список літератури

1. Смирнов И., Данилюк М.М. Краткий Гидрологический очерк бассейна р.Тиса (в пределах Закарпатской области) // Материалы Закарпатского гидрометбюро. – Ужгород, 1962. 2. Вишневський В.І., Косовець О.О. Гідрологічні характеристики річок України. – К. : Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 3. Климатические ресурсы Украинских Карпат и горных районов Болгарии. / Л.И. Сакали, С.Х. Линговой. – М.: Гидрометиздат, 1988. – 340 с. 4. Малі річки України: Довідник / За ред.. А.В. Яценка. – К. : Урожай, 1987. – 304 с. 5. Ресурсы поверхностных вод СССР. Т.6. Украина и Молдавия. – Л. : Гидрометиздат, 1969. – 884 с. 6. Водний фонд Закарпатської області. – Ужгород: ІВА, 2001. - 34 с. 7. Каталог річок України. – К. : Вид-во АН УРСР, 1957. – 191 с. 8. Гидрометеорологическая служба Украины за 50 лет Советской власти. – Л.: Гидрометиздат, 1970. – 272 с. 9. Комплексна програма протипаводкового захисту в басейні р.Тиса.. – Ужгород, 2008.

Развитие сети гидрометеорологических наблюдений в бассейне р. Тиса

Манивчук В.Н.

Проведены исследования развития государственной системы гидрометеорологических наблюдений в бассейне р.Тиса. Выполнен сравнительный анализ с системами мониторинга соседних стран. Предложены рекомендации по оптимизации сети гидрометрических наблюдений.

Development of a hydrometeorological supervision network in Tisza Basin

Manyvchuk V.

Researches of development of the state system of hydro meteorological supervision in Tisza Basin are carried out. The comparative analysis with systems of monitoring of neighboring countries is executed. Recommendations on optimization of a hydrometric supervision network are offered.

МОРФОДИНАМІЧНІ ТИПИ РУСЛА РІКИ ЧОРНИЙ ЧЕРЕМОШ

Костенюк Л. В.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

Вступ. Дослідження руслових процесів та типізація руслових форм річок України довгий час були зосереджені на великих та середніх ріках у зв'язку з розвитком гідротехнічного будівництва, протипаводковим захистом, освоєнням заплав тощо. Малі ріки з точки зору руслових процесів досліджувались менше, хоча в останні роки інтерес до них помітно зріс, що пов'язано з вирішенням проблем замулення і деградації рівнинних та перспективою активного освоєння водних ресурсів гірських річок. Дослідження русел малих річок Українських Карпат, зокрема Чорного Черемошу, виділення й нанесення на картографічну основу морфодинамічних типів русла має велике практичне значення при реалізації протипаводкових заходів, будівництві мостів, доріг, газопроводів, а в майбутньому, можливо, при будівництві малих ГЕС. Помилки в проектах, внаслідок недоврахування особливостей розвитку руслових деформацій, можуть призвести до значних економічних та екологічних збитків.

Аналіз попередніх досліджень. Вивченню руслових процесів річок Українських Карпат присвячено чимало наукових робіт, проте лише незначна частина містить інформацію про типи русел та руслові процеси конкретних річок. Щодо ріки Чорний Черемош, то вперше типи русел на ній були виділені М.Н. Бухіним, А.Н. Кафтаном та В.А. Базилевичем ще у 1974 році [1]. В даній роботі зазначено, що у верхів'ях Чорного Черемошу переважає скельне стиснуте русло з крутими берегами, в середній течії – стиснуте русло з необмеженим надходженням наносів, русло з обмеженим меандруванням, а на пригирловій ділянці ріки спостерігається осередковий тип русла (руслова багаторукавність). Пізніше досліджень руслових процесів, руслових форм, типів русел цієї ріки не проводилось.

Постановка завдання. З огляду на нові досягнення в руслознавстві, виникла необхідність у більш ґрунтовній, детальній типізації руслових процесів річок Українських Карпат. Тому в роботі поставлено завдання на основі детального аналізу топографічних карт, космічних знімків, даних режимних спостережень, а також за матеріалами напівінструментального обстеження ріки, виконаного автором у межах періоду літа 2008 року, визначити типи руслових процесів та основні морфодинамічні типи русла однієї з типових малих карпатських річок – Чорного Черемошу, побудувати картосхему типів русел, охарактеризувати закономірності утворення й розвитку окремих руслових форм.

Виклад основного матеріалу. Ріка Чорний Черемош є лівою складовою Черемошу і відноситься до річкової системи Дунаю. Його довжина складає 87 км, площа водозбору 856 км². Чорний Черемош бере

початок з джерел в Чивчинських горах на висоті 1680 м. Це типова гірська річка, яка має 6 порядок (за Хортоном), протікає у вузькій долині зі стрімкими схилами, вкритими густим лісом. На окремих ділянках, особливо в нижній течії, трапляються фрагменти заплави, терас. Рисунок досліджуваної ділянки ріки в плані нагадує прописну літеру “Л”, у верхніх кутах якої вона прорізає карпатські хребти Чорногори та Гринявських гір (рис. 1).

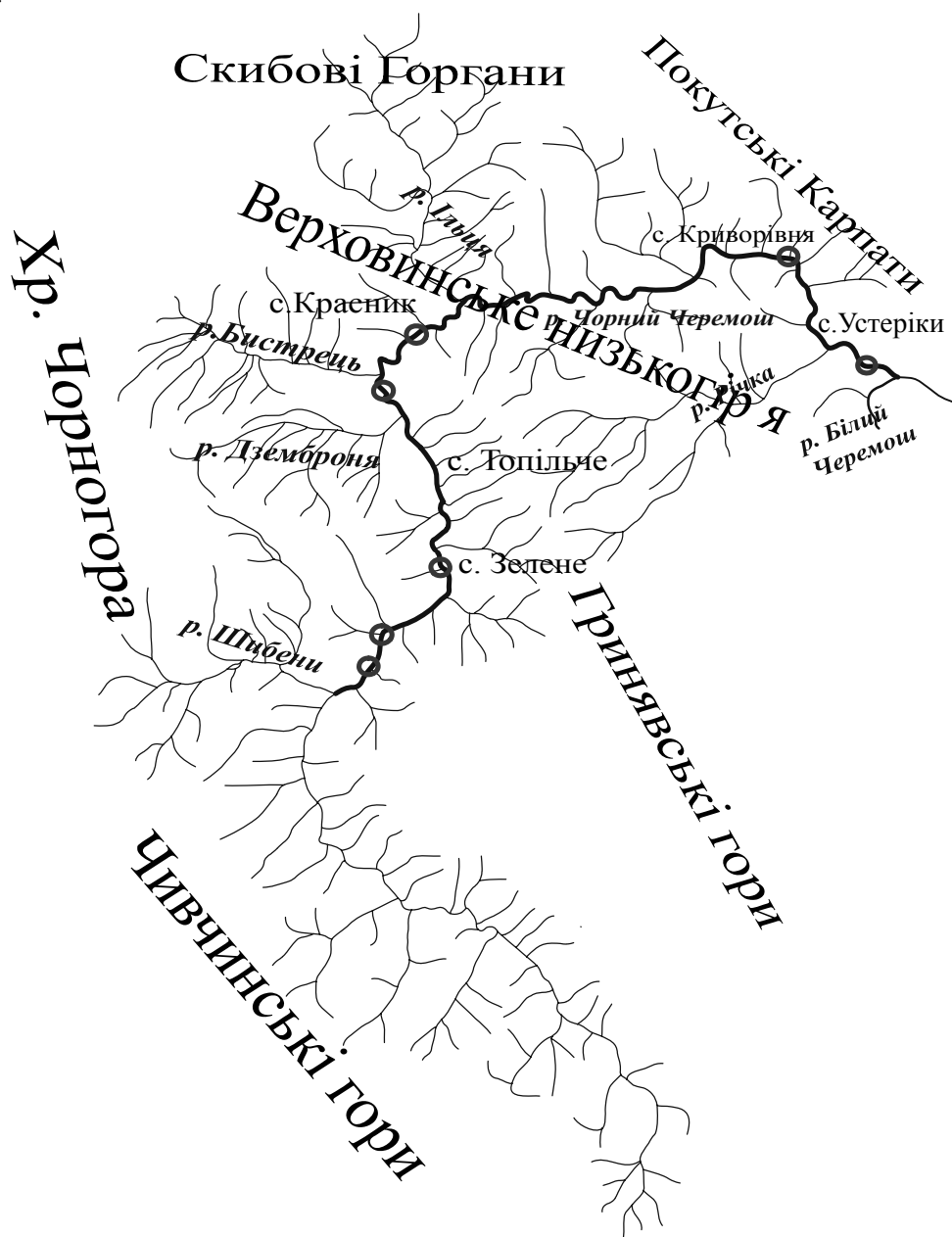


Рис. 1. Гідрографічна схема ріки Чорний Черемош з виділеною ділянкою досліджень та позначенням зон формування заплавної багаторукавності.

Середнє значення похилу долини ріки змінюється від 7,3 - до 14 м/км. Річковий алювій переважно валунно-гальковий. У верхів'ях значна частина руслового матеріалу має неалювіальне, скелясте походження. Ширина русла під час межені коливається від 5 м в середній течії до 20 м в нижній течії. Глибина змінюється від 0,2 до 0,4 м на ділянках поріжного русла та від 1,0 до 1,5 м на ділянках русла з нерозвинутими алювіальними формами.

Середня швидкість течії складає 0,8-1,2 м/сек. При максимально високих рівнях води ширина русла збільшується до 50–80 м, швидкість течії до 5-6 м/сек. Середньорічна витрата води за багаторічний період становить в гирлі 18 м³/сек. Екстремальні значення витрати води коливаються від 0,99 м³/сек. під час межені до 857 м³/сек під час паводків. Чорний Черемош приймає багато приток з яких найбільші: Шибени, Дземброня, Бистрець. Слід зауважити, що всі ці притоки лівобережні, а витoki їх розташовані на схилах гірського масиву Чорногора, де сніг лежить до кінця червня, а влітку випадає багато дощів.

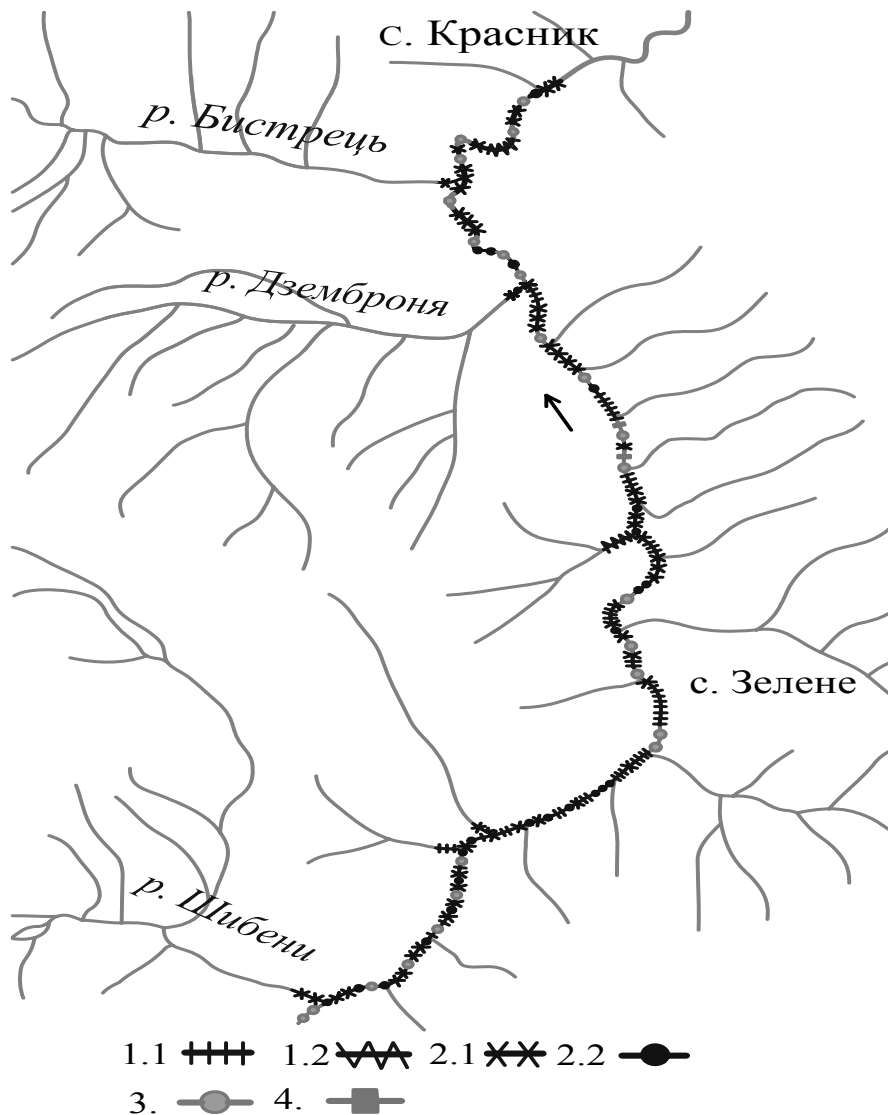


Рис. 2. Схема типів русел р. Чорний Черемош на ділянці гирло р. Шибени – с. Красник

Типи руслового процесу: 1 – поріжно-водоспадне (1.1 – поріжне з висотою порогів до 0,5 м.; 1.2 – водоспадне з висотою порогів більше 0,5 м.); 2 – гірське русло з розвинутими алювіальними формами (2.1 – боковики, 2.2 – осередки.); 3. – гірське русло з нерозвинутими алювіальними формами; 4. – просте розгалуження.

Згідно морфодинамічної класифікації русел річок Московського державного університету [2, 4], р. Чорний Черемош має гірське русло, оскільки похили ріки перевищують значення 7-10 м/км; за геоморфологічними умовами формування – переважно врізане русло, оскільки корінні береги долини, виходи гірських порід повністю контролюють розвиток русла, здійснюють обмежуючий та спрямовуючий вплив на річковий потік. На окремих ділянках розширення долини Чорного Черемошу, де спостерігаються фрагменти тераси і заплави формується адаптоване русло, в якому корінні береги здійснюють лише частковий контроль за розвитком руслових форм. Основні показники типізації русел за формою в плані розглядались нами на макро- та мезорівнях.

На макрорівні русло ріки поділено на три морфологічно однорідні ділянки. Перша ділянка відповідає верхній частині русла Чорного Черемошу, що простягається вздовж хребтів Чорногори та Гринявських гір (рис. 2). На макрорівні тут переважають прямолінійні та поодинокі, слабо звивисті ділянки русла, пов'язані з огинанням річкою крутих скелястих виступів. Долина річки вузька, ширина її дна коливається в межах від 200 до 600 м. На мезорівні в межах даної ділянки переважають поріжно-водоспадний тип русла та русло з вираженими алювіальними формами. Також, зустрічаються ділянки розгалуженого русла.

Друга ділянка відноситься до відрізка ріки, яка протікає в межах Верховинського низькогір'я (пониження), що займає східну частину давньої поздовжньої Ясиня – Черемоської долини. Рельєф цієї території, порівняно з горами які його оточують, значно нижчий. Абсолютні висоти становлять 600 – 800 м. Найбільш чітко пониження виражено в районі смт. Верховина, так звана Жаб'євська улоговина шириною до 1200 м. На макрорівні в руслі Чорного Черемошу переважають макрозвивини та відносно прямолінійні ділянки. Макрозвивини – характерна для Черемошу форма русла [5], що подібна до орографічної звивистості та має деякі ознаки врізаних звивин. Макрозвивини Чорного Черемошу притаманні переважно середній ділянці ріки, що відповідає поперечній лінії літери “Л”, в межах досить широкої Жаб'євської улоговини.

Широка долина Жаб'євської улоговини складена м'якими флішовими породами, що сприяє формуванню стабільних форм на макрорівні – макрозвивин і великих рухливих мезоформ. Криволінійність русла в межах макрозвивин не відповідає законам меандрування, тому розвиток русла спостерігається тільки на мезорівні. Переважаючим морфодинамічним типом є русло з вираженими алювіальними формами (рис 3). На цій ділянці нами виділено 14 макрозвивин, параметри яких подано в табл. 1.

Третя ділянка, як і перша, характеризується на макрорівні формуванням відносно прямолінійного та слабо звивистого русла, у вузькій долині, що розташована вздовж хребтів Покутських Карпат (рис. 4). На рівні мезоформ переважає русло з розвинутими алювіальними формами.

Таблиця 1. Параметри макрозвивин на ділянці Верховинського низькогір'я

№	Довжина в м.	Крок в м.	Коефіцієнт розвитку
1	544	288	1,9
2	480	256	1,9
3	544	304	1,8
4	672	496	1,35
5	422	288	1,5
6	640	480	1,33
7	416	224	1,9
8	480	320	1,5
9	640	512	1,25
10	768	576	1,33
11	928	544	1,7
12	768	560	1,4
13	896	576	1,5
14	886	521	1,7
Середнє	650	425	1,57

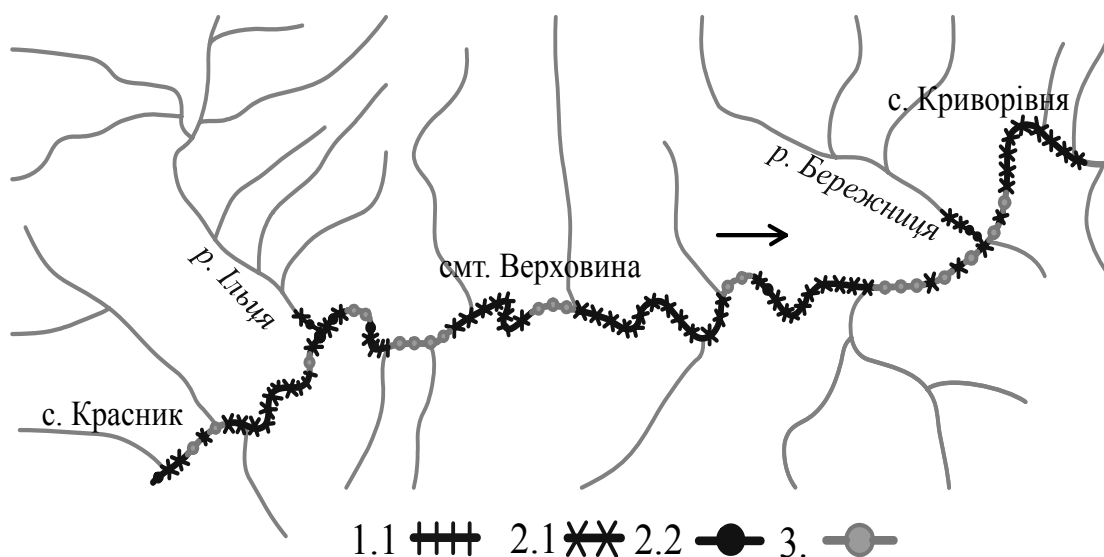


Рис. 3. Схема типів русел р.Чорний Черемош на ділянці с. Красник – с. Криворівня

Типи руслового процесу: 1.1 – поріжжя з висотою порогів до 0,5 м.; 2 – гірське русло з розвинутими алювіальними формами (2.1 – боковики, 2.2 – осередки.); 3. – гірське русло з нерозвинутими алювіальними формами.

На мезорівні, за зовнішньою формою русла та особливостями його багаторічних змін, на річці Чорний Черемош виділено чотири морфодинамічних типи:

1. поріжно-водоспадне русло;
2. русло з нерозвинутими алювіальними формами;

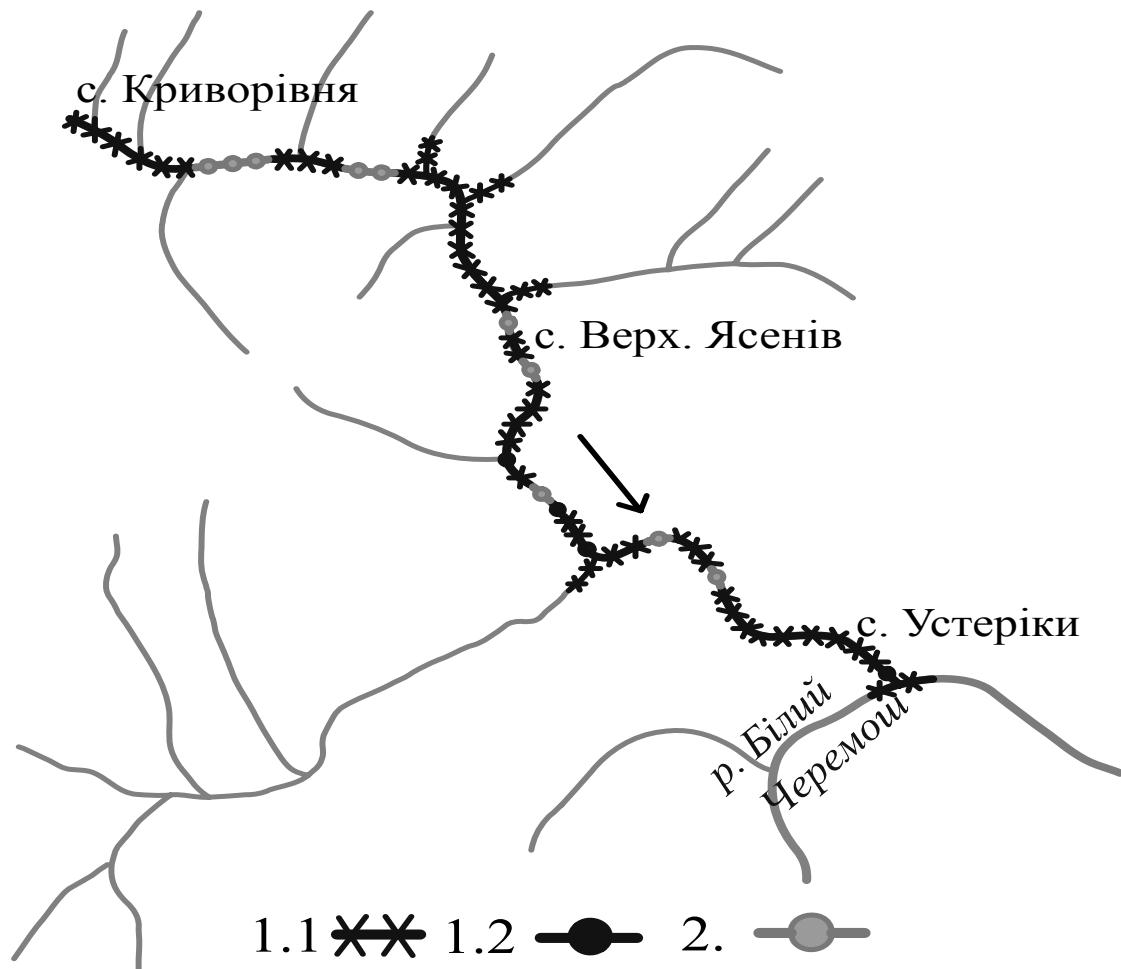


Рис. 4. Схема типів русел р. Чорний Черемош на ділянці с. Криворівня – с. Устеріки

Типи руслового процесу: 1 – гірське русло з розвинутими алювіальними формами (1.1 – боковики, 1.2 – осередки); 2. – гірське русло з нерозвинутими алювіальними формами

3. русло з розвинутими алювіальними формами;
4. русло, розгалужене на рукави.

Критерієм виділення таких типів русел, окрім зовнішньої форми, були значення похилу та, на окремих ділянках, числа Фруда (Fr). Розглянемо детальніше кожен з виділених типів.

Поріжно-водоспадне русло характерне для верхньої частини ріки, де спостерігається значний похил (20 - 40 м/км), бурхлива, швидка течія ($Fr > 1$), переважаючий транзитний транспорт наносів та глибоке врізання в товщу корінних порід. Особливістю даного русла є наявність близького залягання скельного ложа (тонкий шар руслових відкладів складається з неокатаних брил розміром від 0,5 м в діаметрі та дрібніших уламків породи) та відсутність алювіальних форм. На Чорному Черемоші цей тип русла складає всього 9 % загальної довжини і переважає на верхній ділянці - від устя р. Шибени до с. Красник (рис. 2).

За висотою порогів, даний тип русла ми умовно розділили на два підтипи: поріжне ($< 0,5$ м) та водоспадне ($> 0,5$ м). Виявилось, що водоспадне русло характерне тільки для невеликих приток ріки. На самому ж Чорному

Черемоші водоспадним виявилась лише одна ділянка русла в районі с. Красник (рис.3), де ріка звужується до 7 м і потік утворює каскад справжніх водоспадів висотою біля – 0,65 м. У роботі [1] це русло має назву скельне стиснуте русло з крутими берегами. Деформації такого русла дуже незначні.

Гірське русло з нерозвинутими алювіальними формами утворюється внаслідок зменшення похилу (7 - 6 м/км), зміни динаміки потоку від дуже бурхливого турбулентного руху до менш бурхливого (Fr 0,6 - 0,8). Результатом такої зміни є зменшення швидкості течії і, як результат, зниження транспортуючої здатності потоку.

На таких ділянках русла транспорт наносів відбувається, в основному, перекочуванням рівномірного розпластаного потоку твердого матеріалу по дну русла, що носить назву суцільне безгрядове волочіння наносів. При цьому, глибина річки зазвичай дещо перевищує середнє значення, течія здається спокійною, часто спостерігається ділянки де частину русла займають течії зворотного напрямку. Окрім зміни гідродинамічних умов потоку на формування русла з нерозвинутими формами впливає розширення зони руслоформування через зміну геоморфологічних умов (місцеві збільшення ширини дна долини від 0,4 км до 1 км, місцевий підпір води за рахунок збільшення водності внаслідок впадіння значних приток тощо). Такий тип русла на Чорному Черемоші зустрічаються на ділянках, що складають 22% довжини ріки (рис.2–4). Це короткі (довжиною 15–300 м) переважно прямолінійні ділянки, що є свого роду вставками між ділянками русла з розвинутими алювіальними формами, або прилягають до поріжно-водоспадних ділянок.

Гірське русло з розвинутими алювіальними формами утворюється на ділянках з похилом водної поверхні від 10 до 25 м/км. Для даного типу характерним є наявність у руслі чітко виражених алювіальних форм - боковиків та осередків. Алювіальні скупчення наносів у руслі річки свідчать про зміну транспортуючої здатності потоку на даній ділянці річки. Ця зміна найчастіше пов'язана зі збільшенням кількості твердого матеріалу, що надходить в річку, або із зміною динамічних властивостей самого потоку, який при даних гідравлічних умовах не здатен переносити таку кількість наносів і тому розпочинається процес їх періодичного перевідкладення у вигляді мезоформ. В межах даного типу, можна виділити 2 підтипи: боковиковий та осередковий, відповідно до форм прояву скупчень наносів в руслі. У роботі [1] даним підтипам русел відповідають стиснуте русло з необмеженим надходженням наносів (боковики) та руслова багаторукавність (осередки). Значна частина р.Чорний Черемош (68 %) має русло такого типу. Основною русловою формою є боковики, а осередки зустрічаються переважно тільки на ділянках впадіння бокових приток, або безпосередньо нижче за течією від ділянки поріжно-водоспадного русла. Форма їх витягнута, співвідношення ширини до довжини складає 1:4 у боковиків та 1:5 у осередків. Вниз за течією розміри алювіальних форм значно збільшуються (табл. 2).

Таблиця 2. Середні розміри алювіальних форм р. Чорний Черемош

Ділянка № 1	Боковики		Осередки	
	довжина м	макс. ширина м	довжина м	макс. ширина м
	54,6	10	30	6
Ділянка № 2	Боковики		Осередки	
	довжина м	макс. ширина м	довжина м	макс. ширина м
	124	27,5	40	13
Ділянка № 3	Боковики		Осередки	
	довжина м	макс. ширина м	довжина м	макс. ширина м
	151	43	112	20

Найменш поширене на Чорному Черемоші розгалужене русло. Це й закономірно, оскільки для утворення такого русла необхідно не тільки своєрідні гідродинамічні умови, а й достатньо велика ширина долини. Зокрема, виділено дві ділянки формування одного з різновидів розгалуженого русла - простого розгалуження. Для нього характерним є роздвоєння вісі потоку і утворення двох рукавів, внаслідок формування в руслі острова, який закріпився настільки, що його розмив можливий тільки під час дуже високих паводків. Причиною утворення островів на Чорному Черемоші є, на нашу думку, наявність підпору в руслі від нижче розташованих природних перешкод – стиснення долини, виходів скельних порід тощо. Для Чорного Черемошу такі острови мають видовжену форму, співвідношення ширини до довжини островів коливається від 1:3 до 1:5. Площа островів близько 120-160 м².

Розподіл кількісних показників типів русел р. Чорний Черемош на морфологічно однорідних ділянках, що виділені нами на макрорівні представлений в таблиці 3.

За картографічними даними, до 1978 року на Чорному Черемоші існував тип пригирлового розгалуження. Дана ділянка завжди характеризувалась періодичними утвореннями та розвитком осередків, островів. Розгалужене русло існувало тривалий час, але згодом лівий рукав був перекритий насипною дамбою, через те, що інтенсивний підмив його берега періодично призводив до руйнування автодороги та підтоплення житлових будинків. Під час проходження катастрофічного паводку у липні 2008 року, внаслідок прориву дамби, рух води по лівому рукаву частково відновився і складав близько 30-35% від загального стоку води. Це нанесло значні збитки господарству та населенню с.Устеріки. На даний час, лівий рукав знову перекрито, а основне русло зосереджено в правому рукаві, що на мезорівні відповідає типу русла з розвинутими алювіальними формами.

Таблиця 3. Довжина типів русел р.Чорний Черемош

Типи русел	Ділянка 1 (21 км)		Ділянка 2 (17 км)		Ділянка 3 (12 км)	
	км	%	км	%	км	%
Поріжно-водоспадне русло	5	24	0,5	3	-	-
Русло з нерозвинутими алювіальними формами	5,5	26	4,5	27	3	25
Русло, розгалужене на рукави	0,5	2	-	-	-	-
Русло з розвинутими алювіальними формами в цілому	10	48	12	70	9	75
в т. ч. на фоні макрозвивин	-	-	8	47	-	-
в. т. ч. на прямолінійних ділянках	-	-	4	23	-	-

Окрім цих типів русел на р. Чорний Черемош нами були виділені руслові утворення більш високого рівня це ділянки з проявами заплавної багаторукавності. Заплавну багаторукавність окремим типом руслового процесу назвати не можна, оскільки умовою для її розвитку є формування на затопленій заплаві під час проходження руслоформуючих паводків довгих проток, відгалужень [4]. Ці протоки можуть утворюватись на місці старого русла, або формуватись на заплаві в межах притерасних чи інших понижень рельєфу. На Чорному Черемоші виділено 7 ділянок поширення заплавної багаторукавності (Рис. 1). У паводковий період заплавні протоки, які спрямляють значні повороти основного русла, нерідко пропускають до 50% стоку води ріки. Після паводку такі протоки ще функціонують тривалий час, але в більшості випадків, завдяки антропогенному втручання вони пересихають. Штучне перекриття заплавних проток відбувається у тих випадках, коли зміна положення русла призводить до господарських збитків – розмиву доріг, підтоплення сільськогосподарських угідь та будівель.

Висновки. Для ріки Чорний Черемош характерне формування гірського врізаного русла. З точки зору його зовнішньої форми русло розглядалось на макро- та мезорівнях. На макрорівні виділено два типи русла: відносно прямолінійні ділянки та макрозвивини. Середні розміри макрозвивин становлять: 650 м x 425 м, коефіцієнт розвинутості – 1,57. На мезорівні визначено чотири морфодинамічні типи русла: поріжно-водоспадне русло, русло з нерозвинутими алювіальними формами, русло з розвинутими алювіальними формами, русло розгалужене на рукави. Досліджувану ділянку русла Чорного Черемошу нами розділено на три морфологічно однорідні ділянки. Для верхньої ділянки ріки, в межах якої ріка тече вздовж гірських хребтів на макрорівні переважає відносно прямолінійне русло з окремими проявами заплавної багаторукавності, на мезорівні тут спостерігається чергування порожисто-водоспадних русел та русел з розвинутими алювіальними формами.

Середня ділянка, що відповідає відрізу міжгірної Жаб'євської улоговини в межах Верховинського низькогір'я, характеризується утворенням макрозвивин та розвитком на рівні мезоформ русел з

розвинутими алювіальними формами та без них. Нижня ділянка Чорного Черемошу, долина якої знову тягнеться вздовж гірських хребтів характеризується відносно прямолінійним руслом і формуванням в ньому алювіальних форм, переважно боковиків. Таке русло чергується з ділянками русла без алювіальних форм. Для мезоформ русла характерне закономірне збільшення розмірів у 3 – 4 рази в напрямку від верхів'я до гирла.

Список літератури

1. Бухин М.Н., Кафтан А.Н., Базилевич В.А. Основные типы русел рек Украинских Карпат // Мелиорация и водное хозяйство. – 1974. – Вып 29. – С. 74–84. 2. Чалов Р.С. О некоторых критериях типизации русловых процессов // Ерозійно-аккумулятивні процеси і річкові системи освоєних регіонів: Зб.наук.праць – Львів.: ВЦ ЛНУ, 2006. – 315 с. 3. Наумов М.И. Современные физико-геологические явления в бассейне р. Черемош. Основные проблемы изучения и использования производительных сил Украинских Карпат. – Львов : Каменяр, 1967. – С.319–320. 4. Чалов Р.С. О классификации речных русел // Геоморфология. – 1980. – №1. – С. 3–16. 5. Горшеніна Л.В., Смирнова В.Г. Макрозвивини та інші руслові форми гірської частини ріки Черемош // Наукові записки Вінницького держ. пед.ун-ту ім. М.Коцюбинського. Серія Географія – Вінниця, 2007. – Вип.14. – С.128 – 134.

Морфодинамические типы русла реки Чорный Черемош

Костенюк Л.В.

В статье дана характеристика морфодинамических типов русла р. Чорный Черемош, а также закономерности их формирования и развития. Представлена картосхема русловых процессов р. Чорный Черемош на участке с. Шибены – устье. Типы русел рассмотрены на макро- и мезоуровнях.

Morfodinamichalle types of the river bed Chorny Cheremosh

Kostenyuk L.V.

The article describes the types morfodinamichalle of the river bed Chorny Cheremosh as well as the laws of their formation and development. Presented kartoshemu channel of the river at the site with Shibeny - mouth.

УДК [(574.64:556.114)+546.62](28)

СПІВІСНУЮЧІ ФОРМИ АЛЮМІНІЮ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМАХ

Линник П.М., Жежеря В.А.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Постановка та актуальність проблеми. Вивченню стану алюмінію в поверхневих водах приділяється значна увага, оскільки цей метал, хоча і не належить до групи важких, але токсичний для гідробіонтів. Вживання води з підвищеним вмістом алюмінію негативно впливає на здоров'я людини, насамперед на обмін речовин, ріст клітин, а також на функції нервової системи [1, 2, 14, 16, 17, 22, 23, 30]. В країнах Євросоюзу гранично допустима концентрація Al(III) у питній воді лімітується на рівні 200 мкг/дм^3 [13, 24]. Водночас, не всі сполуки алюмінію токсичні. Найбільшою токсичністю характеризуються аквакомплекси $\text{Al(H}_2\text{O)}_6^{3+}$ та гідроксокомплекси Al(OH)^{2+} та Al(OH)_2^+ , що домінують при $\text{pH } 4,5\text{--}5,5$ [15, 17, 18, 41]. Серед полімерних сполук алюмінію найбільшу токсичність проявляє гідроксокомплекс складу $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}^{7+}$ [40]. Однак токсичність алюмінію може істотно знижуватись за рахунок комплексоутворення з фторид-, сульфат-, силікат-іонами, а також з природними органічними лігандами [15, 17, 18, 19, 39, 40, 41]. Тому дослідження співіснуючих форм алюмінію в поверхневих водоймах та їхньої трансформації за дії різних чинників стає актуальним для оцінки міграційної здатності цього металу і його розподілу між абіотичними компонентами водних екосистем.

Викладення основного матеріалу. Алюміній – дуже розповсюджений у земній корі хімічний елемент, який займає третє місце після кисню і кремнію та перше серед металів (за різними даними $7,45\text{--}8,80\%$ від маси земної кори) [3]. У вільному стані в природі не зустрічається, але входить до складу багатьох відомих мінералів (каоолініти, алуніти, гідроксиди, алюмосилікати та ін.), під час хімічного вивітрювання яких утворюються глини [3, 4]. Окрім цього Al(III) входить до складу ґрунтів, де його концентрація залежить від хімічного складу материнської породи [10].

Концентрація розчиненого алюмінію в прісних поверхневих водоймах світу характеризується значною мінливістю – від $1,9$ до $3510,0 \text{ мкг/дм}^3$ [7, 36, 37]. Широкий інтервал вмісту алюмінію в поверхневих водах зумовлений, насамперед, впливом на його міграцію і розподіл низки фізико-хімічних і мінералогічних чинників, серед яких важливе місце посідають відмінність величин pH , переважання у воді неорганічних компонентів або домінування поряд з ними розчинених органічних речовин (РОР) [7, 17, 36].

До джерел надходження алюмінію у поверхневі води відносять часткове розчинення глин і материнських гірських порід, ґрунти, донні відклади, атмосферні опади, кислотні дощі, стічні води підприємств гірничорудного, хіміко-фармацевтичного, лакофарбового, паперового, текстильного виробництва та виробництва синтетичного каучуку, алюмінієвих деталей, конструкцій і посуду [1–3, 6, 7, 25]. Із донних відкладів водою $Al(III)$ надходить у водне середовище у складі комплексних сполук з PO_4 , але за умов дефіциту розчиненого кисню та зниження величини pH природної води. Анаеробні умови сприяють набагато інтенсивнішому надходженню алюмінію з донних відкладів, ніж це спостерігається в аеробних умовах. Його концентрація може зростати в 10–15 разів порівняно з тією, що характерна за нормального кисневого режиму [6]. Важливу роль PO_4 у надходженні $Al(III)$ до поверхневих вод було відмічено і для ґрунтів, що мали кисле середовище та відрізнялись підвищеним вмістом органічних речовин [25]. Випадання кислотних дощів створює реальну загрозу посилення надходження алюмінію з донних відкладів водою у країнах північного регіону (Норвегія, Швеція, Данія, Канада та ін.) та зростання за рахунок цього токсичності водного середовища для гідробіонтів, зокрема риб [8, 29].

У поверхневих природних водах алюміній знаходиться у наступних формах: розчинній, колоїдній та завислій. Остання стає домінуючою у водах з високими значеннями каламутності [38]. Відомо також, що алюміній утворює комплекси з неорганічними лігандами та досить стійкі з органічними, які знаходяться у воді як у розчиненому, так і в колоїдному стані [3, 17, 20, 21, 32–34]. Величина pH середовища істотним чином впливає на форми знаходження $Al(III)$ у поверхневих водах. При $pH < 4,0$ домінує його аквакомплекс $Al(H_2O)_6^{3+}$, тоді як в інтервалі pH 4–10 утворюється низка гідроксокомплексів різного складу та заряду, зокрема $Al(OH)^{2+}$, $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)_3^0$, $Al(OH)_4^-$. Поступове збільшення значень pH середовища призводить до трансформації позитивно заряджених іонів $Al(OH)^{2+}$ і $Al(OH)_2^+$ (в інтервалі pH 4,5–5,5) в негативно заряджені іони $Al(OH)_4^-$, що з'являються при $pH > 7$ [26, 33, 35].

Збільшення концентрації алюмінію у водному розчині до $n \cdot 10^{-3}$ г/дм³ та більших величин може бути причиною утворення полігідроксокомплексів, які відрізняються за складом та зарядом. Це можуть бути димери $(Al_2(OH)_2)^{4+}$ як продукти першого ступеня полімеризації або гідроксокомплекси типу $Al[Al_3(OH)_8]_m^{m+3}$. Серед останніх найбільшою стійкістю характеризуються $Al_4(OH)_8^{4+}$ та $Al_7(OH)_{16}^{5+}$. Можливе існування шестиядерного гідроксокомплексу з кільцевою структурою $Al_6(OH)_{15}^{3+}$, а також чотирьохзарядного комплексу $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ в інтервалі pH 4,0–7,0. Виявлено і складніші гідроксокомплекси, наприклад, з фактором полімеризації, що дорівнює 13 і більше: $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}(H_2O)_{12}^{7+}$, $Al_{14}(OH)_{34}^{8+}$, $Al_{24}(OH)_{60}^{12+}$. Проте в умовах поверхневих водою вірогідність утворення подібних полігідроксокомплексів незначна, оскільки концентрація розчиненого алюмінію дуже часто невисока, а також їх

утворенню істотно заважає зв'язування алюмінію в комплекси з неорганічними і органічними лігандами [7].

Серед неорганічних комплексних сполук чільне місце займають фторидні (AlF_2^{2+} , AlF_2^+ , AlF_3^0), змішані гідроксофторидні (AlOHF^+ , $\text{Al}(\text{OH})_3\text{F}^-$), сульфатні (AlSO_4^+ , $\text{Al}(\text{SO}_4)_2^-$) та силікатні ($\text{AlH}_3\text{SiO}_4^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2\text{SiO}_4^{3-}$) комплекси. Комплексоутворення за участю неорганічних лігандів домінує, зазвичай, у поверхневих водах з низьким вмістом органічних речовин. Наприклад, за низької концентрації розчиненого органічного вуглецю (РОВ), що не перевищує $1,2 \text{ мг/дм}^3$, у воді переважають гідроксокомплекси типу $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ та $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, що становлять 95% розчинного $\text{Al}(\text{III})$. У водоймах з високою концентрацією РОВ, навпаки, домінують органічні комплексні сполуки алюмінію [7, 17]. Так, підвищення вмісту РОВ у воді до $12,0 \text{ мг/дм}^3$ зумовлює збільшення частки його органічних комплексів до 40%. Алюміній, зв'язаний у комплекси з РОВ, може знаходитися у воді у розчиненому стані навіть за тих значень рН, за яких повинно було б відбуватися його осадження [7, 25]. Слід також зазначити, що частка органічних форм алюмінію залежить від концентрації РОВ значно більшою мірою, ніж від змін значень рН поверхневих вод. На співвідношення неорганічних і органічних комплексних сполук алюмінію впливає не лише вміст і компонентний склад РОВ, але й інші чинники. Важливе значення серед них займає показник рН води. При значеннях рН поверхневих вод $<5,0$ переважають неорганічні комплекси. Відносний вміст іонів Al^{3+} і гідроксокомплексів $\text{Al}(\text{III})$ складає від 40 до 70% загальної концентрації мономерного алюмінію, що знаходиться у воді. Частка фторидних (AlF_2^{2+}) і сульфатних (AlSO_4^+) комплексів досягає відповідно 3–30% та 3–10%. Концентрація неорганічних комплексів $\text{Al}(\text{III})$ збільшується експоненціально зі зниженням рН розчину [17]. Фракція органічного мономерного алюмінію в таких водах не перевищує 10–40% і сильно корелює з концентрацією РОВ. У водах з $\text{pH} > 6,0$, навпаки, домінують органічні комплексні сполуки алюмінію [17, 27].

До найпоширеніших органічних сполук, що утворюють комплекси з алюмінієм в природних поверхневих водах, належать гумусові речовини (ГР), зокрема фульвокислоти (ФК) та гумінові кислоти (ГК). До функціональних груп ГР, що беруть участь в утворенні комплексних сполук з іонами металів, належать карбоксильні ($-\text{COOH}$), гідроксильні ($-\text{OH}$), аміно ($-\text{NH}_2$, $-\text{NH}-$, $=\text{N}-$) та фенольні ($-\text{OH}_\text{ф}$) групи. Встановлено, що фенольні ($-\text{OH}_\text{ф}$) та карбоксильні ($-\text{COOH}$) групи ГР зв'язують іони металів міцніше, ніж карбонільні ($=\text{C}=\text{O}$) та аміногрупи ($-\text{NH}_2$, $-\text{NH}-$, $=\text{N}-$) [7, 21, 33]. У зв'язку з цим необхідно врахувати і ту обставину, що водень карбоксильної ($-\text{COOH}$) групи заміщується іонами металів у нейтральному середовищі, тоді як у фенольній ($-\text{OH}_\text{ф}$) групі його заміщення відбувається у більш лужному середовищі [11]. Саме ця особливість заміщення водню у згаданих вище групах і визначає ємність катіонного обміну ГР [5, 11, 31], яка зростає зі збільшенням кислотності сполук ГР у ряду гумін – ГК – ФК [31]. Зазначені функціональні групи ГР сприяють утворенню достатньо

міцних комплексів з Al(III) у широкому інтервалі значень рН (від 4,0 до 9,0), але наявні дані про можливість утворення комплексних сполук навіть у слабо кислому середовищі (рН 3,07–4,77) [7]. У комплексоутворенні беруть участь як гідратовані іони алюмінію $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, так і його гідроксокомплекси різного складу [7, 34]. ГК утворюють комплексні сполуки з алюмінієм навіть за низьких значень рН, тоді як ФК головним чином у нейтральному та лужному середовищі. ГР здатні утворювати з Al(III) хелатні сполуки, що характеризуються достатньо високою стійкістю. Останні, залежно від величини рН середовища, характеризуються високою міграційною рухливістю [11].

Слід зазначити і те, що взаємодія ГР із катіонами металів може супроводжуватись не лише заміщенням водню карбоксильних груп та утворенням відповідних комплексів, але й адсорбцією та седиментацією, інтенсивність яких визначається кислотністю середовища та фізико-хімічними властивостями ГР [12]. Серед найважливіших типів комплексоутворення Al(III) з ФК треба зазначити фталатний та саліцілатний [21].

Дослідження комплексоутворювальної здатності природних органічних лігандів стосовно алюмінію свідчать про переважання комплексних сполук Al з РОР, що мають відносно невисоку молекулярну масу (до 5,0 кДа). Частка цих комплексів складає 52–67% від загального вмісту розчиненого алюмінію. При цьому домінує фракція з молекулярною масою, що менша 1,0 кДа. Фульватні комплекси Al з молекулярною масою (≤ 2 кДа) становлять 60–70% алюмінію, що зв'язаний з ФК [6, 9].

В прісних поверхневих водах Al(III) і Fe(III) істотно конкурують з іонами Cu^{2+} і Zn^{2+} за зв'язування природними органічними речовинами у широкому інтервалі величин рН (4,0–9,0) [33]. Потрібно також зазначити, що Al^{3+} і Fe^{3+} дуже міцно зв'язуються ГР, тоді як іони Mg^{2+} утворюють комплекси з набагато меншою стійкістю, а іони таких металів, як Ni^{2+} , Pb^{2+} , Ca^{2+} та Zn^{2+} займають проміжне становище [26]. Al(III), зв'язаний у комплекси з РОР за відсутності заліза, знаходиться у достатньо високій концентрації у воді, як і Fe(III) за відсутності алюмінію. Але залізо проявляє незначний вплив на зв'язування Al(III) з РОР, тоді як Al(III), навпаки, істотно заважає зв'язуванню заліза з органічними речовинами [33].

Співіснуючі форми алюмінію у поверхневих водоймах України вивчено в недостатній мірі. Дослідження форм міграції цього металу були розпочаті у відділі гідрохімії Інституту гідробіології НАН України, але вони не набули систематичного характеру. Водночас, вивчення вмісту та стану алюмінію у поверхневих водах є надзвичайно важливим з огляду на те, що його сполуки токсичні як для водяних організмів, так і для людини. Значний науковий і практичний інтерес мають дані щодо шляхів міграції Al(III) і його розподілу між абіотичними компонентами водних екосистем.

Як відомо, поверхневі води відрізняються між собою не лише концентрацією неорганічних компонентів, але значною мірою компонентним складом та вмістом РОР. Так, у водосховищах дніпровського

каскаду серед РОР вагому частку займають ГР [7, 28], а тому вже на підставі цих даних можна стверджувати, що значна частина алюмінію мігрує у складі комплексних сполук з ними. Принаймні для Київського водосховища це вже було показано раніше [9]. Тому важливим є встановлення співвідношення розчинних і завислих форм алюмінію, дослідження кінетики комплексоутворення з природними органічними речовинами, зокрема з гумусовими кислотами, вивчення розподілу Al(III) серед РОР різної хімічної природи і молекулярної маси.

Висновки. Природні поверхневі води – це складні багатокомпонентні хіміко-біологічні системи, в яких стан алюмінію, як і багатьох інших металів, залежить значною мірою від їхнього хімічного складу та прояву фізико-хімічних і біологічних чинників. Наявність у природній воді низки неорганічних (фторид-, сульфат-, силікат-іони) і органічних лігандів, серед яких особливо важливе місце займають ГР, зумовлює утворення різноманітних комплексних сполук з алюмінієм та істотне зниження частки його вільної форми (в основному гідросокомплексів).

Значний вплив на стан Al(III) у водному розчині виявляє рН середовища. Відповідно, у кислому та слабо кислому середовищі можливе його знаходження у вигляді аква- та гідросокомплексів ($\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ і $\text{Al}(\text{OH})_2^+$), що мають позитивний заряд, а в лужному – $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ з негативним зарядом. Безперечно, поверхневі природні води характеризуються набагато вужчим інтервалом значень рН, тому і вплив цього показника водного середовища значно звужується.

Істотний вплив на співвідношення різних форм алюмінію проявляють неорганічні та органічні ліганди, що знаходяться в поверхневих водах. Залежно від їхнього вмісту у воді домінують неорганічні або органічні комплексні сполуки алюмінію. У водоймах з підвищеною концентрацією ГР переважна частина розчиненого алюмінію зв'язана з ними в комплексні сполуки. Отже, саме завдяки комплексоутворенню значна частина алюмінію у поверхневих природних водах знаходиться у розчиненому стані і його міграційна здатність істотно зростає.

Зв'язування алюмінію з неорганічними і особливо органічними лігандами варто розглядати з еколого-токсикологічних позицій як позитивне явище, оскільки утворення комплексних сполук сприяє зниженню токсичності цього металу для гідробіонтів, у першу чергу для риб.

Список літератури

1. *Вредные химические вещества*. Неорганические соединения элементов I–IV групп: Справ. изд. / Под ред. В.А. Филова и др. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.
2. *Заиков Г.Е., Маслов С.А., Рубайло В.Л.* Кислотные дожди и окружающая среда. – М.: Химия, 1991. – 144 с.
3. *Зенин А.А., Белоусова Н.В.* Гидрохимический словарь. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 240 с.
4. *Зонн С.В., Травлев А.П.* Алюминий. Роль в почвообразовании и влияние на растения. – Днепропетровск: Изд-во ДГУ, 1992. – 224 с.
5. *Кононова М.М.* Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения. – М., 1963. – 370 с.
6. *Линник П.М., Чубов Л.М.* Обмін Al(III) в системі “донні відклади – вода” // Наук. зап. ТНПУ. Сер.: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2005. – № 3 (26). – С. 251–253.
7. *Линник П.Н.* Алюминий в природных водах: содержание, формы миграции, токсичность // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 2. – С. 80–102.
8. *Линник П.Н., Васильчук Т.А., Зубенко И.Б.* Роль донных отложений во вторичном загрязнении водной среды водохранилищ органическими веществами и тяжелыми металлами // Химия и технология воды. – 1999. – Т. 21, № 1. – С. 30–46.
9. *Линник П.Н., Ермолаева Т.А.* Растворенные формы алюминия в воде Киевского водохранилища // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 4. – С. 80–88.
10. *Орлов Д.С.* Вопросы идентификации и номенклатуры гумусовых веществ // Почвоведение. – 1985. – № 2. – С. 48–60.
11. *Попов А.И.* Гуминовые вещества: свойства, строение, образование. – СПб.: Изд-во С.-Петербург. у-та, 2004. – 248 с.
12. *Туев Н.А., Чебаевский А.И., Шелик А.Ф.* Взаимодействие кобальта с различными фракциями гумусовых соединений дерново-подзолистых почв // Вестн. Ленингр. ун-та. – 1980. – Сер. биол. – № 9.
13. *Aluminium in drinking-water*. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality // Guidelines for Drinking-water Quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2 Health criteria and other supporting information. – World Health Organization, Geneva. – 1998. – 14 p.
14. *Becking G.C.* Human health concerns related to aluminium exposure: an overview // Aluminium: report of an International meeting, 20 – 21 April 1995, Brisbane / P. Imray, M.R. Moore, P.W. Callan, W. Lock, Eds. Series: National Environmental Health Forum Monographs. Metal series № 1. – 1998. – P. 11–18.
15. *Bi S.P., Yang X.D., Zhang F.P. et al.* Analytical methodologies for aluminium speciation in environmental and biological samples – a review // Fresenius’ J. Anal. Chem. – 2001. – Vol. 370. – P. 984–996.
16. *Corain B., Bombi G.G., Tapparo A. et al.* Aluminium toxicity and metal speciation: established data and open questions // Coordination Chemistry Reviews. – 1996. – Vol. 149. – P. 11–22.
17. *Driscoll C.T.* Aluminum in acidic surface waters: chemistry, transport, and effects // Environ. Health Perspectives. – 1985. – Vol. 63. – P. 93–104.
18. *Driscoll C.T.* The chemistry of aluminium in surface waters // The environmental chemistry of aluminium (ed. G. Sposito), 1989. – P. 242–277.
19. *Driscoll C.T., Baker J.P., Bisogni J.J., Schofield C.L.* Effect of aluminum speciation on fish in dilute acidified waters // Nature. – 1980. – Vol. 284. – P. 161–164.
20. *Driscoll C.T., Schecher W.D.* The chemistry of aluminum in the environment // Environ. Geochem. Health. – 1990. – Vol. 12. – P. 28–48.
21. *Elkins K.M., Nelson D.J.* Spectroscopic approaches to the study of the interaction of aluminum with humic substances // Coordination Chemistry Reviews. – 2002. – Vol. 228. – P. 205–225.
22. *Exley C., Wicks A.J., Hubert R.B., Birchall J.D.* Polynuclear aluminum and acute toxicity in the fish // J. Theor. Biol. – 1994. – Vol. 167. – P. 415–416.
23. *Forbes W.E., McLachlan D.R.C.* Further thoughts on the aluminum – Alzheimer’s disease link // J. Epidemiol. Commun. Health. – 1996. – Vol. 50. – P. 401–403.
24. *Giardano R., Constantini S.* Some aspects related to the presence of aluminium in water // Ann. Ist. super. sanita. – 1993. – Vol. 29, N 2. – P. 305–311.
25. *Guibaud G., Gauthier C., Ayele J.* Role of natural organic matter in the mobility of aluminium ions in rivers in the Limousin region (France) // Agronomie. – 2000. – Vol. 20. – P. 577–590.
26. *Kelly M., Elkins, Donald J., Nelson.* Spectroscopic approaches to the study of the interaction of aluminium with humic substances // Coordination Chemistry Reviews. – 2002. – Vol. 228. – P. 205–225.
27. *Lee Y.H.* Aluminium speciation in different water types // Ecol. Bull. – 1985. – Vol. 37. – P. 109–119.
28. *Linnik P.N., Vasilchuk T.A.* Role of humic substances in the complexation and

detoxification of heavy metals: case study of the Dnieper reservoirs // Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice. – NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Series. – The Netherlands: Springer, 2005. – Vol. 52. – P. 135–154. **29.** Linnik P.M., Zubenko I.B. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds // Lakes and Reservoirs: Research and Management. – 2000. – Vol. 5, N 1. – P. 11–21. **30.** Simonsen L., Johnsen H., Lund S.P. et al. Methodological approach to the evaluation of neurotoxicity data and the classification of neurotoxic chemicals // Scand. J. Work Environ. Health. – 1994. – Vol. 20. – P. 1–12. **31.** Swift R.S. Organic Matter Characterization // Methods of Soil Analysis / Part 3. Chemical Methods / SSSA Book Series no. 5. – Madison, 1996. **32.** Tipping E., Backes C.A. Organic complexation of Al in acid waters: model-testing by titration of a streamwater sample // Water Res. – 1988. – Vol. 22. – P. 593–595. **33.** Tipping E., Rey-Castro C., Bryan S.E., Hamilton-Taylor J. Al(III) and Fe(III) binding by humic substances in freshwaters, and implications for trace metal speciation // Geochim. Cosmochim. Acta. – 2002. – Vol. 66, N 18. – P. 3211–3224. **34.** Tipping E., Woof C., Hurley M.A. Humic substances in acid surface rivers; modelling aluminium binding, contribution to ionic charge-balance, and control of pH // Water Res. – 1991. – Vol. 25. – P. 425–435. **35.** Tombácz E., Dobos A., Szekeres M. et al. Effect of pH and ionic strength on the interaction of humic acid with aluminium oxide // Colloid. Polym. Sci. – 2000. – Vol. 278. – P. 337–345. **36.** Upadhyay S., Liss P.S., Jickelis T.D. Sorption model for dissolved aluminium in freshwaters // Aquatic Geochemistry. – 2002. – Vol. 8. – P. 255–275. **37.** Upadhyay S., Sen Gupta R. The behaviour of aluminium in waters of the Mandovi estuary, West Coast of India // Mar. Chem. – 1995. – Vol. 51. – P. 261–276. **38.** Walker W.J., Cronan C.S., Patterson H.H. A kinetic study of aluminium adsorption by aluminosilicate clay minerals // GCActa. – 1988. – Vol. 52. – P. 55–62. **39.** Weng L., Temminghoff J.M., Riemsdijk V. Aluminium speciation in natural waters: measurement using Donnan membrane technique and modeling using NICA-Donnan // Water Res. – 2002. – Vol. 36, N 17. – P. 4215–4226. **40.** Wickstrom T., Clarke N., Derome K. et al. Comparison study of five analytical methods for the fractionation and subsequent determination of aluminium in natural water samples // J. Environ. Monit. – 2000. – Vol. 2. – P. 171–181. **41.** Witters H.E. Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems // Ecotoxicol. Environ. Safety. – 1998. – Vol. 41. – P. 90–95.

Сосуществующие формы алюминия в поверхностных водоемах

Линник П.Н., Жежеря В.А.

Приведен обзор данных о формах нахождения алюминия в поверхностных водоемах. Рассмотрены источники поступления этого металла в водные объекты. Показано влияние величины pH водной среды на соотношение различных форм Al(III), в том числе его гидроксокомплексов. Обобщены данные о роли неорганических и органических лигандов в связывании Al(III) в комплексы. Показана значительная роль гумусовых веществ в комплексообразовании с алюминием и снижении токсичности его соединений.

Coexisting forms of aluminium in surface water bodies

Linnik P.N., Zhezherja V.A.

The review of the data on aluminium speciation which contain in surface water bodies is given. Sources of accession of this metal in water objects are considered. Influence of pH value of the aquatic environment on a relation of various forms of Al(III) including its hydroxocomplexes is shown. The data on a role of inorganic and organic ligands in binding of Al(III) in complexes are generalized. The significant role of humic substances in complexation with aluminium and decrease of toxicity of its compounds is shown. Importance of studying coexisting forms of aluminium in natural waters for estimation of ecological and toxicological state of water bodies is marked.

ФОРМЫ МИГРАЦИИ ХРОМА В ОЗЕРЕ ВЕРБНОМ

Зубенко И.Б.

Институт гидробиологии НАНУ, г. Киев

На территории Киева расположено большое количество озер и прудов (свыше 400) с площадью водного зеркала 2347,34 га. В последние десятилетия почти не осталось водоёмов (особенно в густонаселённых городах) с природным гидрологическим режимом и химическим составом, не нарушенным антропогенной деятельностью. В основном это касается мегаполисов и городских агломераций, к которым с полным правом можно отнести и Киев. По данным Госкомстата Украины, в 1996 году почти 25% от общего объёма загрязнённых сточных вод попадали в водоёмы без очистки, причем 90% от неочищенных сточных вод приходится на промышленно развитые регионы, в том числе и Киев.

С гидрографической точки зрения территория Киева разделяется на две основные части: левобережье и правобережье. Значительно отличаются и водоёмы, которые характерны для этих частей города. Ранее нами была изучена миграция и распределение хрома в озере Тельбин, расположенном в левобережной части Киева [3], а данная работа посвящена изучению озера Вербное, расположенного в правой части Киева на массиве Оболонь. Площадь озера составляет 16,4 га, длина – 1,1 км, ширина – от 60 до 240 м, площадь прибрежной полосы – 16,1 га [6].

В последние годы изучению тяжелых металлов (ТМ) в водоёмах, находящихся на территории больших городов, уделяется достаточно много внимания. Это связано с тем, что, с одной стороны, ТМ являются, жизненно необходимыми элементами для водной биоты, а с другой – в определённых количествах могут проявлять токсические свойства. Одним из таких микроэлементов является хром. В незначительных объёмах он может поступать в водоёмы и водотоки путем выщелачивания из пород и почв и при разложении отмерших растений и животных, значительно большие его количества приносятся в результате хозяйственной деятельности человека.

Целью настоящей работы было изучение сезонной динамики хрома в озере Вербное, а также его распределение среди комплексов с органическими веществами различной природой.

Материалы и методы работы. Объектом исследования было выбрано озеро Вербное, находящееся в правобережной части Киева на жилом массиве Оболонь. Озеро активно используется в качестве зоны отдыха и, соответственно, подвергается мощному антропогенному прессу. В этом водоёме иногда наблюдается дефицит растворённого кислорода и формируются анаэробные условия, особенно в придонных слоях воды.

Пробы воды отбирали из придонного и поверхностного слоев в полиэтиленовые бутылки батометром Рутнера. Отбор проводили посезонно, а в теплое время года – ежемесячно. Воду отфильтровывали через мембранные фильтры “Synpor” (Чехия) с диаметром пор 0,4 мкм. В фильтрованной воде методом УФ-облучения разрушали комплексы Cr(III) с РОВ и определяли концентрацию металла хемилюминесцентным методом [5].

Содержание хрома в составе взвешенного вещества определяли после сжигания фильтров со взвесью в смеси концентрированных серной и азотной кислот вышеуказанным методом.

Результаты исследований и их обсуждение. На протяжении нескольких месяцев исследований, начиная с апреля и заканчивая сентябрем, содержание кислорода в придонной воде было достаточно низким. Поэтому можно говорить о формировании анаэробных условий на границе твердой и жидкой фаз.

Содержание растворенного Cr(III) в озере Вербном изменялось от 8,0 до 66,0 мкг/дм³, а взвешенного – от 2,0 до 48,0 мкг/дм³. Средние величины концентраций растворенного и взвешенного хрома в озере представлены на рис. 1

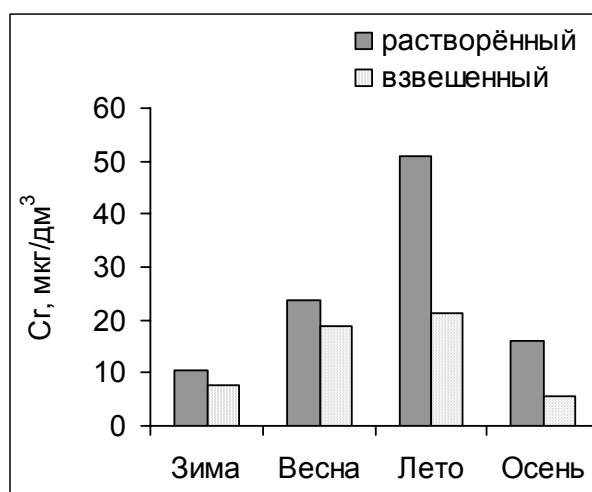


Рис. 1. Сезонное распределение растворенных и взвешенных форм хрома в воде оз. Вербного.

Из представленных графиков видно, что содержание хрома увеличивается от зимы к весне и лету, а осенью уменьшается. Это связано с тем, что в весенне-летний период в озере возникает устойчивая анаэробная зона. Низкое содержание растворенного кислорода приводит к десорбции хрома из донных отложений в водную толщу. Эти явления нами были изучены ранее как в экспериментальных условиях [1, 2], так и при исследовании процессов сорбции-десорбции хрома в озере Тельбин. Отличия распределения хрома между взвешенной и растворенной формами в озерах заключается в том, что в Тельбине в анаэробных условиях преобладают взвешенные, а в Вербном – растворенные формы. Это можно объяснить большим количеством биомассы водорослей во время «цветения» воды в озере Тельбин.

Кроме изучения распределения хрома между растворенными и взвешенными формами, нами было исследовано распределение комплексных соединений металла с растворенным органическим веществом (РОВ) различной химической природы. Из литературы известно [4], что степень связывания Cr(III) в комплексы с РОВ воды составляет 60–90% общего содержания его растворенных форм. Установлено, что хром в значительно большем количестве, чем другие ТМ, связывается в комплексные соединения. На рис. 2 представлено распределение хрома среди комплексных соединений с РОВ различной химической природы.

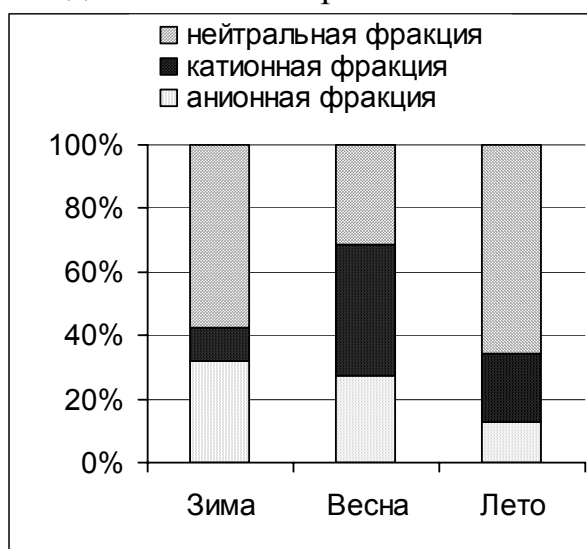


Рис. 2. Распределение хрома среди комплексных соединений с РОВ разной химической природы в воде оз. Вербного.

Как видно из представленных данных, доля комплексов с гуминовыми и фульвокислотами (анионные комплексы) ниже, чем доля комплексов с белковоподобными веществами (катионные комплексы) и углеводами (нейтральные комплексные соединения). Очевидно, это связано с тем, что в озерных водах доля гуминовых и фульвокислот меньше, чем для водохранилищ Днепра. Поэтому среди комплексов хрома в водохранилищах обычно преобладают анионные комплексы.

Из рисунка видно, что доля анионных комплексов от зимы к весне и лету уменьшается, а нейтральных – увеличивается. Скорее всего это связано с увеличением доли углеводов в составе РОВ в летний период.

Закключение. Установлено, что в воде озера Вербное в различные сезоны года преобладают растворенные формы. При возникновении анаэробных условий происходит десорбция хрома из донных отложений в воду. Среди комплексных соединений хрома с РОВ воды преобладают комплексы нейтральной природы.

Список литературы

1. Зубенко И.Б., Морозова А.А. Особенности обмена Cr(III) между донными отложениями и водой в условиях модельной системы // Наук. зап. Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія. – 2005. – № 3(26). – С. 178–180.
2. Зубенко И.Б., Морозова А.А. Десорбция Cr(III) из донных отложений в зависимости от содержания растворенного в воде кислорода и гуминовых кислот в условиях

експеримента // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 9. – С. 114–118. 3. Зубенко І.Б., Линник П.Н. Особенности миграции хрома в анаэробных условиях (на примере озера Тельбин) // Гідрологія, гідрохімія гідроекологія. Періодичний науковий збірник. – 2008. – Т.14. – С. 186–190. 4. Линник П.Н. Содержание и формы миграции хрома в воде водохранилищ Днепра и Днепро-Бугского лимана // Гидробиол. журн. – 1994. – 30, №2, – С. 97–104. 5. Линник П.Н., Лецинская А.А., Набиванец Б.И. О методических особенностях исследования сосуществующих форм хрома в природных водах // Гидробиол. журн. – 1989. – 25, № 2. – С. 88–93. 6. Хільчевський В.К., Бойко О.В. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва// Гідрологія, гідрохімія гідроекологія. – 2001. – Т.2. – С.529 – 535.

Форми міграції хрому в озері Вербному

Зубенко І.Б.

У статті розглядається вплив анаеробних умов на міграцію хрому з донних відкладів у воду та його розподіл серед завислих і розчинних форм. Показано, що за низького вмісту кисню у воді Cr(III) десорбується з донних відкладів і надходить у воду. Результати натурних досліджень на природних водоймах підтверджують висновки, які зроблені при проведенні модельних експериментів. Розглянуто розподіл комплексів хрому з РОР різної хімічної природи.

Forms of chromium migration in the Verbne lake

Zubenko I.B.

Paper deals with effect of anaerobic conditions on the chromium migration from the bottom sediments into water; chromium distribution among suspended and soluble forms. It was demonstrated, that under low oxygen content Cr(III) is desorbed from the bottom sediments and migrate into water. Results of the field studies on the natural water bodies confirm conclusions of the model laboratory experiments. Distribution of the chromium complexes with DOMs of different chemical nature is considered.

УДК [556.531.4:574.5] (285.3) (477-25)

НЕОРГАНІЧНІ СПЛУКИ АЗОТУ ТА ФОСФОРУ У ПРИТОКАХ р. ПІВДЕННИЙ БУГ

Клоченко П.Д., Горбунова З.Н.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Вітовецька Т.В.

Київський національний університет будівництва та архітектури

Білоус О.П.

Національний педагогічний університет ім. М. Драгоманова, м. Київ

Вступ. Одним із важливих практичних завдань сучасної екології є контроль за станом водного середовища. Досить чутливими до антропогенного навантаження є малі річкові басейни, які відповідають на цей вплив негативними змінами, що погіршують або обмежують водокористування. Особливий науково-практичний інтерес становлять водотоки басейну р. Південний Буг, яка є основним постачальником води у Вінницькій області [3]. Всього у басейні Південного Бугу нараховується 2227 річок, в тому числі 2086 – довжиною менше 10 км [1].

Від якості води в малих річках значною мірою залежить якість води в річках великих. Найбільш впливає на режим малих річок сільськогосподарська діяльність. В значній мірі погіршенню якості їх води сприяє зневажливе ставлення людини до малих річок – створення сміттєзвалищ на їх берегах, вирубування дерев і кущів у прибережній смузі, розорювання берегів під городи до самого урізу води, рекреаційна діяльність, миття автотранспорту на берегах річок, ведення дачної забудови тощо. [7]. Отже, існує нагальна необхідність оцінки екологічного стану малих річок з метою розробки дієвих заходів по запобіганню незворотнім змінам в їх екосистемах.

На жаль, відомості щодо гідрохімічного режиму малих річок Вінницької області надзвичайно обмежені [2–4]. Зважаючи на це, ми провели визначення вмісту неорганічних сполук азоту і фосфору в основних притоках р. Південний Буг, а також здійснили спробу екологічної оцінки якості їх води.

Матеріали та методи дослідження. Об'єктом наших досліджень влітку 2007 року слугували 25 водотоків басейну р. Пд. Буг в межах Вінницької області. Вміст неорганічних сполук азоту та фосфору у воді визначали загальноприйнятим колориметричним методом [6]. Екологічну оцінку якості річкової води здійснювали відповідно до методики [5].

Результати та їх обговорення. Як свідчать отримані дані, вміст амонійного азоту у досліджених малих річках коливався від 0,02 до 0,57 мг N/дм³ (таблиця). Максимальні концентрації іонів NH₄⁺ зареєстровані нами в р. Райгородка, р. Соб та р. Тьма, тоді як мінімальні ("слідові") були відмічені для рр. Сливовода, Вінничка, Вишенька, Вовчок, Кропив'янка і Тяжилівка. Щодо інших водотоків, то вміст зазначеної форми азоту в них знаходився в межах 0,12–0,46 мг N/дм³.

Характеризуючи особливості вмісту нітритів у річковій воді, слід підкреслити, що зазвичай ці сполуки не накопичуються у воді в значних кількостях, оскільки є проміжними в циклі азоту. Однак в місцях інтенсивного забруднення води рівні цих сполук можуть бути досить значними, що є небезпечним для санітарно-гігієнічної ситуації у водних об'єктах. В цьому плані найбільше занепокоєння викликає вода р. Соб в районі м. Гайсина, р. Велика Руда в районі м. Хмільника та р. Сільниця біля м. Ладижина, де концентрація нітритного азоту складала, відповідно, 0,250, 0,209 та 0,135 мг N/дм³ (див. табл.). Досить помітною була кількість нітритів і у воді рр. Вовчок, Райгородка та Сура, тоді як в інших досліджуваних водотоках вона коливалася в межах 0,008–0,033 мг N/дм³.

При оцінці вмісту нітратів у річковій воді привертає увагу їх висока концентрація у р. Райгородка (3,75 мг N/дм³), р. Велика Руда (2,50 мг N/дм³), р. Вовчок (2,20 мг N/дм³), р. Кропив'янка (2,20 мг N/дм³), р. Тяжилівка (1,65 мг N/дм³) та р. Вишенька (1,20 мг N/дм³). Для решти досліджуваних водотоків кількість нітратного азоту у воді не перевищувала значень 1,00 мг N/дм³ і була найменшою в р. Воронка, р. Постолова, р. Ровець і р. Тьма (див. табл.).

Таблиця. Вміст амонійного, нітритного і нітратного азоту та ортофосфатів у водотоках басейну р. Південний Буг

Річки та станції відбору проб води	Інгредієнти			
	NH_4^+ , мг N/дм ³	NO_2^- , мг N/дм ³	NO_3^- , мг N/дм ³	PO_4^{3-} , мг P/дм ³
р. Велика Руда (м. Хмільник)	0,43	0,209	2,50	0,082
р. Снивода (с. Уланів)	0,02	0,013	0,21	0,022
р. Постолова (с. Іванів)	0,25	0,008	0,09	0,160
р. Згар (м. Літин)	0,28	0,025	0,33	0,074
р. Десна (с. Стрижавка)	0,31	0,031	0,38	0,160
р. Тяжилівка (м. Вінниця)	0,06	0,022	1,65	0,350
р. Вінничка (м. Вінниця)	0,02	0,018	0,93	0,082
р. Вишенька (м. Вінниця)	0,02	0,019	1,20	0,050
р. Ровець (с. Рівець)	0,37	0,032	0,09	0,115
р. Рів (с. Могилівка)	0,12	0,025	0,38	0,060
р. Воронка (смт. Вороновиця)	0,37	0,017	0,05	0,082
р. Шпиківка (с. Торків)	0,34	0,011	0,21	0,074
р. Устя (с. Коржівка)	0,46	0,019	0,33	0,019
р. Вовчок (с. Вовчок)	0,02	0,090	2,20	0,040
р. Райгородка (с. Райгород)	0,57	0,068	3,75	0,115
р. Кропив'янка (с. Н.Кропивна)	0,02	0,014	2,20	0,042
р. Косанівка (с. Косанове)	0,19	0,024	0,28	0,042
р. Сільниця (м. Ладижин)	0,34	0,135	0,93	0,115
р. Соб (м. Гайсин)	0,56	0,250	1,00	0,145
р. Нетека (с. Оляниця)	0,40	0,018	0,20	0,056
р. Недотека (с. Капустяни)	0,19	0,017	0,56	0,038
р. Тьма (с. Петрашівка)	0,51	0,032	0,09	0,082
р. Сура (с. Соболівка)	0,37	0,055	0,18	0,074
р. Удич (с. Мягкохід)	0,12	0,012	0,35	0,034
р. Дохна (м. Бершадь)	0,28	0,033	0,33	0,115

Відзначаючи особливості вмісту неорганічних форм азоту у досліджуваних річках в цілому, слід наголосити на наявності істотного забруднення цими сполуками води річок Велика Руда, Вовчок, Райгородка, Кропив'янка та Соб.

Гідрохімічний режим водотоків басейну р. Пд. Буг характеризувався найбільшою кількістю ортофосфатів у р. Тяжилівка в м. Вінниця, де їх концентрація досягала значень 0,350 мг P/дм³. Досить помітним виявився вміст неорганічного фосфору у воді прр. Постолова, Десна, Соб, Ровець, Райгородка, Сільниця та Дохна. Концентрація ортофосфатів у воді інших приток коливалася в межах 0,019–0,082 мг P/дм³.

Проведена нами екологічна оцінка якості води свідчить про те, що за вмістом амонійного азоту вода більшості малих річок відноситься до категорій "досить чиста" і "слабко забруднена" і лише в деяких – до "помірно забрудненої". Результати вимірів вмісту нітритного азоту показали, що вода річок Соб, Велика Руда і Сільниця відповідає категорії "дуже брудна". "Брудними" виявилися р. Вовчок, р. Райгородка та р. Сура. Вода інших річок (окрім р. Постолови) належить до "забрудненої".

За показниками вмісту нітратів до категорії "дуже брудна" згідно використаної класифікації можна віднести воду р. Райгородка; до категорії "брудна" – воду рр. Велика Руда, Вовчок, Кропив'янка, Тяжилівка і Вишенька; до категорії "помірно забруднена" – воду рр. Соб, Вінничка і Сільниця; до категорії "слабко забруднена" – воду р. Недотеки. "Чистими" або "досить чистими" за вмістом іонів NO_3^- є решта водотоків.

"Дуже брудною" за кількістю іонів PO_4^{3-} є р. Тяжилівка, а такі річки, як Постолова, Десна, Ровець, Райгородка, Сільниця, Соб, Дохна, Велика Руда, Згар, Вінничка, Рів, Воронка, Шпиківка, Нетека, Тьма і Сура відносяться до класу "забруднених" (слабко або помірно).

Висновки. Отримані результати гідрохімічних досліджень дозволяють стверджувати, що кількість амонійного азоту на сьогодні ніякої загрози для якості води приток р. Південний Буг не становить, тоді як особливе занепокоєння викликає суттєве забруднення річкової води нітритами і нітратами та зростання у воді кількості неорганічного фосфору. Зазначене спонукає до вжиття невідкладних заходів по зменшенню надходження у водотоки басейну р. Пд. Буг неорганічних сполук азоту і фосфору.

Список літератури

1. Гавриков Ю.С., Коник О.М. Водний фонд Вінницької області: Довідник. – Вінниця, 2003. – 144 с. 2. Антропогенне навантаження та проблеми охорони малих річок (на прикладі м. Вінниці) / Гудзевич А.В., Вальчук О.М., Хаєцький Г.С., Гусак О.М. // Екологія: наука, освіта, природоохоронна діяльність: Матеріали Міжнар. наук.-практ. конф. – К. : Наук. світ, 2007. – С. 20. 3. Екологічний стан Вінницької області на рубежі тисячоліть.. – Вінниця: Велес, 2005. – 162 с. 4. Екологічні проблеми малих річок м. Вінниці / Клоченко П.Д., Царенко П.М., Ворона Є.І., Іщенко А.С. // Дослідження малих річок: аналіз, проблеми, пропозиції: Матеріали Всеукр. наук.-практ. конф. – Хмельницький: Тріада-М, 2005. – С. 157–160. 5. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін.. – К., 2001. – 48 с. 6. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 542 с. 7. Участь громадськості у збереженні малих річок України: Матеріали тренінг-курсу. – К., 2005. – 380 с.

Неорганические соединения азота и фосфора в притоках р. Южный Буг

Клоченко П.Д., Горбунова З.Н., Витовецкая Т.В., Белоус Е.П.

Приведены данные о количестве неорганических соединений азота и фосфора в 25 притоках р. Южный Буг в пределах Винницкой области. Дана оценка качества воды по содержанию аммонийного, нитритного и нитратного азота, а также ортофосфатов согласно экологической классификации состояния поверхностных вод суши.

Inorganic compounds of nitrogen and phosphorus in tributaries of the Southern Bug

Klochenko P.D., Gorbunova Z.N., Vitovetskaya T.V., Belous E.P.

Data on the content of inorganic compounds of nitrogen and phosphorus in 25 tributaries of the Southern Bug river within the territory of the Vinnitsa region are presented. Water quality in the studied river was assessed in terms of the content of ammonium, nitrite, nitrate, and phosphorus according to the ecological classification of the state of surface waters of land.

ДОСЛІДЖЕННЯ СТІЙКИХ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ У БАСЕЙНАХ РІЧОК ЗАХІДНИЙ БУГ ТА САН

Боднарчук Т.В.

Державна екологічна інспекція у Львівській області, м. Львів

Вперше проведені лабораторно-аналітичні дослідження стійких органічних забруднювачів (СОЗ) в басейнах річок Західний Буг та Сан. Результатом дослідження була ідентифікація та кількісне вираження карбаматів, хлорорганічних (ХОП) та фосфорорганічних (ФОП) пестицидів. Результати дослідження якості поверхневих вод та ґрунтів басейну Західного Бугу та Сану вказують на реальну небезпеку забруднення СОЗ навколишнього середовища і, зокрема, пріоритетними речовинами з Водної Рамкової Директиви ЄС поверхневих вод.

Актуальність. Значну частину непридатних і заборонених до використання пестицидів складають речовини, що відносяться до стійких органічних забруднювачів (СОЗ). Вони складають окремий клас високотоксичних відходів, що становлять підвищену небезпеку для здоров'я людини та навколишнього природного середовища. Однією з властивостей цих забруднювачів є те, що вони практично не розкладаються або розкладаються дуже повільно. Як результат, потрапляння таких речовин в навколишнє середовище, зокрема у транскордонні річки басейнів Сан та Західний Буг, що приводить до впливу таких забруднювачів на великих відстанях.

Проведені нами раніше узагальнюючі дослідження [2, 5, 6] свідчать про погану якість води р. Західний Буг. Основною причиною є скидання недостатньо очищених стічних господарсько-побутових та промислових вод [3]. Ці роботи показали необхідність постійного поглибленого вивчення гідрохімічного та гідроекологічного стану даного басейну, що і є завданням даної статті.

Мета досліджень. Провести ідентифікацію забруднення стійкими органічними речовинами ґрунтів на території складів отрутохімікатів та провести аналіз впливу цього забруднення на поверхневі води річок басейнів Західний Буг та Сан. Такі дослідження виконані вперше.

Загальна характеристика об'єкту дослідження. Ріки Сан та Західний Буг є правими притоками річки Вісла.

Вісла – найбільша річка басейну Балтійського моря і Польщі. Головні притоки: Дунаєць, Сан, Вепр, Західний Буг (праві), Ніда (ріка), Пилиця, Баура (ліві).

Сан – найбільша карпатська притока Вісли довжиною 444 км, площею басейну – 16 780 км². Впливає на межі Високого і Середнього Бескиду близько Ужоцького перевалу на висоті 843 м. Живлення річки переважно снігове та дощове.

На території України є лише витoki Сану поблизу с. Сянки, далі на відстані 53 км річка виконує роль кордону між Польщею й Україною. Нижче тече по території Польщі 390 км.

Витоки Сану за географічним поділом належать до Стрийсько-Санської верховини Вододільно-Верховинської області Українських Карпат.

Витоки Західного Бугу знаходяться поблизу с. Верховбуж Золочівського району Львівської області на Подільській височині. Від с. Устилуг ріка тече по кордону між Україною і Польщею. В Польщі Буг (Західний Буг) впадає у штучне Зегжинське озеро (раніше - в ріку Нарев). Водний режим річки характеризується весняною повінню в багатоводні роки, низькою літньо-осінньою меженню в маловодні роки, значними дощовими паводками влітку, епізодичним підняттям рівня води в руслі взимку [4].

Основна кількість заборонених і непридатних до використання пестицидів накопичилася в Україні наприкінці 70-х - 80-х років ХХ ст., коли в сільському господарстві широко застосовувалися інтенсивні технології і рівень використання пестицидів складав 3 - 4 кг/га сільськогосподарських угідь. Більшість пестицидів, які використовувались, в подальшому потрапили до списку заборонених препаратів.

Загалом на Львівщині за різними оцінками є близько 800 тонн пестицидів на 145 складах, що потребують знешкодження. На території річок транскордонних басейнів Сан і Західний Буг – 348 т пестицидів на 68 складах.

Всього в 2008 р. накопичено 100,602 тонн заборонених і непридатних до використання пестицидів, що знаходились в басейнах досліджуваних річок, а саме: у Турківському - 33,326 т, Старосамбірському - 6,490 т, Сокальському - 30,386 т, Кам'янка-Бузькому - 5,369 т, Яворівському - 2,3 т; Мостиському - 22,731 т.

Найбільш гостру проблему для здоров'я людей та довкілля сьогодні являють високотоксичні хлорорганічні сполуки (серед них є і деякі високотоксичні хлорорганічні пестициди), що об'єднані в групу стійких органічних забруднювачів (СОЗ). Усі СОЗ відносяться до різних класів хімічних сполук, але незважаючи на численні відмінності та ступень небезпеки, СОЗ мають чотири загальні властивості:

- ✓ вони високотоксичні навіть у незначній кількості, а ті продукти, які утворюються у результаті їх розкладу можуть бути ще більш токсичними;

- ✓ вони стійкі до розкладу, тобто важко руйнуються і залишаються незмінними у довкіллі протягом багатьох років після використання;

- ✓ вони концентруються в жирових тканинах людей і тварин, які знаходяться у верхніх ланках харчового ланцюжку;

- ✓ вони можуть долати значні відстані повітряними потоками, водними шляхами та шляхами міграції птахів, тварин і риб.

Хлорорганічні пестициди — ДДТ, гексахлоран, він же 1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексан (ГХЦГ), альдрин, ділдрин, гептахлор, хлордан, токсафен, мірекс — увійшли пізніше в “брудну дюжину” найбільш небезпечних забруднювачів довкілля, які безумовно осуджуються сьогодні міжнародною спільнотою. Неабиякий факт: з “брудної дюжини” дев’ять речовин — три чверті — складають саме пестициди. До хлорорганічних сполук також відносяться декілька гербіцидів, що одержали широке розповсюдження, в тому числі 2-4-Д, який застосовується ще й досі.

Фосфорорганічні сполуки — інсектициди октаметил, тіофос, меркаптофос. До цього ж покоління пестицидів відносяться карбаматні гербіциди та інсектициди, похідні мочевины гербіцидної дії, різноманітні синтетичні фунгіциди, бактерициди, зооциди, нематоциди.

Європарламент прийняв проекти постанов а також директиви, які збільшать асортимент засобів охорони рослин в країнах - членах ЄС, одночасно впроваджуючи заборону застосування деяких хімічних речовин, що використовуються у виробничому процесі.

З метою захисту води на полях, що прилягають до водних потоків, а також ґрунтових вод, з яких походить питна вода, країни-члени ЄС мусять створювати буферні зони, де заборонено застосовувати та зберігати пестициди.

Стокгольмською конвенцією (травень, 2004 р.) визначено 12 найнебезпечніших СОЗ - «брудна дюжина»: ДДТ- 4,4-дихлордифенілтрихлоретан, діелдрин, альдрин, гептахлор, мірекс, токсафен, ендрин, хлордан, гексахлорбензол, поліхлоровані дифеніли (ПХБ, ПХДД, ПХДФ).

Надалі передбачається розширити перший список СОЗ з метою вилучення токсичних речовин з довкілля. Цьому сприяє діяльність Комітету із розгляду СОЗ (Persistent Organic Pollutants Review Committee — POPRC). На його третьому засіданні, яке відбулося 19—23 листопада 2007 р. у Женеві, розглянуто питання щодо включення до переліку СОЗ високотоксичних пестицидів: ендосульфану, хлородекону, ліндану, α -гексахлорциклогексану, β -гексахлорциклогексану.

В Радянському Союзі в період з 1970 по 1987 р. використання хлоровмісних пестицидів таких як ДДТ, альдрин, гептахлор, його суміш з гексахлоробенzenом і ТМТД, ендрин, гексахлороциклогексан (гексахлор) було заборонено, а токсафену — обмежено.

На сьогодні в Україні велика кількість хлоровмісних пестицидів є непридатними (НП), тобто забороненими до застосування або такими, що втратили свої властивості. В 1997 р., згідно «Переліку пестицидів, заборонених до використання в сільському господарстві, що не можуть бути зареєстровані або перереєстровані в Україні», хлоровмісні препарати такі як альдрин, ГХЦГ (суміш ізомерів), ліндан, ГХБ, гептахлор та його суміші з ГХБ і ТМТД, ДДТ та препарати на його основі, ДДЕ, діелдрин, ендрин, токсафен і хлордан заборонені до використання, реєстрації та перереєстрації.

У таблиці 1 представлені місця відбору проб ґрунту та води в басейнах річок Сан та Західний Буг.

Таблиця 1. Перелік місць відбору проб ґрунту та води в басейнах річок Сан та Західний Буг

Місце відбору проби	Дата відбору
Вода	
с. Сянки Турківського району, проба з 1-го потічка (притока витoku р. Сан), 150 м нижче складу з пестицидами	24.11.2008
с. Сянки Турківського району, проба з 2-го потічка (притока витoku р. Сан), 150 м нижче складу з пестицидами	24.11.2008.
с. Карачинів Яворівського району, р. Стара, 800 м нижче складу з пестицидами	01.12.2008.
с. Поріччя Яворівського району, вода з водогону, 20 м від складу з пестицидами	01.12.2008.
с. Поріччя Яворівського району, р. Верещиця, 1500 м від складу з пестицидами	01.12.2008
смт. Краковець Яворівського району, р. Шкло, міст	01.12.2008.
с. Бердихів Яворівського району, поверхнева водойма 10 м нижче складу пестицидів	01.12.2008.
с. Борятин Сокальського району, ставок, 20 м нижче складу	05.12.2008.
Ґрунт	
с. Борятин Сокальського району, 2 м від складу в напрямку житлової будівлі, глибина відбору 0,2 м	05.12.2008.
с. Домашів Сокальського району, 2 м від дверей складу, глибина 0,2 м	05.12.2008.
с. Карів Сокальського району, 5 м від складу	05.12.2008.
с. Добросин Жовківського району, 2 м на Пд-Зх від ємності з пестицидами, глибина відбору 0,2 м	02.12.2008
с. Добро син Жовківського району, 5 м на Пн-Сх від ємності з пестицидами, глибина відбору 0,2 м	02.12.2008.
с. Сянки Турківського району, 25 м на Пн-Зх від контейнерів з пестицидами, глибина відбору 0,2 м	24.11.2008.
с. Сянки Турківського району, 2 м на Пд від контейнерів з пестицидами, глибина відбору 0,2 м	24.11.2008
с. Карачинів Яворівського району, 4 м вниз від складу, глибина відбору 0,2 м	01.12.2008.
с. Карачинів Яворівського району, 15 м вниз від складу, глибина 0,2 м	01.12.2008.
с. Поріччя Яворівського району, 4 м від дверей складу, глибина 0,2 м	01.12.2008.
с. Чолгині Яворівського району, 2 м від замуrowаного складу, глибина відбору 0,2 м	01.12.2008
смт. Краковець Яворівського району, 7 м від дверей складу, глибина відбору 0,2 м	01.12.2008.
с. Бердихів Яворівського району, 1 м нижче складу в напрямку меліоративного каналу, глибина відбору 0,2 м	01.12.2008.
с. Бердихів Яворівського району, 5 м нижче складу в напрямку меліоративного каналу, глибина відбору 0,2 м	01.12.2008.

Відбір проб проводився у скляний посуд зі спеціальною підготовкою (використовування перманганату калію та соляної кислоти).

Пробопідготовка проб води проходила наступними етапами:

➤ Фільтрація 250 мл проби через 0,45 мм нейлоновий фільтр + 1 мг/л Propazine (внутрішній стандарт);

➤ Система повного автоматичного Симбіозису (Spark Holland, Emmen, The Netherlands); картриджі PLRP-S, (styrene-divinylbenzene copolymer).

Пробопідготовка проб ґрунту:

➤ сита 63 мм (автоматичне промивання та просіювання);

➤ Роторний випаровувач.

Аналіз всіх зразків проводився хроматомаспектральним методом на GC-MS, HP 6890 Agilent Technologies, USA (PTV інжектор, *інертний* Мас Селективний Детектор).

Лабораторні дослідження проводились автором в лабораторії державної екологічної інспекції у Львівській області.

На рис.1 представлені результати проб ґрунту всіх досліджуваних складів з CO3. 2,5-Di-tert-amylquinone (формула $C_{16}H_{24}O_2$) відноситься до карбаматів, які були виявлені в переважній кількості проб ґрунту та в 7 і 8 пробах води.

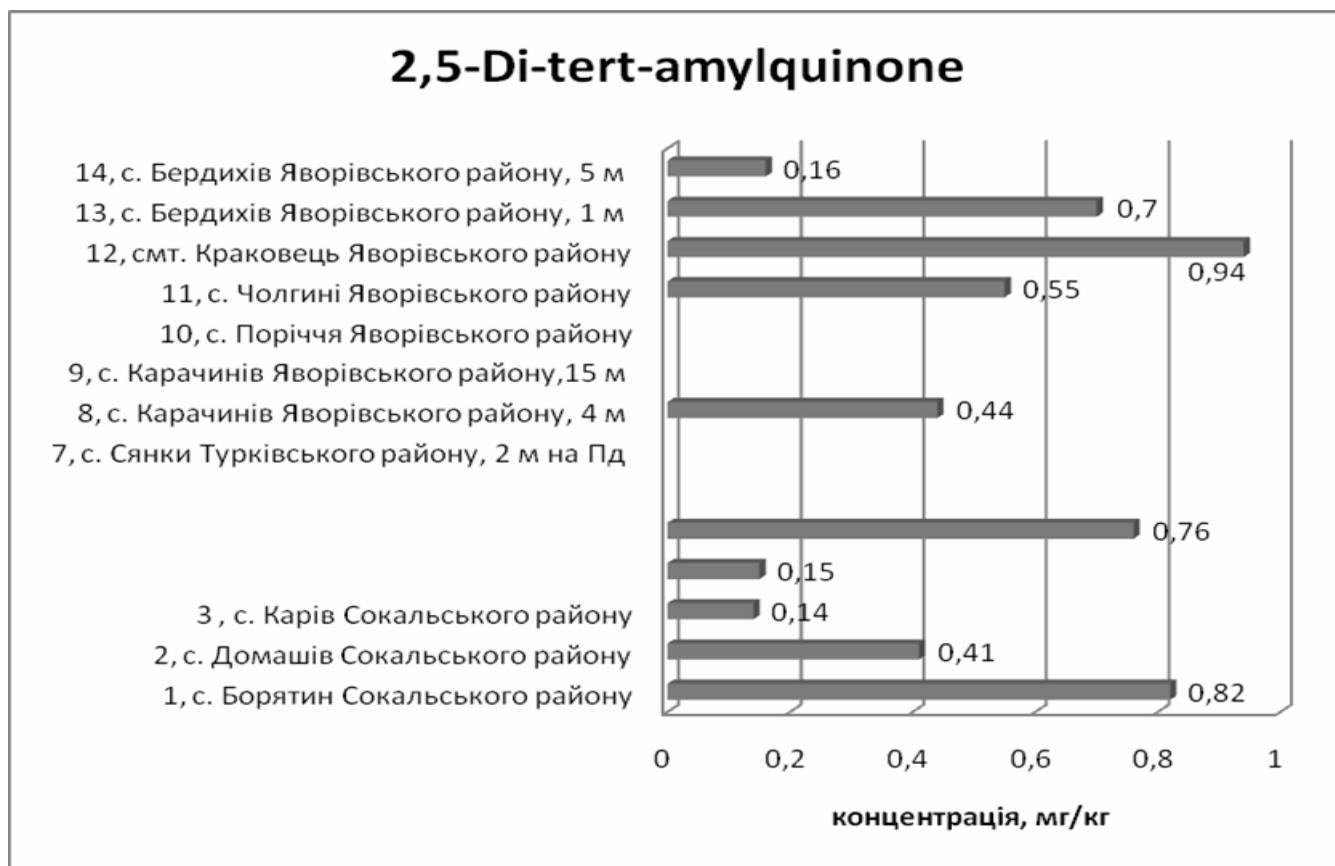


Рис. 1. Діаграма ідентифікації та кількісного вираження 2,5-Di-tert-amylquinone в пробах ґрунту

У табл. 2, 3 відображено забруднення карбаматами, хлорорганічними та тріазиновими пестицидами проб ґрунту №1, №2. Враховуючи цей факт та розташування ставка в 20 м нижче складу, ми провели також дослідження ставка, який знаходиться 20 м нижче складу. Отримали аналогічну картину забруднення, але в менших концентраціях.

Таблиця 2. Результат проб ґрунту та води, відібраної в с. Борятин Сокальського р-ну, 2 м від складу у напрямку житлової будівлі (0,2 м глибина відбору)

Концен-трація пр. гр. №1, мг/кг	Концен-трація пр. води №8, мкг/дм ³	Молеку-лярна вага	Формула	Ідентифікована речовина
0,88	0,34	144	C ₁₁ H ₁₂	Naphthalene, 1,2-dihydro-6-methyl-
0,82	0,21	248	C ₁₆ H ₂₄ O ₂	2,5-Di-tert-amylquinone
0,18	0,07	287	C ₆ H ₆ Cl ₆	Lindane
1,07	0,23	281	C ₆ Cl ₆	Benzene, hexachloro-
1,96	0,57	178	C ₁₄ H ₁₀	Anthracene
1,02	0,12	303	C ₁₀ H ₁₆ C ₁₃ NO ₂	Triallate
0,47	0,15	270	C ₁₇ H ₃₄ O ₂	Methyl palmitate
2,39	0,62	278	C ₁₆ H ₂₂ O ₄	Dibutyl phthalate
1,11	0,18	250	C ₁₆ H ₂₂ O ₂	1,4-Benzenediol, 2,5-bis(1,1-dimethylpropyl)-
2,89	0,32	202	C ₁₆ H ₁₀	Fluoranthene
2,00	0,23	203	C ₁₆ H ₁₁	Pyrene
0,62	0,32	301	C ₁₂ H ₈ C ₁₂ O ₃ S	Ovex - Chlorfenson
2,88	0,21	315	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	p,p'-DDE
0,62	0,07			some chlorine derivate
0,25	0,23	351	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	p,p'-DDT

Скрінінговий аналіз показав, що проби, відібрані поблизу складу з пестицидами в с. Сянки Турківського р-ну, що забруднення є p,p'-DDE в межах 0,2-0,57 мг/кг, Triallate 0,17 мг/кг та в пробі №6 виявлено велику кількість різних поліароматичних вуглеводнів (ПАВ) в межах 10-30 мг/кг. Це пояснюється тим, що в недавньому минулому неподалік був розташований склад з паливо-мастильними матеріалами. ПАВ так як і ХОП входять до переліку пріоритетних забруднювачів Водної Рамкової Директиви ЄС [1]. Важливо, що цей склад розташований на пагорбі в 150 м від витоку р. Сан.

Таблиця 3. Результат проби ґрунту №2, відібраної в с. Домашів Сокальського району, 2 м від дверей складу (0,2 м глибина відбору)

Концен-трація, мг/кг	Молеку-лярна вага	Формула	Ідентифікована речовина
0,52	132	C ₁₀ H ₁₂	Benzene, 1-methyl-4-(1-methylethenyl)-
0,34	161	C ₆ H ₄ Cl ₂ O	Phenol, 2,4-dichloro-
0,86	195	C ₆ H ₃ Cl ₃ O	Phenol, 2,4,6-trichloro-
0,37	205	C ₈ H ₅ Cl ₃	Benzene, (trichloroethenyl)-
0,30	213	C ₆ HCl ₄	Benzene, 1,2,3,5-tetrachloro-
0,34	205	C ₈ H ₅ Cl ₃	Benzene, 1,4-dichloro-2-(2-chloroethenyl)-
0,05	239	C ₈ H ₄ Cl ₄	1,2,2-Trichloro-1-(4-chlorophenyl)ethene
0,06	247	C ₆ HCl ₅	Benzene, pentachloro-
0,08	229	C ₆ H ₂ Cl ₄ O	Phenol, 2,3,4,6-tetrachloro-
0,41	248	C ₁₆ H ₂₄ O ₂	2,5-Di-tert-amylquinone
5,60	287	C ₆ H ₆ Cl ₆	Lindane
0,52	281	C ₆ Cl ₆	Benzene, hexachloro-
14,40	303	C ₁₀ H ₁₆ Cl ₃ NOS	Triallate
1,31	236	C ₁₃ H ₁₀ Cl ₂	DDM
1,74	250	C ₁₄ H ₁₂ Cl ₂	Ethane, 1,1-bis(p-chlorophenyl)-
2,72	248	C ₁₄ H ₁₀ Cl ₂	DDNU
9,68	250	C ₁₃ H ₈ Cl ₂ O	4,4'-Dichlorobenzophenone
70,72	281	C ₁₄ H ₉ Cl ₃	DDMU
30,53	315	C ₁₄ H ₈ Cl ₄	p,p'-DDE
4,17	351	C ₁₄ H ₉ Cl ₅	p,p'-DDT
0,31	407	C ₁₀ H ₈ Cl ₈	Toxaphene

Найменш забруднена проба виявилась №10, с. Поріччя Яворівського р-ну. Ідентифіковано лише продукт розпаду ДДТ: p,p'-DDE 1,56 мг/кг.

Таблиця 4. Найпоширеніші сполуки ідентифіковані у досліджуваних пробах

Проба	p,p'-DDT	p,p'-DDE	o,p'-DDE	Lindane	Triallate	Trifluralin	2,5-Di-tert-amylquinone
	концентрація мг/кг						
1	0,25	2,88		0,18	1,02		0,82
2	4,17	30,53		5,6	14,4		0,41
3		0,63	0,31	0,12	0,29		0,14
4		0,14	0,06	0,04	0,59		0,15
5		0,05	0,04	0,01	0,14		0,76
6		0,57			0,17		
7		0,2					
8		0,25				0,46	0,44
9		0,03					
10		1,56					
11		0,09			0,15	0,48	0,55
12					55,46	8,69	0,94
13		0,1		39,67		10,96	0,7
14		0,02	0,01	0,22		2,55	0,16

Triallate належить до хімічного класу тіокарбаматів і є вибіркоvim гербіцидом. Trifluralin, propazine - пестициди триазинового ряду.

В табл. 5 показано поширення забруднення на різних відстанях від джерела забруднення (складу). Бачимо, чим далі від складу, тим менший перелік пестицидів з меншою концентрацією. Важливо, що три речовини завдяки поверхневому стоку талих, дощових та ґрунтових вод з потрапили у поверхневу водойму, яка розташована 10 м нижче складу. Trifluralin, Lindane – це ХОП, які є пріоритетними речовинами [1].

Таблиця 5. Результат проб ґрунту №13, №14 та води №7, відібраної в с. Бердихів Яворівського р-ну, 1 м та 5 м відповідно нижче складу в напрямку меліоративного каналу (0,2 м глибина відбору)

Концентрація пр. гр. №13, мг/кг	Концентрація пр. гр. №14, мг/кг	Концентрація пр. води №7, мкг/дм ³	Ідентифікована речовина
0,17			Benzenamine, 2,6-dinitro-N-propyl-4-(trifluoromethyl)-
0,70	0,16	0,12	2,5-Di-tert-amylquinone
10,96	2,55	1,24	Trifluralin
39,67	0,22	0,18	Lindane
0,06			Propazine
3,32			1,2,3-Benzenetriamine, N2,N2-dipropyl-5-(trifluoromethyl)-
0,12			1,2-Benzenediamine, 3-nitro-N2,N2-dipropyl-5-(trifluoromethyl)-
0,14			1H-Benzimidazole, 2-ethyl-7-nitro-1-propyl-5-(trifluoromethyl)-
1,34			1,4-Benzenediol, 2,5-bis(1,1-dimethylpropyl)-
0,10	0,02		p,p'-DDE

У шести пробах води було проведено цільовий аналіз на виявлення ХОП і ФОП. Ці результати показують відсутність даних сполук у досліджуваних пробах (табл. 6).

Проведені дослідження підтверджують попередні результати [2], проведені в басейні р. Західний Буг та вказують на одне з джерел потрапляння ХОП та інших специфічних забруднюючих речовин у седименти та поверхневі води цього басейну.

Кошти, що виділяються для утилізації заборонених до використання пестицидів в цілому по Львівській області дозволяють в кращому випадку знешкоджувати близько 50 т таких пестицидів щорічно, що недостатньо для вирішення проблеми в найближчій перспективі.

Висновки та рекомендації. Необхідно провести утилізацію складів та ґрунтів від забруднення. Виконані дослідження дозволили виявити та ідентифікувати цілий ряд забруднюючих речовин з пріоритетного списку ВРД; вказати на проблему забруднення ґрунтів та поверхневих водойм, що може призвести до потрапляння СОЗ до транскордонних річок басейнів Сан та Західний Буг.

Таблиця 6. Результати цільового аналізу проб води №1-6

№ з/п	Речовини, (хв)	час виходу, (m/z)	Головний іон	концентрація, мкг/дм ³
Фосфорорганічні речовини (ФОР)				
1	Dichlorphos	5,67	109	<0.01
2	Mevinphos	7,797	127	<0.01
3	Pentachlorobenzene	10,18	88	<0.01
4	Demeton-O	10,46	158	<0.01
5	Ethoprophos	10,782	109	<0.01
6	Naled	11,249	75	<0.01
7	Trifluraline	11,667	88	<0.01
8	Phorate	12,645	179	<0.01
9	Hexachlorbenzene	12,721	88	<0.01
10	Demeton-S	13,77	109	<0.01
11	Diazinone	14,117	285	<0.01
12	Disulfoton	14,907	278	<0.01
13	Parathion methyl	14,948	197	<0.01
14	Ronnel	15,247	109	<0.01
15	Fluthion	16,574	331	<0.01
16	Chlorpyrifos	16,98	267	<0.01
17	Trichloronate	17,14	57	<0.01
18	Stirifos	18,03	292	<0.01
19	Toxuthion	18,5	322	<0.01
20	Butiphos	5,67	109	<0.01
21	Fensulfothion	7,797	127	<0.01
Хлорорганічні пестициди(ХОП)				
22	Pentachlorobenzene	9,037	250	<0.01
23	Trifluraline	11,037	306	<0.01
24	Hexachlorbenzene	11,52	284	<0.01
25	Lindane	12,17	181	<0.01
26	Heptachlor	13,925	100	<0.01
27	Endosulfane_I	16,56	241	<0.01
28	Dieldrin	17,168	79	<0.01
29	Endrin	17,675	263	<0.01
30	Propazine	12,24	214	<0.01

Список літератури

1. Водна рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. – К, 2006. 2. Боднарчук Т.В. Забруднення специфічними речовинами поверхневих вод та донних відкладів у басейні р. Західний Буг // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. - Т.11. - С. 250-257. 3. Забокрицька М.Р., Осадчий В.І. Характеристика антропогенного навантаження в басейні р.Західний Буг // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. - Т.5. - С. 218-226. 4. Природа Львівської області / За ред. проф. К.І. Геренчука. – Львів: Вид-во ЛДУ, 1972. – 152 с. 5. Сніжко С.І., Боднарчук Т.В. Репрезентативність показників якості води як індикаторів забруднення // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2002.- Т.2. -С. 521-529. 6. Snizhko S., Bodnarchuk T. Hydroecological effects of water management in the Ukrainian part of the Bug river basin //Badania Geograficzne w poznawaniu srodowiska. – 2004. – S.333-340.

Исследование стойких органических загрязнителей в бассейнах рек Западный Буг и Сан

Боднарчук Т.В.

Впервые проведены лабораторно-аналитические исследования стойких органических загрязнителей (СОЗ) в бассейнах рек Западный Буг и Сан. Результатом исследования была идентификация и количественное выражение карбаматов, хлорорганических и фосфорорганических пестицидов. Результаты исследования качества поверхностных вод и грунтов бассейнов Западного Буга и Сана показывают на реальную опасность загрязнения СОЗ окружающей среды и, в особенности, приоритетными веществами с Водной Рамковой Директивы ЕС поверхностных вод.

Analysis of chemicals and other organic pollutants in the river basins of Western Bug and San

Bodnarchuk T.V.

For the first time, laboratory analysis of chemicals and other organic pollutants in the river basins of Western Bug and San was conducted. The results of surface water quality showed presence and quantification of urethanes, chloral-organic and phosphorus-organic pesticides in the basin. The results so showed the real threat of environmental pollution by organic pollutants, including the priority substances, listed in EU Water Framework Directive.

УДК [556.531.4:574.63](282.247.32)

ВПЛИВ АБІОТИЧНИХ ЧИННИКІВ НА ФОРМУВАННЯ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН ОЗЕРА ВЕРБНОГО

Васильчук Т.О., Осипенко В.П.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Постановка проблеми та мета досліджень. Вміст органічних речовин у поверхневих водах – неодмінна характеристика їх якості. Функціонування водних об'єктів в значній мірі залежить від кількісного та якісного складу органічних речовин, роль яких в життєдіяльності гідробіонтів досить важлива. Загальновідомо, що на формування якості води також значний вплив мають донні відклади (ДВ) водойм. Органічні речовини, які надходять в ДВ у вигляді детриту, зазнають там біодеструкції багаточисленними мікроорганізмами. Простіші сполуки, які при цьому утворюються, дифундують у водну товщу, створюючи постійне джерело органічних та біогенних речовин. Направленість та інтенсивність фізико-хімічних та біологічних процесів на межі розділу вода – донні відклади визначається багатьма чинниками: хімічним та мінералогічним складом ДВ, гідрологічними та морфологічними характеристиками води, температурним режимом тощо, серед яких одним із головних є насичення придонних шарів води киснем [3]. Кисень, який поглинається ДВ, витрачається на біохімічне та хімічне окислення мінеральних і органічних речовин. Деструкція та мінералізація таких розчинених органічних речовин (РОР) як білки, вуглеводи, карбонові кислоти, здійснюється різноманітними

мікроорганізмами, активність яких в значній мірі залежить від ступеня насичення води киснем та її температури.

Матеріал і методика досліджень. Об'єктом вивчення впливу абіотичних чинників на формування РОР слугувало оз. Вербне. Воно належить до системи озер Опечень і знаходиться у ложі колишньої річкової долини, має гідравлічний зв'язок з Канівським водосховищем. Озеро непроточне і використовується для відпочинку. Його площа становить 16,4 га, довжина 1,1 км, ширина 60–240 м, площа прибережної смуги 16,1 га. Водний режим озера в основному залежить від поверхневого стоку, який може збільшуватись під час дощів. Підняття рівня ґрунтових вод на території заплави під час весняного водопілля також впливає на водний режим озера [2, 6].

Проби води відбирали з поверхневого та придонного шарів батометром Рутнера. Для відділення РОР воду пропускали через мембранні фільтри “Synpro” з діаметром пор 400 нм. У воді визначали перманганатну окисність (ПО), біхроматну окисність (БО), гумінові (ГК) та фульвокислоти (ФК), білковоподібні речовини (БПР) та вуглеводи за загальновідомими методиками. Молекулярно-масовий розподіл (ММР) ФК, БПР та вуглеводів визначали методом гель-хроматографії з використанням гелів Молселект–25 та Молселект–50. Для градування колонок використовували поліетиленгліколі та білки з відомою молекулярною масою, для визначення вільного об'єму – полісахарид блюдекстран з молекулярною масою 2,5 млн. Да [5].

Результати досліджень та їх обговорення. Динаміка вмісту РОР у придонному шарі води оз. Вербне протягом року представлена на рис. 1 (криві 2–7). Аналізуючи одержані дані, можна зауважити, що найнижчі значення концентрацій РОР у воді озера спостерігались в осінньо-зимовий період. При цьому в лютому, березні та жовтні показники вмісту РОР у придонному шарі води перевищували аналогічні в поверхневому. Так, значення ПО у поверхневому шарі води знаходилось в межах 8,95–12,20 мгО/дм³, а у придонному – 9,75–12,80 мгО/дм³; значення БО – відповідно 28,80–35,35 мгО/дм³ та 30,25–43,20 мгО/дм³. Збільшення значень ПО та БО в поверхневому шарі води почалося з середини квітня і тривало до осені. Найбільших величин ці показники досягли в липні і становили відповідно 16,60 і 49,28 мгО/дм³ на поверхні та 16,30 і 38,10 мгО/дм³ в придонному шарі. Концентрації ГК і ФК були незначними порівняно з вмістом цих сполук у воді Канівського водосховища і знаходились в межах 0,15–0,55 мг/дм³ та 2,20–6,10 мг/дм³. Найбільші значення вмісту цих речовин спостерігались у травні, що зумовлено надходженням до озера під час водопілля більш багатих на гумусові речовини ґрунтових вод. Концентрації БПР і вуглеводів досягли свого максимального значення влітку. В липні у поверхневому шарі води вміст цих речовин становив відповідно 1,30 мг/дм³ та 4,46 мг/дм³ і майже в 3 і 5 разів перевищував аналогічні показники лютого. У придонному шарі води концентрація БПР та вуглеводів була

дещо нижчою і становила 1,04 мг/дм³ та 3,47 мг/дм³ у липні, в той час як у лютому ці показники мали значення 0,48 мг/дм³ і 1,62 мг/дм³.

Порівняння концентрацій РОР у поверхневому та придонному шарах свідчить про неоднозначність впливу аеробних та анаеробних умов на вміст цих речовин у воді. Одержані дані свідчать, вміст кисню у придонних шарах води оз. Вербне протягом всього року був нижчим, ніж на поверхні. Як було встановлено раніше [1, 4], при створенні дефіциту кисню в придонних шарах води можливе надходження речовин з ДВ у водну товщу. В осінньо-зимовий період, коли температурний режим у водній товщі був досить рівномірний, спостерігалось деяке збільшення концентрації РОР у придонному шарі порівняно з вмістом цих сполук у поверхневому, вірогідно, за рахунок їх надходження з ДВ. Як свідчать дані рис. 1, створення дефіциту кисню в придонному шарі води озера почалося з квітня і тривало майже до осені. В травні та вересні концентрація кисню становила лише 1,05 мг/дм³ та 0,88 мг/дм³. Але це не спричинило збільшення концентрації РОР у придонному шарі води порівняно з поверхневим. Відомо, що з підвищенням температури активізуються біохімічні процеси у водоймі. З поступовим прогріванням поверхневих шарів води навесні і особливо влітку (до 24° С) та активізацією процесів фотосинтезу, концентрація РОР на поверхні набула більших значень. На дні, де температура навіть в липні на глибині 13,5 м не піднімалась вище 12° С, аналогічні показники були нижчі, незважаючи на дефіцит кисню. Проте, якщо простежити динаміку вмісту РОР у придонному шарі води в залежності від концентрації розчиненого кисню, слід зауважити, що в даному випадку створення анаеробних умов сприяло надходженню РОР з ДВ у водну товщу, що призводило до збільшення концентрації цих речовин у придонному шарі. Так, у травні та липні, коли концентрація кисню була досить низькою, вміст РОР у придонному шарі води характеризувався найбільшими величинами (рис. 1).

Аналіз результатів молекулярно-масового розподілу ФК, БПР та вуглеводів підтвердив результати наших попередніх досліджень про те, що частка низькомолекулярних сполук (<1,0 кДа) цих речовин збільшується навесні і досягає максимального значення у літні місяці [1, 4]. Так, у липні кількість цих сполук була у 1,5–2,0 рази більшою, ніж у лютому (рис. 2). Це зумовлене, перш за все, процесами деструкції РОР різноманітними мікроорганізмами, що сприяло утворенню низькомолекулярних сполук. Спостерігалось незначне збільшення БПР та вуглеводів з молекулярною масою <1,0 кДа у придонному шарі води, що не суперечить тезі про те, що обмін між ДВ та водою, що з ними контактує, відбувається в першу чергу за рахунок низькомолекулярних сполук [7].

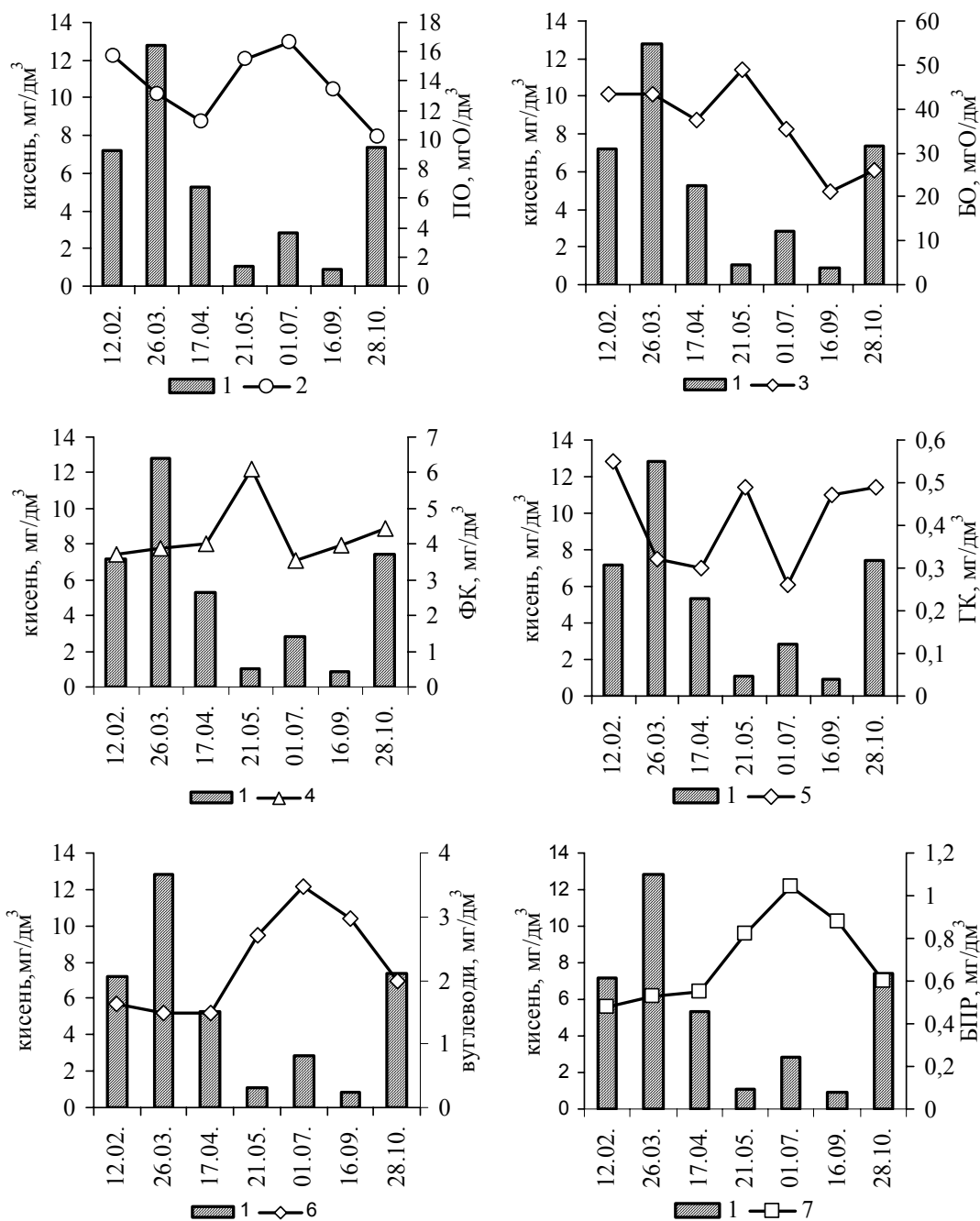


Рис. 1. Динаміка перманганатної окисності (2), біхроматної окисності (3), фульвокислот (4), гумінових кислот (5), вуглеводів (6) та білковоподібних речовин (7) у придонному шарі води оз. Вербне в залежності від вмісту кисню (1).

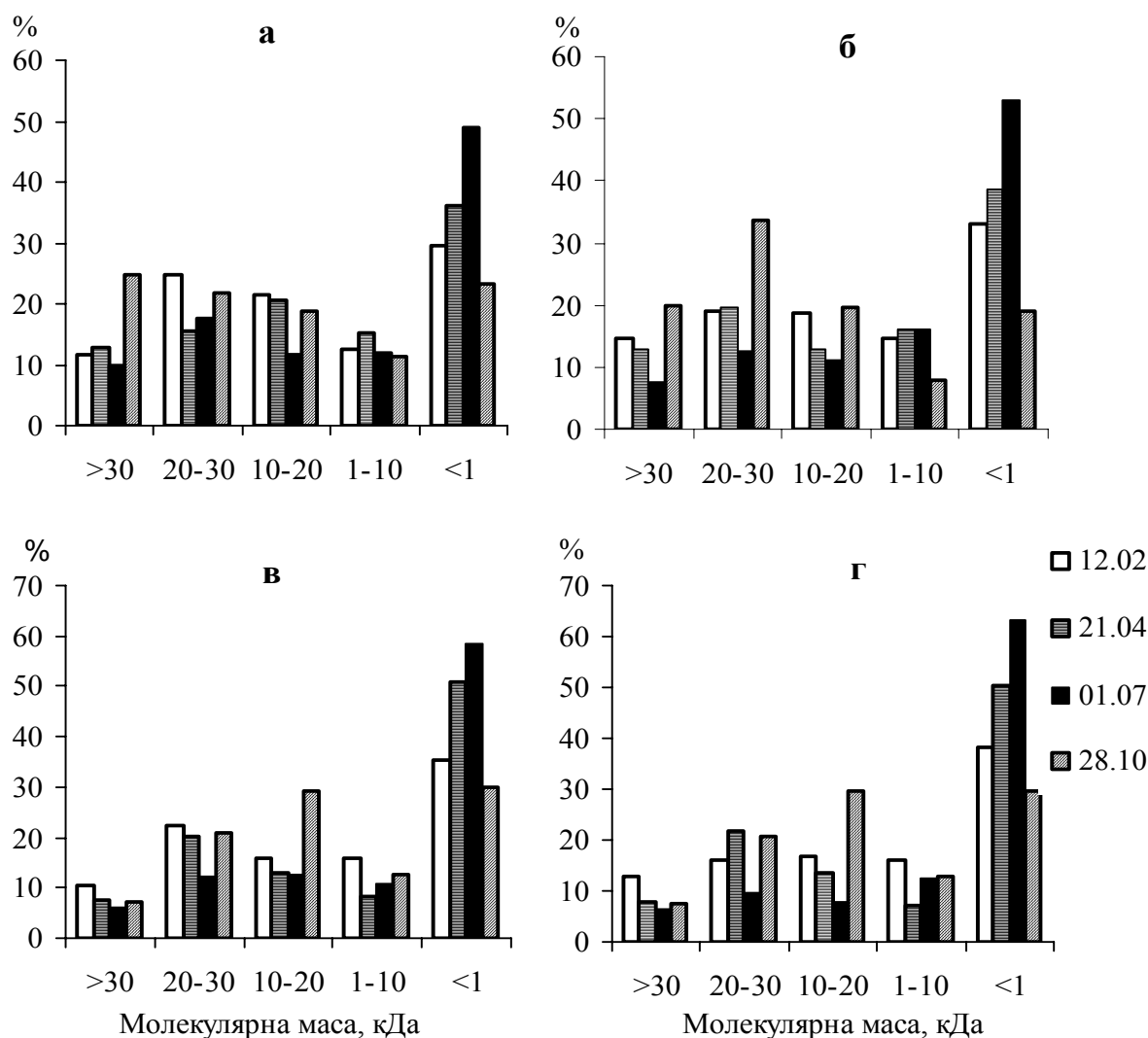


Рис. 2. Динаміка молекулярно-масового розподілу вуглеводів (а, б) та білковоподібних речовин (в, г) у воді оз. Вербне у поверхневому (а, в) та придонному (б, г) шарах води.

Список літератури

1. Васильчук Т. О., Осипенко В. П., Євтух Т. В. Донні відклади як джерело забруднення водного середовища органічними речовинами // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 8. – С. 36–40.
2. Вишневський В. І. Дніпро біля Києва. – К. : Інтерпрес ЛТД, Ніка-Центр, 2005. – 92 с.
3. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / Денисова А. И., Нахшина Е. П., Новиков Б. И., Рябов А. К. – К.: Наук. думка, 1993. – 164 с.
4. Линник П. Н., Васильчук Т. А., Зубенко И. Б. Роль донных отложений во вторичном загрязнении водной среды водохранилищ органическими веществами и тяжелыми металлами // Химия и технология воды. – 1999. – Т. 21, №1. – С. 30–46.
5. Перминова И. В. Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. – М., 2000. – 50 с.
6. Хільчевський В. К., Бойко О. В. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 529–535.
7. Эрдеи-Груз Т. Явления переноса в водных растворах. – М.: Мир. – 1976. – 597с.

Влияние абиотических факторов на формирование растворимых органических веществ озера Вербного

Васильчук Т.А., Осипенко В.П.

Определены содержание органических соединений, их компонентный состав в поверхностном и придонном слоях воды оз. Вербного в разные сезоны года. Обсуждены результаты исследования влияния концентрации кислорода и температуры на содержание растворенных органических веществ в воде, а также молекулярно-массовое распределение этих соединений.

The influence of the abiotic factors on the formation of dissolved organic substances in the Verbne lake

Vasylchuk T.O., Osypenko V.P.

The content of the organic compounds, the structure of its components in surface water and in the contacting with bottom sediments water of the Verbne lake were studied in different seasons. Results of the influence of oxygen concentration and temperature on the content of dissolved organic matter in water as well as the molecular-weight distribution of these substances are discussed.

УДК [(581.526.325:574.5):001.891](285.33)

СТРУКТУРНІ ПОКАЗНИКИ ФІТОПЛАНКТОНУ ЯК ЕЛЕМЕНТИ ЯКОСТІ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ТРАНСКОРДОННИХ ДІЛЯНОК КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Щербак В.І., Майстрова Н.В.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Актуальність цієї роботи обумовлена пошуком та напрацюванням методичних підходів щодо класифікації за структурно-функціональними показниками фітопланктону різнотипних ділянок з метою встановлення типоспецифічних гідроекосистем та вибору тих показників, якими можна скористатися для знаходження чи опису еталонних ситуацій, встановлення еталонних критеріїв чи гідроекосистем, які могли б слугувати еталонними для водосховищ, зокрема на транскордонній ділянці Київського водосховища.

Мета даної роботи – дослідження фітопланктону транскордонної ділянки Київського водосховища та встановлення показників, які можна рекомендувати використовувати як інформативні для розрахунку рівня екологічної якості й класу екологічного стану, а також для виділення типоспецифічних ділянок, що у подальшому можуть слугувати за еталонні.

Матеріали і методи досліджень. Дослідження фітопланктону верхньої частини Київського водосховища, дніпровського і прип'ятського районів, які відносяться до транскордонних річкових басейнів, проводили у 2007–2008 рр. Відбір і опрацювання проб фітопланктону проводили за методами [2].

Результати досліджень та їх обговорення. З методичної точки зору, виділення типоспецифічних гідроекосистем базується на тому, що транскордонній водній екосистемі – Київському водосховищу разом із основними допливами Дніпром, Прип'яттю та Тетереvom – притаманна висока просторово-часова гетерогенність абіотичних і біотичних складових частин; вона насправді є надекосистемною організацією компонентів, до якої найбільш повною мірою підходить поняття біом. Континуум живої матерії проявляється насамперед на рівні автотрофної ланки, основу якої формують водоростеві угруповання, зокрема і фітопланктон.

Наслідком багаторічної сукцесії фітопланктону Київського водосховища є набуття ним ознак, властивих для двох типів природних екосистем – річкової і озерної. Отже, результати еволюції водосховища від антропогенно порушеної екосистеми до природних умов на сьогодні є підставою для застосування до них підходів Рамкової Водної Директиви ЄС 2000/60/ЕС (РВД) [7] стосовно «непорушених типоспецифічних гідроекосистем» та «Керівних принципів моніторингу транскордонних і

міжнародних озер (2004) та річок (2001)» [4, 5], зокрема і розділів щодо екологічного стану водойм.

За абіотичними компонентами, що визначають структурно-функціональну організацію фітопланктону як основного чинника екологічного стану водних екосистем, виділяють наступні дискретні екосистеми водосховища: нижня озерна, середня, верхня річкова частини і зона виклинювання підпору та безпосередньо гирлові річкові ділянки Дніпра, Прип'яті і Тетерева. В кожній із цих екосистем виділяються дві взаємозв'язані підсистеми: пелагіаль та літораль.

Наступною методичною дією є просторова диференціація дискретних екосистем за основними абіотичними і біотичними складовими. Із загальноприйнятих абіотичних складових для пелагіалі – це гідрологічний режим (глибина, прозорість, температура і т. і.), а стосовно верхнього Дніпра (саме річки) – особливості системи «плес-перекат».

Складнішим є виділення типоспецифічних гідроекосистем мілководних ділянок. На літоральних ділянках водосховища та його допливах вирізняють чистоводні ділянки та ділянки із заростями вищої водної рослинності. Ще складнішим є виділення таких літоральних гідроекосистем для різних типів заростей. Це зумовлено складними зв'язками у системі «фітопланктон – вищі водні рослини», де останні виступають природним екологічним чинником, чи едіфікатором, що визначає різноманіття фітопланктону.

Із експедиційних маршрутних обстежень верхньої частини водосховища, зони виклинювання підпору і річкової ділянки Дніпра та візуальної оцінки заростей вищих водних рослин влітку 2007–2008 рр., на наш погляд, виділяються два домінуючі екологічно відмінні типи угруповань: повітряно-водні, які формуються рогозом вузьколистим, та з плаваючим листям, де переважає горіх водяний.

В основних положеннях РВД екологічний стан визначається якістю структури і функціонування водних екосистем за основними компонентами біоти, зокрема і фітопланктоном. Вважаємо, що використання фітопланктону (за РВД) тільки як показника оцінки екологічного стану не повною мірою відображує його еколого-біологічну сутність, бо це є і прямий екологічний чинник біологічної природи, який формує стан водної екосистеми (за рахунок продукування первинних потоків енергії, колообігу речовин, фотоаерації водної товщі), забезпечує життєдіяльність гідробіонтів вищих трофічних рівнів, бере участь у самоочищенні водних мас, формуванні трофічних ланцюгів тощо.

Дослідження показників фітопланктону та пошук серед них біомаркерів, що дозволяють оцінити екологічний стан і біоти, і середовища їх існування та можуть у подальшому бути задіяні як інформативні показники моніторингу, проводилися на різних рівнях біологічної організації: угруповання (видовий склад), на популяційно-видовому (видова насиченість, розмірність, агрегованість, число видів і вищих таксономічних груп, кількість видів у даному таксоні та їхнє відсоткове співвідношення),

на ценотичному (кількісні показники, індекси різноманітності, домінування та схожості), також проводився порівняльний аналіз у часовому аспекті.

За концепцією [4], для різних водойм застосування загальної універсальної системи коефіцієнтів, а головне, меж їх коливання, неможливе. Відповідно до зобов'язань щодо виконання РВД ЄС, необхідно буде розраховувати спеціальні коефіцієнти екологічної якості для оцінки екологічного стану водного об'єкту, тому потрібні ідеї і апробація різноманітних показників та коефіцієнтів для різних водних об'єктів, зокрема і великих водосховищ [4, ст. 171]. Для фітопланктону як біологічного елементу якості води водосховищ використовували видове та таксономічне багатство, чисельність, біомасу, наявність видів-індикаторів і індекс сапробності Патнле і Букка, а також індекси: видового багатства Маргалефа, Менхінка, індекс різноманіття Шеннона та індекс Пієлоу, який називають показником вирівняності екологічних угруповань, або полідомінантності. Як критерій «монодомінантності» фітопланктону використовували однойменний індекс, запропонований Л.Я. Ащепковою, а також індекс домінування Палія-Ковнацького.

Водоростеві угруповання планктону цієї ділянки до зарегулювання, в перші роки наповнення і становлення Київського водосховища та його сучасний стан характеризуються як зелено-діатомові. Отже, на рівні відділів за останні 50 років планктофлора водосховища майже на 70% формується саме видами із Chlorophyta і Bacillariophyta; для субдомінуючих відділів відзначено зростання багатства золотистих та помітне зменшення евгленових, що є індикатором зниження антропогенного навантаження та наслідком сукцесії рівнинних водосховищ. Це свідчення домінування природних процесів, які визначають формування структурно-функціональної організації фітопланктону водосховища і його річкових районів.

За результатами аналізу, проведеного для гирлових ділянок Дніпра та Прип'яті (рис. 1), зміни видового багатства відбулися у евгленових водоростей – різке зниження їх різноманітності, особливо порівняно з роками становлення водосховища; відмічаємо переважання зелених і діатомових водоростей з помітним зростанням останніх.

Важливим аспектом стандартів оцінки екологічного стану водойм є загальна чисельність та відносні показники чисельності певних відділів водоростей планктону. Значні міжсезонні і внутрішньосезонні коливання показників структури, особливо чисельності, та істотні просторові її коливання вимагають розробки для водосховищ градації співвідношення основних відділів водоростей, які можуть бути застосовані для розрахунків коефіцієнтів екологічної якості. За літературними і нашими натурними даними для транскордонної частини приводимо відносну чисельність основних відділів водоростей за роки існування водосховища (табл. 1). Вказуємо на значні міжрічні коливання цього показника, які залежать на цій ділянці, на наш погляд, від кліматичних умов року, тобто зумовлені природними причинами.



а



б

Рис. 1. Зміни видового багатства фітопланктону дніпровського (а) та прип'ятського (б) районів (літературні дані: 1959 р. – [1], 1967 – [6])

Таблиця 1. Зміни внеску основних відділів (%) у чисельність фітопланктону гирлових ділянок верхньої частини Київського водосховища

Відділ водоростей	Дніпровський район				Прип'ятський район			
	роки досліджень							
	1953	1959	2007	2008	1953	1959	2007	2008
<i>Cyanophyta</i>	4	4	50	40	4	22	59	51
<i>Euglenophyta</i>	*	*	*	*	0,5	1	*	*
<i>Bacillariophyta</i>	46	36	15	21	53	18	18	19
<i>Chlorophyta</i>	49	58	33	37	42	58	22	29
Інші	1	2	2	2	0,5	1	1	1

Примітка. * – менше 1 %. 1953 – [3]; 1959 – [1].

Відзначимо зростання частки синьозелених водоростей у чисельності літнього планктону на цій ділянці водосховища (в основному, за рахунок *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend. Elenk.), але, разом з тим, частка біомаси водоростей цього відділу у 2007 р. не перевищувала 7% (рис. 2).

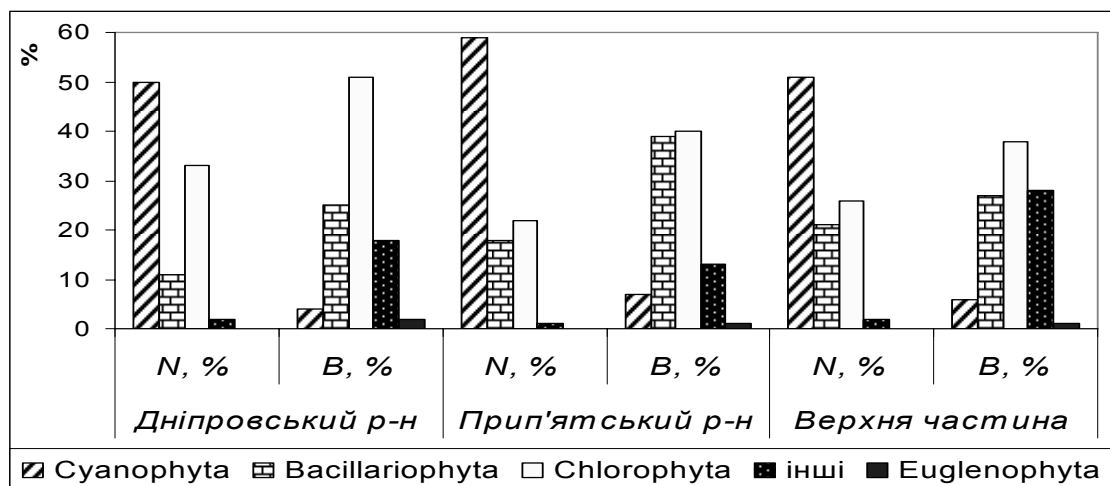


Рис. 2. Формування основними відділами чисельності (N) та біомаси (B) водоростей планктону Київського водосховища (2007 р.)

Результати вивчення верхньої ділянки та річкових районів Київського водосховища з метою встановлення типоспецифічних (у просторовому розумінні) угруповань водоростей з використанням основних структурно-функціональних показників фітопланктону демонструємо у таблиці 2. Отже, фітопланктон верхньої транскордонної ділянки водосховища за виділеними типоспецифічними гідроекосистемами можемо характеризувати як неоднорідний.

Таблиця 2. Деякі показники структури фітопланктону транскордонної ділянки Київського водосховища (за даними 2007–2008 рр.)

Показники	Дніпровський район			Прип'ятський район	Верхня ділянка водосховища
	пелагіаль	літораль	зарості в.в.р.		
Видова насиченість	58–83	34–60	15–30	52–77	43–36
Чисельність, млн. кл./дм ³	29,55–82,27	13,35–41,80	2,30–8,72	76,33–89,78	12,22–31,0
Біомаса, мг/дм ³	4,51–6,30	10,85–11,30	1,30–3,10	10,05–13,75	7,40–23,82
Сапробність	1,65–1,95	1,47–1,80	2,3–2,49	1,74–1,82	1,59–1,74
<i>Індекси:</i>					
Шеннона	4,16–5,18	3,44–4,50	2,34–3,02	4,34–4,61	3,32–3,78
Піелоу	1,93–1,94	1,03–1,32	0,99–1,38	1,73–1,92	1,24–2,22
Маргалефа	5,04–6,40	2,78–3,88	2,71–3,40	4,54–4,82	3,38–3,58
Менхініка	0,20–0,26	0,09–0,29	0,22–0,31	0,19–0,19	0,12–0,20
Домінування	0,25–0,26	0,33–0,57	0,28–0,55	0,27–0,28	0,19–0,53
Монодомінування	0,15–0,16	0,12–0,21	0,10–0,12	0,12–0,14	0,05–0,17

За результатами аналізу видової насиченості угруповань (представленості числа видів у пробі) та кількісними показниками розвитку фітопланктону традиційно для цієї водойми вирізняються річкові райони,

для них притаманна найвища видова різноманітність, така ж, практично, як і до зарегулювання. Встановлено, що за частотою зустрічання розподіл планктонних угруповань водоростей відбувається за законом Раункієра – зі зниженням показника (класу) відносної частоти зустрічання зростає кількість таксонів. Також спостерігається певна закономірність і для індексів видового багатства, різноманітності та домінування (див. табл. 2).

Аналіз довготривалих змін дає підставу стверджувати, що за цими показниками за час трансформації водойми від річкової, через заповнення та становлення водосховища до сучасного його стану, останній на річкових ділянках можна розглядати як типоспецифічний для гідроекосистем, які характеризуються повністю або майже повністю непорушеними умовами.

Заклучення. На сучасному етапі еволюції Київське водосховище можна розглядати як низку дискретних екосистем. У результаті багаторічної сукцесії водосховища фітопланктон має ознаки двох типів природних екосистем – річкової та озерної. На формування типоспецифічності структурно-функціональних показників фітопланктону відкритих літоральних ділянок водосховища та його допливів суттєвий вплив має пелагіаль, а на зарослих ділянках – екологічний тип домінуючого угруповання вищих водних рослин.

За період 1953–2008 рр. таксономічний склад фітопланктону цього водосховища характеризується як зелено-діатомовий, бо на 70% формується видами відділів Chlorophyta і Bacillariophyta. Зниження різноманітності евгленових водоростей, особливо в порівнянні з періодом становлення водосховища, обумовлено зниженням антропогенізації водойми та переходом до домінування природних внутрішньоводоймних процесів. Кількісне різноманіття фітопланктону за показниками чисельності вирізняється значними міжрічними коливаннями, що зумовлено кліматичними умовами конкретного року, відзначено істотне зростання частки синьозелених водоростей. Показано, що за видовою насиченістю, кількісними показниками, індексами різноманітності і домінування, розрахованими за фітопланктоном, можливе виділення типоспецифічних гідроекосистем рівнинного водосховища.

Список літератури

1. Литвинова М.О. До вивчення фітопланктону верхнього Дніпра // Укр. ботан. журн. – 1964. – 21, № 3. – С. 43–52.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В. Д. Романенка. – К. : ЛОГОС, 2006. – С. 8–32.
3. Радзимовський Д.О., Гринь В.Г. До питань про сезонну динаміку фітопланктону р. Дніпра вище Києва та р. Прип'яті // Укр. ботан. журн. – 1962. – 19, № 5. – С. 84–93.
4. Руководящие принципы мониторинга и оценки трансграничных и международных озер (ECE/ENHS/NONE/2004/20). – 2004.
5. Руководящие принципы мониторинга и оценки трансграничных рек, 2000. Спец. рабоч. группа ЕЭК ООН по мониторингу и оценке. – 2001.
6. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. – К. : Наук. думка, 1981. – С. 7–57.
7. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Offic. J. of the EC. – L 327, 22.12.2000. – 72 p.

Структурные показатели фитопланктона как элементы качества для оценки экологического состояния трансграничных участков Киевского водохранилища

Щербак В.И., Майстрова Н.В.

Предложены методические подходы для использования информативных показателей фитопланктона и границ их колебания, которые можно рекомендовать для расчета уровня экологических свойств и класса экологического состояния водохранилищ.

Phytoplankton structural characteristics as quality elements for assessment of the Kyiv water reservoir transboundary sections' ecological state

Scherbak V.I., Maystrova N.V.

The paper suggests technical approaches towards using phytoplankton indices and their fluctuation range as informative, which can be recommended for estimating the ecological quality level and ecological state class of water reservoirs.

УДК (581.526.3:574.5)(285.3)

НЕГАТИВНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ РАСТИТЕЛЬНОГО КОМПОНЕНТА В МЕСТАХ ЧРЕЗМЕРНОЙ РЕКРЕАЦИОННОЙ НАГРУЗКИ ОЗЕРА СВИТЯЗЬ

Карпова Г.А., Новоселова Т.Н.

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Актуальность проблемы. Свитязь является уникальным крупнейшим пресноводным озером Украины, входит в состав Шацкого национального парка. До недавнего времени этот водоем по комплексу трофо-сапробиологических показателей отличался высоким качеством воды и характеризовался как мезотрофный, α -олигосапробный [2]. Район Шацких озер издавна известен как прекрасное место отдыха. В последнее десятилетие количество отдыхающих резко увеличилось, в связи с чем некоторые озера, и в первую очередь Свитязь, стали испытывать чрезвычайно высокую рекреационную нагрузку.

Согласно нашим многолетним наблюдениям (1987-2007 гг.) последние 5 лет во флоре и растительности озера стали происходить негативные изменения, которые наиболее выражены в местах большого скопления отдыхающих. Одним из таких традиционных мест отдыха на озере Свитязь является Гряда, где расположены многочисленные базы отдыха. В связи с «облагораживанием» территории на берегах и в мелководной зоне был проведен комплекс мероприятий, который крайне негативно отразился на состоянии прибрежно-водной и водной растительности. Для этого участка берега были характерны приозерные понижения с временными водоемами, которые зарастали водно-болотной растительностью. Здесь массово отмечались виды, внесенные в Красную книгу Украины [4]: альдрованда пузырчатая (*Aldrovanda vesiculosa* L.), пузырчатки малая (*Utricularia minor* L.) и промежуточная (*U. intermedia*

Haune). К настоящему времени эти локалитеты редких видов водной флоры утеряны, т.к. понижения засыпаны и выровнены.

Результаты исследований и их обсуждение. Растительный покров ненарушенной мелководной зоны озера как правило состоит из нескольких поясов водной растительности, которая представлена следующим обобщенным эколого-ценотическим рядом: *Eleochariteta palustris*, *Glycerieta maximae* → *Phragmiteta australis* → *Scirpeta lacustris* → *Chareta fragilis*, *Potamogetoneta perfoliati*, *P. lucenti*. Среди воздушно-водной растительности наиболее выражены сообщества тростника южного (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.). Они начинаются от уреза воды и распространяются до глубины 2,5 м. Обычно их ширина составляет 20-50 м. К настоящему времени в местах массового отдыха заросли тростника практически полностью уничтожены. Пояс воздушно-водной растительности крайне важен для экосистемы водоемов, особенно с замедленным водообменом, каким является озеро Свитязь. В этих зарослях задерживается и трансформируется поверхностный сток, поступающий в водоем с водосбора. В настоящее время в условиях нарушения наземной растительности вдоль этого участка берега (в прошлом заболоченные луга), а также пояса гелофитов поверхностный сток беспрепятственно поступает в озеро.

В мелководной зоне озера наиболее развиты сообщества погруженных макрофитов. Для них характерны высокие значения общего проективного покрытия (обычно 100%) и богатый видовой состав (19 видов) [1]. По занимаемым площадям доминируют заросли харовых водорослей (в мелководной зоне они представлены преимущественно *Chara fragilis* Desv.). В настоящее время, вследствие механического воздействия большого количества отдыхающих, погруженная растительность сильно нарушена и представлена одиночными экземплярами растений. Наблюдается также резкое обеднение видового состава гидрофитов, в первую очередь за счет олиго-мезотрофного комплекса узколистных рдестов (напр., *Potamogeton gramineus* L., *P. friesii* Rupr., *P. obtusifolius* Mert. et Koch.). Этот пояс погруженных макрофитов являлся третьей составляющей самоочистительного потенциала озера. Кроме этого, в последние три года на мелководьях зоны отдыха отмечено появление нитчатых водорослей, которые являются индикаторами повышенной биогенной нагрузки.

Исследования фитопланктона мелководной зоны озера Свитязь в районе Гряды проводили в августе 2006 и 2007 гг. в период наибольшей рекреационной нагрузки.

В 2007 г. фитопланктон характеризовался чрезвычайно бедным видовым составом (зарегистрировано 5 видов), который формировали водоросли 3 отделов: синезеленые, зеленые и диатомовые (40, 20 и 40% от общего видового состава соответственно). Численность составляла 3,996 млн.кл./дм³, биомасса – 0,217 мг/дм³. Доминирующим видом по этим показателям был *Microcystis aeruginosa* Kuetz. Emend. Elenk. Состояние его

колоний свидетельствовало о том, что к моменту отбора проб пик вегетации этими водорослями был уже пройден и максимум их количественного развития уже позади, т.е. количественное развитие этого вида было значительно выше, чем зафиксировано в момент отбора проб.

В 2006 г. также в августе на этом же участке водоема флористический спектр фитопланктона состоял из 11 видов водорослей, которые относились к 4 отделам (синезеленые и криптофитовые по 9,1% каждый, зеленые – 63,6% и диатомовые – 18,2% от общего видового состава). Численность (2,776 млн.кл./дм³) и биомасса (0,449 мг/дм³) формировались в основном за счет зеленых и диатомовых. В качестве доминантов по численности и биомассе выступали *Closteriopsis acicularis* (G.M.Smith) Belcher et Swale, *Dictiosphaerium subsolitaria* von Goor, *Cyclotella* sp.

Зафиксированное нами состояние фитопланктона на участке озера, подверженном значительной рекреационной нагрузке, существенно отличается от такового акватории оз. Свитязь [3, 5, 6].

В августе 1997 г. фитопланктон оз. Свитязь отличался высоким видовым разнообразием, было зарегистрировано 60 видов водорослей, принадлежащих к 7 отделам [3]. Основу общей численности (0,928 млн.кл./дм³) составляли синезеленые водоросли. В биомассе (0,977 мг/дм³) доминировали динофитовые, среди которых наибольшее развитие отмечено у *Ceratium hirundinella* (O. F. Müller) Schrank.

Ведущая роль в формировании флористического разнообразия фитопланктона летом 1996 г. принадлежала зеленым и синезеленым 41 и 21% [5]. Показатели численности и биомассы в пределах акватории озера колебались незначительно (численность – 1,11 – 1,43 млн.кл./ дм³), (биомасса – 0,25 – 0,75 мг/дм³). Доминировали диатомовые и хлорококковые.

В июне – июле 1947 г. на озерах Шацкой группы проводились гидробиологические исследования, целью которых было изучение кормовой базы как основы промысла рыб [6]. В фитопланктоне оз. Свитязь было зарегистрировано 58 видов водорослей из 7 отделов. Видовой состав формировался в основном за счет синезеленых и зеленых водорослей (36 и 34 % соответственно). Синезеленые доминировали также и по численности 54%.

Таким образом, анализируя имеющиеся собственные и литературные данные, можно отметить, что состояние фитопланктона, отмеченное в 1947 г. было аналогичным состоянию 1996, 1997. В этот период времени отмечалось достаточно высокое видовое разнообразие (58-60 видов, представленных 7 отделами) с доминированием синезеленых и зеленых во флористическом спектре, а также сходные уровни количественного развития. Ведущую роль в формировании численности фитопланктона играли синезеленые. За последнее десятилетие в фитопланктоне мелководной зоны, подверженной рекреационной нагрузке, отмечается существенное обеднение видового состава за счет выпадения из флористического спектра водорослей 4 отделов (золотистые,

криптофитовые, динофитовые и эвгленовые). На протяжении этих лет произошла также смена доминантного комплекса по биомассе: с диатомово-хлорококкового [5] через динофитовый [3] до синезеленого (2007 г.). Доля синезеленых за последнее десятилетие возросла от 2,86% до 82,0% общей биомассы. Количественное развитие фитопланктона несмотря на такие значительные изменения во флористическом спектре, осталось на прежнем уровне.

Выводы. Согласно нашим наблюдениям в зоне отдыха Гряда, подверженной значительной рекреационной нагрузке, в последние годы наблюдаются изменения растительного компонента. Они выражаются в нарушении поясной структуры макрофитной растительности, сокращении площадей зарослей, обеднении видового состава за счет исчезновения видов олиго-мезотрофного комплекса, появлении нитчатых водорослей. В фитопланктоне мелководной зоны в 2007 г. было отмечено крайне низкое количество видов. По сравнению с исследованиями предыдущих лет наблюдается смена доминантного комплекса водорослей по биомассе, а также существенное возрастание роли синезеленых водорослей в формировании общей биомассы (с 2,86% до 82,0%). Количественное развитие фитопланктона, несмотря на значительные изменения во флористическом спектре, осталось на прежнем уровне. Отмеченные изменения растительного компонента могут свидетельствовать о нарушении и перестройке существовавшего баланса между макрофитной растительностью и фитопланктоном на мелководьях зон рекреации. В связи с этим необходимо проведение мониторинговых гидробиологических исследований в зонах отдыха озера Свитязь.

Список литературы

1. Карпова Г.А., Зуб Л.Н. Современное состояние макрофитов озера Свитязь (Шацкие озера, Украина) в условиях нарастающей рекреационной нагрузки // Озерные экосистемы: биологические процессы, трансформация, качество воды: Мат. II межд. науч. конф. (22-26 сент. 2003, Минск – Нарочь). – Мн.: БГУ, 2003. – С. 270-273. 2. Оксюк О.П., Якушин В.М., Тимченко В.М. Трофо-сапробиологическая характеристика Шацких озер // Гидробиол. журн. – 1977. – Т. 33, № 1. – С. 24-35. 3. Стеценко Л.И. Альгофлора озер Шацкого национального природного парка // Заповідна справа в Україні. – 1999. – Т. 5, Вип. 1. – С. 43–48. 4. Червона книга України. Рослинний світ. – К., 1996. – 496 с. 5. Щербак В.І., Майстрова Н.В. Структура фітопланктону озер різного типу Шацького національного природного парку // Українське Полісся: вчора, сьогодні, завтра. Зб. наукових праць. – Луцьк, 1998. – С. 195–196. 6. Ялынская Н.С. Гидробиологический очерк озер Шацкой группы Волынской области // Тр. НИИ прудов. и озерно-речн. рыбн. хоз-ва. – 1949. – Т. 6. – С. 133–151.

Негативні зміни рослинного компоненту в місцях надмірного рекреаційного навантаження озера Світязь

Карпова Г.А., Новоселова Т.Н.

На основі власних спостережень, а також літературних даних простежені зміни стану макрофітів і фітопланктона на ділянці озера Світязь, що характеризується значним рекреаційним навантаженням. За останні роки в макрофітній рослинності відзначено зменшення площі заростей і порушень їх структури, а також зuboжіння видового складу за рахунок зникнення олиго-

мезотрофного комплексу видів. У фітопланктоні спостерігається різке зменшення кількості видів на тлі зміни домінантного комплексу водоростей по біомасі. Відзначено істотне зростання ролі синьозелених водоростей у формуванні загальної біомаси.

The negative changes of the plant component in locations of the excessive recreational load of the Svityaz lake

Karpova G.A., Novosolova T.M.

On the grounds of our own observations and the literary data the changes of the macrophytes and phytoplankton state in the section of the Svityaz lake, which was exposed to the considerable recreational load, have been considered. Decrease of vegetations area as well as disturbance of their structure, species richness impoverishment because of oligo-mesotrophic complex elimination has been registered in last years. In phytoplankton sharp decrease of species number occurred, at that species complex dominating by biomass have been changed. Besides, essential increase of the Cyanophyta portion in the total biomass has been noticed.

УДК (628.16.098.4: 608.32:574) (285.3)

**К ВОПРОСУ О ВОЗНИКНОВЕНИИ АНАЭРОБНЫХ ЗОН И
ИХ ВЛИЯНИИ НА КАЧЕСТВО ВОДЫ ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМ
УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ**

Морозова А.А.

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

Актуальность проблемы. Анаэробные зоны издавна привлекают внимание своей биогеохимической уникальностью. Граница между анаэробными и аэробными зонами, разделяющая зоны с окислительными и восстановительными условиями, является областью наибольшего контраста и наивысших градиентов химических и биологических свойств. В этом смысле о ней можно говорить как о своеобразном биогеохимическом барьере.

Химическим условием возникновения и распространения анаэробных зон является превышение скорости потребления кислорода (в основном на биохимическое окисление органических веществ) над скоростью его поступления. Эти условия легче реализуются при слабой вертикальной циркуляции вод и высокой первичной продукции. Для водоемов с устойчивыми анаэробными зонами характерны сильная плотностная стратификация, и ограниченный внешний водообмен [2]. В связи с чем существует реальная угроза возникновения анаэробных зон в пресноводных водоемах. Озерные экосистемы, как экосистемы замедленного водообмена, оказались наиболее уязвимыми к происходящим изменениям окружающей среды. Еще более подверженными негативному влиянию оказались озера урбанизированных территорий. До недавнего времени наличие сероводородных зон связывалось исключительно со стагнацией соответствующего бассейна и рассматривалось как достаточный признак существования лишь чрезвычайно слабых вертикальных токов воды [7].

Однако в последнее время немаловажным фактором образования анаэробных зон в озерах является степень антропогенного воздействия на экосистему водоемов. Возникновение в таких озерах в придонных слоях воды анаэробных условий происходит в результате поступления в водоемы значительного количества антропогенного органического вещества, а также биогенных элементов. Все эти факторы, действуя одновременно, определяют повышение трофического статуса водоема, обусловленного процессом антропогенной евтрофикации.

Возникновение зон с дефицитом растворенного в воде кислорода в озерах обусловлено многочисленными факторами. Основными из них являются морфометрия водоемов, гидрофизические и гидробиологические факторы. Гидрофизические условия определяют скорость поступления кислорода в воду из атмосферы, а также в значительной степени воздействуют на интенсивность фотосинтеза и скорость потребления кислорода донными отложениями [2].

Анаэробные зоны стали объектом внимания в прикладных исследованиях и комплексных водохозяйственных разработках. Вопросы формирования, особенностей химического состава вод в условиях дефицита растворенного кислорода становятся весьма актуальными при определении экологического состояния водных экосистем, особенно урбанизированных территорий.

Озера Тельбин и Вербное могут служить примером негативного вмешательства человека в их экосистему, что повлекло за собой, в первую очередь, изменение гидродинамических условий водоемов (Табл. 1). Озеро Тельбин по своему происхождению является остаточным водоемом левобережной поймы р. Днепр. Озеро Вербное расположено в правобережной части р. Днепр, входит в систему озер Опечень и по своему происхождению является водоемом, образовавшимся в историческом русле реки Почайна [3]. И озеро Тельбин и озеро Вербное практически не имеют стока. Первый водоем был отсечен от основного русла реки насыпью, второй соединялся с руслом через водовыпуск, неработающий в настоящее время. Питание озер осуществляется, главным образом, за счет атмосферных осадков, а также поверхностного и подземного стоков. Водоемы классифицируются как непроточные стратифицированные озера бессточного типа с затрудненным водообменом.

Таблица 1. Морфометрические характеристики водоемов

Водоем	Площадь, га	Длина, км	Ширина, м	Средняя глубина, м
Тельбин	12,4	0,8	100-160	10,0
Вербное	16,4	1,1	60-240	14,0

Озера активно используются в рекреационных целях, что еще более негативно сказывается на их экосистемах.

Материал и методика исследований. Исследования, посвященные изучению основных причин возникновения анаэробных зон в озерах Тельбин и Вербное были начаты в 2007 и продолжены в 2008 г. В

зависимости от морфометрии водоемов были определены станции отбора проб воды. Исследования проводили посезонно (оз. Тельбин) и ежемесячно с февраля по октябрь (оз. Вербное). Пробы отбирали с двух горизонтов (поверхностного и придонного) с помощью батометра Молчанова. В ходе наблюдений исследовалась временная и пространственная изменчивость основных абиотических компонентов водной среды (режим и динамика главных ионов, биогенных веществ, а также растворенного кислорода и величины рН) в условиях нарастания дефицита растворенного в воде кислорода.

Определение компонентного состава природной воды озер проводилось по общепринятым в гидрохимических исследованиях методикам О.А.Алекина [1]. Содержание взвешенного вещества определялось методом мембранной фильтрации через фильтры типа “Synpor” с диаметром пор 0,45 мкм.

Результаты исследований и их обсуждение. Как показали исследования, сложные гидрологические условия с одной стороны и значительное антропогенное влияние с другой, в совокупности с гидробиологическим фактором, обусловили особенности формирования гидрохимического режима водоемов. Они оказались во многом схожи. Озера Тельбин и Вербное являются водоемами с высоким уровнем трофии. Интенсивное развитие планктонных организмов наблюдалось уже в апреле и сопровождалось повышением величины рН воды до 9,05 (оз. Вербное) и до 9,45 (оз. Тельбин) (табл.2).

Таблица 2. Содержание некоторых компонентов газового режима и ионного состава воды оз. Тельбин и оз. Вербное

Водоем	рН	O ₂ , мг/дм ³	HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	Σ ⁻ , мг/дм ³
Тельбин	<u>6,75 – 9,4</u> 8,07	<u>0,0 – 16,5</u> 7,13	<u>134,2 – 369,05</u> 204,4	<u>45,6 – 194,4</u> 68,09	<u>335,4 – 774,4</u> 446,1
Вербное	<u>7,17 – 9,05</u> 8,0	<u>0,9 – 14,2</u> 7,74	<u>109,8 – 186,05</u> 155,6	<u>7,2 – 60,0</u> 43,3	<u>327,2 – 444,4</u> 390,8

примечание: над чертой – предельные концентрации, под чертой – средние

Озера являются димиктическими евтрофными водоемами с клиноградным распределением кислорода. Временная изменчивость содержания растворенного в воде кислорода в оз. Тельбин практически совпадала с таковой в оз. Вербное, с незначительным отличием предельных и средних значений концентрации (рис.1, таб.2).

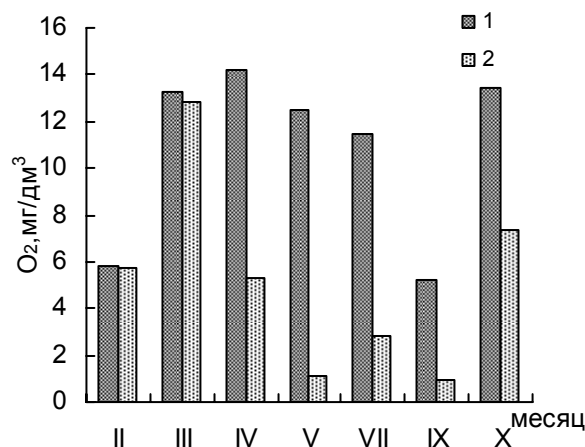


Рис. 1. Временная изменчивость содержания растворенного в воде кислорода в центральной части оз. Вербное
(1 – поверхностный горизонт, 2 – придонный).

Характерной особенностью кислородного режима исследуемых водоемов явилось наличие в придонных слоях зоны со значительным дефицитом растворенного кислорода и присутствием сероводорода. Первые признаки возникновения в озерах анаэробных условий проявились уже в весенний период, что выразилось в значительном градиенте вертикального распределения не только растворенного кислорода, но и температуры воды. Уже в конце апреля концентрации растворенного кислорода в поверхностных слоях примерно в два, в три раза превышали таковые в придонных слоях воды (рис.1). Еще более значимое увеличение вертикального градиента содержания растворенного кислорода отмечалось в начале летнего периода (июнь). В придонных слоях озера Тельбин концентрации последнего снизились до нулевых значений. В озере Вербное содержание растворенного в воде кислорода в придонных слоях воды упало до 1,1 мг/дм³. К середине лета анаэробными условиями была охвачена практически вся водная толща водоемов. Как известно, в период резкого снижения ветровой активности при наличии устойчивой температурной стратификации, возникновение анаэробных зон довольно распространенное явление. При этом в глубинных слоях как озера Тельбин (в большей мере), так и озера Вербное (в меньшей) образовывался сероводород.

Проведенные исследования послыного изменения температуры воды, величины рН и содержания растворенного в воде кислорода в центральной части оз. Вербное показали, что в его водной толще можно выделить три зоны. Зона эпилимниона, или полного перемешивания, распространялась от поверхностного горизонта до глубины приблизительно 4 м. В интервале глубин от 4 до 8 м располагалась зона металимниона с резкими градиентами температуры и величины растворенного кислорода, ниже 8 м находилась зона гиполимниона, характеризующаяся минимальной концентрацией растворенного в воде кислорода и незначительным изменением температуры воды (Рис.2, а, б).

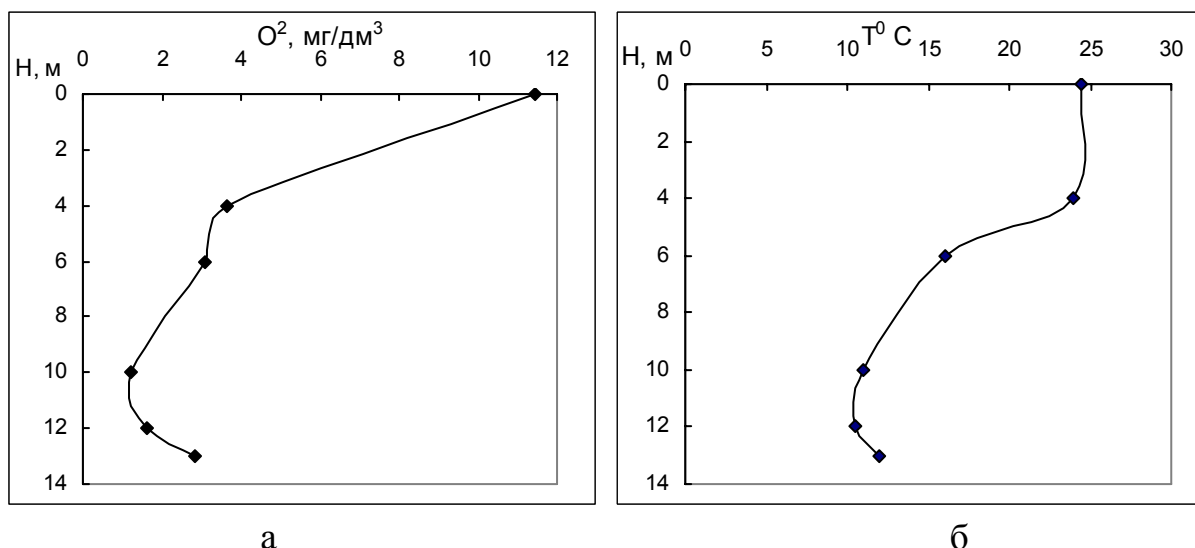


Рис. 2. Вертикальное распределение температуры воды (а), содержания растворенного кислорода (б) в озере Вербное (июль, 2008 г.).

Дефицит кислорода в гипolimнии в летний период времени в большей степени обусловлен окислением органического вещества, как аллохтонного, так и автохтонного происхождения [8]. В период снижения ветровой активности при возникновении стратификации наблюдается ослабление обмена между поверхностными и придонными слоями. Однако возникновение таких зон в придонных слоях водоема определяется не только гидродинамическими характеристиками водоема, но интенсивностью биологических процессов, в большей степени зависящих от процесса эвтрофирования. Потери кислорода в гипolimнии могут быть связаны также с поглощением у поверхности донных отложений, которые играют важную роль в кислородном режиме водных объектов. В зависимости от типа водного объекта, его географического положения, размеров, гидрологических и гидрохимических характеристик, трофического статуса и уровня антропогенной нагрузки влияние донных отложений будет проявляться в разной степени. Все эти факторы в сочетании с гидробиологическими, приводят к резкому снижению концентрации растворенного кислорода из-за высокой скорости его потребления и низкой скорости реэрации и максимуму содержания как биогенных элементов, так и взвешенного вещества [5].

Наблюдения показали, что летом в условиях устойчивой плотностной и температурной стратификации вертикальное распределение биогенных веществ в воде оз. Вербное в значительной степени определялось наличием слоя температурного скачка, приуроченного к зоне металимниона, а также зависело от концентрации растворенного кислорода (рис.3).

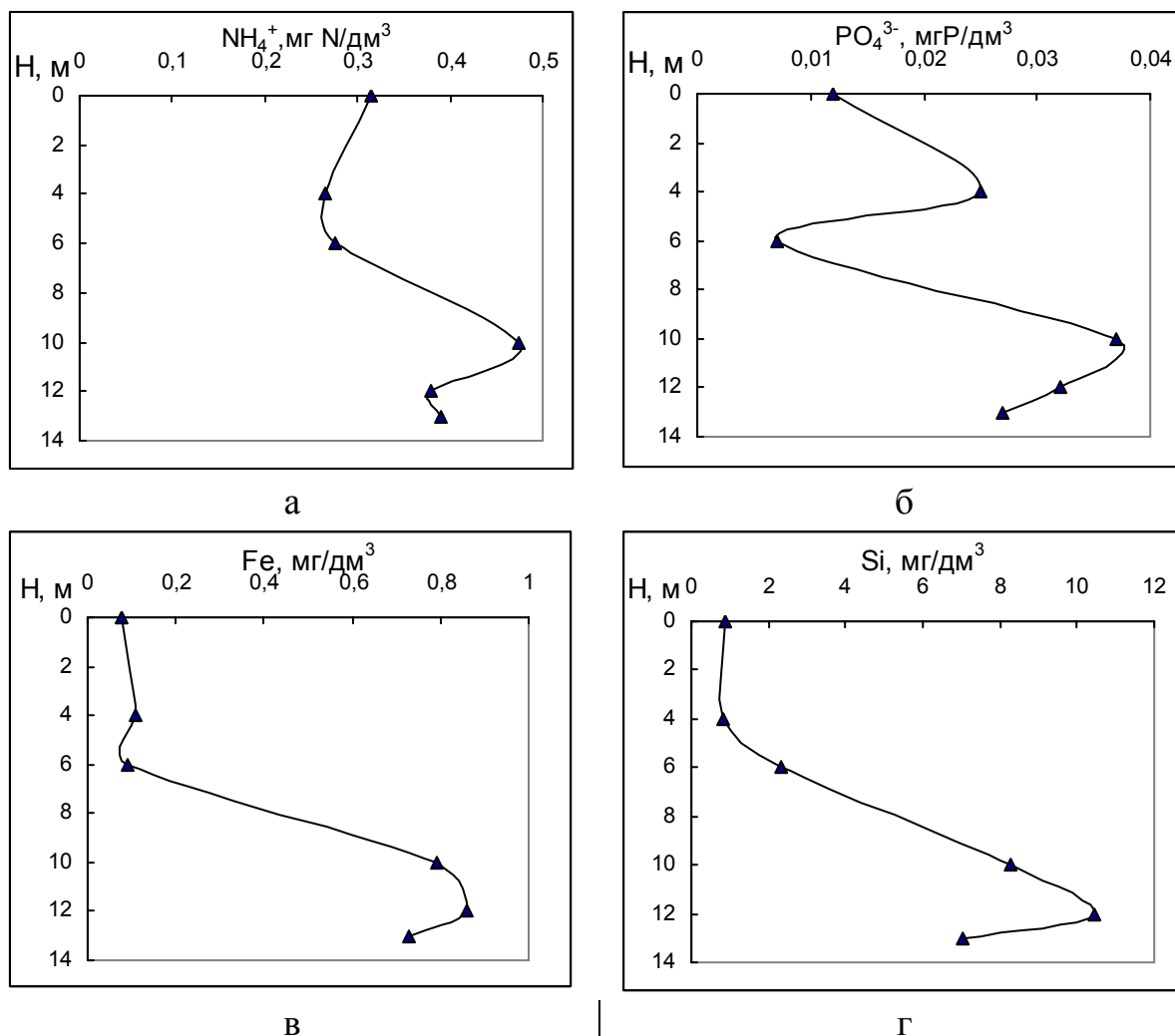


Рис. 3. Послойное распределение биогенных веществ в воде оз. Вербное в летний период (а – NH_4^+ , мг N/дм³, б – PO_4^{3-} , мг P/дм³, в – Fe, мг/дм³, г – Si, мг/дм³).

Наличие слоя температурного скачка негативно сказывается на экосистеме водоемов. Из-за резкого снижения интенсивности обмена веществом между поверхностными и придонными слоями воды, уменьшается поток кислорода в нижележащие слои воды, сопровождаемый накоплением биогенных элементов, поступающих из глубинных слоев. При этом установлено, максимальные концентрации аммонийного азота и фосфатов обнаруживались на глубине 10 м, а максимум содержания общего железа и кремния отмечался на глубине 12 м. Многочисленными исследованиями установлено, что увеличение концентрации биогенных веществ в придонных слоях воды обусловлено наличием у дна микрозоны с заметным дефицитом растворенного кислорода [4]. Увеличение содержания растворимого фосфора в придонных слоях озер в условиях стратификации происходит отчасти за счет растворимого фосфора, освобождающегося при оседании и последующем разложении значительного количества отмершего планктона [5]. Установлено, что термоклин играет роль ловушки для оседающего планктона и бактерий, что обусловлено изменением физико-химических условий в водоеме и, в большей степени, снижением температуры воды [5,9]. Подобное утверждение может быть подтверждено

графиком вертикального распределения фосфатов, а именно: на границе эпилимниона и металимниона (4 м) обнаруживается первое повышение их содержания, обусловленное, вероятно, оседанием планктонных организмов (см. рис.3).

Зоны с дефицитом растворенного в воде кислорода сохранялись в озерах до осеннего периода (октябрь). Лишь усиление ветровой деятельности, снижение уровня развития и жизнедеятельности гидробионтов и уменьшение антропогенного влияния способствовали ее разрушению (рис. 4).

Исследования показали, что, несмотря на схожесть факторов, влияющих на формирование гидрохимического режима исследуемых озер и качество их водных масс, между ними существуют и различия. Суть их состоит в том, что для водоема с более высоким уровнем трофности и глубоким дефицитом растворенного в воде кислорода, а также наличием сероводорода характерны значительные изменения концентрации, как компонентов ионного состава воды, так и биогенных элементов и взвешенного вещества (оз. Тельбин) (см таб.2, таб.3). При этом, как правило, это увеличение наблюдалось именно в слое с минимальным содержанием растворенного кислорода.

Таблица 3. Содержание биогенных веществ, взвешенного вещества в воде озер Тельбин и Вербное

Водоем	NH_4^+ , мгN/дм ³	Fe, мг/дм ³	PO_4^- , мгP/дм ³	Si, мг/дм ³	ВВ, мг/дм ³
Тельбин	$\frac{0,315 - 13,88}{2,742}$	$\frac{0,0 - 2,65}{0,246}$	$\frac{0,007 - 0,380}{0,095}$	$\frac{3,9 - 40,4}{18,21}$	$\frac{5,5 - 80,2}{24,5}$
Вербное	$\frac{0,18 - 0,485}{0,303}$	$\frac{0,037 - 0,860}{0,229}$	$\frac{0,0 - 0,037}{0,019}$	$\frac{0,722 - 12,75}{3,86}$	$\frac{2,4 - 9,6}{5,08}$

Примечание: над чертой – предельные значения, под чертой – средние.

Анализ полученных данных позволяет сделать вывод, что в данном случае решающей оказалась роль морфометрии водоемов. Ранее было установлено, что скорость и характер развития евтрофирования природных водоемов в значительной степени зависит от их морфометрических характеристик, а именно: от формы озерной чаши и распределения глубин, т.е. от показателей горизонтального и вертикального расчленения озерной котловины [5]. Озеро Вербное имеет довольно ровное очертание береговой линии, а сам водоем вытянут с запада на восток. Тогда как береговая линия озера Тельбин примерно в центре водоема делает изгиб практически на 90°, что еще более усложняет гидродинамические характеристики водоема и способствует интенсификации процесса антропогенного евтрофирования.

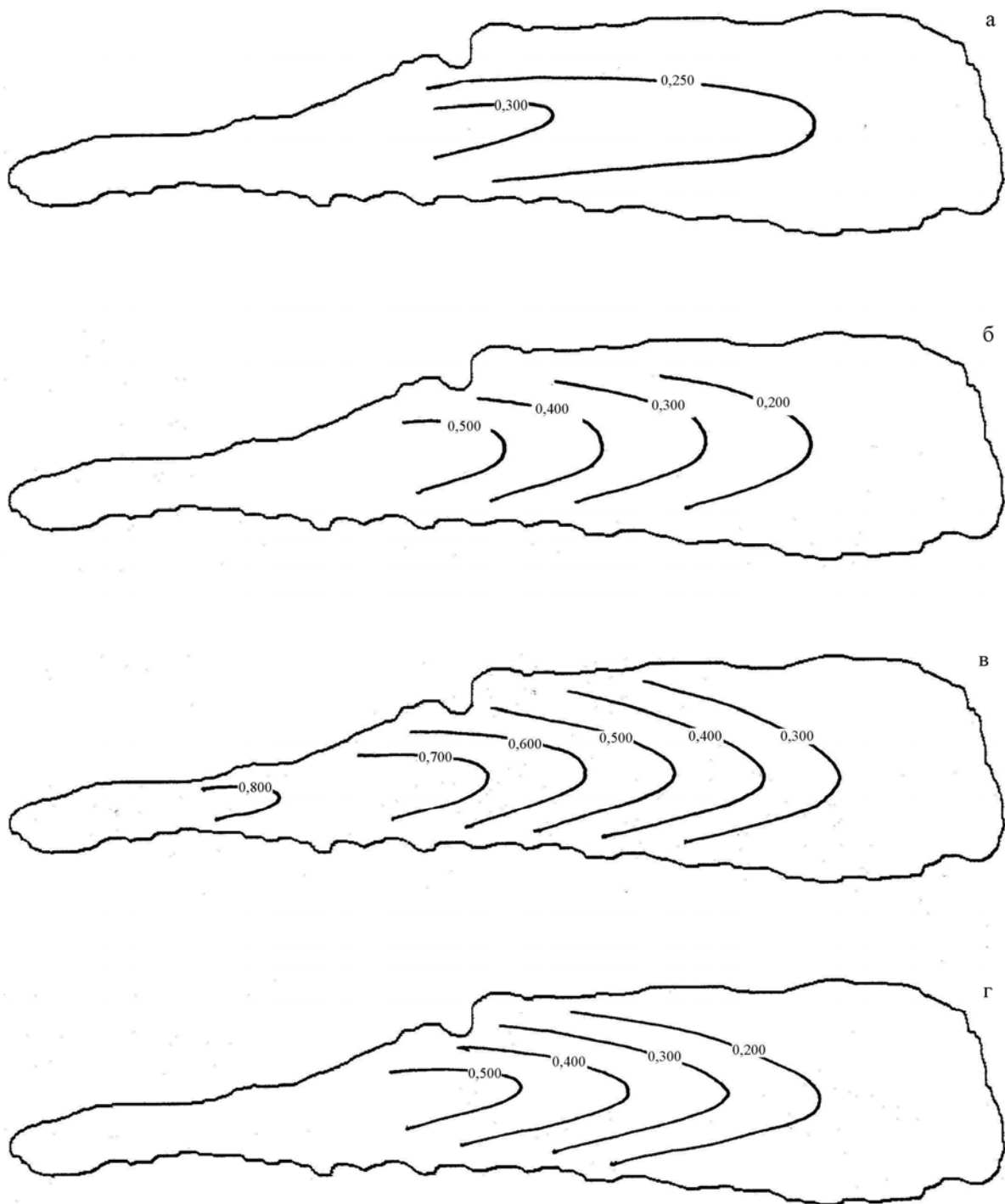


Рис. 4. Влияние анаэробных условий на пространственно-временное изменение содержания общего железа (Fe , мг Fe/дм^3) в придонных слоях воды оз.Тельбин (а – апрель, б – май, в – июль, г – октябрь 2008 г.).

Закключение. Таким образом, проведенные исследования показали всю сложность и неоднозначность внутриводоемных процессов урбанизированных озерных экосистем. Дефицит кислорода, возникновение анаэробных условий и связанное с этим появление высоких концентраций, сероводорода, биогенных веществ, резко ухудшают качество воды в гипolimнионе, особенно в летний период. При прочих равных условиях гидрографические и гидродинамические факторы играют определяющую роль в формировании кислородного режима водоемов. Влияние антропогенного фактора может быть снивелировано при условии

интенсивного перемешивания водных масс. Морфометрические особенности водоемов также оказывают существенное влияние на пространственно-временную изменчивость многих параметров качественного состава воды озерных экосистем. Естественно, в различных озерных системах преобладающее значение имеет либо тот либо другой фактор.

Список литературы

1. *Алекин О.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. – Л.: Гидрометеиздат, 1973. – 270 с.
2. *Бреховских В.Ф.* Гидрофизические факторы формирования кислородного режима водоемов. – М.: Наука, 1988. – 168 с.
3. *Марковський Ю.М.* Морфологія водойм заплави р. Дніпра // Праці Інституту гідробіології АН УРСР. – 1941. – С.5-38.
4. *Мизандронцев И.Б.* химические процессы в донных отложениях водоемов. – Новосибирск: Наука. СО, 1990. – 176 с.
5. *Хатчисон Д.* Лимнология. – М.: Прогресс, 1969. – 592 с.
6. *Хільчевський В.К., Бойко О.В.* Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків території м. Києва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т.2 – С.529-535.
7. *Химия океана.* – М.: Наука, 1979. – Т.1. – Химия вод океана – 518 с.
8. *Gordon J.A., Skelton B.A.* Reservoir metalimnion oxygen demands // Ibid. – 1977. – Vol. 103, № 6 – P. 1001-1005.
9. *Nix I.* Contribution of hypolimnetic dissolved oxygen minima in a reservoir // Water Resour. Res. – 1981. – Vol. 17, № 2 – P. 329-332.

До питання про виникнення анаеробних зон і їх вплив на якість води озерних екосистем урбанізованих територій

Морозова О.О.

Наведено результати натурних досліджень озерних екосистем урбанізованих територій (озера Тельбін і Вербне). Визначені основні фактори, що визначають виникнення у придонних шарах води зон з дефіцитом розчиненого кисня. Встановлено, що наявність анаеробних умов є основним фактором, що визначає просторово-часову мінливість хімічного складу води озер.

To the question about the origin of anaerobic areas and their influence on quality of water of Lake's ecosystems of the urbanized territories

Morozova A.A.

The results of model researches of Lake's ecosystems of the urbanized territories are resulted (lakes of Tel'bin and Verbnoye). Basic factors determining occurrence in the benthic layers of water of areas with the deficit of dissolved oxygen, are determined. It is established that a presence of anaerobic terms is a basic factor, determining spatio-temporal variability of chemical compound of water of lakes.

ЗМІНА ФОТОСИНТЕТИЧНОЇ АКТИВНОСТІ ПРІСНОВОДНИХ ВОДОРОСТЕЙ ЗА ДІЇ НА НИХ ФОСФОРВМІСНИХ ГЕРБІЦИДІВ

Сакевич О.Й., Усенко О.М.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Актуальність проблеми. З кожним роком кількість фосфорвмісних гербіцидів, що використовуються в сільськогосподарському виробництві, збільшується. Діючою речовиною цих препаратів є ізопропіламіннова сіль гліфосату. На ринок поступають вітчизняні та зарубіжні гербіциди: домінатор (США), напалм, пілараунд, факел (Китай), раундап (Бельгія), санглі (Японія), ураган (Швейцарія), фозат (Угорщина), чистопол, отаман (Україна), хелман, халмап (Німеччина) та інші.

Їх використання для захисту сільськогосподарських культур від бур'янів тепер і, очевидно, в майбутньому, буде актуальним у підвищенні врожаю рослин. У зв'язку з цим ймовірне надходження гербіцидів у континентальні водойми: річки, канали, ставки, озера, водосховища. Доведено, що перенесення гліфосату стоками води у межах водозбірної басейну, у випадку значних дощів, може скласти 99% препарату, що був внесений в ґрунт [9] і сягати концентрації $5,2 \text{ мг/дм}^3$. Звичайно гербіциди у водоймах розпадаються досить швидко. Проте за час їх розпаду вони певним чином можуть впливати на функціональну активність гідробіонтів. Гранично допустимі концентрації гліфосатвмісного раундапу в рибогосподарських водоймах становили всього $0,001 \text{ мг/дм}^3$, а у водоймах санітарно-побутового використання – $0,01 \text{ мг/дм}^3$ [3]. Доведено, що летальна доза гліфосату для безхребетних і риб коливається у великому діапазоні [1, 2, 4, 5]. Вона обумовлена часом його дії на гідробіонти, величинами температур, рН, хімічної характеристики середовища.

Певним чином гербіциди впливають також на функціональну активність фотосинтетиків. Відомо, що 1 ммоль гліфосату є токсичним для культури *Euglena gracilis*, а ріст *Chlorella sorokiniana* гальмувався на 50% при концентрації цієї речовини $17,5 \text{ ммоль}$ [8], а $1\text{--}20 \text{ мг/дм}^3$ стимулює ріст *Selenastrum gracile*. Лише вміст розчиненого у воді раундапу 30 мг/дм^3 викликає гальмування фізіологічних функцій цієї водорості.

Ціль наших досліджень полягала у визначенні впливу гліфосату на фотосинтетичну активність деяких видів культур синьозелених і зелених водоростей, а також на фітопланктон в умовах модельних дослідів.

Матеріал і методика досліджень. У роботі приведені результати впливу раундапу і урагану на культури синьозелених *Microcystis aeruginosa* emend Elenk. HPDP-6, *Phormidium autumnale* f. *uncinata* (Ag.) Gom. HPDP-35, *Oscillatoria neglecta* Lemm. HPDP-25, *Nostoc muscorum* Ag. HPDP-526) і зелених *Chlorella vulgaris* Beijer. CCAP-211/11b, *Acutodesmus dimorphus* (Turp.) Meyen IBASU-A251 водоростей, а також на фітопланктон із

Оболонської затоки Канівського водосховища в період його “цвітіння” синьозеленими водоростями.

Із фізіологічних показників функціональної активності водоростей використана зміна їх фотосинтетичної активності під впливом розчиненого в середовищі гліфосату [6].

$$\Gamma_{\phi} = 100 \cdot \left(1 - \frac{\Phi_o}{\Phi_k}\right),$$

де Γ_{ϕ} – показник впливу гербіциду на інтенсивність фотосинтезу (в % до контролю); Φ_k – інтенсивність фотосинтезу контрольних проб; Φ_o – інтенсивність фотосинтезу при дії на водорості гербіциду.

Біомасу визначали загальноприйнятим методом [7].

У всіх варіантах дослідів при вирощуванні водоростей використовувалось освітлення 3000 лк і температура 22–24°C. В окремих варіантах досліджень концентрації гербіцидів коливались у межах від 0,1 до 500 мг/дм³ і обмежувались у залежності від сили їх впливу на фотосинтез водоростей.

Результати досліджень та їх обговорення. Подібно дії гербіцидів на судинні рослини, ці препарати певним чином впливають і на функціональну активність водоростей. Про однозначність дії солей гліфосату на ці гідробіонти стверджувати не можна. Тут проявляється як гальмуюча, так і стимулююча дія на їх фізіологічні функції, в першу чергу на фотосинтез.

Проведені нами досліди по впливу раундапу і урагану на фотосинтетичну активність культур деяких видів синьозелених і зелених водоростей засвідчили, що навіть одні і тіж концентрації цих гербіцидів можуть інгібувати, або стимулювати продукцію кисню фотосинтетиками у залежності від часу їх контакту з цими препаратами.

Якщо концентрація діючої речовини раундапу 0,1 мг/дм³ на початку досліду дещо гальмувала фотосинтез культури *M. aeruginosa*, то на 7-у добу ця дія не спостерігалась, в певній мірі проявлялось стимулювання фізіологічної функції водорості (рис. 1).

Збільшення показника Γ_{ϕ} свідчить, що фотосинтез цієї культури гальмувався на 3-ю добу контакту клітин водорості з раундапом у порівнянні з контролем до 40% при концентрації цього препарату 10 мг/дм³. На 7-му добу ця дія зменшилась до 20%.

У культурі *M. aeruginosa* дія раундапу на фотосинтез клітин цієї водорості значно відрізняється від їх природних популяцій. Тут її клітини не окутані слизистими обгортками, тому вони реагують на будь-які альгіциди в значно менших концентраціях, ніж у природних умовах. Це можна спостерігати на прикладі іншої культури синьозеленої водорості *N. muscorum*, в якій у значній кількості містяться слизові речовини (рис. 2). Гальмування фотосинтетичної активності спостерігалось лише при концентрації діючої речовини урагану 50 мг/дм³. Подібну дію на цю культуру проявляв також раундап. Повне гальмування фотосинтезу припинялось лише при концентрації урагану 500 мг/дм³. В цих умовах

повністю гальмувався фотосинтез культури і відмирили її клітини.

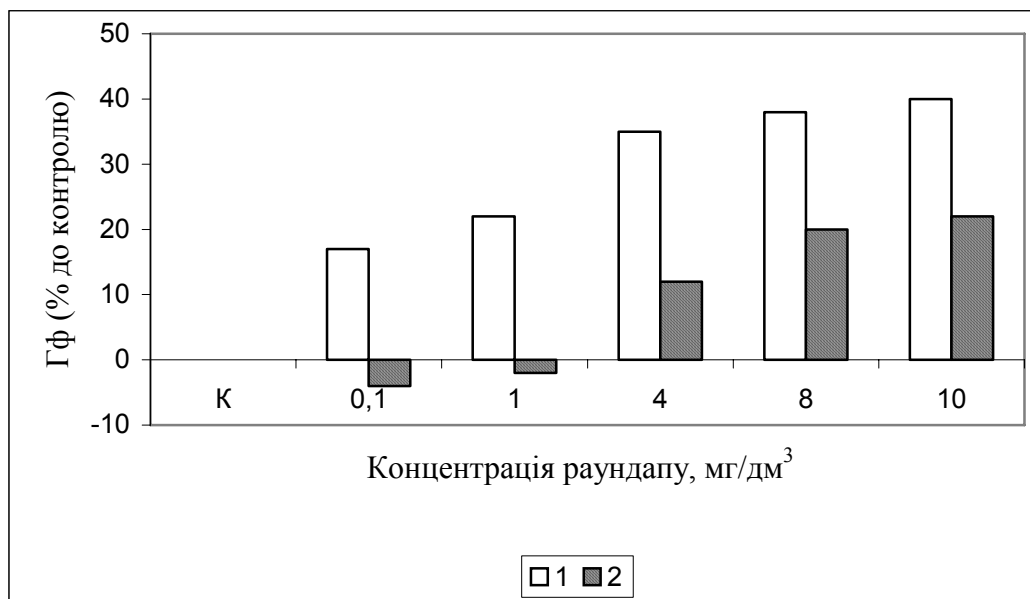


Рис. 1. Зміна фотосинтетичної активності культури *M. aeruginosa* під дією різних концентрацій раундапу на 3-ю (1) і 7-му (2) добу досліду

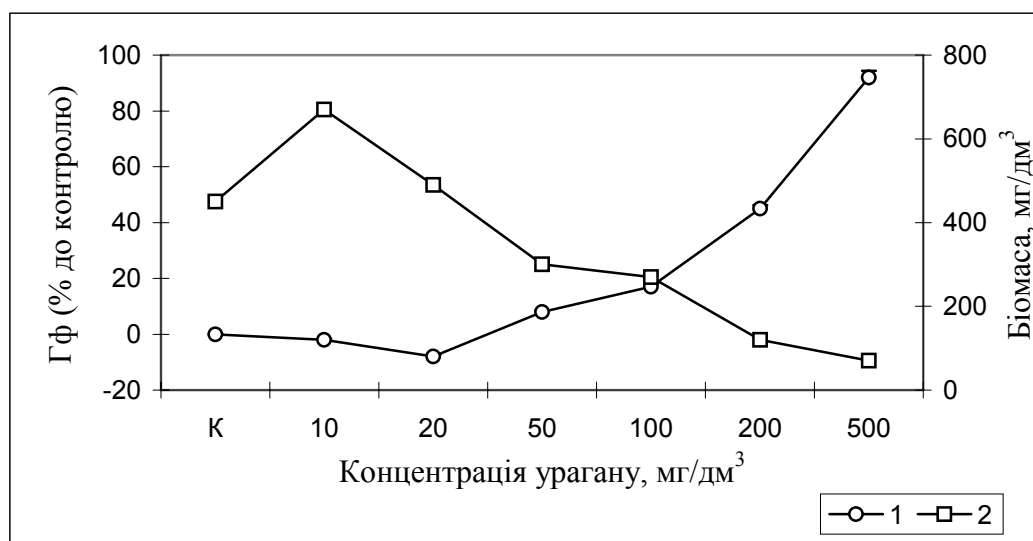


Рис. 2. Вплив різних концентрацій урагану на фотосинтетичну активність і ріст біомаси культури *Nostoc muscorum* (1 – фотосинтетична активність, 2 – біомаса)

Подібну дію на функціональну активність культур зелених водоростей *A. dimorphus* і *Ch. vulgaris* проявляв раундап. При цьому малі концентрації гербіциду (10–20 мг/дм³) не гальмували, а стимулювали фотосинтез культури *A. dimorphus*. Із збільшенням вмісту цього гербіциду в середовищі відбувалось поступове гальмування фотосинтезу, який повністю припинявся при концентрації раундапу 200 мг/дм³ в культурі *Ch. vulgaris* і 500 мг/дм³ в культурі *A. dimorphus* (рис. 3). Збільшення фотосинтетичної активності культур як синьозелених, так і зелених водоростей відбувалось при малих концентраціях гербіцидів. Стимуляція фотосинтезу і збільшення біомаси культур водоростей в умовах малих концентрацій розчинених у середовищі гербіцидів, очевидно обумовлена порівняно швидким їх

розпадом у лужному середовищі, що було доведено іншими дослідниками [8].

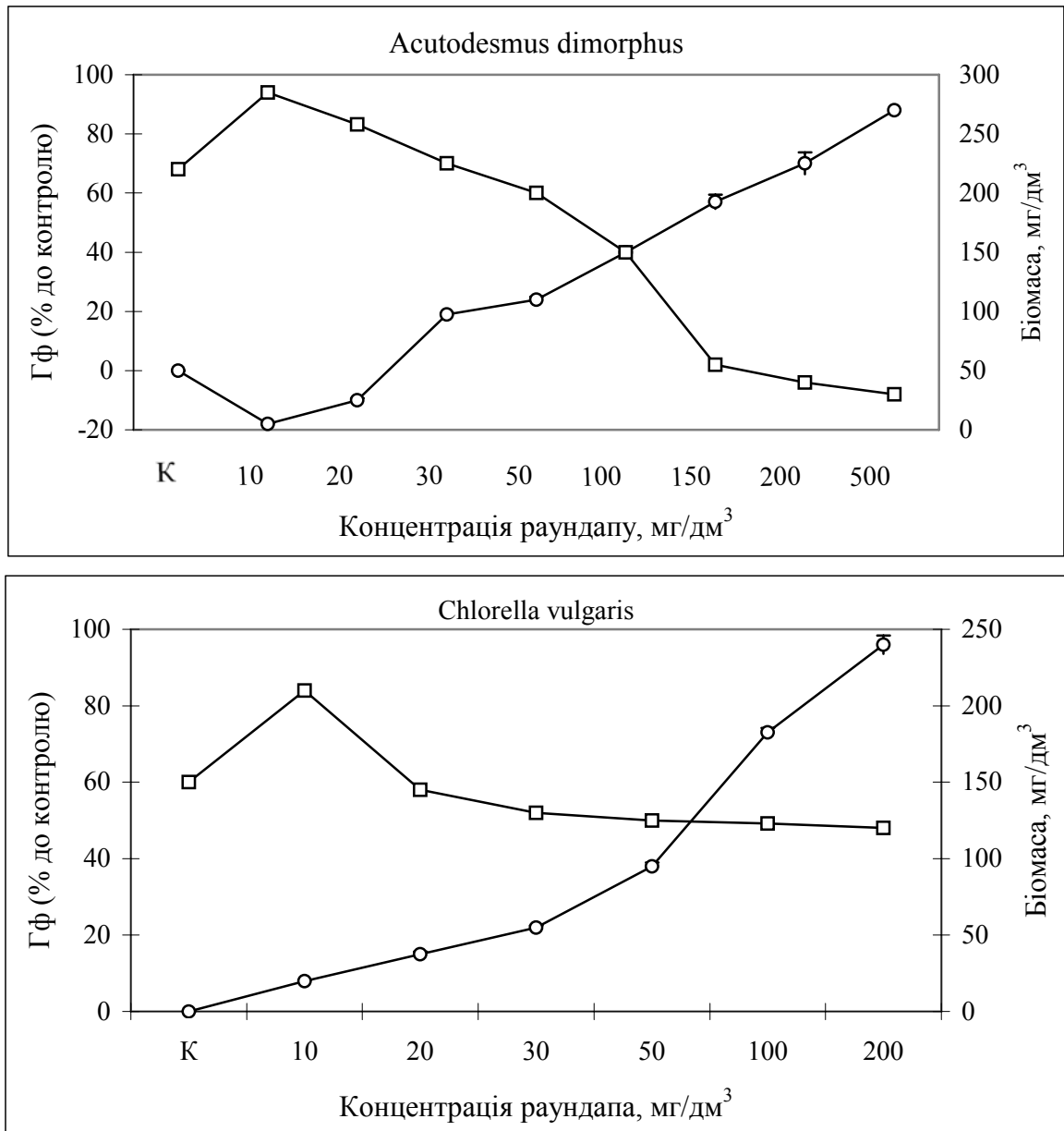


Рис. 3. Вплив різних концентрацій раундапу на фотосинтетичну активність і зменшення біомаси культур зелених водоростей (позначення як на рис. 2)

Різниця між реакціями досліджених видів на гербіциди полягала у тому, що до цих речовин більш стійка культура *Acutodesmus dimorphus*, ніж *Chlorella vulgaris*.

Якщо під впливом раундапу фотосинтез культури *Chlorella vulgaris* пригнічувався при вмісті гербіциду 10 мг/дм³, то при цій концентрації фотосинтез *Acutodesmus dimorphus* стимулювався, а його пригнічення спостерігалось при 30 мг/дм³.

Подібним чином впливали гербіциди на функціональну активність культур синьозелених водоростей *Oscillatoria neglecta* і *Phormidium autumnale f. uncinata*.

Аналогічний вплив на зміну функціональної активності водоростей

ми спостерігали на прикладі фітпланктону. Якщо протягом перших 3 діб контакту водоростей з раундапом і ураганом спостерігалось пригнічення фотосинтетичної активності фітопланктону навіть при концентрації 1 мг/дм³ відповідно на 8,13 і 7,86% у порівнянні з контролем, то через 7 діб ці показники різко змінились (табл.). В цей час інгібування фотосинтетичної активності при початковій концентрації 1–10 мг/дм³ змінилось на стимулювання фотосинтезу. Величина $\Gamma_{\text{ф}}$ для раундапу становила – 10,5% (1 мг/дм³) і 15,1% (10 мг/дм³), а для урагану відповідно – 1,2% і 5,5%. Згідно цих величин, можна допустити, що розпад раундапу протягом перших 7 діб досліді йшов значно інтенсивніше, ніж урагану.

Таблиця. Часова зміна впливу раундапу і урагану на фотосинтетичну активність фітопланктону в умовах модельного досліді

Концентрація гербіциду, мг/дм ³	$\Gamma_{\text{ф}}$	
	3 доба	7 доба
Раундап		
1	18,1	– 10,5
10	34,4	– 15,1
30	33,4 (93,4)	
50	97,2	61,8
100	100,0	60,5
Ураган		
1	7,9	– 1,2
10	33,2	– 5,5
50	87,7	7,8
100	90,6	51,2

Висновки. Таким чином, спираючись на літературні дані відносно концентрацій гербіцидів, що можуть поступати в континентальні водойми з полів і час їх розпаду в лужних умовах, можна стверджувати, що їх гальмівна дія фотосинтетичної активності фітопланктону може відбуватись лише на перших етапах контакту клітин водоростей з фосфорвмісними гербіцидами. Уже через декілька діб інгібуюча дія гербіцидів на водорості змінюється на стимулюючу.

Список литературы

1. Жиденко А.А., Коваленко Е.М. Влияние раундапа на динамику гистологических показателей в органах карпа // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, № 6. – С. 104–111. 2. Лоханская В.И., Щербань Э.П., Мельничук С.Д. Острая токсичность гербицида норвел для рыб и ветвистоусых рачках // Гидробиол. журн. – 2008. – 44, № 1. – С. 79–90. 3. Мельников Н.Н., Новожилов В.К., Белан С.Р. Пестициды и регуляторы роста растений: Справочник. – М.: Химия, 1995. – 575 с. 4. Мельничук С.Д., Щербань Э.П., Лоханская В.И. Оценка токсичности гербицидов на основе глифосата методом биотестирования на ветвистоусых рачках // Гидробиол. журн. – 2007. – 43, № 1. – С. 84–96. 5. Мельничук С.Д., Щербань Э.П., Лоханская В.И. Воздействие гербицидов факела на жизнедеятельность *Ceriodaphnia affinis* в острых и хронических опытах // Гидробиол. журн. – 2007. – 43, № 4. – С. 88–97. 6. Починок Х.Н. Методы биохимического анализа растений. – К. : Наук. думка, 1976. – 335 с. 7. Топачевский А.В., Масюк Н.П. Пресноводные водоросли Украинской ССР. – К.: Вища школа, 1984. – 333 с. 8. Carlisle

S.M., Trevors J.T. Glyphosate in the enviroment // Water, Air, and Soil Pollution. – 1988. – 39, № 3-4. – P. 409–420. 9. Edwards W.M., Triplett G.B. A watershed study glyphosate transport in runoff // Environmental Quality. – 1980. – 9, part 4. – P. 661–665.

Изменение фотосинтетической активности пресноводных водорослей под действием на них фосфорсодержащих гербицидов

Сакевич А.И., Усенко О.М.

Концентрации растворенных в воде фосфорсодержащих гербицидов в пределах 1–10 мг/дм³ в большинстве случаев стимулируют фотосинтетическую активность водорослей. С увеличением содержания в среде гербицидов, усиливается их ингибирующее влияние на функциональную активность фитопланктона и культур синезеленых и зеленых водорослей. Степень влияния глифосата на функциональную активность водорослей определяется не только концентрацией гербицидов, но и систематической характеристикой вида, а также влиянием некоторых экологических факторов.

Changes in the photosynthetic activity of freshwater algae under the influence of phosphorus bearing herbicides

Sakevych O.I., Usenko O.M.

For the most of phosphorus bearing herbicides dissolved in the water in the concentrations of 1–10 mg/l stimulated the photosynthetic activity of algae. Inhibition of the functional activity of the cultures of blue-green and green algae increased with increasing the content of this herbicide. Inhibition of the functional activity of algae depends not only on the concentration of herbicide, but also on the taxonomic affiliation of the species and on the influence of some ecological factors.

УДК 553.46

ГІДРОЛОГІЧНА СКЛАДОВА СВІТОВИХ РЕКРЕАЦІЙНО-ТУРИСТСЬКИХ РЕСУРСІВ

Бейдик О.О.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Стан питання. Акваторії були і залишаються найбільш суттєвим чинником, що стимулює світові та національні рекреаційно-туристські потоки. Опитування, які проводилась у різні часи і в різних країнах, завжди підтверджували високий попит на акваторіальні комплекси різної ієрархії та масштабу: від 70 до 80% респондентів завжди віддавали перевагу рекреації на воді або біля води.

Мета роботи – проаналізувати структуру світових рекреаційно-туристських ресурсів та їх гідрологічну складову, дати характеристику гідрологічним об'єктам, позначеним на карті світових рекреаційно-туристських ресурсів.

Виклад основного матеріалу. Рекреаційно-туристські ресурси – сукупність природних, природно-антропогенних, суспільно-географічних об'єктів, що залучені до туристської індустрії та виступають чинником відновлення та розвитку фізичних та духовних сил людини. Спрощений підхід передбачає розподіл ресурсів на 2 групи – природні та культурно-історичні, ресурси суходолу та Світового океану. Найбільший рекреаційний попит і відповідна пропозиція (виклик-реакція) характерні саме для берегових районів, «актуальних смуг», «зон крайового ефекту» (за В.С.Преображенським). До головних рекреаційно-туристських берегових районів належать: в Атлантичному океані – узбережжя морів Південної Європи та Південно-Західної Азії, Балтійського, Чорного та Азовського морів, Біскайської затоки, півострова Флорида, Багамських, Великих і Малих Антильських островів, райони міст та міських агломерацій узбережжя Північної та Південної Америки; в Тихому океані – Гавайські та інші острови Полінезії, східне узбережжя Австралії, затока Бохайвань та островів Хайнань (Китай), узбережжя Японського моря, райони міст і міських агломерацій узбережжя Північної та Південної Америки; в Індійському океані – о. Шрі-Ланка, о. Пхукет (Таїланд), райони прибережних міських агломерацій Індії, східне узбережжя о. Мадагаскар, Сейшельські та Мальдівські острови.

З іншого боку, основні види рекреаційних ресурсів можна визначити як наступні: 1) узбережжя теплих морів; 2) береги річок, озер та водосховищ; 3) лісові та лучні масиви; 4) передгір'я та гірські країни; 5) міста – столичні та історичні центри; 6) міста-курорти і курортні

місцевості; 7) сакральні та інші комплекси, розташовані у межах і поза межами населених пунктів; 8) руїни давніх міст, фортифікаційні споруди, катакомби, печерні міста.

На останній версії карти світових рекреаційно-туристських ресурсів (РТР) (*рис. 1*) водні об'єкти або водна складова також посідають чільне місце: із 14 складових легенди, 5 – фактично є гідрологічними або приакваторіальними об'єктами (портові міста, круїзні території, місця поширення серфінгу і віндсерфінгу, місця ймовірного нападу акул¹, рекреаційно-туристські берегові райони).

Більш детально зупинимось на аналізі кожної складової.

Лімітуючі туризм природні чинники. Окремим лінійним знаком показані прибережні райони поширення акул. У Західній півкулі – узбережжя Атлантики від Монтевідео (Уругвай) до Венесуели, півострова Флорида та частина Мексиканської затоки, штату Каліфорнія (США) та Нижньої Каліфорнії (Мексика), у Східній – прибережні води Австралії, Нової Гвінеї, ПАР. Останні майже співпадають із рекреаційно-туристськими береговими районами. Зазначимо, що акули, з одного боку, приваблюють туристів екстремальною рибалкою, а з іншого – обмежують розвиток приморської рекреації як чинник, що загрожує життю людини. Із понад 400 видів акул – 27 причетні до нападів на людей і човни, 4 види – являють серйозну небезпеку (велика біла акула, сіра бича акула, довгорука акула, тигрова акула). Щорічно у світі сотні людей зазнають нападів акул, при цьому близько 30% випадків закінчуються трагічно (40% жертв – серфінгісти) [8–11]. До речі, такі сюжети знайшли своє відображення й у світовому живопису: у Національній галереї м. Вашингтон (США) демонструється картина видатного художника Джона Коплі (1738–1815) «Ватсон і акула» (1778), де зображено драматичний епізод нападу акули у Гаванській затоці на молодого англійського моряка (*рис. 2*).

Приваблюють і водночас несуть небезпеку для дайверів і електричні скати: останній трагічний випадок стався у серпні 2006 р. на Великому Бар'єрному рифі, коли під час зйомок документального фільму загинув, зазнавши смертельного удару шипохвостого скату, відомий австралійський дослідник дикої природи та кінодокументаліст Стів Ірвін. Отже, ці та інші природні чинники треба враховувати й учасникам, і організаторам прибережної рекреації.

Серфінг, віндсерфінг. Поширення серфінгу і віндсерфінгу пов'язане, перш за все, із потужними хвилями на океанських узбережжях. Такі хвилі постійно приваблюють любителів екстремального серфінгу. Серфінг та віндсерфінг набули поширення у районах «великої океанічної хвилі» (узбережжя півострова Каліфорнія та західної Мексики, острівної Африки, Гавайських островів).

¹ Ці ареали можна розглядати і як полігони для спортивного рибальства, спостереження за іхтіофауною та фотополювання (мова, таким чином, іде про специфічні рекреаційно-туристські ресурсів морів і океанів).

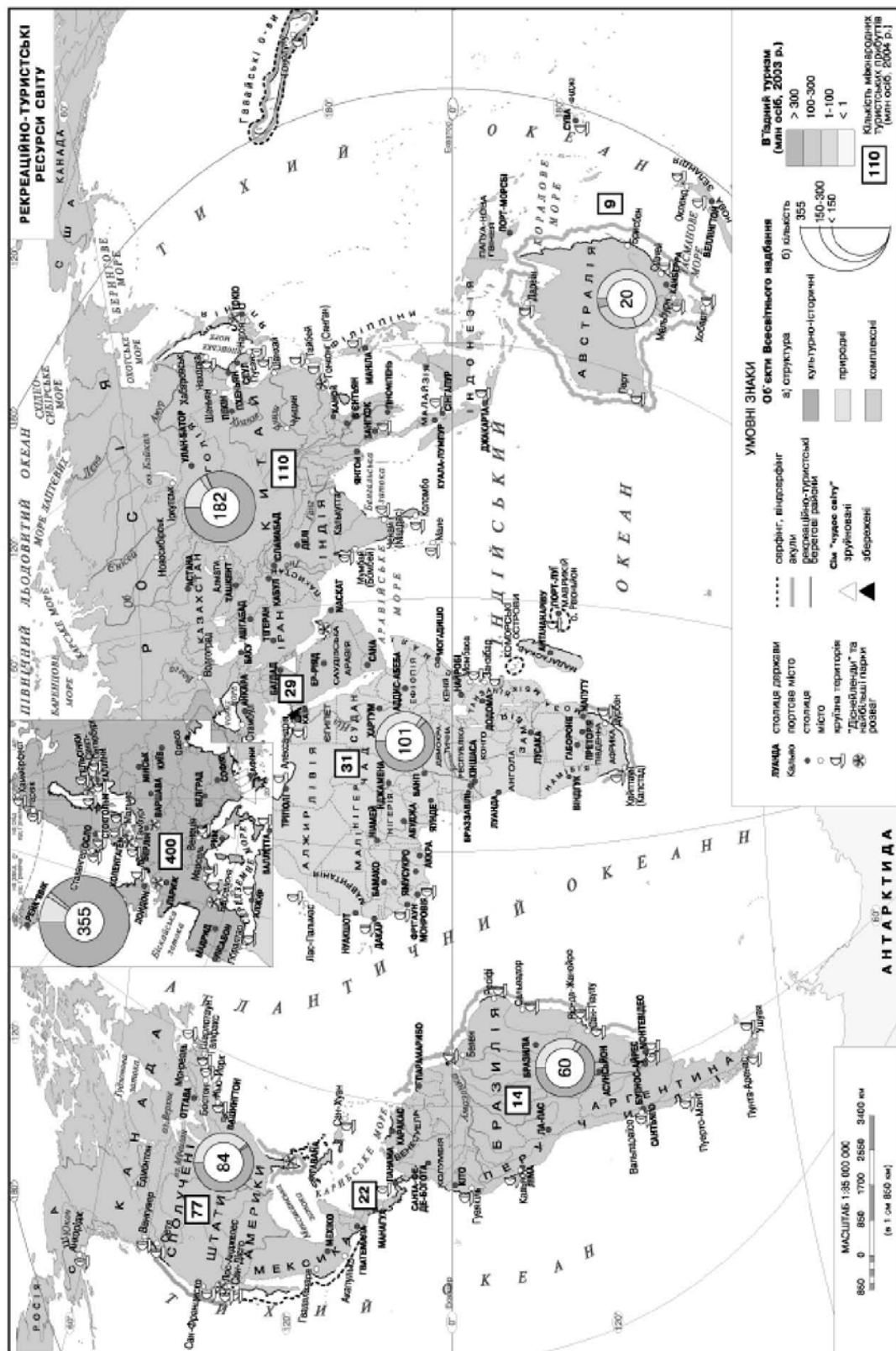


Рис. 1 – Рекреаційно-туристські ресурси світу



Рис. 2. Джон Коплі «Ватсон і акула» (1778) [1]

Круїзні території. Важливою складовою світової рекреації є круїзні території, світовий круїзний ринок. Якщо у 1970 р. у круїзах брало участь 500 тис. осіб, у 2000 р. – 8 млн., то у 2005 р. – близько 10 млн. осіб (щорічний приріст складає 9,6%). Кількість суден за останні 20 років збільшилась більше, ніж у 2 рази – від 147 у 1980 р. до майже 300 у 2005 р. Експерти ВТО вважають саме круїзи одним із п'яти найбільш перспективних видів туризму XXI ст. На ринку круїзів відбувається концентрація капіталу та круїзного флоту. Якщо у 1990 р. 8 компаній контролювали 47% ринку, то у 1993 р. цей показник досяг 55%, у 2000 р. – 60%, а у 2005 р. він вже становив близько 65%.

У світі виділяють такі основні круїзні території:

- Аляскінсько-Канадська – порти узбережжя Тихого океану від м. Анкорідж до м. Сіетл (США);
- Схід Північноамериканського узбережжя – порти узбережжя Атлантичного океану від м. Шарлотаун (Канада) до м. Нью-Йорк (США);
- Мексиканська Рів'єра – порти узбережжя Тихого океану від м. Сан-Франциско (США) до м. Акапулько (Мексика);
- Карибська – понад 40 портів на островах басейну Карибського моря;
- Гавайська – порти Гавайських островів (США);
- Південно-Тихоокеанська – порти Австралії: Дарвін, Перт, Сідней, Мельбурн, Хобарт; порти Нової Зеландії та островів Океанії;
- Південно-Американська – порти: Гуаякіль (Еквадор), Кальяо (Перу), Вальпараїсо, Пуерто-Монт, Пунта-Аренас (Чилі), Ушуая, Буенос-Айрес (Аргентина), Монтевідео (Уругвай), Сан-Паулу, Ріо-де-Жанейро, Сальвадор, Ресифі, Белен (Бразилія);
- Антарктична – порти західного узбережжя Антарктиди;

- Скандинавія – Норвезькі фіорди: порт Лонгір на о. Шпіцберген та узбережжя Норвезького моря від м. Хаммерфест до м. Ставангер (Норвегія) та Балтія: порти Санкт-Петербург (Росія), Гельсінкі (Фінляндія), Таллінн (Естонія), Стокгольм, Мальме (Швеція), Осло (Норвегія), Гамбург (ФРН), Амстердам (Нідерланди), Копенгаген (Данія);

- Середземноморська – понад 40 портів узбережжя Середземного та Чорного морів;

- Західно-Африканська – порти: Фуншал (о. Мадейра, Португалія), Лас-Пальмас (Канарські острови, Іспанія), Дакар (Сенегал), Фрітаун (Сьєрра-Леоне), Монровія (Ліберія).

- Африкано-Індійська – порти: Момбаса (Кенія), Занзібар (Танзанія), Порт-Луї (Маврикій), Мумбай, Мадрас (Індія), Коломбо (Шрі-Ланка), Мале (Мальдіви);

- Далекосхідна – понад 45 портів узбережжя Японського, Філіппінського, Південно-Китайського, Яванського морів.

Найбільш популярними серед туристів територіями є Карибська, Середземноморська, Скандинавія (Балтія та Норвезькі фіорди). Швидкими темпами зростає попит на круїзи Далекосхідною територією.

Гідрологічна складова рекреаційно-туристських ресурсів України.

У серпні 2008 р. в Україні був проведений заключний етап акції «7 природних чудес України» і визначені її переможці: біосферний заповідник «Асканія-Нова» (Херсонська обл.), регіонально-ландшафтний парк «Гранітно-степове Побужжя» (Миколаївська обл.), Дністровський каньйон (Вінницька, Івано-Франківська, Тернопільська, Хмельницька обл.), печера Мармурова (АР Крим), національний природний парк «Подільські Товтри» (Хмельницька обл.), озеро Світязь (Волинська обл.), національний природний парк «Синевір» (Закарпатська обл.). Як видно з цього переліку, гідрологічна складова представлена найбільш потужно: 4 об'єкти із 7 є річками та озерами.

Викладене дає підстави для наступних **висновків і пропозицій**:

- у «мозаїці» світових РТР виділяються об'єкти Всесвітньої спадщини, серед яких домінує культурно-історична складова (переважання природних об'єктів має лише Австралія, де виділяється найбільша у світі океанічна біологічна структура – Великий бар'єрний риф);

- Антарктида залишається єдиним макрорайоном, який не охоплений статистикою ВТО і в межах якого не виділено жодного об'єкта Всесвітньої спадщини, тому цей твердий водний купол, під яким у вдавненому вигляді знаходиться кілька десятків островів, можна вважати мегаоб'єктом Всесвітнього надбання;

- викликає занепокоєння збільшення випадків нападів акул на людей на рекреаційних узбережжях Австралії, Нової Гвінеї, Філіппін та піратів на круїзні судна (Індійський океан, східне узбережжя Африки), що має посилити відповідальність національних туроператорів за

безпеку і здоров'я співвітчизників та забезпечити їм більш надійний правовий захист під час перебування за кордоном;

• частка гідрологічних об'єктів у природному блоці книги рекордів України [5–7] є достатньо суттєвою, а аналіз регіонального розподілу найбільш привабливих акваторій та берегових комплексів України містить значний науково-практичний інтерес.

Список літератури

1. Атлас мировой живописи / Автор-сост. Н.В.Геташвили. – М.: ОЛМА Медиа Групп, 2006. – 368 с.
2. Бейдик О.О., Криницька Л.Л. Світові рекреаційно-туристські ресурси // Український географічний журнал. – 2007. – № 2. – С.49–55.
3. Бейдик О.О. Рекреаційно-туристські ресурси України: методологія та методика аналізу, термінологія, районування. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2001. – 395 с.
4. Бейдик О.О. Ресурси світового туризму: поняття, класифікація, картографування // Красзнавство. Географія. Туризм. – 2008. – № 12 (545), березень. – С.6–12.
5. Маценко Г.О. Книга рекордів України. Культура і мистецтво. Спорт і розваги. – Тернопіль: Навчальна книга–Богдан, 2002. – 80 с.
6. Маценко Г.О. Книга рекордів України. Людина і суспільство. У світі науки і техніки. – Тернопіль: Навчальна книга–Богдан, 2002. – 112 с.
7. Маценко Г.О. Книга рекордів України. Природа навколо нас. – Тернопіль: Навчальна книга–Богдан, 2000. – 80 с.
8. Поотс Д., Свэби С. Акулы. – М.: АСТ-Астрель, 2002. – 255 с.
9. www.sharkresearchcommittee.com
10. www.underwatertimes.com
11. pages.eidosnet.co.uk

Гідрологическая составляющая мировых рекреационно-туристических ресурсов

Бейдык А.А.

В общих чертах проанализирована структура мировых рекреационно-туристических ресурсов, их гидрологическая составляющая. Охарактеризованы гидрологические объекты на карте мировых рекреационно-туристических ресурсов.

The hydrological component of world tourist-recreational resources

Beydyk O.O.

The structure of world tourist-recreational resources and its hydrological component was analyzed in general. Hydrological objects were characterized on the map of world tourist-recreational resources.

УДК 528.9

КАРТИ-ПОРТАЛАНИ В ІСТОРИКО-ТОПОНІМІЧНИХ ДОСЛІДЖЕННЯХ (НА ПРИКЛАДІ ОСТРОВА ЗМІЇНИЙ)

Гордєєв А.Ю.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Вступ. Острів Зміїний – один з небагатьох у Чорному морі, розташований на 37 км східніше Кілійського гирла Дунаю і належить Україні. До недавнього часу острів був проблемною ділянкою між Україною та Румунією. Суть конфлікту – у розмірах економічної зони навколо острова, оскільки в її межах розвідані значні поклади нафти та газу. Зона також багата на рибні ресурси. З лютого 2009 року Міжнародний суд

в Гаазі виніс своє рішення відносно делімітації континентального шельфу та виключно економічних зон в районі острова, врахувавши при цьому інтереси обох держав.

Давня і багата історія Зміїний відображена на морських картах. Їх вивчення надає змогу прослідкувати зміну топонімії острова упродовж віків.

Постановка проблеми. Важливою функцією морських навігаційних карт є історико-методична функція, яка означає можливість їх використання як важливого фактичного матеріалу під час історико-географічних досліджень, виявленні місцезнаходження літописних об'єктів, їх конфігурацій, топонімічних дослідженнях тощо.

Авторові відомі дві спроби історико-топонімічних досліджень стосовно острова. Одне з них використовує досить незначну кількість джерел – усього 12 [3]. Інше використовує 83 карти, однак достовірність їх сумнівна – не вказані місця знаходження джерел, існує плутанина у датуванні по відношенню до років життя їх авторів, неточна передача назв тощо [4].

Формулювання цілей статті. Стаття присвячена дослідженню топоніму острова на основі карт, створених у період 1313-1800 років на основі: а) авторської методики історико-топонімічних досліджень та б) авторського енциклопедичного довідника з картографії Чорного та Азовського морів [1,2].

Виклад основного матеріалу. Під історико-топонімічними дослідженнями автор розуміє виявлення на основі аналізу старовинних карт усіх можливих назв окремого географічного об'єкту (або їх сукупності) з метою вирішення певної проблеми. У даному випадку, зокрема, стосовно острова Зміїний, метою є визначення найбільш поширеної його назви, її тлумачення та формулювання висновку про категорійність його сприйняття у різні періоди історії (як острова чи як скелі).

В основу дослідження покладено основні принципи, а саме:

- інваріантності, який допускає, що кожний об'єкт дослідження упродовж історичного часу мав різні варіанти назв;
- інформаційної достовірності. Цей принцип передбачає різний підхід при оцінці достовірності змісту карт, що залежить від їх цільового призначення, масштабу тощо. Очевидно, що достовірність портоланів набагато вища від сучасних їм карт світу;
- історизму, який означає що картографічне зображення об'єкта острова відбувалося за тодішніми нормами і правилами того часу;
- виключення помилок. Цей принцип є логічним продовженням попереднього і допускає відсутність помилок при різних написаннях назви, навіть у тому випадку, коли вона здається очевидною. В такому випадку слід вважати, що некоректність викликана правилами та нормами тієї чи іншої картографічної школи.

На основі вказаних принципів та досвіду систематизації значної кількості картографічних джерел стосовно Чорного та Азовського морів,

створених від найдавніших часів до 1800 року [1,2], автором розроблена типова методична схема історико-топонімічного картографічного дослідження, яка складається з наступних основних етапів а саме:

1. відбору усіх картографічних джерел на яких зображено досліджуваний об'єкт;
2. сортування джерел на дві категорії за ознакою: а) досліджуваний об'єкт супроводжується власною назвою; б) на карті за допомогою підпису вказано тільки його тип (острів); в) об'єкт позначений без будь-яких підписів;
3. групування карт за часовими проміжками, які співпадають з історичними класифікаціями, прийнятими в даній галузі знань;
4. групування картографічних джерел за мовами, на яких зроблено підписи об'єкта (або за іншими будь-якими, важливими для даного дослідження ознаками);
5. тлумачення назв об'єкту;
6. формулювання висновків.

Таким чином, для дослідження відібрано 139 карт із зображенням острова, створених у період 1313-1880 рр. Це в основному карти-портalani, тобто навігаційні посібники, які використовувались в практичному мореплавстві, і від точності яких залежала безпека перебування у відкритому морі. Це дає підстави стверджувати про високу достовірність карт стосовно зображення острова та його назви. На цих картах зафіксовано усього 35 назв острова, які відбивають три її тлумачення, пов'язані із поняттями: змія (рис.1), білий, Ахілл. При цьому на 18 картах острів позначено без назви, ще на 19 назву важко ідентифікувати.

У цілому очевидно, що сучасний острів Зміїний відігравав важливе значення і як орієнтир для мореплавців і як культове місце, оскільки його позначено практично на усіх картах, незалежно від масштабу та призначення.

У найдавніший, античний період історії острів мав три назви, які використовувались паралельно: Ахіллів, Левке (Білий), Блаженних. Про це відомо з чисельних писемних джерел.

Перша назва пов'язана з тим, що майже з моменту його досягнення стародавніми греками, він перетворився в один з центрів культу Ахілла – героя Троянської війни. Серед численних функцій Ахілла-бога слід відзначити захист мореплавців по Чорному морю, звідки й прізвисько Понтарх (тобто «Володар Чорного моря»).



Рис. 1. Фрагмент карти Магіні Джіовані Антоніо «Turcici Imperii descriptio = XXXIII. Descrizione dell'Imperio turchesco» (Венеція, 1597 р.).

Походження топоніма «Левке» (в перекладі з грецької «білий»), згідно з античними авторами, пов'язане з величезною кількістю білих птахів, які гніздилися на острові. За іншою версією, назва відбиває віру в те, що острів начебто був населений білими безтілесними духами – душами померлих.

Назва «острів Блаженних», пов'язана з його дуже далеким положенням – за межами відомого тоді стародавнім грекам світу-ойкумени. І таким чином острів почали ототожнювати з островом Блаженних, який, за переказами, призначався для померлих героїв.

У XIII столітті у Європі почали з'являтися карти, на яких Чорне море відображувалось уже за сучасними, відомими на сьогодні контурами. На цих картах острів уже був позначений як Зміїний, і серед його назв переважала латинізована форма «Фідонісі» (з грецької – Зміїний острів). Використовувались навіть явно спотворені її варіанти та переклади іншими мовами – турецькою, французькою, німецькою, румунською, російською тощо. Найдавнішою пам'яткою картографії, яка містить топонім у спотвореній формі «Fílochia», є італійський портолан «Компассо да навігаре» (друга половина XIII ст.). Наступними за часом картографічними творами з назвами острова Зміїний (Fidonixi) є атлас «Таммар Луксоро» невідомого автора XIV ст. та морська карта П'єра Віконте 1311 року з назвою Fidonissi.

Топонім «Фідонісі» – не єдиний, який вживався з доби середньовіччя. Упродовж XVI-XVIII ст. на регіональних картах, створених у традиціях К. Птолемея використовувались й інші назви: відома вже «Leuse» (наприклад, на карті Абрахама Ортелія, 1590 р.); «Achillis insula» (тобто «острів Ахілла», наприклад, на карті Східної частини Середземного моря та Чорного моря картографа Анжелло де Конті Фредуччі, 1555 р.).

З XVIII ст. відома форма назви така як Ілан-Ада (Зміїний острів в перекладі з турецької). Однією з карт, на яких ця назва зафіксована (I[nsula] Ilanada) є Генеральна карта України Гійома де Боплана 1648 р.

На початку XIX ст. в практиці картографування з'являється традиція подавати назву острова в перекладі. Так на франкомовній карті Адріана Брю «Turquie d'Europe» 1822 року острів підписаний як «I[le] des Serpents»; на німецькомовній Етнічній карті Центральної і Південно-Східної Європи Генріха Каперта 1876 року – «Shhlangen I[nsel]» тощо. У російській картографії з цього часу паралельно вживалися два топоніми – «Фидониси» та «Змеиный» («Змиевый»). Перша назва проіснувала на картах до початку XX ст. На україномовних картах, що з'явилися на початку XX ст. використано топонім «Зміїний».

Щодо походження сучасного топоніма острова існує дві версії. Одна з них пов'язана із твердженням, що в давнину острів заселяли водяні вужі, тобто змії. Інша версія пояснює назву із вшануванням Ахілла, який інколи представлявся у вигляді змії. На користь цієї версії свідчать зображення на перстені, знайденому при археологічних розкопках – змія всередині храму.

Висновки. Позначення острова Зміїний на картах періоду 1313-1800 рр. визначається важливістю його як географічного об'єкту, зокрема для мореплавців. Його зображення представлено як ділянки суходолу, тобто власне острова, в той час як інші суходільні ділянки позначаються хрестиком (що означає окрему скелю або інші навігаційні небезпечні об'єкти). Найчастіше острів підписаний у латинізованій формі «Зміїний» (різні транскрипції – Fidonixi, Fidinisi, Sidinisi тощо). Така назва зустрічається на 54 % усіх вивчених джерел. Латинізована транскрипція турецької назви «Зміїний» («Ilanada», «Ilanda») зустрічається на 30% карт. Часто острів підписаний у латинізованій формі грецької назви «Білий» («Leuse») – на 12% усіх вивчених джерел.

Список літератури

1. Гордеев А.Ю. Картография Черного и Азовского морей: Ретроспектива. До 1500 г., период 1500-1600 гг., период 1600-1700 гг. – К. : СПД Зосимов, 2006 (СД) 2. Гордеев А.Ю., Булатов В.Э. Картография Черного и Азовского морей: Ретроспектива. Период 1700-1800. . – М. : Директмедиа Паблишинг, 2007. (СД) 3. Фоменко И.К. Образ мира на старинных портоланах. – М. : Индрик. 2007. – С.. 251-304, 313 4. Pădurea D. Insula Șerpilor. – Constanța : Muntenia, 2004. – P.. 75-92

Карты-портоланы в историко-топонимических исследованиях (на примере острова Змеиный)

Гордеев А.Ю.

Приведены принципы и методологическая схема историко-топонимических исследований с использованием карт-портоланов. Проанализированы практические результаты такого исследования относительно острова Змеиный в Черном море на основе 139 источников 1313-1800 гг.

Portolan-maps in historical toponymical researches (on the example of Island Snake)

Gordyeyev A.Y.

Principles and methodological chart of historical toponymical researches with the use of portolan-maps are resulted. The practical results of such research are analyzed in relation to an island Snake in the Black sea on the basis of 139 sources dated 1313-1800.

УДК 551. 4

ВПЛИВ МЕЛІОРАТИВНИХ КАНАЛІВ І ВОДОЙМ, СПОРУДЖЕНИХ У БАСЕЙНІ РІЧКИ УДАЙ, НА РОЗВИТОК ЕРОЗІЇ ТА ОСОБЛИВОСТІ ПРОТІКАННЯ СУФОЗІЇ

Філоненко Ю.М., Філоненко І.М., Слюта В.Б.

Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя

Комлев О.О.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Постановка проблеми. Територія басейну річки Удай була одним з регіонів України де в 60-70-х роках ХХ ст. проводились масштабні меліоративні роботи, наслідком яких стало спорудження великої кількості меліоративних каналів і водойм. Ці водовідвідні і водонакопичувальні об'єкти є причиною зміни активності протікання, а часто, і напрямку деяких екзогенних рельєфоутворюючих процесів, які тут мають місце. Найчастіше, це стосується ерозії, суфозії та гравітаційних процесів і, меншою мірою, процесів затоплення та підтоплення.

Саме ерозія, частіше за все бічна і глибинна, а також суфозія є найбільш поширеними екзогенними рельєфоутворюючими процесами на меліорованих землях в басейні р. Удай. Зважаючи на це, **актуальним** і необхідним є ґрунтовне дослідження особливостей їх протікання.

Мета дослідження. Метою дослідження є вивчення впливу меліоративних водойм і каналів, споруджених у басейні річки Удай у другій половині ХХ ст., на особливості протікання ерозії та суфозії.

Об'єкт дослідження. Об'єктом дослідження є меліоровані землі і діючі меліоративні системи в басейні річки Удай.

Виклад основного матеріалу. Результати проведених досліджень дозволяють стверджувати, що активність прояву ерозійних процесів у межах дослідженої території неоднакова. Найбільш активно вони протікають у південно-східній, центральній, східній та північно-східній

частинах басейну Удаю. Для цих ділянок характерна наявність хвилястого яружно-балкового рельєфу і має місце досить глибоке залягання базису ерозії (50–60 м). Особливо активно водна ерозія проходить у басейнах таких приток Удаю, як Лисогір, Смош і Многа. В північно-західній і західній частинах басейну, які виділяються плоско-рівнинним рельєфом, через майже повну відсутність поверхневого стоку, водна ерозія практично відсутня.

Слід зауважити, що найбільшого впливу *водної ерозії* на досліджуваній території зазнають орні землі, пасовища і сади розташовані на схилах. Значного ерозійного руйнування зазнають також ґрунтові дороги. Однією з причин цього є те, що оранка, посадка, обробіток землі у міжряддях просапних культур часто здійснюється вздовж схилів, а ґрунтозахисні сівозміни зараз практично відсутні. Особливо часто подібна картина спостерігається в Лубенському (нижня течія Удаю), Чорнухинському (долина та схили Многи), Срібнянському (Лисогір), та Варвинському районах. Тут досить часто, головним чином на полях зайнятих кукурудзою, цукровим буряком і соняшником, по міжряддях утворюються ерозійні борозни і вимоїни глибиною 8-12 см і шириною до 25 см. Варто відзначити, що ерозійні процеси особливо активізуються під дією талих і зливових вод.

Щодо пасовищ, то в межах басейну Удаю, значна частина їх розташовується на покатих і крутих схилах балок і долин малих річок. В результаті безсистемного випасу худоби розбивається дерновий покрив і формується такий тип нанорельєфу, який в геоморфології отримав назву «рельєф козячих стежок» (рос. «рельєф козьих троп»). Під впливом злив і талих вод по таких стежках активно відбувається лінійний розмив схилів, що призводить до виникнення глибоких ярів і формування густої мережі вимоїн. Досить часто подібні пасовища зустрічаються на схилах у Талалаївському, Срібнянському, Варвинському, Чорнухинському та на сході Прилуцького районів.

Активно ерозійні процеси розвиваються також у межах розміщених на схилах садів і по прокладених вздовж схилів ґрунтових дорогах (особливо весною і восени). Загалом на дослідженій території розташовано понад 450 ярів і величезна кількість ерозійних вимоїн та борозен. Більшість ярів має глибину 10-12 м, рідше 20-25 м. Деякі яри ростуть настільки активно (Варвинський, Лубенський, Чорнухинський райони), що приріст їх вершин може сягати до 20 м на рік.

Польові дослідження меліоративних об'єктів, споруджених в межах басейну річки Удай, де поширений хвилястий рельєф, дозволяють зробити висновок, що осушувальні системи часто страждають від замулювання. Найбільш інтенсивно це відбувається після зливових дощів і різкого танення снігу, коли деякі канали й невеликі водосховища можуть замулюватись на 90% свого об'єму. В той же час самі меліоративні канали і водойми можуть бути причиною виникнення й активізації процесів водної ерозії. Це пов'язано з тим, що при спорудженні меліоративних каналів з

метою осушення території, має місце загальне зниження місцевих базисів ерозії, а при будівництві водосховищ – підвищення.

Для переважної більшості меліоративних каналів, розташованих в басейні р. Удай характерні певні особливості розвитку ерозійних процесів на окремих їх ділянках. Як правило, у їх верхній і середній частині домінує глибинна та бічна ерозія. На схилах каналів і прилеглий території досить активно відбувається формування ерозійних борозен (рідше – вимоїн), яке має сезонний характер (весняна та осіння активізація й літнє та зимове затухання). Крім того, у верхній та середній частині майже всіх наявних у басейні Удаю водовідвідних каналів, мають місце процеси площинного змиву.

У нижніх частинах каналів спостерігається зменшення швидкості течії. В результаті цього послаблюється ерозія і домінуючим стає процес акумуляції твердих осадів, що призводить до замулювання каналів, а іноді й до повного припинення руху води та розвитку вторинного заболочування. Заслужовує на увагу також і той факт, що для каналів розташованих на правобережжі Удаю характерна менша швидкість течії і, відповідно, менша замуленість. Причиною цього є значне зменшення лесів серед товщ четвертинних відкладів.

Щодо впливу меліоративних водойм на особливості протікання ерозії, то майже всі вони зумовили зменшення темпів розмиву прилеглих територій, адже їх спорудження спричинило уповільнення швидкості течії на водотоках і підняття місцевих базисів ерозії. Крім того, на їх схилах встановився стійкий рослинний покрив, який нині майже унеможливорює активний розвиток площинного змиву. Лише при безсистемному випасі худоби, за умови формування «рельєфу козячих стежок» (рос. «рельєф козьих троп»), на берегах меліоративних водойм можливе виникнення поодиноких ерозійних борозен.

Якщо ж говорити про розвиток ерозії за тривалий час (в нашому випадку від часу спорудження меліоративних каналів і водойм до наших днів), то можна відмітити кілька закономірностей:

- особливо інтенсивно ерозія протікає в перші 3-4 роки після спорудження меліоративних каналів та водойм;
- з часом спостерігається значне затухання ерозійного процесу й локалізація його в окремих місцях з найбільш сприятливими геологічними та геоморфологічними умовами;
- активізація ерозійних процесів викликається лише різким збільшенням кількості опадів, або зміною водного режиму меліоративних каналів;
- значну загрозу для магістральних водовідвідних каналів має пролювіальне винесення матеріалу зі схилів, оскільки призводить до різкого зменшення їх пропускної здатності (особливо часто таке трапляється в їх пригирлових ділянках).

Варто також відзначити, що в басейні р. Удай на осушених землях, особливо в межах заплави, мала місце й *вітрова ерозія*. Найчастіше її

прояви фіксувались в нижній течії річки (Лубенський, Пирятинський, частково Прилуцький райони). Тут серед ґрунтів домінують торфовища, лучно-болотні, дернові, частково підзолисті ґрунти. Значна їх частина має легкий механічний склад і тому, після осушування і розорювання зазнала досить активного впливу *дефляції*. Найбільш інтенсивно прояви дефляції спостерігалися під час активного сільськогосподарського використання цих територій. Нині, у зв'язку зі зменшенням посівних площ, скоротилися і території, де мають місце процеси видування.

Крім того, процес лінійної ерозії, в межах дослідженої території, часто супроводжується суфозійним винесенням дрібноуламкового матеріалу. Внаслідок цього на схилах водовідвідних каналів формуються невеликі за розміром (до кількох метрів у діаметрі) *суфозійні ніші* та *лійки*. Найчастіше такі форми рельєфу зустрічаються на схилах каналів лівобережної частини середньої та нижньої течії Удаю, особливо на території Прилуцького, Пирятинського, Лубенського, та Чорнухинського районів. У Варвинському, Срібнянському і Талалаївському районах ніші та лійки зустрічаються набагато рідше, а на схилах каналів Ічнянщини вони практично відсутні.

На правобережжі басейну і у верхній течії Удаю та поблизу витоків Удаю, Смошу і Лисогору *суфозійний рельєф* представлений мікрозападами (блюдцями). Їх розміри можуть сягати від кількох до кількох десятків метрів, а глибина – переважно 0,5-0,8 м, рідше 1,2 м і більше. Спорудження на цій території відкритих меліоративних каналів, у перші роки функціонування меліоративних систем зумовило активізацію суфозії, але з часом цей процес уповільнився і нові мікрозападини зараз виникають досить рідко.

В той же час у меліоративних системах, де значна частина водовідведення здійснюється через закритий дренаж (Прилуцький, Ічнянський райони) призупинення суфозійного процесу з часом практично не спостерігається. Тут, на окремих ділянках (р. Буримня, урочище Жевак, р. Веприк та ін.), суфозія призводила до створення численних, іноді досить значних за площею западин і знижень на спланованій меліорованій території. Розвиток суфозійних мікрозападин (блюдець) і знижень створює серйозні проблеми при сільськогосподарському використанні території. Блюдця затримують на полях талі й дощові води, що зумовлює вимокання посівів і в цілому суттєво відображається на зниженні врожайності сільськогосподарських культур при вирощуванні їх на осушених землях.

Після проведення меліоративних робіт до площ природної суфозії додалась територія яку охопила суфозія, викликана меліорацією. Суфозійні процеси охопили сільськогосподарські угіддя (рілля, поливні поля, пасовища) й території прилеглі до заплави Удаю та заплави його приток. Найбільш активно суфозія протікала в районах, де було збудовано закриту осушувальну систему, що складається з кротового та гончарного дренажу. Загальна площа цих дренажів складала 31497 га (314,97 км²), тобто можна припустити, що приблизно таку ж площу охопила суфозія, викликана

меліоративними роботами. Найбільшу площу закрита осушувальна система займає в Ічнянському, Прилуцькому, Варвинському, Пирятинському, Чорнухинському та Лубенському районах.

На даний час інтенсивність процесу протікання суфозії значно зменшилася. Це пояснюється тим, що кротовий дренаж в басейні р. Удай майже ніде не оновлюється і, як наслідок, територія охоплена суфозійним процесом, що викликаний меліорацією, значно зменшилася і локалізувалася в тих районах, де свого часу було закладено гончарний дренаж. Найбільшу площу він нині займає на території Прилуцького (1736 га), Пирятинського (1516), Лубенського (1126), Ічнянського (904 га) районів.

Типовим прикладом розвитку суфозійних процесів за період будівництва меліоративної системи в басейні р. Удай є їх перебіг в басейні р. Журавки (ліва притока), що протікає територією Варвинського та Прилуцького районів. Після проведення меліорації спостерігалась також інтенсифікація суфозії в межах долини р. Удай на відрізку Прилуки – Варва (на ділянці за Ладаном і за селом Журавка) та на полях прилеглих до рр. Удай і Журавка. Глибина суфозійних знижень тут становить 0,5-1м.

Слід зауважити, що гончарний дренаж, який поблизу села Журавка охоплює площу 140 га, і виходить безпосередньо до Удаю було збудовано на культурних пасовищах, які ще до початку меліоративних робіт мали сліди природної суфозії – блюдця. Будівництво ж закритої осушувальної системи дещо посилило перебіг суфозійних процесів на даній території. Крім того, на деяких ділянках даної території, одночасно з суфозією спостерігається зародження та розвиток ярів.

Висновки. Спорудження меліоративної системи в басейні Удаю змінило перебіг процесів ерозії та суфозії. Причиною цього стало порушення залягання значних об'ємів ґрунту і його легкий механічний склад. Відкриті водовідвідні канали посилили протікання ерозії, а закриті більше сприяли поширенню і розвитку суфозії. Особливо активно ці процеси відбувалися в перші роки будівництва системи. Не дивлячись на те, що з часом активність ерозії та суфозії знизилася, ділянки де спостерігається стійка тенденція до їх активізації зберігаються й нині.

Список літератури

1. Регулювання р. Удай та осушення її заплавних земель на території Полтавської і Чернігівської областей. — Технічний проект. — т.ІІ, ч.1. — К., 1971. — 295с.
2. Регулювання р. Удай та осушення її заплавних земель на території Полтавської і Чернігівської областей. — Технічний проект. — т.ІІ, ч.2. — К., 1971. — 95с.
3. Регулювання р. Удай та осушення її заплавних земель на території Полтавської і Чернігівської областей. — Технічний проект. — т.ІІ, ч.3. — К., 1971. — 73с.
4. Регулювання р. Удай та осушення її заплавних земель на території Полтавської і Чернігівської областей. — Технічний проект. — т.ІІІ, ч.1. — К., 1971. — 391с.
5. Регулювання р. Удай та осушення її заплавних земель на території Полтавської і Чернігівської областей. — Технічний проект. — т.ІV, ч.1. — К., 1971. — 172с.
6. Регулювання р. Удай та осушення її заплавних земель на території Полтавської і Чернігівської областей. — Технічний проект. — т. VІІІ. — К., 1971. — 149с.

Влияние мелиоративных каналов і водоемов, созданных в бассейне реки Удай, на развитие эрозии и особенности протекания суффозии

Филоненко Ю.Н., Филоненко И.Н., Слюта В.Б., Комлев А.А.

Сделано краткое описание особенностей влияния мелиоративных каналов и водохранилищ, созданных в пределах бассейна реки Удай, на динамику развития эрозии и суффозии. Рассмотрены основные причины благоприятствующие развитию этих экзогенных рельефообразующих процессов. Названы участки исследованной территории для которых максимальная активность эрозии и суффозии является наиболее характерной.

Influence of reclamation channels and reservoirs which were created in drainage-basin of river Udaj on development of erosion and peculiarities of performance of suffusion

Filonenko J.M., Filonenko I.M., Sluta W.B., Komlev O.O.

The brief description of features of influence of meliorative channels and the water basins created within the limits of river basin Udaj, on dynamics of development of erosion and suffusion is made. Are considered principal causes favorable to development of these external Forming a relief processes. Regions of the investigated territory for which maximal activity of erosion are named and suffusion is the most typical.

УДК 551.482

**САМОРЕГУЛЯЦІЙНА ЗДАТНІСТЬ ҐРУНТІВ З ВЕЛИКИМ
ВМІСТОМ КАРБОНАТУ КАЛЬЦІЮ В БАСЕЙНІ
ПОСТҐЛЯЦІАЛЬНОГО ОЗЕРА**

Доманьська М.

Інститут Меліорації і лукувництва, м. Варшава, Польща

Вступ. Ґрунтовий покрив відіграє вагому роль в охороні суходільних та озерних екосистем. Це зумовлено специфічними властивостями біологічної частини літосфери, що виконує важливі функції, в тому числі в кругообігу і накопиченні води та запобіганні її забруднення. Ґрунт бере участь в процесах саморегуляції, які забезпечують екосистемам відносну стійкість щодо впливу зовнішніх деструкційних чинників [2, 7]. Ця здатність набуває особливого значення в добу глобального зростання забруднення середовища. Її пізнання становить підстави для діяльності, котра спрямована на збереження біорізноманіття водних басейнів, зокрема на відносно натуральних природоохоронних територіях [5,11,12].

Ґрунт є природним елементом, який з-поміж всіх інших компонентів найповільніше підлягає деградації під впливом негативних явищ, пов'язаних з промисловою і рільничою діяльністю людини. Хоча процес деградації є довготривалим, але одночасно переважно безповоротний. Його масштаби і темпи істотно залежать від фізико-хімічних властивостей ґрунтів, головним чином, від їх регуляційної здатності, яка складається з буферних властивостей. Під останнім розуміється здатність ґрунту до утримання відносно сталого рівня рН не дивлячись на вплив чинників з

кислим або лужним середовищем [16]. Ґрунт є сумішшю буферних компонентів. Вірогідно, одна частина їх складових має здатності до нейтралізації кислот (внаслідок зв'язування іонів H^+), а друга – має здатності до нейтралізації лугів (внаслідок вивільнення іонів H^+) [3,18]. Ці властивості залежать від сорбційної ємності, тобто від сукупної кількості обмінних катіонів, разом з іонами водню, яку в стані сорбувати 100 гр. ґрунту [21]. Сорбційна ємність ґрунту залежить від: вмісту гумусу, колоїдних мінералів та різних буферних елементів, в тому числі – карбонатного буферу.

Особливо значною роллю карбонатного буферу відзначаються ґрунти з великим вмістом карбонату кальцію, прикладом яких є парарендзини – літогенні кальцієві ґрунти [14], які в Польщі поширені на поозер'ї, зокрема на малих поверхнях, які репрезентують постгляціальні маргінальні зони балтійського зледеніння [13,15] та на територіях поширення височин і карпатського флішу [6,17]. В ґрунтознавчій літературі ці ґрунти окреслюються як *pararendzinas* [1]. Головні міжнародні класифікації однак не виділяють такої одиниці. З огляду на характеристично великий вміст карбонату кальцію, в даній статті ці ґрунти класифіковано як *Calcisols* [8], хоча ж від класичних рендзин вони відрізняються материнською породою, яка у випадку парарендзин складається не з кальцієвих порід, таких як вапняк чи гіпс, а з кластичних порід багатих на карбонати кальцію - наприклад, моренна глина молодших фаз балтійського зледеніння. Вміст карбонату кальцію в значній мірі визначає властивості цих ґрунтів, зокрема тих, які свідчать про їх регуляційну здатність.

Мета дослідження. Головною метою даного дослідження є оцінка ґрунтів з великим вмістом карбонату кальцію на території водозбору малого постгляціального озера, з точки зору їх витривалості щодо змін, викликаних різними деградаційними чинниками. Реалізація мети відбувалася на двох послідовних етапах:

- характеристика сорбційних і буферних властивостей ґрунтів, які свідчать про їх саморегуляційні здатності;
- характеристика змін, зумовлених декальцифікацією ґрунтів.

Об'єкт дослідження. Дослідження проведено на водозборі озера Лукнайно. Це малий постгляціальний басейн локалізований в південній частині Країни Великих Мазурських Озер в маргінальній зоні балтійського зледеніння (північно-східна Польща) (рис. 1).

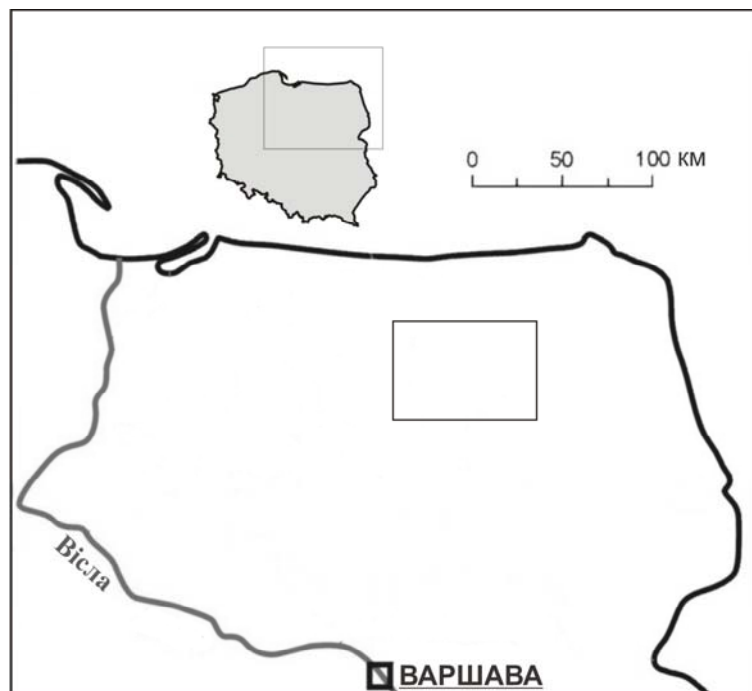


Рис 1. Локалізація території дослідження

Літологічні умови водозбору (зокрема велика кількість карбонату кальцію у відкладах) зумовили відкладання вапнякової гитї *calcareous gyttja* (містить більше 80% карбонату кальцію) в озерній котловині в результаті надходження вод з водозбору. Її потужність тут сягає кільканадцяти метрів. Береги озера покривають луки з класу *Charetea*, які є джерелом живлення для однієї з найбільших в Центральній Європі колонії німих лебедів (*Cygnus olor*). Цей факт отримав міжнародне визнання, про що свідчить внесення цього унікального об'єкту до списку резерватів біосфери UNESCO в 1976 р., а також зарахування до списку водно-болотних угідь в рамках Рамсарської Конвенції в 1977 р.

Методика досліджень. Дослідження проведено на базі методики ґрунтових катен, яка ефективна у випадку різноманітного рельєфу в молодогляціальному ландшафті [9]. Катени розміщено в різних репрезентативних геоморфологічних формах. Для цілей даного опрацювання вибрано катену локалізовану на пагорбі морени мертвого льоду, де представлені парарендзини (*pararendzina*; *Calcisol*) на верхів'ї схилу та бурі ґрунти (*brown soil*; *Cambisol*) у підніжжя. В помірному перехідному кліматі утворення бурих ґрунтів є результатом суцільного вилуговування карбонату кальцію вглиб профілю. Це натуральний процес еволюції парарендзин [15].

З метою вивчення фізико-хімічних характеристик досліджуваних ґрунтів виконано ряд лабораторних аналізів, під час яких визначено наступні характеристики ґрунтового матеріалу:

- механічний склад – лазерним методом з метою визначення конкретних фракцій стабільної фази ґрунту (для потреб даного опрацювання підлягав інтерпретуванню вміст найдрібніших фракцій діаметром $\varnothing < 0,02$ мм) [4];

- втрати маси при спалюванні за температури 550°C з метою визначення вмісту органічної матерії;
- вміст органічного вуглецю – методом Тюріна;
- водневий показник в H₂O і в 1-мольовому KCl – потенціалометричним методом;
- вміст карбонату кальцію методом Шейблера;
- вміст обмінних катіонів в 1-мольовому CH₃COONH₄;
- ємність обмінних катіонів – методом насичення ґрунту одним з катіонів в присутності Ag-Thiourea при pH 7,0 [19];
- гідролітична кислотність (сума H⁺ і Al³⁺) – методом Каппена;
- буферна здатність ґрунту – методом Арргеніуса за допомогою графіків буферної ємності в стосунку до NaOH і HCl для окреслених меж pH [20].

Розраховано також наступні показники: сума лужних катіонів та ступінь насичення сорбційного комплексу згідно формули:

$$V = \frac{S}{PWK_c} \cdot 100\%$$

В статті застосовані символи ґрунтових горизонтів згідно з *World reference base for soil resources* (FAO 2006): А – гумусовий горизонт, В – горизонт вмивання, С – горизонт материнської породи, см – *cambic* (аккумулятивний горизонт *in situ* гумусово-залізистих комплексів), са – *calcaric* (горизонт збагачення карбонатом кальцію).

Результати досліджень. Буферні властивості ґрунтів, які виражають витривалість або стійкість ґрунтів до деградації, залежать від ряду інших фізико-хімічних характеристик ґрунту (табл. 1). Проведені аналізи показали, що головними властивостями, які детермінують інші характеристики ґрунтового матеріалу, є механічний склад та вміст карбонату кальцію.

Таблиця 1. Фізико-хімічні властивості досліджуваних ґрунтів

Горизонт	Глибина [см]	Вміст фракцій з Ø <0,02 мм [%]	Вміст органічної матерії [%]	C _{орг.} [%]	pH		CaCO ₃ [%]
					H ₂ O	KCl	
Парарендзини							
Aca	0-31	11	1,62	0,77	7,52	7,10	13,56
Cca1	31-53	1	н.в.	н.в.	7,64	7,35	15,85
Cca2	53-150	12	н.в.	н.в.	7,89	7,76	30,09
Бурі ґрунти							
A	0-31	13	1,98	1,04	6,27	5,91	н.в.
Bcm	31-58	15	0,50	н.в.	6,31	5,98	н.в.
Cca	58-150	11	н.в.	н.в.	7,52	7,37	20,98

Ґрунти в досліджуваній катені характеризуються різноманітним механічним складом – від пухких пісків (sand) до зв'язаних (sandy loam) [8]. Вміст фракції Ø <0,02 мм значний і сягає 15%. Тільки перший горизонт

материнських порід (Cca1) парарендзин містить лише 1% даної фракції, що пов'язано зі складним літогенезисом досліджуваної геоморфологічної форми.

Характерною і широко розповсюдженою рисою більшості мінеральних відкладів на даному водозборі є великий вміст карбонату кальцію. З-поміж досліджуваних ґрунтів найбільшим його вмістом відзначається материнська порода парарендзин (> 30%) та бурі ґрунти (>20%). Поверхневі горизонти бурих ґрунтів характеризуються цілковитою відсутністю карбонату кальцію, який зазнав вилуговування вглиб профілю.

Більший вміст карбонату кальцію спричиняє збагачення ґрунтових горизонтів органічним вуглецем. Гумусові горизонти парарендзин і бурих ґрунтів характеризуються значним його вмістом (до 0,77% в горизонті Аса парарендзин та 1,04% в горизонті А бурих ґрунтів). Це зумовлено стабілізуючим впливом карбонату кальцію на ґрунтовий гумус [10].

Спостерігається чітка залежність між вмістом карбонату кальцію і водневим показником. Ґрунти водозбору Лукнайно відзначаються досить високим рН. Найвища величина рН і лужність характерна для горизонту материнської породи парарендзин (рН в Н₂О до 7,89). Внаслідок вилуговування карбонатів у випадку бурих ґрунтів верхні горизонти автоматично відреагували зниженням величини рН.

Збагаченість досліджуваних ґрунтів карбонатом кальцію і дрібними фракціями ($\varnothing < 0,02$ мм) завдає особливого впливу на характер сорбційного комплексу і пов'язаних з ним катіонів. Аналіз вмісту обмінних катіонів показує велику перевагу іонів Ca²⁺ над іншими катіонами в сорбційному комплексі (табл. 2).

Таблиця 2. Вміст обмінних катіонів у досліджуваних ґрунтах

Горизонт	Глибина [см]	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Сума лугів	H ⁺ +Al ³⁺	ЄОК _ц	V %
		ммоль(+).кг ⁻¹							
Парарендзини									
Аса	0-31	459,33	3,84	6,37	10,34	479,88	0,01	479,89	100
Сса1	31-53	331,09	1,64	2,81	9,01	344,55	0,01	344,56	100
Сса2	53-150	437,62	6,21	31,30	15,19	490,32	0,01	510,33	100
Бурі ґрунти									
А	0-23	96,06	4,28	6,35	4,45	111,14	0,02	111,16	99,98
Всм	23-58	78,80	8,77	4,51	1,12	93,20	0,05	93,25	99,95
Сса	58-150	520,21	3,89	4,30	11,68	540,08	0,01	540,09	100

Примітка: ЄОК_ц – повна ємність обмінних катіонів; V – ступінь насичення катіонами лужного характеру

Вміст іонів Ca²⁺ в досліджуваних ґрунтах сягає величини від 459,33 ммоль(+).кг⁻¹ в горизонті Сса2 парарендзин до 520,21 ммоль(+).кг⁻¹ в бурих ґрунтах. Одночасно зі спадком вмісту СаСО₃ відмічається зменшення іонів кальцію на користь іонів Fe³⁺, що проявляється в тому числі в бурому кольорі горизонту Всм. Одночасно зі зростанням кількості іонів кальцію в ґрунті зменшується вміст катіонів магнію, який сягає від 1,64 ммоль.кг⁻¹ в

горизонті Cca1 парarendзин до $8,77 \text{ ммоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ в горизонті Bcm бурих ґрунтів. В прямопропорційній залежності з вмістом кальцію знаходиться кількість іонів натрію, яка вагається на рівні від $1,12 \text{ ммоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ (горизонт Bcm бурих ґрунтів) до $15,19 \text{ ммоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ (в горизонті Cca2 парarendзин).

З високим рН і вмістом зерен величиною $<0,02 \text{ мм}$ корелює досить високий вміст обмінного катіону натрію в досліджуваних ґрунтах. Іон Na^+ дуже схильний до вимивання особливо у випадку невеликої кількості дрібних фракцій ($\varnothing <0,02 \text{ мм}$) у ґрунті. В ґрунтових горизонтах збагачених кальцієм в основному фіксується кількісна перевага іонів натрію над іонами калію (від $2,81 \text{ ммоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ в Cca1 до $31,30 \text{ ммоль} \cdot \text{кг}^{-1}$ в Cca2). Це вірогідно зумовлено стабілізуючим впливом іонів кальцію на іони натрію, які схильні до вилуговування. Варто також зауважити значний вплив вмісту дрібних фракцій ($\varnothing <0,02 \text{ мм}$) на кількість сорбованих іонів калію. Чим більша величина зерен з $\varnothing <0,02 \text{ мм}$, тим вищий вміст калію.

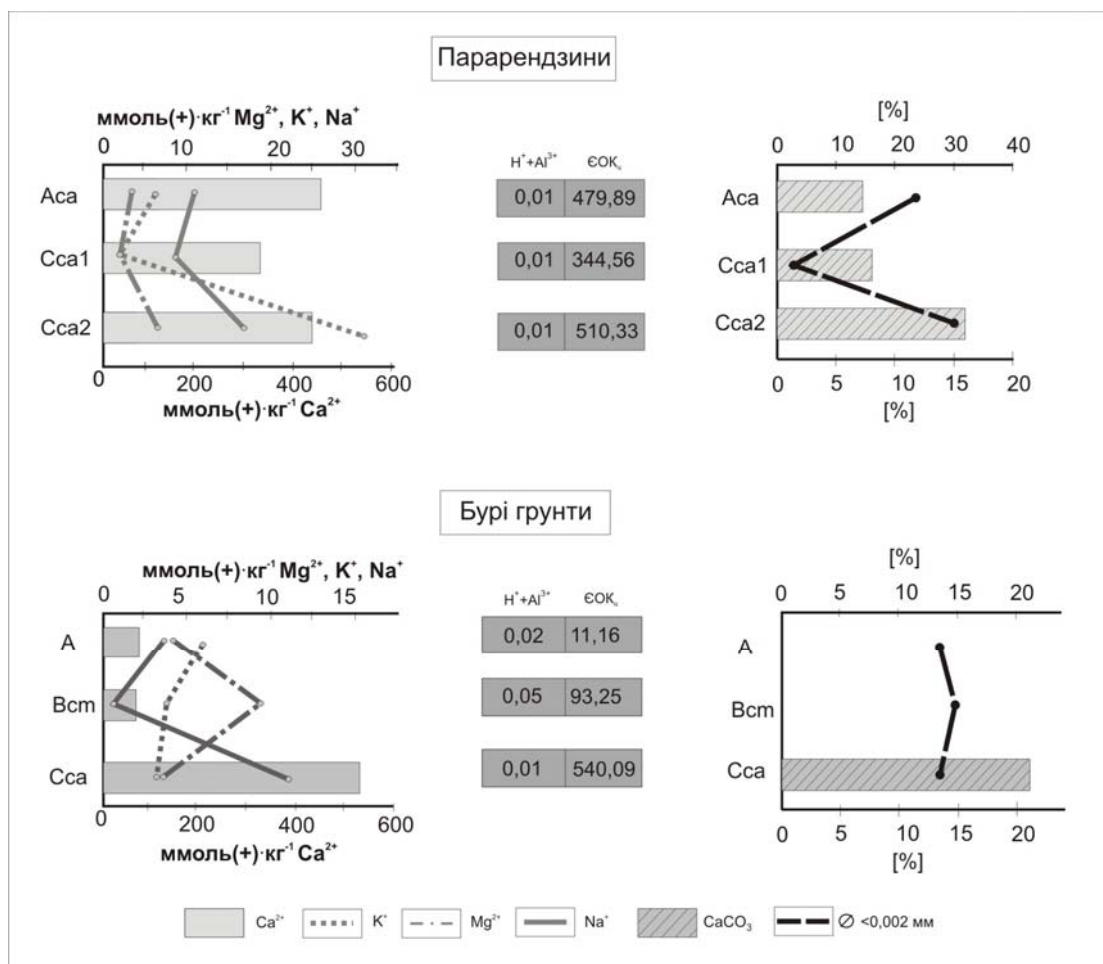


Рис. 2. Залежність сорбційних властивостей ґрунту від вмісту CaCO_3 та механічного складу

Окрім обмінних лужних катіонів в ґрунті поширені також додатні іони кислого характеру. Ними є обмінний водень (H^+) та алюміній (Al^{3+}). Їх сумарний вміст становить, так звану, гідролітичну кислотність. В досліджуваних ґрунтах величина гідролітичної кислотності є вкрай низькою (від 0,00 до $0,01 \text{ ммоль} \cdot \text{кг}^{-1}$). Це має тісний зв'язок з великим

вмістом кальцію, а звідси слідує майже повне насичення сорбційного комплексу лужними катіонами (V від 99,95% до 100,00%). Наслідком цього є велика обмінна ємність катіонів ($ЄОК_{\text{ц}}$), що є сумою всіх катіонів в ґрунті і формує сорбційні здатності ґрунтів.

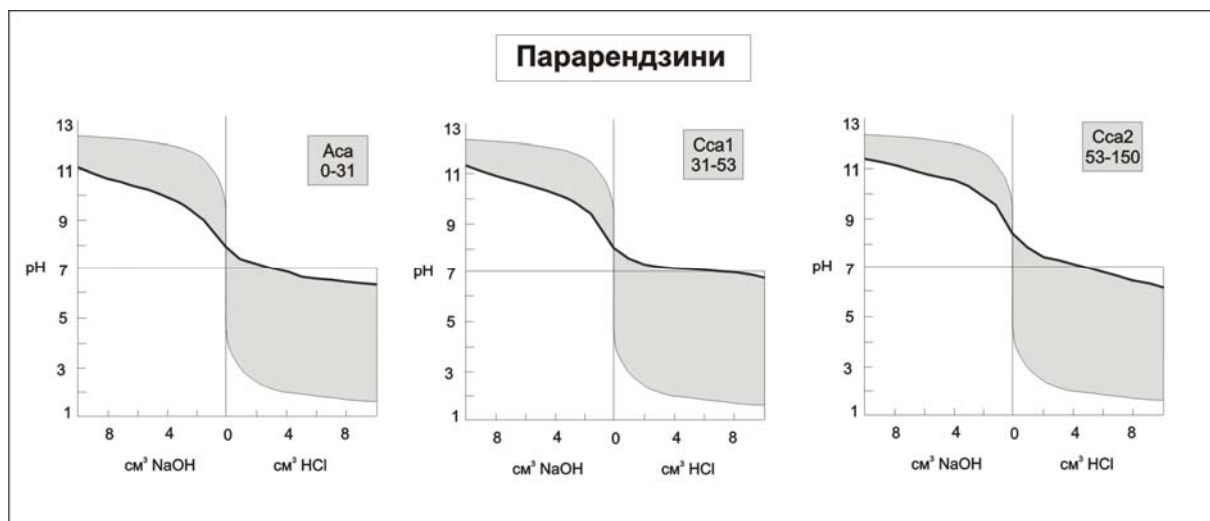


Рис. 3. Буферна ємність парарендзини

Аналіз графіків на рис. 3, які побудовані на підставі кривої буферування щодо сильного луґу і кислоти, показує, що досліджувані ґрунти характеризуються найбільшою буферною поверхнею відносно HCl . Це зумовлено наявністю великої кількості карбонатних буферів, що викликано значним вмістом карбонату кальцію.

Висновки. З огляду на значну сорбційну ємність зумовлену великим вмістом іонів кальцію в сорбційному комплексі, досліджувані ґрунти характеризуються дуже великою буферною здатністю відносно HCl . В свою чергу парарендзини та багаті карбонатом кальцію горизонти бурих ґрунтів відзначаються найбільшою витривалістю або стійкістю до закислення. Одночасно вони мають малу буферну поверхню відносно NaOH , що вказує на те, що це ґрунти вкрай невитривалі на вплив чинників, які алкалізують. Отже, можна ствердити, що головним чинником, який визначає вищезазначені цінні властивості ґрунтів на досліджуваній території є наявність карбонату кальцію. Однак широке поширення процесу вимивання цього елемента може позбавити їх здатності протидіяти змінам pH . Дане опрацювання є вступним в контексті досліджень з тематики запобігання некорисним процесам хімічної денудації стосовно карбонату кальцію.

Список літератури

1. BEDNAREK R., PRUSINKIEWICZ Z. 1999. Geografia gleb. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
2. BEDNAREK R., DZIADOWIEC H., POKOJSKA U. 2002. Pedological aspects of variability. Ecological Questions 1: 35-41.
3. BEDNAREK R., DZIADOWIEC H., POKOJSKA U., PRUSINKIEWICZ Z. 2004. Badania ekologiczno-gleboznawcze. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa.
4. BN-78/9180-11 Gleby i utwory mineralne. Podział na frakcje i grupy granulometryczne.
5. DEMBEK W. 2000. Wybrane aspekty zróżnicowania torfowisk w młodo- i staroglacjalnych krajobrazach Polski wschodniej. Rozprawy habilitacyjne. IMUZ: 1-175.
6. DOBRZAŃSKI B. 1950. Występowanie rędzin na skałach fliszu karpackiego. Ann. Univ. M.C.S. Lublin, Sect. E, 5, 12.
7. DZIADOWIEC H. 1993. Ekologiczna rola próchnicy glebowej. Zesz.

Probl. Post. Nauk Roln. 411: 269-282. **8.** FAO. 1990. FAO/UNESCO Soil Map of the World (1:5 000 000). UNESCO, Paris. **9.** GERRARD J. 1992. Soil geomorphology. An integration of pedology and geomorphology. Chapman & Hall, London. **10.** GREENLAND P.J., HAYES M.M.B. 1978. The chemistry of soil constituents. J. Wiley and Sons, New York. **11.** ŁACHACZ A. 2002. Some problems of wetland protection in north-east Poland. Polnisch-Deutscher Workshop. W: Moderne Agrarforschung für eine Nachhaltige Landwirtschaft. Analysen – Methoden – Konzepte. Wydawnictwo Uniwersytetu w Getyndze: 15-20. **12.** PIĄŚCIK H., GOTKIEWICZ J. 2001. Rola pokrywy glebowej w kształtowaniu środowiska obszarów młodoglacjalnych. Zesz. Probl. Post. Nauk Roln. 478: 511-518. **13.** SIUTA J. 1959. Typologia gleb ornych Pojezierza Mazurskiego. Prz. Geogr. 32, 2: 247-270. **14.** Systematyka Gleb Polski 1989. Wyd. IV. Roczn. Gleb. 40, 3/4: 1-150. **15.** UGGLA H. 1976. Gleboznawstwo rolnicze. PWN, Warszawa. **16.** ULRICH B. 1981. Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk. 144, 3: 289-305. **17.** UZIAK S. 1964. Rzekome rędziny niektórych okolic Roztocza. Ann. UMCS, Sect. E, 19. **18.** VAN BREEMEN N., MULDER J., DRISCOLL C.T. 1983. Acidification and alkalization of soils. Plant and Soil 75: 283-308. **19.** VAN REEUWIJK L.P. (ed.) 2002. Procedures for soil analysis. Technical Paper 9. ISRIC, FAO, Wageningen. **20.** ВОЗБУЦКАЯ А.Е. 1968. Химия почв. Высшая школа, Москва. **21.** ZAWADZKI S. (red.). 1999. Gleboznawstwo. Wyd. IV. PWRiL, Warszawa.

Саморегуляционные возможности почв с большим содержанием карбоната кальция в бассейне постгляциального озера

Доманска М.

Исследованиями охвачено почвы, которые были образованы на материнских породах богатых карбонатом кальция в бассейне небольшого постгляциального озера Лукнайно в северо-восточной Польше. Для целей этой разработки выбрано бурые почвы и парarendзины, которые локализованы в границах одной геоморфологической формы. Исследования были направлены на оценку почв бассейна с точки зрения их противостояния к изменениям под влиянием деградационных факторов, главным образом – закисления. Для реализации целей проведены анализы сорбционных и буферных характеристик почв, которые определяют их способности к саморегуляции. Доведено, что эти способности зависят от большого содержания карбоната кальция в материнских породах почв.

Self-regulation abilities of soils rich in calcium carbonate in the post-glacial lake catchment

Domanska M.

The soil research was conducted on soils originated from parent material rich in calcium carbonate in the catchment of small post-glacial lake Luknajno in north-eastern Poland. For the purposes of the present project the soil sequence including pararendzina and brown soil localized on one geomorphological form was chosen. The aim of research was to assess the resistance of soils to various deterioration factors, particularly to acidification. The sorption and buffer capacity were analyzed to accomplish so formulated aim. These properties determine the self-regulation ability of soils. It was proved that the ability depend on calcium carbonate content in soil parent material.

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ ОСНОВЫ КАРТОГРАФИРОВАНИЯ РЕКРЕАЦИОННЫХ РЕСУРСОВ ИОРДАНИИ

Абу Фараиш Юсеф Абдулахман

Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина

Вступление. Система рекреационных ресурсов – это сложная динамическая совокупность компонентов различного происхождения, которая функционирует для удовлетворения запросов рекреационного бизнеса. Основными её составляющими нужно считать самих туристов (людей, прибывающих с постоянного места жительства); собственно ресурсы; службы обслуживания и управления.

Рекреационные ресурсы – это объекты и явления природного и антропогенного происхождения, используемые для туризма, лечения и отдыха людей [2]. В это понятие, как следует из определения, входит и понятие «туризм», что есть вполне объяснимо для Иордании – страны имеющей благоприятное с этой точки зрения географическое положение, историко-культурное (в т.ч. религиозное) развитие, а также социально-политические условия.

Использование рекреационно-туристических ресурсов базируется на их всестороннем изучении, целью которого является их классификационная оценка, а также представление результатов в удобном виде (описание или серия карт).

На современном этапе развития технического и программного обеспечения такое изучение целесообразно проводить на основе разработанной геоинформационной системы (ГИС).

Анализ последних достижений и публикаций. Вопросам картографирования рекреационных ресурсов, в частности в Украине, посвящены публикации отечественных ученых: А.А. Бейдыка, О.А. Любичевой, Ю.И. Прасул, В.Ф. Северинова и многих других авторов [1, 8, 10, 11 и др.]. Несмотря разработанные теоретико-методологические и методические основы геоинформационного картографирования в работах украинских и зарубежных ученых [2, 6, 7 и др.], примеры их применения для картографирования рекреационно-туристических ресурсов разных территориальных уровней автору не известны. Поэтому вопросы разработки геоинформационных основ картографирования рекреационных ресурсов Иордании являются актуальными.

Формулирование задач. Для картографирования рекреационных ресурсов Иордании на основе геоинформационных систем (ГИС) и технологий необходимо:

– обосновать принципы выбора программного обеспечения для создания ГИС;

- предложить архитектуру и структуру создаваемой ГИС;
- сформулировать подходы к проектированию тематической базы данных с учетом содержания и информативной нагрузки туристических карт, создаваемых на базе ГИС.

Основная часть. Современный этап развития картографии на основе географических систем и технологий предусматривает объединение её ряда направлений и поднятия их на более высокий технологический уровень. В результате такой интеграции геоинформационное картографирование, которое сегодня развивается как продолжение комплексного, синтетического и системного картографирования в новой геоинформационной среде становится основой для создания разных видов и типов картографических моделей, в том числе и характеризующих рекреационные ресурсы территории.

Оно, как показывает анализ соответствующей литературы [3], имеет ряд отличительных особенностей, которые логично должны быть учтены (усовершенствованы и дополнены) в процессе разработки геоинформационных основ картографирования рекреационных ресурсов Иордании. Среди них:

- автоматизированное создание и использование туристических карт на основе ГИС и баз картографических, статистических (количественных), текстовых данных;
- применение системного подхода для анализа и отображения рекреационных ресурсов как составной части геосистемы;
- интерактивность картографирования, тесная связь методов создания и использования карт;
- оперативность картографирования, которая приближается к реальному времени с использованием разнотипных данных, в том числе и данных дистанционного зондирования;
- мультимедийность, которая интегрирует разнотипные изображения, текст, звуковые эффекты и прочее;
- многовариантность, предусматривающая исследование рекреационно-туристических ресурсов с разносторонней оценкой и спектром альтернативных решений;
- применение компьютерного дизайна, типовых и разработанных с учетом и на основе средств компьютерной графики новых графических изобразительных средств (условных обозначений);
- создание изображений новых видов и типов, включая трехмерные модели.

Исходя из вышеизложенного, необходимо сформулировать требования к программному обеспечению, которое будет использовано для реализации заявленной цели, дополнив сформулированные черты геоинформационного картографирования такой важной, на наш взгляд, особенностью, как *динамичность*, непосредственно исходящей из определения рекреационных ресурсов, а также, что логично объяснимо, связанной с процессом обновления туристических карт.

Пригодность же программного обеспечения (целесообразность использования) определяется возможностью выполнения им ряда функций для выполнения поставленных задач. Его выбор для построения специализированной ГИС (какой является ГИС рекреационно-туристических ресурсов Иордании) необходимо проводить с учетом разработанных правил (обоснованных в теории геоинформационного картографирования) на основе анализа программных продуктов и главных функций ГИС [3, 6], что предусматривает следующее.

Программное обеспечение должно поддерживать:

- реляционную модель базы данных, в которой данные и геометрические соотношения содержатся непосредственно в таблицах, доступ к которым осуществляется с помощью универсального языка структурированных запросов;

- модульность структуры, обеспечивающая расширение функциональных возможностей с помощью дополнительных программных пакетов. Эта структура предусматривает наличие базового программного продукта, выполняющего ключевые функции ГИС [6]: управления отображением слоев данных электронной карты, изменение масштаба, получения информации об избранном объекте, построение табличных и пространственных запросов и т. п.;

- наличие функций программирования для создания собственных приложений с целью адаптации функциональных возможностей программного обеспечения (очень часто разработанного зарубежными программистами, а не картографами) к основным теоретическим положениям отечественной картографии;

- реализацию всех существующих способов картографического изображения, которые в полной мере обеспечат достоверность показанных объектов, явлений и процессов на туристических картах в разных вариантах;

- наличие функций web-картографирования для оперативного обмена картографической информацией между различными потребителями.

Рассматривая архитектуру проектируемой ГИС, следует отметить, что для создания картографических моделей с учетом отличительных особенностей современного геоинформационного картографирования, функциональных возможностей программного обеспечения ГИС и пр., такая система должна иметь открытую распределённую архитектуру.

Открытость архитектуры ГИС позволит специалистам (работающим с ней) редактировать существующие данные в базе, наполнять её соответственно необходимым объемам данных и поставленным задачам (описание, картографирование, выбор необходимой информации и пр.).

Распределённость архитектуры проектируемой ГИС как современное требование к ним, позволит создать такую систему, которая будет состоять из локальных программных продуктов, размещенных в разных узлах вычислительной сети. Это свойство даст возможность использования специалистами, находящимися в разных узлах такой сети программного

обеспечения и данных, которые управляются единой системой управления (в теории и практике геоинформатики и геоинформационного картографирования называющейся системой управления базами данных, СУБД).

Структура ГИС для картографирования рекреационно-туристических ресурсов Иордании должна состоять из традиционных частей (как, например, это принято для исследования других объектов реальной действительности: системы ввода информации; её анализа, систематизации, редактирования; многовариантного вывода результатов), дополненных разработанными стандартными условными знаками для туристических карт и давать возможность выполнять поставленные задачи картографирования в полном объеме.

Содержание и информативная нагрузка туристической карты определяется, прежде всего, её назначением, которое заключается в предоставлении туристам необходимой информации о конкретной местности и возможностях ознакомления с ней, о туристическом сервисе, об объектах, представляющих туристический интерес и т.п.

Картографические произведения туристического характера по назначению делятся на две основных группы:

- карты для организаторов и исследователей туризма (для результативного планирования туризма);
- карты для туристов.

Исходя из этого, необходимо сформулировать подходы к проектированию тематической базы данных с учетом содержания и информативной нагрузки туристических карт, создаваемых на базе ГИС.

Безальтернативной, современной моделью тематической базы данных есть реляционная структура [4], позволяющая сохранять, искать и выбирать необходимые данные, устанавливать перекрестные ссылки, для чего каждый графический объект должен быть сохранен вместе со своими атрибутами для выбора их необходимой комбинации.

Известно, что такая структура, организованная в виде таблиц, основана на математических принципах, носящих название алгебры отношений и устанавливающих правила проектирования и функционирования. В такой структуре базы данных каждая таблица отношений функционирует как множество с уникальными (отличными от других) строками (в терминах баз данных называемыми записями). Критериями поиска здесь выступают столбики (в терминах баз данных – поля) таблицы, которые называются первичными ключами [5]. Каждая запись в поле первичного ключа логично должна иметь уникальное значение для однозначного поиска и определения объекта.

Использование таких критериев логично может быть продемонстрировано на уровне административного разделения территории страны, если данные характеризуют населенный пункт или площадную административную единицу. Такие единицы картографирования имеют, как правило, утвержденный органами статистики численный код. Для объектов

рекреационных ресурсов точечного, линейного и площадного характера размещения, не связанных с административным делением, первичный ключ кодируется локально.

Реляционная структура с помощью языка структурированных запросов позволяет интегрировать поля одной и/или нескольких таблиц. Если объединение осуществляется для двух таблиц базы данных, то поле второй таблицы, с которым связан первичный ключ, называется внешним ключом и данный вид интеграции позволяет упростить структуру каждой таблицы, что при решении прикладных задач картографирования рекреационных ресурсов территории не предусматривает длительной подготовки специалистов-картографов (или географов, занимающихся разработкой туристских карт). Кроме этого, такой подход позволяет создавать простые таблицы, не содержащие графических объектов, что сохраняет машинную память и логично определяет структуру базы данных ГИС с учетом содержания и информативной нагрузки туристических карт, создаваемых на её основе.

Для установления реляционных соотношений каждая таблица должна иметь минимум одно поле, являющимся общим для другой таблицы, с которой предусматривается установить соединение. Это и дает возможность его проводить. Однако в процессе формирования структур таблиц необходимо учитывать основные общие принципы их создания:

- *однозначности*, определяющего требования к создаваемой таблице (создаваемым таблицам): при использовании их как ключей поиска необходимых данных, в каждой ячейке на каждой записи должно находиться одно значение;

- *минимизации повторения данных*, обозначающего зависимость поля непервичного ключа от первичного, что упрощает структуру таблицы и уменьшает дублирование данных;

- *независимости первичных ключей*, определяющего требования к ним, согласно чему первичный ключ не должен зависеть от непервичных, что, в свою очередь, исключает возможность использования других полей для поиска значений в столбике первичного ключа с целью использования меньшего количества полей.

Тематическая база данных с учетом сформулированных принципов разработки структур таблиц для полноценного обеспечения геоинформационного картографирования рекреационно-туристических ресурсов Иордании должна состоять из следующих блоков:

- блок данных о природных компонентах (его содержание составляют существующие карты природных явлений, данные дистанционного зондирования; данные натурных наблюдений и пр.);

- блок социально-экономической информации (представлен в основном статистической информацией, отсутствие которой дополняется данными полевых экономико-географических исследований);

- блок дополнительных данных, цифровое наполнение которых будет рассмотрено в следующих

публикациях.

Выводы. Главной задачей геоинформационного картографирования рекреационно-туристических ресурсов Иордании есть создание электронных туристических карт как геоинформационных моделей реальной действительности, их графических копий – как образно-знаковых моделей для соответствующих проблемно-практических потребностей пользователей. С этой целью предложено разработать его геоинформационные основы с обоснованием принципов выбора программного обеспечения для создания ГИС; её архитектуры и структуры, а также сформулированы подходы к проектированию тематической базы данных с учетом содержания и информативной нагрузки туристических карт, создаваемых на базе ГИС.

Физически данная система может быть реализована на основе многофункциональной ГИС (например, комплекс программ ArcGIS фирмы ESRI), которая удовлетворяет всем требованиям к программному обеспечению для выполнения поставленных задач.

Список литературы

1. Бейдик О.О. Регіональна унікальність рекреаційно-туристських ресурсів України // Картографія та вища школа. – 2006. – Вип. 11. – С.121–127.
2. Берлянт А.М. Геоинформационное картографирование. – М., 1997. – 64 с.
3. Берлянт А.М. Картография. – М. : Аспект Пресс, 2002. – 336 с.
4. Дейт К. Введение в системы баз данных. – М. : Наука, 1988. – 464 с.
5. ДеМерс М.Н. Географические информационные системы. Основы: пер с англ. – М. : Дата+, 1999. – 490 с.
6. Кошкарев А.В., Тикунов В.С. Геоинформатика. – М. : Картгеоцентр – Геодезиздат, 1993. – 213 с.
7. Линник В.Г. Построение геоинформационных систем в физической географии. – М. : Изд-во МГУ, 1990. – 90 с.
8. Любіцева О.О. Ринок туристичних послуг. – К.: Альтерпрес, 2005. – 436 с.
9. Основы геоинформатики / Е. Г. Капралов, А. В. Кошкарев, В. С. Тикунов и др.. – М. : ИЦ Академия, 2004.
10. Прасул Ю.І. З історії регіонального туристського картографування // Картографія та вища школа. – 2001. – Вип. 5. – С. 104–110.
11. Северинов В.Ф. Науково-методичне обґрунтування розробки змісту графічної моделі туристичного атласного картографування // Картографія та вища школа. – 2005. – Вип. 10. – С. 39–41.

Геоінформаційні основи картографування рекреаційних ресурсів Йорданії

Абу Фараш Юсеф Абдулахман

У процесі розробки геоінформаційних основ картографування рекреаційних ресурсів Йорданії обґрунтовані принципи вибору програмного забезпечення для створення ГІС. Запропонована архітектура та структура ГІС, а також сформульовані підходи до проектування тематичної бази даних з урахуванням змісту та інформативного навантаження туристичних карт на основі ГІС.

Geoinformation bases of mapping of recreational resources of Jordan

Abu Farash Yusef Abdulakhman

This article is about questions of development of geoinformation bases of mapping of recreational resources of Jordan. Principles of choice of the software for creation GIS are proved. The architecture and structure of an intelligence system is offered, and also approaches to designing the subject database are formulated in view of a contents and informative load of tourist maps on the basis of created GIS.

УДК 556.114

ДЕЯКІ АСПЕКТИ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ НИЖНЬОЇ ТЕЧІЇ ПРИП'ЯТІ

Вишневський В.І., Серeda І.В.

Дніпровське басейнове управління водних ресурсів, м, Київ

Вступ. Вивчення гіdroхімічного режиму Прип'яті має собою не лише наукове, а й важливе практичне значення. Це пояснюється великим стоком річки і виразними особливостями гіdroхімічних характеристик, зокрема великим вмістом гумусових речовин і відповідно високою кольоровістю води. Як наслідок, від того, якою є вода у Прип'яті, залежать гіdroхімічні характеристики Дніпра нижче місця її впадіння. Якщо вода у Прип'яті набуває високої кольоровості, доводиться змінювати систему водопостачання м. Києва, зокрема зменшувати водозабір з Дніпра з одночасним його збільшенням із Десни та підземних горизонтів. Якісний стан води у Прип'яті позначається і на розвитку гіdroбіонтів. У тому разі, коли кольоровість води зростає, зменшується "цвітіння" води [2].

Вихідні дані. Основним джерелом даних для написання цієї статті є матеріали моніторингу, який виконує Дніпровське басейнове управління водних ресурсів у створі біля м. Чорнобиль. Проби води відбирають тут щомісяця. Отримані дані в узагальненому по роках вигляді подано в таблиці.

Таблиця. Середньорічні якісні показники води р. Прип'ять – м. Чорнобиль

Показник	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Середнє
Сухий залишок, мг/дм ³	262	270	262	291	280	279	274
Кисень, мгО ₂ /дм ³	8,8	9,6	8,0	7,7	9,3	8,3	8,6
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	2,6	2,2	2,3	2,1	1,6	2,3	2,2
Кольоровість, град.	107	138	222	172	189	95,3	154
ХСК, мгО ₂ /дм ³	32,0	37,0	44,2	41,3	47,2	39,0	40,1
Жорсткість, мг-екв/дм ³	3,4	3,1	3,4	3,6	3,9	3,7	3,5
NH ₄ , мг/дм ³	0,45	0,55	0,76	0,63	0,61	0,52	0,59
NO ₂ , мг/дм ³	0,03	0,02	0,03	0,04	0,04	0,03	0,03
NO ₃ , мг/дм ³	2,2	2,3	2,6	2,5	2,4	1,3	2,2
Фосфати, мг/дм ³	0,10	0,08	0,10	0,19	0,16	0,19	0,14
Залізо, мг/дм ³	0,75	0,82	0,91	0,88	0,87	0,62	0,81
Марганець, мг/дм ³	0,03	0,03	0,03	0,09	0,04	0,03	0,04
Нафтопродукти, мг/дм ³	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,003	0,01

Наведені дані показують, що для Прип'яті характерна невелика мінералізація води, яка є меншою, ніж у Дніпрі. Склад води – гіdroкарбонатно-кальцієвий. Для води Прип'яті властива висока

кольоровість, що зумовлена великим вмістом гумусових речовин і заліза [4]. Середньорічна кольоровість води може сягати 200 град. і навіть вище.

Як видно з даних таблиці, вода в нижній течії Прип'яті має порівняно невелику концентрацію розчиненого кисню (в середньому $8,6 \text{ мг/дм}^3$) і водночас великий вміст заліза (на рівні $0,8 \text{ мг/дм}^3$). Це майже втричі перевищує допустимий норматив для питного водопостачання за СанПіН № 4630-88 ($0,30 \text{ мг/дм}^3$). Досить значним (близько 40 мг/дм^3) є і хімічне споживання кисню. Водночас для річки характерний невеликий вміст нафтопродуктів. Певною мірою це пояснюється значним зменшенням судноплавства.

Виклад основного матеріалу. Гідрохімічні характеристики Прип'яті залежать як від природних, так і від антропогенних факторів. Більшою, напевне, є роль природних. Про це, зокрема, свідчить тісна залежність гідрохімічних показників від водності і температури води – параметрів, на які вплив людської діяльності порівняно незначний. У басейні Прип'яті порівняно з річковим стоком невеликими є водозабір і водовідведення. Те саме стосується зарегулювання стоку. Як наслідок, водний режим Прип'яті є малозміненим. Для річки, як і в минулому, характерне виразне весняне водопілля. Час від часу трапляються і літні паводки, викликані сильними дощами [3].

Разом з тим, р. Прип'ять не могли оминати зміни клімату, зокрема підвищення зимових температур повітря і споріднені з цим явища: зменшення висоти снігового покриву, глибини промерзання ґрунту та ін. [1]. Так, зменшення висоти снігового покриву і глибини промерзання ґрунту позначилося на тому, що дещо меншими, ніж раніше, стали витрати весняного водопілля і водночас більшими витрати зимової та літньої межени [1]. Звісно, що це торкнулося й гідрохімічних показників.

Наявні дані спостережень свідчать про те, що гідрохімічні показники залежать від водності та співвідношення між складовими живлення. Ще один важливий фактор – погодні умови, зокрема температура повітря.

Протягом року найбільша мінералізація води ($310\text{--}320 \text{ мг/дм}^3$) у нижній течії Прип'яті спостерігається у грудні–січні, коли річка живиться переважно ґрунтовими водами. Найменша мінералізація води ($230\text{--}240 \text{ мг/дм}^3$) – у квітні.

Існує чітка пряма залежність між витратами і кольоровістю води. Упродовж останніх років найвища кольоровість спостерігалася у повноводному 2005 р., найменша – у посушливому 2003 р. (рис.).

Насправді, на кольоровість впливає не лише водність ріки, а й те,

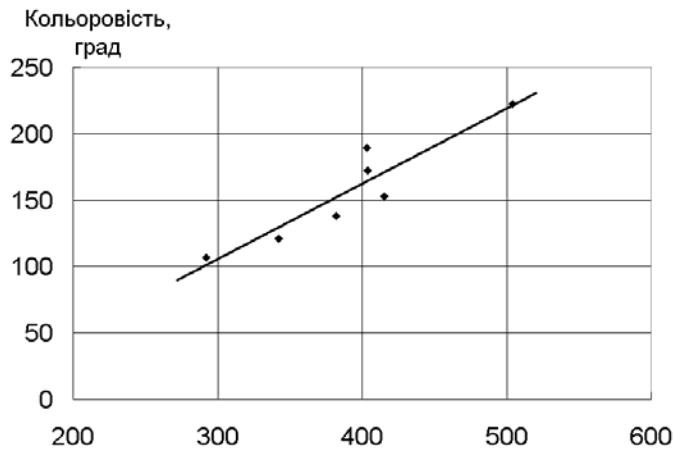


Рис. Залежність середньорічних значень кольоровості води в нижній течії Прип'яті (Чорнобиль) від витрат води на посту Мозир (2001–2007 рр.)

коли вона спостерігається. Найвища кольоровість спостерігається при високих літніх паводках, коли вода виходить на заплаву та ще й вкриту рослинністю. Тривале стояння води спричинює поглинання гумусових речовин з ґрунту. Водночас відбувається підвищення споживання кисню на процеси окислення, а відтак, – зменшення його

концентрації. Найвища кольоровість в нижній течії Прип'яті зафіксована в липні 1998 р. – 566 град. Ненабагато меншою вона була і в серпні 2007 р. (444 град.) – року, який виявився на території України найтеплішим за весь період спостережень. Найбільше відхилення вгору від прямої на рисунку зафіксовано саме для аномально теплого 2007 р.

Зазначені процеси визначають, що вміст кисню в річці порівняно невисокий. Найбільші значення (близько 11 мг/дм³) спостерігаються у листопаді–грудні, найменші (6,0–7,0 мг/дм³) – у липні–серпні. У серпні 2007 р., коли в межах водозбору річки спостерігалася спекотна погода, вміст розчиненого кисню опустився до 3,9 мг/дм³. Водночас хімічне споживання кисню досягло 84 мгО/дм³.

У цілому хімічний склад води Прип'яті є таким, що вона практично не використовується для питних потреб. Водопостачання більшості населених пунктів, що розташовані тут, спирається на підземну воду. Насправді, навіть у багатьох колодязях вода має підвищену кольоровість.

Висновки. Гідрохімічний режим Прип'яті має низку особливостей. Для нижньої течії річки характерна невелика мінералізація води, яка в середньому за 2003–2008 рр. становить 274 мг/дм³. Водночас річкова вода вирізняється значною кольоровістю. Протягом зазначеного періоду вона в середньому становила 154 град. Найвища кольоровість (до 500 град.) і більше спостерігається при значних літніх паводках, коли вода виходить на заплаву. Окислення гумусових речовин зумовлює те, що в річковій воді порівняно невисоким є вміст розчиненого кисню.

Список літератури

1. Вишневецький В.І. Дніпро біля Києва. – К.: Інтерпрес ЛТД, 2005. – 100 с.
2. “Цвітіння” води в Дніпрі біля Києва та фактори, що його визначають / Вишневецький В.І., Лавренчук І.М., Андрусенко Д.Г., Окаєвич К.А. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 13. – С. 132–139.
3. Мониторинг, использование и управление водными ресурсами бассейна р. Припять / Под общ. ред. М.Ю. Калинина и

А.Г. Ободовского. – Мн : Белсэнс, 2003. – 269 с. 4. *Осадчая Н.Н., Осадчий В.И.* Оценка выноса растворенных веществ гумусовой природы со стоком р. Припять // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2001. – Вип. 249. – С. 161–177.

Гидрохимический режим нижнего течения Припяти

Вишневский В.И., Серeda И.В.

Важными особенностями гидрохимического режима Припяти является высокая цветность, обусловленная значительным содержанием гумусовых веществ. Существует тесная прямая зависимость между цветностью и расходами воды. Наибольшая цветность наблюдается при высоких летних паводках.

Hydrochemical regime of the low Pripjat river

Vishnevskyi V.I., Sereda I.V.

The important peculiarity of the hydrochemical regime of the Pripjat river is the high colourness, which is caused by large quantity of humus substances. There is tight straight correlation between colourness and water runoff. The highest colourness is observed during summer floods.

ЗАГАЛЬНА ГІДРОЛОГІЯ: підручник / В.К. Хільчевський, О.Г.Ободовський, В.В. Гребінь та ін. – К.: – ВПЦ "Київський університет", 2008. – 399 с.

Охарактеризовано предмет і об'єкт гідрології – науки про гідросферу, методи гідрологічних досліджень, роль і значення води у природних процесах та життєдіяльності людини, основні фізичні властивості та хімічний склад природних вод, розподіл води на земній кулі та її кругообіг. Розглянуто гідрологічні процеси, характерні для водних об'єктів суші – річок, озер, водосховищ, боліт, льодовиків і підземних вод, а також питання гідрології моря. Завершальний розділ присвячено характеристиці водних ресурсів України, їх використанню, управлінню та охороні.

Розраховано на студентів географічних спеціальностей університетів, а також гідрометеорологічних, геологічних, водогосподарських спеціальностей вищих навчальних закладів.

ОСНОВИ ОКЕАНОЛОГІЇ: підручник / В.К. Хільчевський, С.С. Дубняк. – 2-ге вид., доп. і перероб. – К.: – ВПЦ "Київський університет", 2008. – 255 с.

Викладено відомості про основні явища і процеси, що відбуваються у Світовому океані, охарактеризовано географічні закономірності їх проявів. Розглянуто історію досліджень і сучасні уявлення про походження Світового океану, морської води та її сольового складу, показано взаємовплив різних географічних оболонок: гідросфери, літосфери, атмосфери і біосфери у Світовому океані. Проаналізовано особливості використання біологічних, мінеральних і енергетичних ресурсів океану та гідроекологічні проблеми, які виникають при їх господарському освоєнні. Наведено гідроекологічну характеристику Чорного та Азовського морів, що омивають територію України.

Перше видання цього підручника було здійснено в 2001 році.

Розраховано на студентів географічних факультетів вищих закладів освіти.

ГІДРОХІМІЧНИЙ ДОВІДНИК: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / В.І. Осадчий, Б.Й. Набиванець, Н.М. Осадча, Ю.Б. Набиванець. – К.: - "Ніка-Центр", 2008. – 656 с.

Узагальнено результати багаторічного моніторингу (1995-2006 рр.) за хімічним складом поверхневих вод, атмосферних опадів, що здійснюється Державною гідрометеорологічною службою МНС України. Наведені середні, максимальні та мінімальні концентрації основних хімічних інгредієнтів та найбільш поширених забруднювальних речовин у річках, водосховищах та озерах України. Представлені індекси якості води та їх динаміка протягом 1995-2006 рр. Сформовано масив вихідних даних для

виконання гідрохімічних розрахунків. Наведена характеристика класичних і сучасних методів аналізу вод.

Розраховано на спеціалістів, які працюють в галузі охорони навколишнього природного середовища, гідрохімії, гідрології, санітарної токсикології та аналітичної хімії довкілля, а також на викладачів, аспірантів і студентів вищих навчальних закладів відповідних спеціальностей.

ОЗЕРО СВІТЯЗЬ: СУЧАСНИЙ ПРИРОДНО-ГОСПОДАРСЬКИЙ СТАН ТА ПРОБЛЕМИ (за ред. Мольчака Я.О.). – Луцьк: РРВ ЛДТУ, 2008. – 336 с.

У монографії представлено результати еколого-агрохімічного обстеження оз. Світязь та прилеглих територій. Подано характеристику та оцінку забруднюючих речовин, здійснено аналіз та виготовлені картограми вмісту рухомих форм калію, фосфору, забруднення пестицидами та важкими металами і представлена карта кислотності ґрунтів. Здійснено лісівничо-таксаційна і рекреаційна оцінка лісів і загального рекреаційного потенціалу території. Здійснено аналіз динаміки мікроклімату та вивчено вплив транскордонних чинників. Встановлено видовий склад флори та фауни з метою його оптимізації.

Для екологів, гідрологів, географів, біологів, наукових працівників, аспірантів, студентів та інших фахівців, що працюють і цікавляться проблемами охорони та раціонального природокористування.

**ПОРЯДОК ПОДАННЯ І ОФОРМЛЕННЯ СТАТЕЙ ДО ПЕРІОДИЧНОГО
НАУКОВОГО ЗБІРНИКА “ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ”
з урахуванням вимог нормативних документів ВАК України: Постанови ВАК
України за №7-05/1 від 15 січня 2003 р., Наказу ВАК України №63 від 26 січня 2008
р. та Наказу ВАК України №30 від 24 січня 2009 р.**

Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” запланований до випуску в основному один раз на рік. Він є міжвідомчим, готується до видання на базі кафедри гідрології та гідроекології та науково-дослідної лабораторії гідроекології та гідрохімії географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка, а також Комісії з гідрології та гідроекології Українського географічного товариства. Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. він включений до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні науки”.

Наукова тематика збірника визначена його назвою і є досить широкою. Вона охоплює насамперед такі питання: теоретичні та експериментальні гідрологічні, гідрохімічні та гідроекологічні дослідження водних об’єктів; оцінка впливу господарської діяльності на гідрологічний і гідрохімічний режим та якість природних вод; аналіз катастрофічних гідрологічних явищ на водних об’єктах, методи їх прогнозування та попередження; раціональне використання та охорона водних ресурсів, якість питної води; водні меліорації; моніторинг забруднення природних вод; методи спостережень, методи хімічного аналізу природних вод, гідробіологічні аспекти стану природних вод; географічні аспекти гідрологічних досліджень.

Редакційна колегія приймає матеріали та інформацію про діяльність відомих вчених в області гідрології, гідрохімії та гідроекології, які будуть присвячені їх ювілейним датам, матеріали про фахові конференції, що відбулися в Україні і за рубежом, анотації монографій і навчально-методичних видань.

Редакційна колегія просить звернути увагу авторів статей на Постанову ВАК України “Про підвищення вимог до фахових видань, внесених до переліків ВАК України” за №7-05/1 від 15 січня 2003 р. Зокрема, на пункти 3 і 4 цієї Постанови:

“3. Редакційним колегіям організувати належне рецензування та ретельний відбір статей до друку. Зобов’язати їх приймати до друку у виданнях, що виходитимуть у 2003 році та у подальші роки, лише наукові статті, які мають такі необхідні елементи: *постановка проблеми у загальному вигляді та її зв’язок із важливими науковими чи практичними завданнями; аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких започатковано розв’язання даної проблеми і на які спирається автор, виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття; формулювання цілей статті (постановка завдання); виклад основного матеріалу дослідження з повним обґрунтуванням отриманих наукових результатів; висновки з даного дослідження і перспективи подальших розвідок у даному напрямку.*

4. Спеціалізованим ученим радам при прийомі до захисту дисертаційних робіт *зарахувати статті*, подані до друку, починаючи з лютого 2003 р., як фахові лише за умови дотримання вимог до них, викладених у п.3 даної постанови”.

Відповідно до постанови ВАК України статті повинні мати такі чітко означені в тексті структурні елементи: Вступ (*постановка проблеми у загальному вигляді та її зв’язок із важливими науковими чи практичними завданнями*); Вихідні передумови (*аналіз останніх досліджень і публікацій*); Формулювання цілей статті, постановка завдання; Виклад основного матеріалу дослідження з *повним обґрунтуванням отриманих наукових результатів*; Висновки з даного дослідження і перспективи подальших розвідок у цьому науковому напрямі; Список літератури (*7-10 джерел, в т.ч. інтернет-джерел, оформлених згідно з ДСТУ 7.1:2006 «Система стандартів з інформації...»*). Посилання на джерела у тексті подаються у квадратних дужках із зазначенням порядкового номера і використаних сторінок.

Мова публікацій – українська. Можуть бути статті російською та іншими іноземними мовами. Текст повинен бути відредагованим і оформленим без помилок.

Для одноосібних статей, поданих студентами, аспірантами, здобувачами обов'язковим є відгук наукового керівника.

Автори несуть повну відповідальність за зміст і достовірність викладених у статті матеріалів. Редколегія залишає за собою право відхилення статей, що не відповідають вимогам до наукових публікацій або у разі негативних рецензій.

Статті обсягом **5-10 сторінок** (разом із резюме, таблицями, рисунками (рисунки чорно-білі) та списком літератури) необхідно надсилати на адресу редколегії на **електронному носії** (з назвою файлу – прізвище автора латинськими літерами), а також у роздрукованому вигляді у 2-х примірниках (для рецензування), один – із підписами авторів; другий – копія першого без підпису. Шрифт New Roman - 14, Word 6-8. Поля: верхнє, нижнє, ліве – 2 см; праве – 1 см, інтервал – 1, абзац – 3 знаки.

Подані до збірника рукописи, обсягом **менше 5 сторінок**, а також ті, що не мають відповідної рубрикації, будуть розміщуватись у розділі **"Наукові повідомлення"**.

Необхідно мати на увазі, що одиниці вимірювання величин і характеристик у статтях треба наводити згідно системи СІ. Зокрема, концентрацію хімічних компонентів у воді – в мг/дм^3 (а не в мг/л).

До тексту статті додаються 2 анотації - російською і англійською мовами за схемою: 1) назва статті, прізвище та ініціали автора; 2) короткий текст анотації; 3) ключові слова (до 5 слів, розділених крапкою з комою).

Крім того, до статті додаються відомості про авторів згідно зразка:

Прізвище, ім'я, по батькові;

Науковий ступінь та вчене звання;

Місце роботи;

Посада;

Службова адреса;

Контактний телефон, E-mail.

Термін подання статей – до кінця січня місяця поточного року.

Зразок оформлення статті (обов'язково ставити УДК, дотримуватися виділення шрифту і абзаців):

УДК 551.49

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА

Петренко М.І.

Інститут гідробіології НАН України, м.Київ

Далі через 2 інтервали починається текст статті. Після нього через 2 інтервали підзаголовки "Список літератури", а потім власне список за його наявності.

Після "Списку літератури" через два інтервали - російською і англійською мовами 2 анотації: назва статті, прізвище та ініціали автора, короткий текст анотації, ключові слова.

Адреса редколегії: м. Київ, МСП 680, проспект Глушкова, 2, географічний факультет Київського національного університету імені Тараса Шевченка, кафедра гідрології та гідроекології, Хильчевському Валентину Кириловичу (з позначкою "науковий збірник").

Телефон редколегії: (044) 521-32-29.

E-mail: hilchevskiy@mail.univ.kiev.ua

Редакційна колегія

Наукове видання

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Науковий збірник

2009 р.

Том 16

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – **Є.Цвелих**

Відписано до друку 21.01.2009 р.
Авт.друк.арк. 12,2.Обл.-вид. арк 12,6.
Формат 60х90/16. Наклад 300 прим. Зам. 38



Видавництво географічної літератури “Обрії”
Свідоцтво Держкомінформ України
ДК № 23 від 30.03.2000 р.
Київ, вул. Метрологічна, 14-б, оф. 3
Телефон 521-32-28

