

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

Українське географічне товариство

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

**Періодичний науковий збірник
ТОМ 3 (20)**

Київ
2010

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

Наук. збірник / Відп. ред. В.К.Хільчевський. – К.: ВГЛ “Обрії”, 2010. – Т.3 (20). – 200 с.

HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:

The scientific collection / The managing editor V.K.Khilychevskiy. – Kyiv: Obrii, 2010. – Vol. 3(20). – 200 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 травні 2000 року.
- Зареєстрований Міністерством юстиції України 8 жовтня 2009 р. (наказ № 1806/5).
- Свідectwo про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації КВ № 15819-4291Р від 8 жовтня 2009 року
- Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. включений до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні науки”.
- Атестовано Вищою атестаційною комісією України, Постанова Президії ВАК України № 1-05/2 від 10 березня 2010 року.
- **Видавець:** Київський національний університет імені Тараса Шевченка та Українське географічне товариство.
- Виходить чотири рази на рік.

Рекомендовано до друку Вченими радами географічного (31 травня 2010 р.) та біологічного (31 травня 2010 р.) факультетів Київського національного університету імені Тараса Шевченка

Адреса видавця та редколегії: м. Київ, МСП 680, проспект Глушкова, 2А, географічний факультет Київського національного університету імені Тараса Шевченка, кафедра гідрології та гідроекології, Лук'янець Ользі Іванівні (з позначкою “Науковий збірник”).

Телефон редколегії: (044) 521-32-29.

E-mail: hilchevskiy@ukr.net

luko15_06@ukr.net

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

Хільчевський В.К., доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка (відповідальний редактор)*;

Гандзюра В.П., доктор біологічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Гопченко Є.Д., доктор географічних наук, *Одеський державний екологічний університет*;

Кілочницький П.Я., доктор біологічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Линник П.М., доктор хімічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

Ободовський О.Г., доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Осадчий В.І., доктор географічних наук, *Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут МНС України та НАН України*;

Пелешенко В.І., доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Самойленко В.М., доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Сніжко С.І., доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Тімченко В.М., доктор географічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

Шищенко П.Г., доктор географічних наук, член-кореспондент АПН України, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Щербак В.І., доктор біологічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

Якушин В.М., доктор біологічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

Яцик А.В., доктор технічних наук, академік УААН, *Український науково-дослідний інститут водогосподарсько-екологічних проблем*;

Гребінь В.В., кандидат географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

Лук'янець О.І., кандидат географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка (відповідальний секретар)*.

З М І С Т

ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Самойленко В.М., Корогода Н.П.

Критерії рівня природно-каркасної значущості та стану об'єктів моделювання екомережі в річкових басейнах 8

Лобода Н.С., Сіренко А.М.

Вдосконалення методик прогнозування льодових явищ на річках України на основі методів багатовимірного статистичного аналізу 21

Дубняк С.С.

Екологічні особливості систем берегозахисну на крупних рівнинних водосховищах..... 29

Сусідко М.М., Лук'янець О.І.

Оцінювання параметрів математичних моделей річкового стоку на основі водно балансових досліджень..... 42

ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

Гопченко Є.Д., Овчарук В.А., Шакірманова Ж.Р.

Дослідження впливу сучасних змін клімату на характеристики максимального стоку весняного водопілля в басейні річки Прип'ять 50

Чорноморець Ю.О., Гребінь В.В.

Багаторічна динаміка режиму живлення річки Десна 59

Ободовський О.Г., Курило С.М., Манівчук В.М., Данько К.О., Щегульна Я.О., Ободовський Ю. О.

Гідрометеорологічні умови формування та прогноз максимальних витрат води весняного водопілля у верхній течії р. Чорна Тиса 67

Василенко Є.В.

Характеристики весняного водопілля річок Правобережжя Прип'яті та їх сучасні зміни..... 75

Вандюк Н.С.

Динаміка температурних характеристик водних мас Канівського водосховища.... 83

Рахматуліна Е.Р., Гребінь В.В.

Оцінка сучасного льодового режиму басейну річки Південний Буг 89

ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Осадча Н.М.

Розчинність гумінових кислот у поверхневих водах 95

Жежеря В.А., Линник П.М.

Форми міграції алюмінію у воді Запорізького водосховища 103

Ухань О.О.

Інтегральна оцінка якості поверхневих вод басейну Сіверського Дінця111

Аксѡм С.Д., Кравчинський Р.Л., Стефурак О.М.

Гідроекологічний стан Карачунівського водосховища125

Васильчук Т.А., Осипенко В.П.

Компонентный состав растворенных органических веществ поверхностных вод
с высокой цветностью136

ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

Каленіченко К.П.

Дослідження деструкції органічної речовини при варіюванні різних факторів
середовища в природній воді за допомогою багатфакторного експерименту 142

Гулейкова Л.В.

Особливості розвитку планктонофауни р.Тересви (басейн Тиси)в умовах
гідробудівництва..... 148

Меленчук Г.В., Гуляєва О.О.

Фітопланктон Дністровського водосховища в період паводку 2008 року 154

Цапліна К.М. Лінчук М.І.

Функціональна роль макрофітів в екосистемі Київського водосховища 159

Холодцько О.П.

Сучасні джерела формування донних відкладів Канівського водосховища 164

Морозова А.А.

Взвешенные формы железа и фосфора в воде Киевского водохранилища..... 169

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Ганущак М.М. Тарасюк Н.А.

Алгоритм історико-географічного аналізу басейнової системи р. Стир 178

Гребенюк Н.П.

Динаміка температури повітря та опадів у Києві в умовах сучасного клімату 185

НАУКОВІ ПОВІДОМЛЕННЯ

Філоненко Ю.М., Світлична О.В.

Особливості розвитку деяких екзогенних рельєфоутворюючих процесів у нижній
течії річки Снов 192

ІНФОРМАЦІЯ

Вийшли з друку..... 196

Порядок падання і оформлення статей до періодичного
наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»..... 198

CONTENTS

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

Samoylenko V.M., Korogoda N.P. The identification criteria of ecological network modeling objects in river basins.....	8
Loboda N.S., Sirenko A.M. The improvement of ice forecast for the Ukrainian rivers on basis of methods of multivariate statistical analysis.....	21
Dubnyak S.S. Ecological features of coastal protection measures on large plain reservoirs	29
Sosyedko M.M., Luk'yanets O.I. The estimation of mathematical models of river runoff on the basis of water balance researches.....	42

HYDROLOGY. WATER RESOURCES

Gopchenko E.D., Ovcharuk V.A., Shakirzanova Zh.R. Research of influence of modern changes of climate on descriptions of maximal runoff of spring flood in a river basin Pripyat.....	50
Chornomorets Yu.O., Grebin' V. V. Long-term dynamic of alimentation regime of Desna river.....	59
Obodovskyy O.G., Kurilo S.M., Manivchuk V.M., Danko K.Y., Schegulna Y.O., Obodovskyy Y.O. Hydrometeorological conditions of form and forecast maximum of water flows of spring flood at the upper Black Tisa river basin	67
Vasylenko E.V. Characteristics of the spring flood the rivers of the Right-bank Pripyat and their modern changes.....	75
Vandiuk N.S. The dynamics of Kanev water reservoir temperature characteristics.....	83
Rahmatullina E.R., Grebin' V.V. Estimation of modern ice regime of the Pivdennyi Bug river's basin.....	89

HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

Osadcha N.M. About solubility of humic acids in surface waters.....	95
Zhezherya V.A., Linnik P.N. Speciation of aluminium in water of the Zaporozhye reservoir.....	103
Ukhan' O.A. Integral assessment of surface water quality of Seversky Donets basin	111

<i>Aksem S.D., Kravchinskiy R.L., Stefurak O.M.</i> Hydroecological state of Karachunivske reservoir	125
<i>Vasylchuk T.A., Osypenko V.P.</i> Component content of dissolved organic matter of the highly coloured surface water	136

HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

<i>Kalenichenko K.P.</i> Research destructions organic substance of variation different factor environment natural waters from assistance multiple-factor experiment.....	142
<i>Guleikova L.V.</i> Features of plankton fauna development in the Teresva River (the Tisa River basin) under hydroconstruction.....	148
<i>Melenchuk G.V., Huliaieva O.A.</i> The phytoplankton of the Dniester reservoir during the flood in 2008.	154
<i>Tsaplina K.M., Linchuk M.I.</i> Functional role of macrophytes in the Kyiv water – reservoir ecosystem.....	159
<i>Holod'ko O.P.</i> Resent sources of the Kanev reservoir bottom sediments forming.....	164
<i>Morozova A.A.</i> Suspended iron and phosphorus in the water of the Kiev reservoirs.....	169

GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROLOGICAL RESEARCH

<i>Hanuschak M.M., Tarasiuk N.A.</i> Historico-geographical analysis algorithm of the drainage-basin of Styr River.....	178
<i>Grebenyk N.P.</i> Dynamics of temperature of air and fallouts in Kiev in the conditions of modern climate...	185

SCIENTIFIC REPORTS

<i>Filonenko J.M., Switljchna O.W., Komlev O.O.</i> Features of development of some external relief-creative processes in the bottom watercourse of the Snov river.....	192
--	-----

INFORMATION

Come of the press	196
The presenting and official registration of the articles for the scientific periodical collection «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology»	198

УДК 911.9 [502.36 : 911.375]

Самойленко В.М., Корогода Н.П.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

КРИТЕРІЇ РІВНЯ ПРИРОДНО-КАРКАСНОЇ ЗНАЧУЩОСТІ ТА СТАНУ ОБ'ЄКТІВ МОДЕЛЮВАННЯ ЕКОМЕРЕЖІ В РІЧКОВИХ БАСЕЙНАХ

Ключові слова: екомережа, геоінформаційне моделювання, критерії рівня природно-каркасної значущості та стану

Стан проблеми. При геоінформаційному моделюванні екомереж, як було зазначено раніше [4], досить важливим є питання визначення критеріїв ідентифікації елементів екомережі. Проте окрім критеріїв ідентифікації, змодельовані елементи, повинні відповідати також і критеріям рівня природно-каркасної значущості та стану об'єктів моделювання екомережі, які висуваються таким чином, щоб дані елементи могли виконувати функції екомережі, з огляду на можливість її тривалого функціонування.

Постановка завдання. Зазначені критерії, є необхідними для використання на всіх масштабних рівнях проектування, проте вони розроблялись і перевірялись головним чином для регіональної екомережі [4], тому потребували певної адаптації для міжрегіонального і локального рівнів.

Основні результати. Для вирішення головного завдання, тобто для визначення критеріїв рівня природно-каркасної значущості та стану об'єктів моделювання нами в [4] були обґрунтовані і розроблені критерії фазової та параметричної стійкості модельних об'єктів для регіонального рівня моделювання, причому ці критерії цілком прийнятні і на інших рівнях, набуваючи лише певної специфіки.

При вирішенні часткового завдання – *розробці критеріїв фазової стійкості об'єктів моделювання* – згідно зі змістом такої стійкості, та наявністю двох її складників – фазово-антропізаційної та фазово-етологічної стійкості, ми виходили з наступних міркувань і побудов.

Фазово-антропізаційна стійкість об'єктів моделювання екомережі (головним чином квазігеосистем БЛТС і/або можливих, остаточних чи імперативних елементів екомережі) як перший складник фазової стійкості обумовлюється ступенем антропізації таких модельних об'єктів і віддзеркалює міру їх "залишкової" здатності до саморегуляції. Таким чином, за загальний змістовно-функціональний запис індексу рівня стану об'єктів моделювання за ознаками їх фазово-антропізаційної стійкості або, скорочено, **індексу фазово-антропізаційної стійкості об'єктів моделювання ($I_{FAS,j}$, %)**

може правити співвідношення

$$I_{FAS,j} = 100 - I_{ant,norm,j}, \quad (1)$$

де $I_{ant,norm,j}$ – певним чином обумовлений, унормований (у відсотках, з максимальним значенням 100%) індекс антропізації об'єктів моделювання.

Для визначення останнього можна скористатися відповідною методикою П.Г.Шищенка [6] з такими певними її модифікаціями.

По-перше, за індекс $I_{ant,norm,j}$ доцільно прийняти запропонований П.Г.Шищенком коефіцієнт антропогенної перетвореності ландшафтів $K_{ant,j}$, а проте унормований для його змінності до 100% ($K_{ant,norm,j}$), тобто

$$I_{ant,norm,j} \equiv K_{ant,norm,j} = K_{norm} \sum_{i=1}^n (r_i q_i p_i), \quad (2)$$

де r_i – значення рангу антропогенної перетвореності j -го об'єкта моделювання за i -тим видом природокористування; q_i – значення індексу глибини антропогенної перетвореності (практично ідентичного оцінці ступеня впливу заданих антропогенних факторів); p_i – частка площі j -го об'єкта (у %), що підпала під i -тий вид природокористування; K_{norm} – нормувальний коефіцієнт ($K_{norm} \approx 4,938 \cdot 10^{-2}$); n – кількість видів природокористування в межах j -го об'єкта моделювання.

За такої модифікації запису індексу $I_{ant,norm,j}$ та за інтервально розширеними вихідними показниками методики [6], цей індекс буде змінюватися від 2-8% (об'єкти моделювання, територія яких повністю належить природно-заповідному фонду) до 90-100% (об'єкти, територія яких є суцільним кар'єрно-відвальним утворенням тощо).

По-друге, визначення складників r_i і q_i унормованого індексу антропізації моделі (2) за [6] є прийнятним для обраних об'єктів моделювання, а проте з певними доповненнями та шляхом інтервального подавання добутку цих складників, результати чого і наведені у табл.1.

З огляду на останнє, слід зазначити, що подавання значень добутку $(r \cdot q)_i$ у інтервальному та усередненому варіантах уявляється доцільним і виправданим з метою створення можливості додаткового врахування певних "внутрішньовидових" за природокористуванням відмінностей у впливі цього користування на ступінь перетвореності визначених об'єктів моделювання. За доказ такої доцільності може правити необхідність диференційованого врахування, хоча і в межах одного виду природокористування за табл.1, різної "ролі" у антропізації об'єктів, наприклад, певних сівозмін і способів чи інтенсивності обробки орних земель, категорії автотранспортних магістралей і забудови, видів догляду за лісом тощо. У цілому додаткове детальне категорювання всіх щойно зазначених відмінностей має скласти предмет окремого дослідження і обґрунтування, наразі ж, за неможливості такого категорювання для певних видів природокористування, можна обирати лише відповідні усереднені або граничні для інтервалів значення $(r \cdot q)_i$ за табл.1.

Такі інтервальні та усереднені значення $(r \cdot q)_i$ є коректними для застосування як для міжрегіонального (загальнобасейнового) рівня так і для регіонального. На локальному ж рівні проектування, оскільки інформація про

Таблиця 1. Інтервальні та усереднені значення добутку $(r \cdot q)_i$ у моделі (2) унормованого індексу антропоїзації об'єктів моделювання в залежності від видів природокористування (на основі методики П.Г.Шищенко [6] з нашими модифікаціями і доповненнями)

Належність площ (часток площ) об'єктів моделювання до ¹⁾ :	Інтервальні та усереднені значення $(r \cdot q)_i$
1) природно-заповідного фонду *	0,46-1,55; 1,00
2) об'єктів лісового господарства *	1,56-2,70; 2,13
3) заболочених земель *	2,71-3,95; 3,33
4) пасовищ і сінокосів *	3,96-5,30; 4,63
5) садів і виноградників	5,31-6,75; 6,03
6) орних земель	6,76-8,30; 7,53
7) об'єктів сільської забудови * ²⁾	8,31-9,95; 9,13
8) об'єктів міської та селищної (міського типу) забудови * ²⁾	9,96-11,70; 10,83
9) водогосподарських, гідротехнічних і меліоративних об'єктів, а також природоохоронних споруд тощо	11,71-13,80; 12,76
10) об'єктів транспорту	13,81-16,05; 14,93
11) промислових об'єктів	16,06-18,15; 17,10
12) об'єктів видобування корисних копалин	18,16-20,25; 19,20
¹⁾ при збігу декількох з 1)-12) видів природокористування обирається вид з найбільшим значенням $(r \cdot q)_i$	
²⁾ включаючи поєднані з ними об'єкти відповідної господарської інфраструктури, не вирізнені в 1)-12) видах природокористування	
* з введенням збільшувальних коефіцієнтів за одночасної належності площ (часток площ) до територій:	
– організованої рекреації	1,10
– неорганізованої рекреації	1,05

природокористування в регіоні повинна бути більш детальною, то і такі значення мають бути розкриті більш детально, зокрема, як приклад, можна навести значення, розроблені в роботі [3], представлені в табл. 2.

Таблиця 2. Інтервальні та усереднені значення добутку $(r \cdot q)_i$ у моделі (2) унормованого індексу антропоїзації об'єктів моделювання в залежності від видів природокористування для малих урболандшафтних басейнових геосистем (МУБГ)

Типи урбофункціональних підсистем в межах МУБГ	Інтервальні та усереднені значення $(r \cdot q)_i$
Природоохоронна	(0-10]; 5
Полірекреаційна	(10-20]; 15
Меморіально-культурна	(20-30]; 25
Агро виробнича	(30-40]; 35
Культурно-освітня	(40-50]; 45
Громадсько-адміністративна	(50-60]; 55
Житлова	(60-70]; 65
Транспортна	(70-80]; 75
Складська	(80-90]; 85
Промислова	(90-100]; 95

Такі значення зокрема можуть бути використані для територій малих урболандшафтних басейнових геосистем, які є «найбільш складними» для моделювання екомереж, про що більш детально йдеться в праці [3].

По-третє, дотримуючись загальної логіки і критеріїв вирішення декількох інтервалів шкали (категорій) перетвореності ландшафтів за методикою [6] (від слабо до сильно перетворених) та зважаючи на граничні інтервали табл.1, 2, можна запропонувати за значеннями індексу $I_{FAS,j}$ моделі (1) і відповідні **категорії фазово-антропоізаційної стійкості об'єктів моделювання** екомережі різних територіальних рівнів як категорії здатності цих об'єктів до саморегуляції, наведені у табл.3. Безпосередньо рівень стану певних об'єктів моделювання при цьому кваліфікується, наприклад, як "можливе природне ядро екомережі з послабленою, або середньою, або сильною і т.ін. здатністю до саморегуляції" тощо.

Таблиця 3. Категорійно-класифікаційна схема рівнів стану об'єктів моделювання за ознаками їх фазово-антропоізаційної стійкості (здатності до саморегуляції)

Значення індексу фазово-антропоізаційної стійкості $I_{FAS,j}$ за (1) (%)	Здатність до саморегуляції
< 11,0	гранично слабка
11,0 – 25,9	вельми слабка
26,0 – 34,9	слабка
35,0 – 46,9	послаблена
47,0 – 61,9	середня
62,0 – 85,9	сильна
≥ 86,0	вельми сильна

У цілому, задавшись, крім іншого, певним "порогом" фазово-антропоізаційної стійкості, можна, наприклад, ітераційно уточнювати конфігурацію природних ядер екомережі (на будь-якому територіальному рівні), аж до повного виключення їх зі складу можливих елементів екомережі, а також оцінювати реальність існування можливих екокоридорів тощо.

Фазово-етологічна стійкість об'єктів моделювання екомережі як другий складник фазової стійкості відображає стійкість змодельованої за основними елементами екомережі у цілому за сформованістю (зв'язністю) такої її територіальної структури, а тому, на перший погляд, могла б визначатися за запропонованими у [5] **чотирма топологічними індексами**, які є застосовними на всіх рівнях моделювання, зокрема про застосування цих індексів для створення екомереж міжрегіонального рівня йшлося в праці [5], для регіональної екомережі – в роботі [4], проведені нами дослідження говорять про цілком можливе застосування даних індексів і для проектування екомереж локального рівня.

Ці індекси характеризують екомережу, подану як граф (у вигляді графічної або картографічної моделі [1]), у якому за вершини правлять можливі чи імперативні природні ядра, а за ребра – відповідні екокоридори. Слід зауважити, що такий граф у вигляді картографічної моделі може одночасно інтерпретуватися за методологією ГІС ([2]) як лінійний

просторовий об'єкт високого рівня – мережа (далі, скорочено, "ГІС-мережа") – де, знову-таки, за вузли мережі (вершини графа) правлять ядра, а за дуги чи зв'язки між вузлами (ребра графа) – екокоридори. При цьому міра загальної сформованості екомережі має у прямій залежності ототожнюватися із певними мірами зв'язності її графа (вузлів мережі як просторового об'єкта ГІС), а у якості зазначених топологічних індексів зазвичай використовують з відповідною інтерпретацією (за [5] та враховуючи топологічний їх зміст у ГІС за [2]) такі індекси, як:

1) **гамма-індекс** (γ_{In}), який є відношенням числа змодельованих екокоридорів (тобто ребер графа або кількості зв'язків між парами вузлів "ГІС-мережі") (E) до "топологічно" максимального такого числа ($E_{max,top}$). Визначення "'топологічно" максимальний" в даному випадку означає врахування геть усіх можливих зв'язків між вузлами (вершинами, ядрами), незважаючи на перетин таких зв'язків, можливість їх існування і т.ін., що аналогічним чином стосується і всіх наступних величин з таким визначенням. Гамма-індекс загалом безпосередньо відображає міру поєднання природних ядер екокоридорами і, наслідково, міру альтернативності вибору кількості шляхів міграції з кожного ядра. При мінімальному значенні $\gamma=0$ екокоридори взагалі відсутні, а при "топологічно" максимальному значенні $\gamma=1$ оперують з "топологічно" максимальною їх кількістю. Власне ж формула гамма-індексу має вигляд

$$\gamma_{In} = E / E_{max,top} = E / \{3 (V - 2)\} \quad \forall \gamma_{In} \in (0, 1) , \quad (3)$$

де V – кількість природних ядер (тобто кількість вершин графа або вузлів "ГІС-мережі");

2) **альфа-індекс** (α_{In}), який являє собою відношення наявного в структурі екомережі числа циклів (тобто контурів альтернативних маршрутів "ГІС-мережі") (n_{cyc}) до "топологічно" максимального такого числа ($n_{cyc,max,top}$). Альфа-індекс ([1]) у цілому безпосередньо відображає наявність і міру насиченості мережі циклами і чим більше його значення, тим більше альтернативних маршрутів міграції між природними ядрами, а отже більш стійкою за сформованістю структури має бути екомережа. "Топологічний" максимум альфа-індексу становить $\alpha=1$, а його складники і сам він визначається за формулами

$$n_{cyc} = E - (V - 1) , \quad (4)$$

$$n_{cyc,max,top} = E_{max,top} - (V - 1) = 2V - 5 , \quad (5)$$

$$\alpha_{In} = n_{cyc} / n_{cyc,max,top} = (E - V + 1) / 2V - 5 \quad \forall \alpha_{In} \in (0, 1) ; \quad (6)$$

3) **бета-індекс** (β_{In}), який у цілому віддзеркалює розвиненість екомережі за наявністю в ній екокоридорів. При $\beta_{In}<1$ ця мережа характеризується відсутністю циклів, а при "топологічному" максимумі $\beta_{In}=3$ є "топологічно" максимально насиченою циклами (тобто контурами альтернативних маршрутів), коли кожне ядро безпосередньо зв'язане з абсолютно усіма іншими ядрами. Власне бета-індекс визначається за залежністю

$$\beta_{In} = E / V \quad \forall \quad \gamma_{In} \in (0, 3) , \quad (7)$$

і функціонально пов'язаний з тим же гамма-індексом співвідношенням

$$\beta_{In} = (E_{max,top} / V) \gamma_{In} , \quad (8)$$

що за змістом стосується і альфа-індексу;

4) **епсilon-індекс** (ϵ_{In}), застосування якого, на думку авторів [5], доцільне для екомереж з наявністю певної кількості ізольованих ядер, позаяк сам індекс як показник дефіциту графа відображає міру "віддаленості" екомережі від найменш зв'язної при $\epsilon_{In}=1$, зважаючи на те, що формула цього індексу має вигляд

$$\epsilon_{In} = E / (V - 1) . \quad (9)$$

Остання залежність засвідчує знову-таки існування функціонального зв'язку епсilon-індексу з гамма-індексом за формулою

$$\epsilon_{In} = \{E_{max,top} / (V - 1)\} \gamma_{In} , \quad (10)$$

або з бета-індексом за формулою

$$\epsilon_{In} = \{V / (V - 1)\} \beta_{In} . \quad (11)$$

Аналізуючи ефективність поданих вище показників з огляду на застосовність їх до оцінювання фазово-етологічної стійкості екомережі у цілому, слід зазначити таке.

По-перше, зважаючи на зміст елементів, конфігурацію та зв'язність екомережі з позицій топології і беручи до уваги насамперед задану незмінну кількість природних ядер (наприклад, змодельованих можливих ядер і існуючих відокремлених ядер у вигляді об'єктів природно-заповідного фонду) та варіаційну кількість неперетнутих екокоридорів, можна оперувати з такими двома територіальними структурами екомережі, як:

1) максимально поєднаною у біоландшафтному аспекті структурою (**базовою структурою**), тобто тією, що отримують при поєднанні всіх заданих ядер усіма можливими екокоридорами, зважаючи лише на природну підсистему БЛТС та всі відповідні цьому критеріальні вимоги до вибору екокоридорів ([4,5]);

2) максимально можливою у біоландшафтно-екологічному аспекті структурою (**реальною структурою**), яку отримують при спільному розгляді не тільки природної, а й антропогенної (та природно-антропогенної) підсистем БЛТС і регіону у цілому, виключаючи з базової структури екомережі ті екокоридори, які на момент оцінки за будь-яких умов не задовольняють вищезгаданим критеріальним вимогам до їх вибору через негативний або обмежувальний вплив зазначеної антропогенної підсистеми (тобто залишаючи у структурі "реальні" або фактичні екокоридори).

По-друге, лише саме певні співвідношення елементів щойно охарактеризованих реальної та базової структур екомережі і будуть змістовно відбивати її реальну (фактичну) сформованість (зв'язність) з метою оцінювання фазово-етологічної стійкості. Жодний же із розглянутих раніше топологічних індексів не відповідає цій умові за змістом, маючи до того ж і інші вади. Поставленим же умовам порівнянності реальної та базової

структур можуть відповідати передусім два досить простих показника, названі нами **регіональними топологічними індексами сформованості(зв'язності) реальної територіальної структури екомережі** ([4]). Ці показники були використані для моделювання регіональної екомережі, проте є цілком придатними для моделювання міжрегіональних та локальних екомереж. Перший з них – **"екокоридорний" індекс сформованості екомережі** ($I_{coh,reg,1}$, у %) – власне і відбиває відсоткове співвідношення числа фактичних екокоридорів реальної структури (E_{real}) до числа можливих екокоридорів базової (E_{prob}), тобто

$$I_{coh,reg,1} = 100 (E_{real} / E_{prob}) . \quad (12)$$

Другий індекс – **"цикловий" індекс сформованості екомережі** ($I_{coh,reg,2}$, у %) – являє собою відсоткове співвідношення числа фактичних циклів (контурів альтернативних маршрутів) реальної структури екомережі ($n_{cyc,real}$) до числа таких циклів у базовій структурі ($n_{cyc,prob}$), тобто

$$I_{coh,reg,2} = 100 (n_{cyc,real} / n_{cyc,prob}) . \quad (13)$$

За максимуми обох запропонованих індексів, зрозуміло, правлять 100% за умови повної ідентичності реальної та базової структур екомережі, при цьому величина "відсотка доповнення" індексів до 100% свідчатиме про міру "втрати" зв'язності реальною структурою екомережі внаслідок антропоїзації території її місцезнаходження.

Крім того, аналогічно до $I_{FAS,j}$ моделі (1) (див. табл.3) і у першому наближенні, за усередненим значенням обох індексів (12)-(13) $\{(I_{coh,reg,1} + I_{coh,reg,2})/2\}$ можна запропонувати і відповідні **категорії фазово-етологічної стійкості екомережі у цілому** як категорії міри сформованості (зв'язності) актуальної територіальної структури екомережі, наведені у табл.4. Рівень стану екомережі при цьому кваліфікується, наприклад, як "екомережа із поганою, доброю і т.ін. сформованістю (зв'язністю) територіальної структури".

Таблиця 4. Категорійно-класифікаційна схема рівнів стану змодельованої екомережі за ознаками її фазово-етологічної стійкості (сформованості (зв'язності) територіальної структури)

Середнє значення регіональних "екокоридорного" та "циклового" індексів сформованості екомережі (12)-(13) $\{(I_{coh,reg,1} + I_{coh,reg,2}) / 2\}$ (%)	Сформованість (зв'язність) територіальної структури
< 20,0	дуже погана
20,0 – 29,9	погана
30,0 – 49,9	незадовільна
50,0 – 69,9	задовільна
70,0 – 79,9	вельми задовільна
80,0 – 89,9	добра
$\geq 90,0$	дуже добра

Слід одразу зазначити, що індекси (12)-(13) характеризують саме зазначений вид стійкості екомережі за основними елементами її каркаса – природними ядрами (включаючи ядра об'єктів ПЗФ) та екокоридорами, і зміну цієї характеристики можна відстежувати у часі після реалізації проекту створення екомережі. Про оптимізацію ж структури екомережі доцільно вести мову, зважаючи і на інші її елементи – зони потенційної ренатуралізації, майбутнє перетворення яких у "повноважні" ядра і/чи екокоридори шляхом реалізації екореабілітаційних і інших природоохоронних заходів здатне істотно поліпшити міру сформованості структури екомережі. Останньому може також істотно сприяти обґрунтоване доповнення елементів регіональної структури елементами локальних структур екомереж [5], а також "добудова" і узгодження екокоридорів із сусідніми регіонами тощо. Саме з таких позицій і слушно аналізувати оптимальність сформованості територіальної структури екомережі.

Наступне часткове завдання – **обґрунтування і розробка критеріїв параметричної стійкості модельних об'єктів**, що також є прийнятними для моделювання екомереж різних територіальних рівнів, за складниками цієї стійкості – може бути вирішене в загальних рисах таким чином.

З одного боку, за змістом першого складника зазначеної стійкості – **параметрично-процесової стійкості** – останню стійкість у першому наближенні можна чисельно оцінювати для квазігеосистем БЛТС, передусім як можливих і/або остаточних та імперативних елементів екомережі, за певним **індексом параметрично-процесової стійкості ($I_{PPSi,j}$)** (у %), індивідуальним для кожного заданого i -того еконегативного для біоландшафтного різноманіття структуротворного процесу у цих квазігеосистемах. Такий індекс матиме загальний символічний запис

$$I_{PPSi,j} = 100 - I_{INTi,j} , \quad (14)$$

де $I_{INTi,j}$ – середньовиважена за відповідними площами j -тої квазігеосистеми БЛТС інтенсивність певного зазначеного i -того еконегативного процесу (наприклад, ерозійного, зсувного, забруднювального тощо) (у %), подана через значення її репрезентативних розрахункових параметрів таким чином, що власне її значення змінюються від близьких до 0 (найменша інтенсивність процесів) до близьких до 100% (найбільша інтенсивність).

При цьому:

– $I_{PPSi,j}$ можна класифікаційно категорувати за діапазонами зміни $I_{INTi,j}$, аналогічно до підходів, застосованих до побудови табл. 1- 4, запровадивши відповідні категорії рівнів стану об'єктів моделювання за ознаками їх параметрично-процесової стійкості як для кожного обраного процесу, так, можливо, і інтегрально. Тобто, наприклад, категорійний інтервал найменшої за інтенсивністю площинної ерозії буде відповідати категорії "вельми достатня параметрично-процесова стійкість" і т.ін.;

– для доведення задачі категорійної параметризації формули (14) "до числа" доцільно скористатися наявними розробками з відповідної параметризації, наведеними, наприклад, у [6] тощо;

– принциповим для вибору складників правої частини моделі (14) є необхідність чіткого визначення зі складом зазначених вище еконегативних процесів в аспекті виду впливу їх саме на біоландшафтне різноманіття, у т.ч. залучаючи для цього аналіз впливу цих процесів на підсилення чи обмеження певних природно-соціально-економічних функцій обраних об'єктів моделювання. Мається на увазі, наприклад, те, що ті ж інтенсивні процеси підтоплення і/або періодичного затоплення заплавних геосистем, які "традиційно", за антропоцентричного підходу, відносять до небажаних, сприяють формуванню і стійкому функціонуванню водно-болотних угідь як осередків біорізноманіття, що зазвичай охороняються і зберігаються не тільки на регіональному, а й на більш високих "природоохоронних" рівнях. У цьому ж аспекті наразі немає однозначних тлумачень можливих наслідків впливу радіоактивного забруднення на біовиди та асоціації рослин і т.ін.; – певні значення індексу параметрично-процесової стійкості слід застосовувати як у якості обмежень на вибір елементів можливого каркаса екомережі, так і для планування визначених природоохоронних заходів тощо.

З іншого боку, стосовно другого складника – **параметричної структурно-функціональної стійкості** екомережі у цілому, у т.ч. за її основними елементами, – можна зазначити таке.

По-перше, для оцінки параметричної структурно-функціональної стійкості шляхом характеристики розвиненості екомережі за її базовими елементами стосовно всієї території проектування слушно початково скористатися певними ефективними метричними показниками екомережі, як вже розробленими, так і новими за змістом.

При цьому додатковими вимогами до вигляду таких показників, крім загальної вимоги – характеризувати розвиненість екомережі як ознаку її структурно-функціональної стійкості, є:

- створення можливості зіставлення розвиненості екомереж різних регіонів або певних підсистем екомережі одного регіону;
- прийнятність для використання при оцінюванні ефективності функціонування екомережі.

З огляду на зміст таких вимог, доцільно застосовувати певні **метричні показники екомережі** (знову ж таки однакові на всіх рівнях проектування), як із складу вже запропонованих авторами, для міжрегіонального рівня [5], у т.ч. удосконалених нами для регіонального рівня, так і новими за структурою, а саме:

1) вже запропонований **індекс відносної площі природних ядер ($I_{S,ncore}$)**, і додані нами, аналогічні за змістом: **індекс відносної площі екокоридорів ($I_{S,ecor}$)** і **індекс відносної площі буферних зон (I_{buffz})** за формулами

$$I_{S,ncore} = \left(\sum_{i=1}^{n_{ncore}} s_{ncore,i} \right) / S_{reg} , \quad (15)$$

$$I_{S,ecor} = \left(\sum_{j=1}^{n_{ecor}} s_{ecor,j} \right) / S_{reg} , \quad (16)$$

$$I_{buffz} = (\sum_{k=1}^{n_{buffz}} s_{buffz,k}) / S_{reg} , \quad (17)$$

де $s_{ncore,i}$ – площа i -того природного ядра; $s_{ecor,j}$ – площа j -того екокоридору; $s_{buffz,k}$ – площа k -тої буферної зони; S_{reg} – площа регіону моделювання екомережі; n_{ncore} – кількість природних ядер; n_{ecor} – кількість екокоридорів; n_{buffz} – кількість буферних зон;

2) вже запропоновані **індекси щільності природних ядер** ($I_{n,ncore}$, 1/км²) та **екокоридорів** ($I_{n,ecor}$, км/км²) за виразами

$$I_{n,ncore} = n_{ncore} / S_{reg} , \quad (18)$$

$$I_{n,ecor} = L_{ecor} / S_{reg} , \quad (19)$$

де L_{ecor} – загальна довжина екокоридорів у регіоні (за їх осями), км;

3) вже запропонований **відносний індекс середнього розміру природного ядра у регіоні** ($I_{s*,ncore,rel}$) та додані нами: **відносний індекс середнього розміру екокоридору** ($I_{s*,ecor,rel}$) та два **абсолютні індекси середнього розміру ядра** ($I_{s*,ncore,abs}$, км²) та **екокоридору** ($I_{s*,ecor,abs}$, км²) за формулами

$$I_{s*,ncore,rel} = (\sum_{i=1}^{n_{ncore}} s_{ncore,i}) / n_{ncore} S_{reg} = I_{s,ncore} / n_{ncore} , \quad (20)$$

$$I_{s*,ecor,rel} = (\sum_{j=1}^{n_{ecor}} s_{ecor,j}) / n_{ecor} S_{reg} = I_{s,ecor} / n_{ecor} , \quad (21)$$

$$I_{s*,ncore,abs} = (\sum_{i=1}^{n_{ncore}} s_{ncore,i}) / n_{ncore} = I_{s*,ncore,rel} S_{reg} = I_{s,ncore} S_{reg} / n_{ncore} , \quad (22)$$

$$I_{s*,ecor,abs} = (\sum_{j=1}^{n_{ecor}} s_{ecor,j}) / n_{ecor} = I_{s*,ecor,rel} S_{reg} = I_{s,ecor} S_{reg} / n_{ecor} . \quad (23)$$

Індекси (22)-(23) застосовні і при віднесенні їх до підсистем екомережі шляхом простої зміни сум площ ядер і коридорів та їх кількості у регіоні на те ж саме для певної підсистеми екомережі;

4) запропонований нами **індекс перфорованості регіону екомережею** (I_{perf}) за записом

$$I_{perf} = (n_{ncore} + n_{ecor}) (\sum_{i=1}^{n_{ncore}} s_{ncore,i} + \sum_{j=1}^{n_{ecor}} s_{ecor,j}) / S_{reg} = (n_{ncore} + n_{ecor}) (I_{s,ncore} + I_{s,ecor}) ; \quad (24)$$

5) запропонований нами **індекс умовної густоти екомережі** ($I_{p/S,dum}$, км/км²) за формулою

$$I_{p/S,dum} = (\sum_{i=1}^{n_{ncore}} p_{ncore,i} + \sum_{j=1}^{n_{ecor}} p_{ecor,j}) / S_{reg} , \quad (25)$$

де $p_{ncore,i}$ – периметр i -того природного ядра; $p_{ecor,j}$ – периметр j -того екокоридору;

6) запропонований нами **середній індекс складності форми природних ядер** ($I_{(p/S)*}$, км/км²), який може мати і відповідний аналог для підсистем екомережі, за формулою

$$I_{(p/S)*} = \left\{ \sum_{i=1}^{n_{ncore}} (p_{ncore} / s_{ncore})_i \right\} / n_{ncore} ; \quad (26)$$

7) запропоновані нами **індекси актуальної** ($I_{spat,a}$) **та перспективної** ($I_{spat,p}$) **просторовості екомережі** за формулами

$$I_{spat,a} = I_{S,ncore} + I_{S,ecor} + I_{buffz} , \quad (27)$$

$$I_{spat,p} = I_{spat,a} + \left(\sum_{l=1}^{n_{renz}} s_{renz,l} \right) / S_{reg} = I_{spat,a} + I_{renz} , \quad (28)$$

де $s_{renz,l}$ – площа l -тої зони потенційної ренатуралізації; n_{renz} – кількість зон потенційної ренатуралізації; I_{renz} – індекс відносної площі цих зон.

Найбільш прийнятними для оцінювання ефективності функціонування екомережі є насамперед індекси (27)-(28), а також, частково, індекси (18-25) при певній їх трансформації, розширенні змісту та доповненні порівняльними індексами аналогічно до змісту індексів (27-28). По-друге, параметричну структурно-функціональну стійкість екомережі вже стосовно саме певних "ключових" елементів її структури можна оцінювати за **матрицею доступності вершин екомережного графа**, яка характеризує роль її ядер через набір відповідних топологічних індексів – Кеніга, Бавелаша, Ріда і ін., а також за синтетичними індексами значущості ядер і екокоридорів тощо. Ця матриця та індекси вичерпно описані у [4, 5] і є достатньо ефективними для сфери їх застосування, що виключає необхідність спеціального їх аналізу чи удосконалення. Слід лише не забувати про комплексне призначення щойно зазначених індексів, у т.ч. для уточнення місцезнаходження та узгодження підсистем екомережі (за їх наявності), і про те, що повнопараметричне використання синтетичних індексів значущості є досить складним завданням на рівні моделювання міжрегіональної та регіональної екомережі, яке напевно найбільш ефективно може бути вирішене при розробці локальних мереж.

Зведені відомості про критерії рівня природно-каркасної значущості та стану об'єктів моделювання екомережі наведені в таблиці 5.

Висновки. Розроблена схема критеріїв вимогового рівня природно-каркасної значущості та критеріїв бажаного рівня стану об'єктів моделювання за їх стійкістю, надійністю і ефективністю. Отримана схема критеріїв у запропонованому вигляді може бути використана для геоінформаційного моделювання екомережі в річкових басейнах на різних масштабних рівнях проектування.

Список літератури.

1. *Самойленко В.М.* Ймовірнісні математичні методи в геоекології / В.М. Самойленко. – К. : Ніка-Центр, 2002. – 404 с.
2. *Самойленко В.М.* Основи геоінформаційних систем. Методологія / В.М. Самойленко. – К. : Ніка-Центр, 2003. – 276 с.
3. *Самойленко В.М.*, Моделювання уболандшафтних басейнових геосистем / В.М. Самойленко, К.О. Верес. –

Таблиця 5 - Схема критеріїв рівня природно-каркасної значущості та стану об'єктів моделювання проектної екомережі

Гіперклас / клас, тип (підтип) критеріїв	Вид (підвид) критеріїв		Основний результат вихідного застосування критеріїв
	Вербальні (змістовні)	Параметричні (метричні і/або топологічні)	
1	2	3	4
<i>Гіперклас критеріїв рівня стану об'єктів моделювання за стійкістю, надійністю та ефективністю функціонування:</i>			
1. Клас критеріїв стійкості *:			
1.1. Критерії фазової стійкості:			
1.1.1. фазово-антропоїзаційної стійкості	Допустимість ступеня антропоїзації природних об'єктів моделювання як необхідної міри їх "залишкової" здатності до саморегуляції	Комплексні індекси фазово-антропоїзаційної стійкості об'єктів моделювання за (1) і категорії такої стійкості	Ступінь відповідності вимогам до рівня стану об'єктів моделювання за ознаками їх фазово-антропоїзаційної стійкості
1.1.2. фазово-етологічної стійкості	Достатність міри сформованості (зв'язності) територіальної структури екомережі	Комплексні топологічні "екокоридорні" за (12) та "циклові" за (13) індекси сформованості екомережі і категорії фазово-етологічної стійкості	Ступінь відповідності вимогам до рівня стану екомережі за ознаками її фазово-етологічної стійкості
1.2. Критерії параметричної стійкості:			
1.2.1. параметрично-процесової стійкості	Допустимість інтенсивності заданих екологічних для біологічного різноманіття структуротвірних процесів у квазігеосистемах БЛТС	Індекси, у т.ч. комплексні, параметрично-процесової стійкості об'єктів моделювання за (14) і категорії такої стійкості	Ступінь відповідності вимогам до рівня стану квазігеосистем БЛТС за ознаками їх параметрично-процесової стійкості
1.2.2. параметричної структурно-функціональної стійкості	Достатність міри розвиненості екомережі за її основними елементами стосовно території її проектування і визначеність функціональної ролі окремих елементів екомережі в її структурі	Комплексні: метричні показники екомережі за (15)-(28); топологічні індекси (Бавелаша, Бічема, Ріда і ін.) за матрицею доступності вершин графа екомережі, а також синтетичні індекси значущості ядер і екокоридорів	Ступінь відповідності вимогам до рівня стану екомережі за ознаками її параметричної структурно-функціональної стійкості

Продовження таблиці 5

1	2	3	4
1.3. Специфічні критерії стійкості	Достатність розміру буферних зон для підтримання потрібного рівня стану елементів екомережі	Усереднені ширини буферних зон певних ядер чи екокоридорів	Необхідні розміри буферних зон екомережі
2. Клас критеріїв надійності:			
2.1. Критерії ітерації ступеня надійності	Достатність (оптимальність) міри надійності екомережі чи її елементів як міри здатності виконувати (посилювати) ними вимогові екопозитивні або обмежувати (ліквідувати) обрані еконегативні <i>ПСЕФ</i>	Ймовірність перевищення надійності об'єктів моделювання	Ступінь відповідності вимогам до рівня стану екомережі чи її елементів за ознаками їх надійності
2.2. Спрошені критерії надійності	Достатність міри надійності екомережі	Інтегральний умовний індекс надійності екомережі	Ступінь відповідності вимогам до рівня стану екомережі за ознаками її надійності
3. Клас критеріїв ефективності функціонування екомережі:			
3.1. Критерії актуальної ефективності	Достатня відповідність міри ефективності функціонування актуальної екомережі бажаним чи еталонним показникам, у т.ч. можливим показникам перспективної екомережі	Індекси ефективності	Ступінь ефективності функціонування актуальної екомережі
3.2. Критерії ефективності оптимізаційних рішень	Достатня ефективність оптимізаційних рішень з поліпшення рівня стану екомережі	Індекси, обернені до індексів ефективності	Ступінь ефективності оптимізаційних рішень з поліпшення рівня стану екомережі
* параметричні види критеріїв стійкості можна розділяти на підвиди за їх належністю до біоекосистемних (у т.ч. гідроекосистемних), геоекосистемних і/або комплексних критеріїв з відповідним частковим коригуванням визначень вербальних видів			

К.: Ніка-Центр, 2007. – 296 с. 4. *Самойленко В.М.* Геоінформаційне моделювання екомережі / В.М. Самойленко, Н.П. Корогода. – К. : Ніка-Центр, 2006. – 224 с. 5. *Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Концепция, методы и критерии создания экосети Украины / Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинский М.Д., Романенко В.Д. – К. : Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с. 6. *Шищенко П.Г.* Принципы и методы ландшафтного анализа в региональном проектировании / П.Г. Шищенко. – К.: Фитосоциоцентр, 1999. – 284 с.

Критерії рівня природно-каркасної значущості і стану об'єктів моделювання екомережі в річкових басейнах

Самойленко В.М., Корогода Н.П.

Розглянуті критерії необхідного рівня природно-каркасної значущості і критерії бажаного рівня стану об'єктів моделювання екологічної мережі в річкових басейнах для різних територіальних рівнів проектування.

Ключові слова: екомережа, геоінформаційне моделювання, критерії рівня природно-каркасної значущості та стану.

Критерии уровня природно-каркасной значимости и состояния объектов моделирования экосети в речных бассейнах

Самойленко В.М., Корогода Н.П.

Рассмотрены критерии необходимого уровня природно-каркасной значимости и критерии желательного уровня состояния объектов моделирования экологической сети в речных бассейнах для разных территориальных уровней проектирования.

Ключевые слова: экосеть, геоинформационное моделирование, критерии уровня природно-каркасной значимости и состояния.

The identification criteria of ecological network modeling objects in river basins

Samoylenko V.M., Korogoda N.P.

The natural-frame significance level and state criteria of ecological network modeling objects in river basins were reviewed for different territorial levels of design.

Keywords: ecological network, geo-informative modeling, criteria of natural-frame significance level and state.

Надійшла до редколегії 25.02.10

УДК 556.124

Лобода Н.С., Сіренко А.М.

Одеський державний екологічний університет

ВДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИК ПРОГНОЗУВАННЯ ЛЬДОВИХ ЯВИЩ НА РІЧКАХ УКРАЇНИ НА ОСНОВІ МЕТОДІВ БАГАТОВИМІРНОГО СТАТИСТИЧНОГО АНАЛІЗУ

Ключові слова: гідрологічні прогнози; льодові явища; Північно-Атлантичне коливання; факторний аналіз; дискримінантна функція

Вступ. Гідрологічні прогнози появи льодових явищ будуються, як правило, на основі фізико – статистичних залежностей [1], в яких основним предиктором є температура води ν_0 під час переходу температури повітря

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

через 0°C . Дата появи льодових утворень прогнозується як дата накопичення необхідної для охолодження води суми від'ємних температур повітря $\sum \theta^-$. Як третя змінна іноді використовується рівень або глибина. Підвищення якості прогнозів появи плаваючого льоду за фізико-статистичними залежностями обмежене кількістю предикторів та сама побудова прогностичної залежності має суб'єктивний характер, оскільки залежність виду $\sum \theta^- = f(v_0)$ визначається як лінія розділу між точками на площині, які відповідають випадкам, коли льодові явища спостерігалися і коли не спостерігалися. Такі прогностичні залежності не дозволяють отримати якісні результати прогнозів через обмеженість урахованої кількості чинників формування льодового режиму річок. Отже, існуюча математична база прогнозів може бути розширена за рахунок застосування сучасних методів багатовимірної статистичної аналізи. Розвиток нових методичних підходів до прогнозування появи льодових утворень на річках України є важливим для господарства та економіки України, особливо в умовах змін клімату.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. За останній час нами було проведено ряд досліджень з метою вдосконалення методики прогнозування появи льодових утворень на річках. Було запропоновано використання дискримінантного аналізу як перспективного методу прогнозування [2]. У такому випадку отриманий вид дискримінантної функції розглядається як розв'язувальне правило для прийняття рішення про те, що досліджуване явище відбудеться або не відбудеться [3]. Сама побудова дискримінантної функції за навчальними вибірками (класами) з певним набором ознак є науково обґрунтованою та об'єктивною для випуску альтернативного прогнозу. Можливість застосування дискримінантної функції до гідрологічних прогнозів вже розглядалась окремими авторами [4]. Нами дискримінантна функція була побудована за навчальними вибірками з метою прогнозування дат появи плаваючого льоду й на перших кроках дослідження до її складу увійшли ті ж самі предиктори ($\sum \theta^-, v_0$), що й при використанні фізико – статистичного метода, запропонованого у нормативних документах. Отримані результати підтвердили доцільність розвитку такого підходу до прогнозування, оскільки прогностична методика стала більш об'єктивною, а якість прогнозів підвищилася [2]. Подальша задача полягала у пошуку нових предикторів прогностичних методик, урахування яких сприяє покращенню їх якості. Зокрема, нами було досліджено вплив Північно–Атлантичного коливання (ПАК) на температурний та льодовий режими річок [5]. Результати показали, що ПАК впливає, головним чином, на повітряний та водний термічні режими Західної України. Зміна характеру найбільш впливового атмосферного процесу обумовлює зміни температур повітря та води, а ,отже, й зміни особливостей формування процесів льодоутворення, встановлення льодоставу та його тривалості.

Окремо був проведений аналіз змін характеристик льодового режиму річок в умовах глобальних перетворень клімату на прикладі річки Дністер [6]. В результаті дослідження впливу глобального потепління на льодовий

режим р. Дністер встановлено, що за період 1981 - 2006 рр. температура води у створі р. Дністер - м. Могильов-Подільський підвищилась в середньому на $2,4^{\circ}\text{C}$, тривалість періоду з льодовими явищами скоротилася майже в 4 рази, стійкий льодостав в останні десятиріччя практично не спостерігається, збільшилась кількість випадків, коли льодові явища в зимовий період взагалі відсутні, істотно змінилися строки появи та закінчення льодових явищ. Такі зміни льодового режиму, головним чином, обумовлені змінами особливостей динаміки атмосфери. Нашою задачею було встановлення впливу великомасштабної атмосферної циркуляції на процес льодоутворення за допомогою індексів Північно-Атлантичного коливання (ПАК). Особлива увага вивченню індексів ПАК приділялася у період їх переходу у позитивну фазу коливань, який відбувся на початку 80-х років ХХ століття. На тлі позитивної фази від'ємні значення річних та зимових індексів ПАК спостерігалися у 1985–1988 та 1995–1997 рр [5]. Для території Європи позитивна фаза ПАК характеризується формуванням сильніших ніж в середньому західних вітрів, які спрямовані з середніх широт Атлантики до Європи; збільшенням потоку відносно теплого (і вологого) морського повітря протягом зими через північну Атлантику до Європи. Високі значення індексів ПАК супроводжуються аномально низькою кількістю опадів над більшою частиною центральної та південної Європи [7].

Як показали дослідження [5], існує значний зв'язок між річними індексами ПАК та річною температурою повітря України. За даними [8] вплив сигналів ПАК також виявлений у температурному режимі води річок, що обумовлює зміни у строках появи та проходження льодових явищ. Ці обставини указують на важливість подальшого дослідження впливу глобальної атмосферної циркуляції на термічний режим повітря та води України. Отримані результати підтвердили необхідність виявлення та врахування найбільш статистично значущих чинників формування льодових явищ при побудові прогностичних методик.

Постановка завдання. Одним із шляхів удосконалення прогностичної методики появи льодових утворень є використання факторного аналізу. Головна мета факторного аналізу полягає у стисненні інформації, яка міститься у кореляційній матриці. Факторний аналіз орієнтований на пояснення існуючих між окремими чинниками кореляцій, тому він застосовується у випадках спільного впливу вхідних даних на структуру досліджуваного об'єкту. За допомогою факторного аналізу виділяють групи найбільш впливових показників із даних спостережень та представляють їх у вигляді лінійних комбінацій факторів [9]

$$x_j = \sum_{p=1}^k l_{jp} f_p + v_j, (j=1, m), \quad (1)$$

де x_j - центрована початкова змінна; m - кількість змінних; k - число факторів $k \ll m$; p - номер фактора; l_{jp} - навантаження j -тої змінної на p -тий фактор або факторна вага; f_p - некорельовані між собою фактори; v_j -

незалежні залишки (частина даних, яка не описується кінцевим числом факторів).

Повний внесок S_p (у відсотках) фактора у сумарну дисперсію змінних визначається за виразом:

$$S_p = \frac{\sum_{j=1}^m l_{jp}^2}{m} 100\% . \quad (2)$$

Загальний внесок всіх виділених факторів в сумарну дисперсію досліджуваних змінних дорівнює:

$$S = \sum_{p=1}^k S_p . \quad (3)$$

Подальшим кроком у дослідженнях було використання найбільш впливових чинників, виявлених за результатами факторного аналізу, при побудові дискримінантної функції як головного розв'язувального правила при альтернативних прогнозах. Розв'язувальне правило або дискримінантна функція будується на нерівності [3]:

$$\frac{P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_1)}{P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_2)} > \frac{\delta_b P(V_2)}{\delta_a P(V_1)} , \quad (4)$$

де $P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_1)$ - умовна ймовірність класу V_1 ; $P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_2)$ - умовна ймовірність класу V_2 ; δ_a і δ_b - ціна помилки 1-го та 2-го роду відповідно; $P(V_1)$ і $P(V_2)$ - апіорні ймовірності класів V_1 та V_2 відповідно.

Рівняння (4) можна представити у логарифмічному вигляді

$$\ln \frac{P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_1)}{P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_2)} > \ln \frac{\delta_b P(V_2)}{\delta_a P(V_1)} . \quad (5)$$

У загальному випадку дискримінантною функцією називають функцію виду

$$F(x_1, x_2, \dots, x_n) = \ln P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_1) - \ln P(x_1, x_2, \dots, x_n / V_2) + \frac{\delta_a P(V_1)}{\delta_b P(V_2)} . \quad (6)$$

Якщо використовується дискримінантна функція, то розв'язувальне правило набуває вигляду

$$\begin{aligned} X \in V_2, \text{ якщо } F(x_1, x_2, \dots, x_n) < 0; \\ X \in V_1, \text{ якщо } F(x_1, x_2, \dots, x_n) > 0 \end{aligned} \quad (7)$$

Для досягнення поставленої мети була проведена робота по збору даних, їхньої обробки та знаходження кореляцій між чинниками, які можуть впливати на процес льодоутворення.

Виклад основного матеріалу. Основа факторного аналізу полягає у тому, що групу основних змінних, або ознак, за якими проводяться спостереження, можна описати за допомогою невеликої кількості прихованих факторів [9]. Використовуючи факторний аналіз, можна, по-

перше, виявити приховані фактори, по-друге, скоротити об'єм вихідної інформації, по-третє, визначити структуру взаємозв'язків між змінними, тобто провести класифікацію змінних.

Факторний аналіз характеристик льодового режиму був виконаний на прикладі річки Дністер – м. Могильов – Подільський. Спираючись на проведені раніше дослідження [5], як один із можливих чинників льодоутворення був розглянутий індекс ПАК за місяці осіннього сезону.

Були сформовані наступні показники характеристик початку та тривалості похолодання і попереднього накопичення запасу тепла у водній масі (період 1980–2000 рр.):

1) кількість днів від 1 жовтня до дати переходу температури повітря через 0°C та кількість днів від 1 жовтня до дати появи плавучого льоду;

2) температура води в день переходу температури повітря через 0°C та в тиждень появи плавучого льоду;

3) сума від'ємних температур повітря від дати переходу температури повітря через 0°C до дати появи плавучого льоду;

4) рівень води в день переходу температури повітря через 0°C та в день появи плавучого льоду;

5) місячні індекси Північно-Атлантичного коливання ($I_{\text{ПАК}}$) за осінні місяці, а також сезонний місячний індекс осені (осереднені середньомісячні значення з вересня до листопада включно).

Факторний аналіз характеристик температурного та льодового режиму у створі р. Дністер – м. Могилів-Подільський (табл.) дозволив установити, що дисперсія вихідної інформації описується чотирма факторами, загальний внесок яких становить 81.2%. Перший фактор описує 32,8% дисперсії даних і може інтерпретуватися як гіпотетична змінна, яка описує атмосферні процеси осіннього сезону, кількісні характеристики якого представлені індексами ПАК для вересня – листопада. Вагові навантаження першого фактора на вказані ознаки мають найбільші значення для індексів ПАК за жовтень та листопад, а також за весь осінній сезон (табл.).

Перший фактор також пов'язаний із формуванням температурного режиму води: кількісний внесок (вага) першого фактора на температуру води у тиждень появи плавучого льоду становить 0,841; вагове навантаження на ознаку, що відповідає даним про рівень води у дату появи плавучого льоду становить -0,737. Знак (-) свідчить про наявність зворотного зв'язку між температурами води та рівнями води. Тобто, чим більший рівень, а, отже, й глибина води у річці, тим менше впливають атмосферні процеси на температуру води через зміну умов охолодження [1].

Другий фактор описує 23,4% вихідної інформації та може розглядатися як прихована змінна, яка характеризує умови, необхідні для появи льодових утворень. Головними показниками процесу охолодження води є початкова температура води в день переходу повітря через 0°C ($l_{23} = 0.801$) та сума від'ємних температур повітря від дати переходу температури повітря через 0°C до дати появи плавучого льоду ($l_{25} = 0.776$). Значну вагу другий фактор

Таблиця. Факторні ваги перших чотирьох факторів

№ з/п	Чинники утворення льодових явищ	Факторні ваги l_{ij}			
		Перший фактор	Другий фактор	Третій фактор	Четвертий фактор
		l_{1j}	l_{2j}	l_{3j}	l_{4j}
1	Кількість днів від 1 жовтня до дати переходу температури повітря через 0°C	0,137	0,016	0,945	-0,063
2	Кількість днів від 1 жовтня до дати появи плавучого льоду	0,003	0,926	0,023	-0,091
3	Температура води в день переходу температури повітря через 0°C	0,119	0,807	-0,417	0,084
4	Температура води в тиждень появи плавучого льоду	0,841	-0,264	0,099	0,155
5	Сума від'ємних температур повітря від дати переходу температури повітря через 0°C до дати появи плавучого льоду	0,037	0,776	0,370	0,344
6	Рівень води в день переходу температури повітря через 0°C	-0,219	0,182	-0,221	0,813
7	Рівень води в день появи плавучого льоду	-0,737	-0,134	-0,091	0,085
8	Індекс ПАК для вересня	-0,456	0,101	-0,311	-0,611
9	Індекс ПАК для жовтня	0,785	-0,302	0,367	0,081
10	Індекс ПАК для листопада	0,814	0,446	-0,139	0,025
11	Індекс ПАК для періоду з вересня до листопада	0,887	0,205	0,009	-0,129

тримав для ознаки, яка характеризує проміжок часу від 1 жовтня до дати появи плавучого льоду ($l_{22} = 0.926$). На третій фактор припадає 13.8% дисперсії вихідних даних, він характеризує дату початку охолодження температури повітря ($l_{31} = 0.945$). Четвертий фактор, внесок якого становить 11.2%, описує рівневий режим річки на дату переходу температури повітря через 0°C ($l_{46} = 0.813$).

Перші два фактори є найбільш значущими й описують 56.2% дисперсії вихідних даних. За результатами факторного аналізу найбільші факторні ваги належать таким чинникам як температура води в тиждень появи плавучого льоду $V_{pl.l.}$; рівень води в день появи плавучого льоду $H_{pl.l.}$; сума від'ємних температур повітря від дати переходу температури повітря через 0°C до дати появи плавучого льоду $\sum \theta^-$ та індекс ПАК за осінній сезон (вересень - листопад) I_{SON} . Саме ці характеристики були використані як предиктори для побудови дискримінантної функції.

В результаті дискримінантного аналізу, виконаного за навчальними класами для річки Дністер у створі м. Могилів-Подільський для періоду 1980–2000рр. дискримінантна функція набула вигляду

$$F = -6,71V_{pl.l.} - 0,030H_{pl.l.} + 0,020\Sigma\theta^- - 0,580I_{SON} + 18,4. \quad (8)$$

У зв'язку з тим, що дискримінантні функції розраховуються за вибірковими даними, вони потребують перевірки статистичної значущості. Визначальним для дискримінантного аналізу є перевірка гіпотези про відсутність різниці між груповими середніми. Для цього може бути використане число Махаланобіса, яке позначається як Δ

$$\Delta = (\mu_1 - \mu_2)' K^{-1} (\mu_1 - \mu_2), \quad (9)$$

де μ_1 , μ_2 – вектори середніх значень ознак класів V_1 і V_2 ; K – коваріаційна матриця.

Число Махаланобіса (9) є критерієм якості в альтернативних прогнозах при використанні дискримінантної функції. Прогноз вважається адекватним фізичній природі явища, коли величина Δ більша 11. Для рівняння (8) було отримане число Махаланобіса 15.6, що дозволяє застосовувати отримане рівняння для прогнозування льодових явищ.

Згідно з рівнянням (8) льодові явища будуть спостерігатися на річці, якщо $F \geq 0$, і навпаки, якщо $F \leq 0$, то плаваючий лід на річці не утвориться. Таким чином, дискримінантна функція є вирішальним правилом, за яким будується прогноз. На базі отриманого прогнозного рівняння були виконані перевірені прогнози появи плаваючого льоду. Забезпеченість перевірених прогнозів за дискримінантною функцією склала 91%, що значно більше у порівнянні із прогнозами, виконаними за фізико-статистичними залежностями, забезпеченість яких склала лише 68%.

Висновки. З метою покращення якості прогнозів появи плаваючого льоду на річках на основі факторного аналізу були проаналізовані та виділені головні чинники формування льодових явищ на р. Дністер–Могилів-Подільський за період 1980–2000 рр. Результати досліджень показали, що найбільший вплив на термічний і льодовий режими річок мають чотири фактори. Найбільш вагомими є перші два фактори, які описують атмосферні умови осіннього сезону та процес охолодження води. Кількісною характеристикою атмосферних процесів є індекси ПАК коливання за осінній сезон.

З використанням головних чинників, які відповідають першим двом факторам, було побудоване прогнозне рівняння у вигляді дискримінантної функції. Як предиктори дискримінантної функції були використані характеристики температурного та рівневого режимів води, температурного режиму повітря, а також, як кількісний показник впливу великомасштабних атмосферних процесів на льодоутворення, – індекс ПАК. Перевірені прогнози за дискримінантною функцією показали значно кращу забезпеченість (91%), у порівнянні із фізико – статистичним прогнозом, в результаті якого були отримані показники нижчої якості (забезпеченість перевірених прогнозів дорівнює 68%). Таким чином, дискримінантна функція може використовуватися в прогнозах появи льодових утворень на річках як більш ефективна порівняно з фізико – статистичними залежностями. Окрім того, у

перспективі аналогічний підхід може використовуватися для дослідження формування стійкого льодоставу та скресання льоду на річках.

Список літератури

1. Руководство по гидрологическим прогнозам; вып. 3. Прогноз ледовых явлений на реках и водохранилищах / сост. Б.М. Гинзбург. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – С. 30-34.
2. Лобода Н.С. Використання дискримінантної функції в короткострокових прогнозах появи плаваючого льоду (на прикладі річки Дністер на ділянці м. Могилів–Подільський – м. Сороки) / Н.С. Лобода, А.М. Сіренко // Вісник ОДЕУ. – 2008. – Вип.5. – С. 171-173.
3. Школьный Е.П. Обработка та анализ гидрометеорологической информации / Школьный Е.П., Лоева И.Д., Гончарова Л.Д., Наук. ред. Е.П. Школьного – Одеса : Астропринт, 1999. – С. 550-567.
4. Бефани Н.Ф. Упражнения и методические разработки по гидрологическим прогнозам / Н.Ф. Бефани, Г.П. Калинин. – Л. : Гидрометеиздат, 1983. – С. 336-339.
5. Лобода Н.С. Вплив Північно-Атлантичного коливання на строки проходження льодових явищ на річках Західної України / Н.С. Лобода, А.М. Сіренко // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2010. – Вип.51. – С. 54.
6. Лобода Н.С. Зміни характеристик льодового режиму верхньої частини річки Дністер в умовах глобального потепління / Н.С. Лобода, А.М. Сіренко // Тез. доп. конф. мол. вчених ОДЕУ. – 2009. – С.41.
7. Hurrell J.W. Climate variability over the North Atlantic / J.W. Hurrell, R.R. Dickson // CHAPTER 2. – 2003. – P.15-22.
8. Yoo J.C. Trends and fluctuations in the dates of ice break-up of lakes and rivers in Northern Europe: the effect of the North Atlantic Oscillation / J.C. Yoo, P. D'Odorico // Journal of Hydrology. – 2002. – №6573. – P. 15-28.
9. Лобода Н.С. Расчёты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния / Н.С. Лобода. – Одеса : Екологія, 2005. – С. 75.

Вдосконалення методик прогнозування льодових явищ на річках України на основі методів багатовимірної статистичної аналізу

Лобода Н.С., Сіренко А.М.

Для пошуку основних фізических процесів, що впливають на льодоутворення і визначення кількісних показників, пов'язаних з цими процесами, застосовано метод факторного аналізу. На основі фізичної інтерпретації факторів виявлені головні фактори, котрі можуть використовуватися в методиках прогнозування льодових явищ. Одним з найважливіших чинників процесу льодоутворення є індекси Північно-Атлантичного коливання для осіннього сезону. По результатам факторного аналізу була побудована дискримінантна функція, що є вирішальним правилом при прогнозуванні льодових явищ. Забезпеченість повірочних прогнозів склала 91%.

Ключові слова: гідрологічні прогнози; льодові явища; Північно-Атлантичне коливання; факторний аналіз; дискримінантна функція.

Усовершенствование методик прогнозирования ледовых явлений на реках Украины на основе методов многомерного статистического анализа

Лобода Н.С., Сіренко А. М.

Для нахождения основных физических процессов, влияющих на ледообразование и определение количественных показателей, связанных с этими процессами, применен метод факторного анализа. На основе физической интерпретации факторов выявлены главные факторы, которые могут использоваться в методиках прогнозирования ледовых явлений. Одним из важнейших факторов процесса ледообразования являются индексы Северо-Атлантического колебания для осеннего сезона. По результатам факторного анализа была построена дискриминантная функция, которая является решающим правилом при прогнозировании ледовых явлений. Обеспеченность поверочных прогнозов составила 91%.

Ключевые слова: гидрологические прогнозы; ледовые явления; Северо-Атлантическое колебание; факторный анализ; дискриминантная функция.

The improvement of ice forecast for the Ukrainian rivers on basis of methods of multivariate statistical analysis

Loboda N.S., Sirenko A.M.

To show of basic physical processes, which influence on ice formation and extract quantitative indexes, related to these processes, the method of factor analysis was applied. Key characteristics of ice forming to forecast ice phenomenon were identified on base of the physical interpretation of the factors. One of major characteristics of process of ice formation there are indexes North–Atlantic oscillation of the autumn season. In accordance to the results of factor analysis the discriminator was constructed, it is a crucial rule in predicting the ice. Probability of the verification forecast is 91%.

Keywords: hydrological forecasts; ice phenomena; North–Atlantic oscillation; factor analysis; discriminator.

Надійшла до редколегії 22.02.10

УДК 504:658.562

Дубняк С.С.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ЕКОЛОГІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ СИСТЕМ БЕРЕГОЗАХИСТУ НА ВЕЛИКИХ РІВНИННИХ ВОДОСХОВИЩАХ

Ключові слова: водосховище, водна екосистема, берегова зона, берегозахисні заходи, техногенна берегова екосистема

Актуалізація проблеми. Будівництво водосховищ на рівнинних річках за аналогією з природними катаклізмами відбувається за порівняно короткий проміжок часу, коли загата (гребля) припиняє течію річки і призводить до заповнення річкової долини водою та підтоплення значних прибережних територій. Так створення каскаду з шести дніпровських водосховищ призвело до значного підняття рівнів поверхневих і ґрунтових вод протягом 1-2 років і, як наслідок, до затоплення 694,8 тис.га і підтоплення 93,5 тис.га прибережних земель. На сьогодні системами інженерного захисту у прибережній зоні дніпровських водосховищ захищено 290 тис.га земель. Водночас площа незахищених від затоплення територій (мілководь) на Дніпровському каскаді складає 133 тис.га, майже 54 тис.га з них знаходяться в незадовільному екологічному стані, близько 48 тис.га підтоплених земель також доцільно захистити від шкідливого впливу вод [1-3].

Підвищення урізу води в р.Дніпро у верхніх б'єфах кожного з водосховищ призвело до різкого і значного підняття відповідних місцевих базисів ерозії. Утворилась нова берегова лінія загальною протяжністю близько 3,5 тис.км. Третина периметру нового урізу води у водосховищах

зазнає активного руйнування денудаційними, особливо абразійними і ерозійними процесами, і потребує захисту.

Населені пункти і господарські об'єкти, розташовані вздовж берегової лінії водосховищ, після наповнення кожного з них потрапляють в зони активізації негативних процесів і явищ. Ці зони відносяться до територій з особливим режимом користування. В юридичній і технічній літературі вони отримали назву „зон заборони чи обмеження нового капітального будівництва”, „зон виносу будівель і обов'язкового переселення населення”. Користування такими територіями можливе лише за умови ліквідації або обмеження несприятливих процесів у береговій зоні водосховищ чи планового управління ними. Особливо актуальні ці питання в межах населених пунктів.

Берегові зони водосховищ в межах міст захищають від шкідливої дії вод (затоплення, підтоплення, руйнування прибережних земель). Найбільш капітальними (а, отже, і найдорожчими) берегозахисними спорудами є укріплення типу вертикальних укисних і ступінчатих набережних, причальних і підпірних стінок, дамб обвалування з дренажами тощо.

Берегозахисні споруди включаються до комплексу заходів щодо раціонального використання і охорони берегів, які об'єднуються терміном „заходи щодо інженерного захисту берегів і прибережних територій від шкідливої дії вод водосховищ”. Реалізація цього комплексу заходів на територіях населених пунктів і господарських об'єктів відноситься до „інженерної підготовки території”. Вона мінімізує прояви берегового процесу (транзитні течії води і потоки наносів, стоячі хвилі, розмив дна на відмілинах і акумуляцію наносів), або сприяє перетворенню абразійного чи ерозійного берега в аналог денудаційного берега в скельних породах.

Поза межами населених пунктів і господарських об'єктів берегозахисні заходи на водосховищах обмежуються, як правило, адміністративно-організаційними (регулювання режиму використання прибережних територій) і агро-лісотехнічними (залуження і заліснення прибережних територій, біологічне кріплення схилів і відмілин). Інженерний захист берегів і прибережних територій при цьому виконується лише в особливих випадках (захист цінних лісових і земельних угідь, пам'яток природи, рекреаційних об'єктів тощо).

Питанням раціонального використання і охорони берегів великих водосховищ колишнього СРСР була присвячена спеціальна Всесоюзна нарада учених і господарників, проведена в 1979 році в м. Черкаси. Матеріали наради послужили науково-методичною основою для розробки у 80-х роках минулого століття схем поліпшення природно-технічного стану водосховищ та їх прибережних водоохоронних зон (смуг) на 46 найбільших водосховищах СРСР. Результати цих робіт проаналізовані та узагальнені в [2], а стосовно водосховищ Дніпровського каскаду – в [3]. В складі зазначених схем викладено матеріали досліджень і вишукувань на берегах і в акваторіях водосховищ та розроблено пропозиції щодо їх захисту, раціонального використання і охорони.

Уже тоді наголошувалось на необхідності екологічно обґрунтованих, системних підходів до розробки і реалізації заходів щодо поліпшення технічного і природного (екологічного) стану водосховищ і, зокрема, до таких їх найбільш вагомих з економічної і екологічної точок зору елементів як інженерний захист берегів і прибережних територій – з одного боку, та охорона вод від забруднення і засмічення – з іншого [2]. З цією метою було запропоновано об'єднати водоохоронні і берегоохоронні заходи шляхом встановлення та інженерного і біотехнічного впорядкування прибережних територій з регульованою господарською діяльністю – водоохоронних зон і прибережних захисних смуг [3, 4]. Саме цей підхід було закріплено в радянському, а пізніше і в українському, законодавстві та в нормативно-методичній літературі. На таких засадах були підготовлені за участю автора статті пропозиції щодо проведення берегозахисних заходів і встановлення водоохоронних зон на дніпровських водосховищах [3] до Національної програми оздоровлення Дніпра (1997 р.), а також до Загальнодержавної програми розвитку водного господарства України (2002 р.). Частина цих заходів успішно реалізована на окремих ділянках дніпровських водосховищ.

Однак, уже в 90-х роках минулого століття відбулися події, які обумовили необхідність пошуків нових підходів до освоєння прибережних територій великих водосховищ та охорони природних ресурсів в їх межах. Схвалений ООН Порядок денний на XXI століття (1992 р.) передбачав перехід до екосистемного природокористування, основною умовою якого є збереження біорізноманіття і повне відтворення використаних природних ресурсів. Водна Рамкова Директива Європейського Союзу, прийнята в 2000 р., визначила основні напрямки нової водної політики, пріоритетами якої є досягнення доброї якості води і забезпечення стійкого екологічного стану водних об'єктів.

Для визначення та класифікації екологічного стану озер, річок і водосховищ Директивою ЄС встановлено поряд з екологічними елементами якості води гідроморфологічні та хімічні (фізико-хімічні) елементи, які підтримують біологічні елементи. До гідроморфологічних елементів віднесено гідрологічний режим водних об'єктів та їх морфологічні умови, зокрема коливання глибин, підстилаючі воду породи і структуру берега та ложа.

Верховна Україна схвалила обидва названі документи, з їх урахуванням прийняла Загальнодержавну програму розвитку водного господарства України (2002 р.). Законом України „Про забудову територій” (2000 р.) обумовлено містобудівне архітектурно-планувальне значення гідротехнічних споруд, в тому числі споруд, що виконують інженерний захист територій. Отже, берегозахисні заходи і споруди на сьогодні повинні служити не лише засобами боротьби з шкідливою дією води на береги водосховищ і річок, на яких вони збудовані, а водночас виконувати і водоохоронні функції (бути елементами водоохоронних зон) та служити основою архітектурно-планувальних рішень на прибережних територіях.

Берегоукріплювальні споруди разом з їх смугами відведення необхідно облаштувати таким чином, щоб вони могли служити бар'єром на шляху забруднень, які можуть надійти із суші у водойму, оскільки згідно з водним і земельним законодавством ці споруди та їх смуги відведення віднесено до земель водного фонду натомість прибережним захисним смугам [5]. У відповідності з будівельним законодавством берегові зони (споруди і прилеглі до них смуги їх відведення та відмілини) повинні виконувати функції набережних, причальних стінок, зелених зон, пляжів тощо.

Виконання водночас і в одному місці берегозахисних, водоохоронних і планувальних функцій системами берегозахисту вимагає вивчення, оцінки і врахування положення і ролі цих систем в екосистемі водосховища взагалі та в його структурних елементах (зона мілководь і берегова зона) на різних стадіях (етапах) їх експлуатації. Не менш важливою є еколого-гідроморфологічна оцінка умов і провідних факторів впливу на берегозахисні заходи і засоби, а також їх впливу на стан екосистеми водосховища. Завдяки еколого-гідроморфологічним дослідженням берегових систем дніпровських водосховищ [6, 7, 8] можна охарактеризувати екологічні (біотичні і абіотичні) особливості берегозахисних споруд і заходів на великих рівнинних водосховищах.

Результати досліджень та їх обговорення. На відміну від берегів морів, озер і річок берегозахисні споруди на водосховищ можна будувати ще до початку їх заповнення („посуху”). Всього на шести дніпровських водосховищах протягом періоду їх будівництва було зведено близько 315 км водообмежувальних дамб, які також виконують берегозахисні функції, та 88,39 км берегів було закріплено [3]. За період експлуатації дніпровських водосховищ закріплено 460 км берегів (див. табл. 1).

Таблиця 1. Довжина закріплених берегів дніпровських водосховищ станом на 2009 р.

Водосховище	Довжина, км				
	Загальна	За період будівництва			За період експлуатації
		Дамби	Берегоукріплення	Всього	
Київське	112,4	74,4	6,3	80,7	31,7
Канівське	136,3	68,8	4,3	73,1	63,2
Кременчуцьке	147,7	82,7	8,8	91,5	56,2
Дніпродзержинське	141,5	60,3	0,4	60,7	80,8
Дніпровське	116,0	-	54,2	54,2	61,8
Каховське	203,0	28,1	8,3	36,4	166,6
Всього по каскаду	856,9	314,3	82,3	396,6	460,3

Із загальної протяжності 3079 км берегів водосховищ Дніпровського каскаду на сьогодні закріплено 857 км берегів (28% периметру). Нейтральні (1110 км) і акумулятивні (120 км) береги захисту на потребують. Решта берегів (1047 км) відносяться до абразійних та ерозійних. Біля 300 км цих берегів були рекомендовані [3] до захисту різними видами берегоукріплень. Пізніше ці рекомендації були уточнені і доповнені автором з урахуванням

викладених тут підходів на конкретних ділянках дніпровських водосховищ [7, 11, 13].

Берегоукріплення виконувались на різних ділянках водосховищ в основному для захисту населених пунктів, об'єктів відпочинку, орних і присадибних земель. Загальна площа збережених від руйнування земель складає 1680 га [3].

Вивчення досвіду захисту берегів на дніпровських водосховищах показало, що його доцільно виконувати на стадії абразійно-аккумулятивного вирівнювання берегової лінії, коли вже сформувались берегові відмілини і системи берегів. На цей час берегові гідроморфологічні процеси стабілізуються, берегові відмілини, що сформувались, гасять енергію хвиль і течій.

Захист берегів водосховищ на цій стадії дозволяє найбільш повно врахувати гідроморфологічні особливості берегової зони як в районі захисту, так і на прилеглих ділянках, і забезпечити екосистемні підходи до їх обґрунтування. Ділянки берегозахисту пропонується розглядати як структурно-функціональні елементи берегової зони водосховищ. Остання, як уже зазначалось нами [10], входить до екосистеми водосховища в якості екотону. Ділянки захисту берега разом із смугами відведення, вибрані з урахуванням поділу берегової зони на окремі системи берегів, можна розглядати як екосистеми третього порядку на межі між водними і береговими екосистемами. Бар'єрне екосистемне положення берегозахисних споруд та їх смуг відведення визначає їх охоронне значення для берега як природного ресурсу, чи елементу природного середовища – буферної зони між водоймою і сушею.

Охорона берегів – це також комплекс заходів, спрямованих на підвищення естетичної цінності берегових ландшафтів і створення комфортних умов для життя і діяльності людей. Берегозахисні споруди і заходи повинні не лише охороняти існуючі і новостворені берегові ландшафти. Їх необхідно проектувати таким чином, щоб вони могли виступати техногенним абіотичним фактором водних екосистем. Останнє означає можливість управляти береговим процесом в потрібному екосистемному напрямку. Важливо підкреслити, що коли основні гідродинамічні і гідроморфологічні елементи берегової зони (вздовж- і поперекберегові потоки наносів, поля енергії хвиль і течій, місця розмиву і седиментації наносів, конфігурація берегових уступів і відмілин) уже сформувались, то деформації берегів усувати набагато простіше і ефективніше, ніж на момент заповнення водосховища.

Особливої уваги на берегах водосховищ заслуговують такі санітарно-гігієнічні і управлінські заходи як встановлення водоохоронних і прибережних захисних смуг та зон обмеження нового капітального будівництва. Водоохоронні зони встановлюються для запобігання забрудненню і засміченню води [3]. Ширина цих зон визначається довжиною шляху самоочищення поверхневих і ґрунтових вод [9]. Довжину цього шляху можуть значно скоротити природні біофільтри – лісосмуги, перелоги і луки, а

також водоохоронне регулювання (обмеження забруднень). З іншого боку, в місцях берегозахисту виникає можливість спеціальними засобами перехопити і ліквідувати потенційні джерела і шляхи надходження забруднень за допомогою інженерного та біотехнічного впорядкування берегоукріплень та їх смуг відведення. Тому на ділянках берегозахисту натомість прибережним захисним смугам водоохоронні функції законодавчо покладено на берегоукріплення та їх смуги відведення [5].

Там, де забудова прибережних територій неприпустима в зв'язку із шкідливою дією вод, раніше законодавчо встановлювалась зона обмеження нового капітального будівництва. Ширина цієї зони в цілому та її підзон (виносу об'єктів і переселення населення) визначалась за прогнозами переробки берегів і підтоплення земель на 10 і 50 років. Ширина зони обмеження нового будівництва на великих водосховищах може досягати декількох сот метрів. Наприклад, на дніпровських водосховищах вона складає 50-600 м.

Новим законом України „Про забудову територій” (2000 р.) встановлення таких зон на водосховищах не передбачене, але ще в радянські часи склалась практика уточнення цих зон на водосховищах (на основі уточнення прогнозів переробки берегів і планів землекористування) в зв'язку з відведенням прибережних земель для селітебного, промислового, дачно-рекреаційного використання.

Перегляд раніше встановлених прибережних захисних смуг на дніпровських водосховищах та їх трансформація в смуги відведення берегоукріплень почалися ще в 70-80-х роках минулого століття. Особливий імпульс отримали ці роботи в останні 15 років в зв'язку зі змінами земельного, екологічного та водного законодавства України [5] та інтенсивним освоєнням прибережних земель під індивідуальну, котеджну, дачну та рекреаційно-оздоровчу забудову [7]. Ряд таких робіт щодо науково-технічного, екологічного та проектного обґрунтування освоєння прибережних територій р.Дніпро виконано під науковим керівництвом автора статті на Канівському водосховищі (озера Видубицьке і Вирлиця, затока Берківщина, протока Шулягівка), на р.Десна в районі сіл Пухівка, Зазим'є та ін. Частина результатів цих робіт опублікована [11, 13].

Характерна особливість перерахованих вище робіт – це уявлення про системи берегозахисту на водосховищах як про складні, але цілісні техногенні екосистеми в складі берегової зони водосховищ. Функціонально ці техногенні екосистеми повинні бути максимально наближені до природних берегових екосистем – берегів-аналогів за гідроморфологічним типом – динамічно стійкий чи стабілізований берег, за розташуванням в просторі – області живлення, транспорту чи розмиву, а також за стадіальними особливостями розвитку берегової зони – стадія абразійно-аккумулятивного вирівнювання чи динамічної рівноваги. Введення в науковий вжиток поняття „техногенна берегова екосистема”, що пропонується, означає перехід від систем захисту берегів (споруди і заходи) до моделювання

берегових екосистем, здатних водночас виконувати функції захисту берегів, водоохоронні і соціальні функції.

Із всього різноманіття берегів водосховищ в якості аналогів техногенним екосистемам берегозахисту можуть служити: берегові кліфи із стійких до розмиву порід – підпірні стінки, банкети та інші пасивні споруди, які не змінюють свою конфігурацію з часом; піщані і галечні пляжі – штучні пляжі із цих же матеріалів; бухтові і шхерні береги, пересипи, стрілки, бари, перейми тощо – активні споруди, які можуть пристосовуватися до гідроморфологічних особливостей берегової зони і цим самим дозволяють управляти береговим процесом.

Створення техногенних систем берегозахисту у вигляді берегів-аналогів дозволяє перетворювати нестійкі природні береги у статично чи динамічно стійкі із заданими наперед за допомогою аналогії властивостями. Споруди-аналоги забезпечують стан рівноваги у прилеглої до них частині берегової зони, оскільки мінімізують порушення природного розвитку берега та забезпечують управління береговим процесом і розвитком берегової зони. Берегозахисні споруди при цьому не лише гасять хвилі чи течії води, які розмивають берег, а і спрямовують їх енергію на формування стійких берегів.

На дніпровських водосховищах використовуються [3] такі традиційні, добре розроблені в науково-технічному плані види берегоукріплень, як штучні пляжі (примиви), підпірні бетонні стінки і укуси, кам'яно-накидні банкети, буни і різні комбіновані та нетрадиційні методи (див. табл. 2).

Таблиця 2. Довжина берегів дніпровських водосховищ, захищених різними спорудами

Тип захисної споруди	Довжина берегів на водосховищах, км						Всього по каскаду, км
	Київське	Канівське	Кременчуцьке	Дніпродзержинське	Дніпровське	Каховське	
Кам'яно-накидний банкет	2,67	1,80	13,33	45,03	19,45	106,74	189,02
Штучний пляж	6,39	2,97	11,79	-	-	5,00	26,15
Бетонні стінки і укуси	1,82	1,67	2,85	10,15	-	1,20	17,69
Буни	-	-	2,00	-	-	-	2,00
Комбінований захист	1,98	14,04	7,54	-	42,22	51,01	116,79

Близько 55 % протяжності захисту берегів виконано кам'яно-накидними банкетами та їх модифікаціями. Ці ж банкети часто є основною складовою частиною комбінованих захистів і найбільш поширені там, де немає піщаних ґрунтів (Каховське водосховище), або ж де є виходи кристалічних порід у береговій зоні (Дніпровське і Дніпродзержинське водосховища). На решті водосховищ більше поширені штучні пляжі (примиви), оскільки тут є поклади піску. Буни, бетонні стінки і укуси зустрічаються порівняно рідко, в основному в населених пунктах і на господарських об'єктах. Більшість

берегоукріплення руйнується із-за проектних прорахунків та недоліків будівництва і експлуатації.

Як показує досвід, найбільш екологічно значущими, тобто близькими до природних берегів-аналогів, виявилися штучні пляжі та примиви, які природно вписуються в навколишнє середовище і можуть використовуватися для рекреаційних цілей. В населених пунктах штучні пляжі в комбінації з бунами, підпірними стінками мають великі перспективи, особливо за умови доповнення цих споруд водоохоронним інженерним та біотехнічним впорядкуванням і забезпеченням соціальних функцій.

Кам'яні банкети і накидки обмежують доступ населення і тварин до води, викликають застійні явища і накопичення сміття в приурізівій зоні, тобто набувають негативного соціального і екологічного значення. Вони складні і дорогі в будівництві та експлуатації і тому їх використання на водосховищах вимагає належного обґрунтування і оптимізації, в першу чергу, з точки зору підвищення їх екологічної безпеки і покращення соціальних функцій.

Якщо спорудження штучного пляжу неможливе в зв'язку з відсутністю піску, доцільно замінити кам'яно-накидний банкет на буни, шпори, переривисте кріплення чи іншу споруду, що забезпечує вільний доступ до води. Міжбунний простір доцільно заповнювати привізним або намитим піщаним ґрунтом. Для закріплення укосів берега між бунами чи блокуючими елементами (при переривистому кріпленні) добре зарекомендували себе біологічні методи (посадки верби, лози, очерету, рогозу та ін.). В умовах, коли основним рушійним фактором гідродинаміки берега є течії, буни виступають взагалі як найбільш ефективні, в тому числі і з екологічної точки зору, берегоукріплювальні споруди.

Враховуючи викладене за участю автора статті було переглянуто і уточнено програму заходів по закріпленню берегів дніпровських водосховищ [3]: зменшено до 100 км протяжність рекомендованих до захисту берегів; зроблено суттєвий наголос на захист довкілля (лісів, родючих земель, пам'яток природи, історичних і природних заповідників), населених пунктів і господарських об'єктів. Ці пропозиції були використані при підготовці Загальнодержавної програми розвитку водного господарства України (2002).

Як показує вивчення екологічного стану прибережних земель і акваторій річок Десна і Дніпро та дніпровських водосховищ, необхідно додатково включити до захисту ділянки берегів, на яких дуже забруднені ґрунти і прибережні води. Внаслідок захисту лісів і цінних земель збережуться не лише ресурси, а і важливі екологічні елементи. Всі ці заходи також сприятимуть охороні вод від забруднення і засмічення. Особливу роль при цьому відіграють піщані пляжі (примиви), оскільки вони очищують шляхом фільтрації через пісок забруднену воду, яка надходить з берегів чи з акваторії на пляжні піщані укоси. Фільтраційні властивості піску покращують очистку води порівняно з її самоочисткою в 5-10 разів [14, 15], що підтверджує значну санітарно-гігієнічну роль піщаних пляжів.

У Науково-дослідному центрі Дніпровського басейнового управління водних ресурсів в 90-х роках минулого століття за участю автора було розроблено і впроваджено на Київському (сс. Ясногородка, Глібівка), Канівському (с. Трубайлівка) і Кременчуцькому (сс. Боровиця, Тиньки) водосховищах метод поетапного будівництва штучних берегозахисних пляжів [3]. В основу цього методу було покладено гідроморфологічні розрахунки поперечних і вздовжберегових вітрохвильових і градієнтних течій води і відповідних їм потоків наносів в прогнозованому енергетичному полі вітрів і реальній морфології берегових схилів в межах динамічних систем берегів.

За результатами стаціонарного моніторингу стану і динаміки берегової зони в районі потенційних ділянок захисту берегів були визначені чи розраховані гідроморфологічні показники берегових процесів та їх ключових факторів: хвиль, течій, нагонів, рівнів води, берегових уступів, відмілин, наносів. На їх основі були побудовані моделі берегової системи для кожної ділянки і визначено необхідні об'єми піщаного матеріалу, достатнього для функціонування берегової системи в стані динамічної рівноваги. При цьому враховувалась можливість винесення піску за межі ділянки захисту.

Берегозахисні споруди і водоохоронні заходи планувались на всю динамічну систему берега, яка і була об'єктом захисту. Але на першому етапі в тіло пляжу закладався піщаний матеріал в обсязі, достатньому для 10-12-річної безаварійної роботи. Додатковий піщаний матеріал планувалось розмістити на другому етапі будівництва лише в зонах розмиву і в разі обґрунтованої потреби. В окремих випадках для регулювання потоків наносів було запроектовано буни.

Біологічне кріплення посадками спеціальних видів рослинності: наземної біля берегових уступів і повітряно-водної на відмілині перетворювало динамічну систему берега в берегову екосистему зі специфічними надводними і підводними біотопами і біоценозами.

У природних умовах порушена екосистема, в даному випадку берегова екосистема на водосховищі, проходить певні стадії (фази, етапи) розвитку до досягнення стану врівноваженої, саморегульованої системи. Такі ж параметри розрахунковим шляхом ми задаємо моделі берегової екосистеми – ділянці захисту берега, яка на стадії динамічної рівноваги повинна стати саморегульованою системою. Досягається це коливаннями нахилу берегової відмілини відповідно хвильовим навантаженням, а також знакозмінними міграціями вздовж і поперек берега течій води і потоків наносів.

Деталі і схеми компонування берегів-аналогів на стадії динамічної рівноваги розроблені Л.Б.Розовським, В.Б.Дроздовим, Б.А.Пишкіним та їх численними учнями. Зазначимо лише, що запропоновані в даній статті еколого-гідроморфологічні підходи до моделювання берегових екосистем є творчим продовженням ідей управління розвитком берегової зони водосховищ, сформульованих названими вище вченими.

За результатами моніторингу описаних моделей – аналогів берегових екосистем в селах Ясногородка та Глібівка на Київському і Трубайлівка на

Канівському водосховищах виявлено, що на всіх трьох ділянках протягом перших 10-15 років їх існування утворилися берегові лінії у вигляді фестонів, що свідчить про перехід берегів на цих ділянках до стадії динамічної рівноваги. Надводні частини пляжів на ділянках задерновані кущами верболозу, а нижче урізу води сформувалися стійкі щитовидні відмілини, покриті зануреною і повітряно-водною рослинністю. Незважаючи на 20-річний термін експлуатації берегозахистів на вказаних ділянках ремонтні досипки піску виявилися непотрібними.

Такі ж типи берегових екосистем у вигляді берегів-аналогів на стадії динамічної рівноваги, але з кам'яно-гравійних та інших місцевих ґрунтів у ті ж роки були змодельовані на окремих ділянках Кременчуцького і Дніпродзержинського водосховищ (міста Градіжськ і Дніпродзержинськ, сс. Максимівка, Недогарки, Пронозівка тощо). Ці споруди, як правило, виконі „піонерним” способом, коли відсікається частина акваторії і засипається місцевим ґрунтом з наступним біологічним закріпленням надводної і підводної частин споруди.

В Науково-виробничому центрі Дніпровського БУВР було також розроблено і впроваджено метод захисту берега водосховища на території населених пунктів в тих місцях, де берег складено суглинисто-супіщаними ґрунтами і наявний вздовжбереговий потік наносів [3]. В цьому випадку пляж створюється як зона рекреації за рахунок порційної підсипки піщаного матеріалу на ділянках живлення потоку наносів. Таке будівництво рекомендується виконувати засобами „малої гідротехніки”, коли будівельний матеріал малими порціями подається в берегову зону протягом тривалого часу. Постійне підтримання такого рекреаційного пляжу в стані динамічної рівноваги доповнюється біологічним закріпленням надводної і підводної частин. Штучно створені рекреаційні пляжі успішно функціонують в містах Канів, Черкаси, Дніпродзержинськ та ін.

Застосування для захисту берегів водосховищ місцевих ґрунтів (піску, каменю, гальки) у комбінації з біологічним закріпленням (дерева, кущі, трави) найбільш повно відповідає вимогам відтворення і збереження екосистем природних берегів і не порушує естетичної цінності берегових ландшафтів. За таких умов системи берегозахисту виступають не лише як абіотичні фактори водних і прилеглих до них берегових екосистем, вони самі теж формуються у вигляді біотичного фактора – берегового біоценозу. Берегозахисні функції рослинності проявляються у гасінні енергії хвиль, течій і потоків наносів, закріпленні поверхневого ґрунту від розмиву і розвіювання. Водна рослинність сприяє розселенню на підводних схилах представників зообентосу, які виконують роль природного мостіння і цим самим захищають відмілини від розмиву. Посадки рослинності на відмілинах покращують якість води, ґрунтів і повітря, а посадка рослин на берегах крім берегозахисної і водоохоронної функцій створюють прекрасні рекреаційні умови і можуть задовольняти потреби лісового і мисливського господарств.

Виконані останнім часом дослідження гідробіоценозів на берегоукріпленнях дніпровських водосховищ показали [16], що ці споруди

знаходяться на етапі „натуралізації”, тобто вторинного відновлення структури природних ландшафтів. Вони все більше опановуються біотою і стають невід’ємною частиною функціонуючих водних екосистем, сприяють збільшенню різноманітності прибережних ландшафтних комплексів та мілководних біотопів. Звичайно, процеси „натуралізації” найшвидші тоді, коли споруди уже є аналогами берегових систем та поєднують інженерні і біологічні рішення. Це сприяє швидшому проходженню природних сукцесій, заселенню споруд біотою і, як результат, збільшенню ефективності споруди і закріпленню берега.

За останні 10-15 років в зв’язку з масовим освоєнням прибережних територій на річках Дніпро і Десна та на Київському і Канівському водосховищах у місті Києві і Київській області виникла проблема захисту берегів від затоплення, підтоплення і розмиву. Вона породила цілий ряд юридичних, екологічних, містобудівельних і технічних проблем [7].

Виконані під керівництвом та за участю автора статті науково-дослідні та проектно-вишукувальні роботи з метою оцінки екологічного стану ряду водних об’єктів Канівського водосховища в районі м.Києва (озера Видубицьке, Вирлиця, затоки Берківщина, Шулягівка, острови Водників, Дикий, Великий тощо) показали [11–13], що ці об’єкти, які розташовані в береговій зоні або поблизу неї, зазнали значного антропогенного навантаження, надмірно урбанізовані, створюють техногенну та екологічну небезпеку для населення та біорізноманіття. Було встановлено [7], що для оздоровлення їх водних і берегових екосистем, водних, земельних, біологічних, селітебних і рекреаційних ресурсів необхідно здійснити невідкладні радикальні заходи: розчистити і утилізувати забруднені і засмічені донні і берегові ґрунти, забезпечити належний водообмін і проточність, відтворити втрачене біорізноманіття. По суті йдеться про створення нової місцевої водної екосистеми. Відтворення втраченої екосистеми природним шляхом практично неможливе. Те ж слід сказати і щодо відновлення первісного (на момент заповнення водосховища) стану цих водойм і островів. Єдиний, на нашу думку, реальний шлях поліпшення їх екологічного стану – це моделювання нових водних екосистем, які були б максимально наближені до природних і водночас задовольняли б урбанізаційні потреби.

Змодельовані екосистеми окремих водойм виступають як біотичні фактори і структурні елементи екосистем водосховищ взагалі. Поряд з біологічним кріпленням і влаштуванням інженерних споруд – аналогів природних берегових систем їх необхідно враховувати при плануванні використання прибережних територій в містах. Такі методичні прийоми оздоровлення та ландшафтно-екологічного відтворення природних умов з одночасним вирішенням містобудівельних завдань було застосовано на озері Видубицькому і Княжому затоні р.Дніпро в м.Києві [11-13].

Висновки і пропозиції.

1. На нашу думку проблема якості води у водосховищах вирішується переважно на водозборі, а точніше – в межах водоохоронних зон, в яких

шляхом екологічного регулювання господарської діяльності, інженерного та біотехнічного впорядкування прибережних територій обмежується виникнення та надходження у водойми забруднень і цим забезпечується належний екологічний стан водних і берегових екосистем. В цьому полягає основна екологічна абіотична роль систем інженерного захисту і водоохоронного зонування прибережних територій водосховищ.

2. Автохтонне забруднення внаслідок деструкції і накопичення органічної речовини, розмиву островів та ложа, змучування донних ґрунтів та осадів саморегулюється процесами внутрішньоводоймної динаміки шляхом переміщення і трансформації забруднень. Реальне зменшення забруднення води в екосистемі в цілому можливе лише при обмеженні алохтонного надходження забруднень, в основному з прилеглих територій, а для цього знову ж необхідні інженерний захист і водоохоронне зонування прибережних територій водосховищ.

3. У зв'язку з порівняно незначними глибинами на великих рівнинних водосховищах морфологія затопленої річкової долини (глибини, нахили схилів, розміри і будова елементів ложа і берегів) позначається на гідрологічних явищах і процесах та їх параметрах, а відповідні гідрологічні залежності в умовах водосховища перетворюються в гідролого-морфологічні. До провідних (ключових) абіотичних факторів, які впливають на екосистему водосховища, слід віднести еколого-гідроморфологічні фактори: гідродинаміку, морфологію берегів і ложа водосховища та їх геологічну будову, геодинаміку берегів і ложа. Ці фактори і умови в сукупності з гідрологічними та гідрохімічними факторами визначають стан середовища, в якому функціонує біота водосховища, та його структурно-функціональну будову як водної екосистеми.

4. Внаслідок створення водосховищ на рівнинних річках виникли природно-техногенні екосистеми, які складаються з власне водних екосистем і перехідних між ними і прилеглою сушею екосистем типу екотонів. Останнім територіально відповідають водоохоронні зони водосховищ, в межах яких виділяються берегові (прибережні) смуги (зони відведення) – по суті контактні зони між сушею і водою, де взаємовплив останніх найбільш помітний. Саме тут організовуються заходи по захисту берегових територій від розмиву і затоплення, а водних акваторій від забруднення і засмічення. Системи цих заходів називають „інженерним захистом територій”. З цього випливає, що системи берегозахисту разом зі смугами їх відведення є межами (бар'єрами) між водними екосистемами і береговим екотоном.

5. Запропоновано і обґрунтовано та впроваджено на окремих ділянках дніпровських водосховищ уявлення про системи берегозахисту як про складні цілісні техногенні екосистеми в складі берегової зони водосховищ. Функціонально вони повинні бути максимально наближені до природних берегових екосистем – берегів-аналогів. Введення в науковий вжиток поняття „берегова техногенна екосистема” означає перехід до моделювання берегових екосистем, здатних водночас виконувати функції захисту берегів, водоохоронні і соціальні функції. Такі підходи дозволяють перетворити

береги водосховищ, які формуються стихійно, в „окультурені” береги, які зберігають стабільність своїх елементів, їх здатність до самозахисту і самооновлення в умовах урбанізації і господарського освоєння. Стійкість штучних берегових екосистем визначається їх біорізноманіттям та здатністю до оптимального управління.

Список літератури

1. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду. – К. : Генеза, 2003. – 176 с.
2. Дубняк С.А. Организация и проведение мероприятий по улучшению природно-технического состояния и благоустройству водохранилищ : Уч. Пособие / С.А. Дубняк, И.Н. Крынько. – К. : ВИПК МВХ СССР, 1986. – 102 с.
3. Рекомендації щодо поліпшення екологічного стану прибережних територій дніпровських водосховищ / Дубняк С.А., Сакевич А.М., Тімченко В.М. та ін. – К. : КСП, 1999. – 182 с.
4. Дубняк С.А. Установление прибрежных водоохранных зон равнинных водохранилищ. – Экспресс-информация / С.А. Дубняк // ЦБНТИ МВХ СССР. – 1983. – Сер.4, вып.6. – С.1-8.
5. Дубняк С.С. Оцінка стану і проблеми законодавчого регулювання водоохоронних зон водних об'єктів України / С.С. дубняк, С.А. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 7. – С. 25-39.
6. Дубняк С.С. Динаміка вод як абіотичний фактор функціонування прибережних зон дніпровських водоймищ та засіб управління їх станом / С.С. Дубняк, А.А. Коробка // Тези доповідей II з'їзду гідроекологічного товариства України. – К., 1997. – Т.2. – С. 202-203.
7. Дубняк С.С. Оцінка водного режиму і пропускної здатності верхньої ділянки Канівського водосховища в умовах інтенсивної урбанізації / С.С.Дубняк // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С.145-158.
8. Дубняк С.С. Методологія дослідження структурно-функціональних особливостей рівнинних водосховищ / С.С.Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.10. – С.20-35.
9. Методика упорядкування водоохоронних зон річок України / За ред. А.В. Яценка. – К. : Оріяни, 2004. – 128 с.
10. Дубняк С.С. Эколого-гидрологический подход к определению границ мелководий на водохранилищах / С.С.Дубняк // Гидробиол. журн. – 1996. – 32, № 5. – С.102-107.
11. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Затока Берковщина // За ред. В.М.Тімченка і С.С.Дубняка. – К. : ІГБі НАНУ, 2009. – 64 с.
12. Дубняк С.С. Деякі проблеми еколого-гідроморфологічного зонування урбанізованих водойм (на прикладі озера Видубицького в м.Києві) / С.С.Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – Т.16. – С.35-49.
13. Дубняк С.С. Еколого-гідроморфологічний аналіз умов та наслідків підвищення рівня ґрунтових і поверхневих вод в районі оз.Вирлиця в м.Києві / С.С.Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – Т.17. – С.62-76.
14. Пышкин Б.А. Динамика берегов водохранилищ /Б.А. Пышкин. – К. : Наук. думка, 1973. – 414 с.
15. Максимчук В.Л. Рациональное использование и охрана берегов водохранилищ / В.Л. Максимчук. – К. : Будівельник, 1981. – 112 с.
16. Зуб Л.М. Споруди берегоукріплення дніпровських водосховищ як резервати біотичного різноманіття гідробіонтів / Л.М. Зуб // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.18. – С.238-242.

Екологічні особливості систем берегозахисту на великих рівнинних водосховищах

Дубняк С.С.

Розглянуто проблему покращення технічного і екологічного стану великих рівнинних водосховищ, найважливішою з яких є захист прибережних територій. Пропонується прийом та методи захисту прибережних територій, які дозволяють максимально використовувати екосистемні гідроморфологічні особливості берегів і берегозахисні заходи для підвищення їх ефективності і збереження біорізноманіття.

Ключові слова: водосховище, водна екосистема, берегова зона, берегозахисні заходи, техногенна берегова екосистема.

Екологічні особливості берегозахисних заходів на великих рівнинних водохранилищах

Дубняк С.С.

В статті розглянуті проблеми покращення технічного та екологічного стану великих рівнинних водохранилищ, з яких найбільш важливою є захист прибережних територій. Пропонуються заходи та методи захисту прибережних територій, які дозволяють максимально використовувати екосистемні гідроморфологічні особливості берегів та берегозахисних заходів для підвищення їх ефективності та збереження біорізноманітності.

Ключові слова: водохранилище, водна екосистема, берегова зона, берегозахисні заходи, техногенна берегова екосистема.

Ecological features of coastal protection measures on large plain reservoirs

Dubnyak S.S.

The problems of improvement of a technical and ecological condition of large plain reservoirs are considered, major of which is the protection of coastal territories. The receptions and methods for protection of coastal territories which allow to take into account ecosystem hydromorphological features of coast and coastal protection measures for increase of their efficiency and preservation of a biovariety are offered.

Keywords: reservoir, aquatic ecosystem, coastal zone, coastal protection measures, technogenetic coastal ecosystem.

Надійшла до редколегії 17.02.10

УДК 556(16.047+166):551.345.3

Сусідко М.М.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

Лук'янець О.І.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ОЦІНЮВАННЯ ПАРАМЕТРІВ МАТЕМАТИЧНИХ МОДЕЛЕЙ РІЧКОВОГО СТОКУ НА ОСНОВІ ВОДНОБАЛАНСОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Ключові слова: воднобалансові станції, дощовий стік, сніго-дощовий стік, математична модель, ідентифікація параметрів, оптимальні параметри моделі

Актуальність питання та мета досліджень. В останні десятиліття значного поширення набуло застосування математичних моделей процесів формування стоку дощового і сніго-дощового стоку води [8, 12-16]. При цьому слід зауважити, що оцінювання параметрів моделей набуває особливої ваги та становить переважно основу математичних рішень.

Необхідність і важливість розгляду підходів до ідентифікації параметрів математичних моделей стоку слід пояснити тими обставинами, що при їх визначенні застосовується метод оптимізації [9, 11, 13]. А в зв'язку з цим

відсутня певна строгість у постановці завдання. Оскільки ми оперуємо обмеженими даними про поводження водозбору в період формування дощового паводку чи весняної повені, виникає необхідність оцінювати оптимальні параметри, виходячи з елементарних процесів стокоформування. Під оптимальністю рішення мається на увазі не тільки досягнення прийнятої збіжності розрахованих і фактичних гідрографів, але й отримання стійких значень параметрів математичної моделі, які не суперечать фізичним уявленням про процеси формування стоку [9, 11].

Успіх у вирішенні завдання щодо оцінювання оптимальних параметрів математичної моделі процесів формування стоку залежить, навіть із застосуванням методу декомпозиції, від завдання початкових параметрів і визначення деяких із них шляхом аналізу елементарних гідрометеорологічних процесів. Згадані питання розглядаються в цій статті відносно математичних моделей формування дощового та сніго-дощового стоку із використанням матеріалів спостережень воднобалансових станцій (ВБС) [8, 12].

Воднобалансові станції в Україні. У рамках Міжнародного гідрологічного десятиріччя (МГД) ЮНЕСКО в 50-ті роки ХХ ст. було започатковано співробітництво гідрологічних установ по вивченню процесів формування стоку води на вибраних водозборах (репрезентативних і експериментальних).

Активну участь у цій справі приймали вчені Державного гідрологічного інституту (ДГІ) та Гідрометцентру СРСР. ДГІ створив на Валдаї експериментальний полігон зі значним технічним устаткуванням, де проводилися також семінари з участю іноземних фахівців.

У нашій країні спеціально вибрані водозбори для детального вивчення процесів формування стоку створювалися спочатку у вигляді стокових станцій. Пізніше вони були названі воднобалансовими станціями. Після закінчення програми МГД воднобалансові дослідження були задіяні в Міжнародних гідрологічних програмах (МГП) ЮНЕСКО.

На основі досвіду здійснення воднобалансових досліджень під егідою ЮНЕСКО було розроблено спеціальний посібник з досліджень на станціях [1, 6].

На території України з 50-х років ХХ ст. діяли 5 воднобалансових (стокових) станцій – Придеснянська, Закарпатська, Богуславська, Бучанська та Велико-Анадольська. Дві останні станції були закриті в 60-х роках як нерепрезентативні.

Гідрометеорологічні спостереження на воднобалансових станціях ведуться за індивідуальними програмами, які враховують можливості оцінювання чинників, що найбільш повно впливають на процеси формування річкового стоку в залежності від ландшафтних умов місцевості (табл.1, 2). При цьому мається на увазі, що умови формування стоку на станціях характерні для відповідних фізико-географічних зон.

Таблиця 1. Перелік досліджень на воднобалансових станціях України

Види та об'єкти спостережень	Кількість об'єктів			
	При- деснянська ВБС	Закарпатська ВБС	Богуславська ВБС	Велико- Анадольська ВБС
1.Стік води – річки, струмки, вибалки, улоговини	7	23	10	5
2. Схиловий стік - майданчики	6	-	6	2
3. Мутність води – водотоки/майданчики	6/6	5/-	6/-	4/-
4.Хімічний склад води – водотоки/свердловини	1/-	8/-	1/17	2/-
5. Метеорологічні, актинометричні - пункти	1	2	1	1
6. Опади – пункти	12	44	14	15
7. Запаси води у снігові – маршрути/басейни	7/4	21	8	7
8. Випаровування з ґрунту – пункти	4	3	4	6
9.Випаровування зі снігу – пункти	1	-	-	-
10. Вологість ґрунту – пункти	11	2	12	6
11. Промерзання та відтавання ґрунту – пункти	24	3	33	13
12. Рівні підземних вод – свердловини	11	13	57	4
13. Рівні води в улоговинах - пункти	4	-	-	-
14. Інтенсивність сніготанення та водовіддачі зі снігу-пункти	1	-	-	-

Придеснянська ВБС знаходиться на території Чернігівської області в басейні р.Головесня (правий приток Десни). Головним завданням цієї станції є вивчення процесів формування стоку з малих водозборів і впливу лісу на стік в умовах лісостепової зони.

Таблиця 2. Водні об'єкти на території воднобалансових станцій

Воднобалансова станція	Річки		Струмки, улоговини	
	кількість	площі водозборів, км ²	кількість	площі водозборів, км ²
Придеснянська	1	29,5	6	0,014 - 1,21
Закарпатська	6	25,4 - 550	17	0,28 – 19,9
Богуславська	2	11,0 – 59,0	8	0,085 – 4,80
Велико-Анадольська	1	39,0	5	0,63 – 3,01

Для вивчення процесів формування стоку гірських річок у 1954 р. була організована Закарпатська ВБС. Вона знаходиться у верхів'ях басейну р.Ріки (Закарпатська область). Ця станція створена як база комплексних досліджень у гірському регіоні. Вона включає густу зливімірну мережу та 21-28 снігомірних маршрутів, що охоплюють висоти від 440 до 1200 м абс.

Богуславська ВБС – це експериментальна база Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту. Вона існує як науково-дослідна гідрологічна лабораторія інституту. Район спостережень станції знаходиться в Богуславському та частково Миронівському районах Київської області. Це басейн р.Росі.

Для вивчення впливу лісу та лісових ползахисних полос на гідрологічний режим у степовій зоні була організована лісова гідрологічна станція Велико-Анадоль (1951 р.). Вона була розташована на водорозділі між басейнами Азовського моря і Дніпра (Волновахський район Донецької області). З 1953 р. це стокова, а потім воднобалансова станція. На станції велися спостереження за стоком води в чотирьох улоговинах при допомозі гідрометричних споруд (водозливів). У складі станції діяла опадомірна мережа.

Основне завдання воднобалансових досліджень – детальне вивчення умов і закономірностей водоутворення на малих водозборах з метою оцінювання процесів формування річкового стоку в залежності від ландшафтних умов місцевості. Особливо приділяється увага впливу лісу на формування стоку. З цією метою здійснюються гідрологічні й опадомірні спостереження на відкритих і заліснених малих водозборах, як наприклад, на улоговинах “Лісний” і “Відкритий” Закарпатської ВБС.

Бучанська та Велико-Анадольська ВБС закриті в 60-х роках як нерепрезентативні. Протягом 70-90-х років на воднобалансових станціях скорочені обсяги гідрометеорологічних спостережень, що пов’язано у деяких випадках з відсутністю необхідного технічного оснащення.

Матеріали спостережень на воднобалансових станціях узагальнюються у вигляді щорічних звітів [2-5]. До 1990 р. вони були частково опубліковані, а за всі роки спостережень зберігаються в Галузевому державному архіві гідрометслужби.

Плани детальних спостережень на воднобалансових станціях орієнтуються на вирішення наукових питань, пов’язаних з формуванням стоку води в залежності від ландшафтних умов місцевості.

Процеси формування дощового стоку. Математична модель процесів формування дощового стоку складається із трьох ємностей, в яких відбувається створення та регулювання поверхневого, підповерхневого та підґрунтового стоку [8, 9]. Розрахункові вирази моделі описують основні елементарні процеси, що відбуваються на водозборі та в русловій мережі: випаровування, поверхневе затримання, інфільтрація води в ґрунт, накопичення її в підповерхневому шарі ґрунту, водоутворення, водовіддавання та стікання поверхневим і підповерхневим шляхом. У цій роботі, згідно з поставленою метою, розглядаються процеси формування стоку, які відбуваються лише на водозборі [7- 11, 13, 15, 18].

Інтенсивність випаровування розраховується за рівнянням

$$E(t) = [K_1 + K_2 v(t)] D(t) \exp [-d(t)/W_m], \quad (1)$$

де $d(t)$ - дефіцит вологості ґрунту, мм; $D(t)$ - дефіцит вологості повітря, гПа; $\nu(t)$ швидкість вітру, м/с; K_1, K_2 - параметри; W_m - максимальна вологоємність шару ґрунту, в якому формується підповерхневий стік.

Значення параметрів K_1 і K_2 оцінені за даними спостережень за випаровуванням з водної поверхні на Закарпатській ВБС. Їхні значення для 3-годинних проміжків часу: $K_1 = 0,025$, $K_2 = 0,010$.

Коефіцієнт фільтрації в нижчезрозташовані горизонти i_0 встановлено за даними спостережень на малих річках і струмках Закарпатської ВБС. Його значення орієнтується на нижню частину кривої спаду, коли припиняється надходження води до замикального створу за рахунок поверхневого та підповерхневого стоку. Для гірських водозборів Карпат параметр i_0 коливається в межах 0,10-0,25 мм/3г.

Інтенсивність підповерхневого водоутворення $q_2(t)$ визначається в моделі шляхом воднобалансових рішень через параметри W_m і K_3 :

$$q_2(t) = \begin{cases} (W_m - d_m) / K_3, & q_2(t) \leq P(t) - E(t) - h(t) - i_0, \\ P(t) - E(t) - h(t) - i_0, & q_2(t) > P(t) - E(t) - h(t) - i_0. \end{cases} \quad (2)$$

У рівняннях (2) W_m - максимальна вологоємність діючого шару ґрунту та підґрунтя, мм; d_m - середній дефіцит вологості діючого шару ґрунту та підґрунтя, мм; K_3 - параметр вологоємності ґрунту; $P(t)$ - інтенсивність опадів, мм; $E(t)$ - інтенсивність випаровування, мм; $h(t)$ - інтенсивність затримання води в ґрунті, мм.

За даними спостережень на малих річках і струмках Закарпатської ВБС отримано максимальний шар підповерхневого стоку 6,0-7,5 мм/3г, а відношення параметрів $W_m / K_3 = 4,0 - 5,2$ мм/3 г. Такі числові показники відносяться до всіх 23 водних об'єктів Закарпатської ВБС.

У моделі дощового стоку фігурує показник діючої площі водозбору, де формується поверхневий стік. При високих паводках його значення відповідає коефіцієнтам стоку. Для карпатських річок вони досягають 0,60-0,80. Такі коефіцієнти стоку зафіксовані на водних об'єктах Закарпатської ВБС.

Процеси формування сніго-дощового стоку. Математична модель формування сніго-дощового стоку створена з орієнтуванням на існуючі процеси, які відбуваються на річковому водозборі під час сніготанення. В її структурі враховані особливості стокоутворення, властиві як рівнинним, так і гірським водозборам [12, 17, 18]. У моделі подані основні процеси, що відбуваються з моменту утворення снігового покриву до його повного зникнення, в тому числі характерні для регіонів із зимовими відлигами та переривистим перебігом сніготанення.

Водоутримуюча здатність снігового покриву визначається через його початкову вологоємність γ_0

$$\gamma_0 = (0,11/d) - 0,11, \quad (3)$$

де d - щільність снігу.

Щільність і вологоємність снігу змінюються в процесі танення снігу та випадіння твердих і рідких опадів.

В моделі розраховуються втрати на випаровування зі снігу та ґрунту. Інтенсивність інфільтрації оцінюється через параметри W_m і K_3 , що характеризують максимально можливі запаси води в підповерхневому горизонті та його дренажну здатність.

У складі розрахункових виразів моделі сніго-дощового стоку закладені параметри, які мають територіально загальний чи регіональний характер. До них відносяться параметри, що впливають на процеси водоутворення [7, 12]:

- K_d - коефіцієнт для обчислення зміни щільності снігу;
- K_n , K_n - коефіцієнти танення снігу в лісі та на відкритій місцевості;
- $K_{\Delta S}$ - параметр виразу для обчислення шару талої води, яка замерзла при поверненні холодів;
- K_E , K_E^M - параметри для обчислення інтенсивності випаровування з поверхні водозбору;
- K_3 - параметр, який визначає дренажну здатність підповерхневого шару ґрунту;
- W_m - максимальна вологоємність діючого шару ґрунту, в якому формується підповерхневий стік;
- i_0 - інтенсивність фільтрації води в горизонти, розташовані нижче підповерхневого шару (підґрунтя);
- η - відносний показник діючої площі водозбору;
- a, b - параметри для оцінювання товщини мерзлого шару ґрунту.

Більш детально опис розрахованих виразів моделі сніго-дощового стоку розглянуті в роботах [7, 12]. Нижче наведені значення оптимальних параметрів, отримані за даними досліджень на Придеснянській і Закарпатській ВБС. Деякі із цих параметрів слугують як оптимальні, а інші – як початкові при застосуванні оптимізаційних процедур (табл. 3).

Висновки. Викладені принципи оцінювання оптимальних параметрів математичних моделей процесів формування дощового і сніго-дощового стоку на основі досліджень воднобалансових станцій дозволяють застосовувати їх в розрахунках і прогнозуванні перебігу паводків і повеней на річкових водозборах.

Взаємодія підсистем моделей та елементарних процесів забезпечує імітацію формування стоку з часткових площ і висотних зон гірських водозборів, виділених з метою врахування їх просторової неоднорідності постів та ландшафтних особливостей річкового водозбору.

**Таблиця 3. Оптимальні та початкові параметри математичної моделі процесів
формування сніго-дощового стоку**
(Розрахунковий інтервал – 6 год.)

Параметр	Значення параметрів	
	для гірських водозборів	для рівнинних водозборів
K_d	$36 \cdot 10^{-5}$	$36 \cdot 10^{-5}$
K_n	0,30	0,30
$K_{\Delta S}$	0,45	0,45
K_E	0,24	0,24
K_E^m	0,13	0,13
K_3	0,10	0,10
K_3	5,0-8,0	30,0-70,0
W_m	40,0-70,0	130-180
i_0	0,10-0,25	0,01-0,05
η	0,60-0,80	0,15-0,40
a, b на відкритій місцевості	0,70 0,07	0,70 0,07
a, b в лісі шпильковому	0,57 0,10	0,57 0,10
a, b в лісі листяному	0,50 0,10	0,50 0,10

Список літератури

1. Лук'янець О.І. Ландшафтні характеристики як основа оцінювання параметрів математичних моделей формування стоку води / О.І. Лук'янець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – №5. – С.78-84.
2. Соседко М.Н. Особенности применения математической модели формирования дождевого стока для расчета паводков в горной местности / М.Н. Соседко // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1980. – Вып.181. – С.59-73.
3. Соседко М.Н. Порядок оптимизации параметров математической модели формирования дождевого стока, применяемой в условиях горной местности / М.Н. Соседко // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1980. – Вып.183. – С.15-21.
4. Соседко М.Н. Опыт применения математического моделирования дождевого стока на горных реках Болгарии / М.Н. Соседко, Панайотов Т.П., Янков В.Р. // Гидрология и метеорология. – 1984. – № 3. – С. 3-12.
5. Соседко М.Н. Из опыта идентификации математической модели формирования дождевого стока на горных водозборах / М.Н. Соседко // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1985. – Вып. 201. – С.40-50.
6. Соседко М.Н. Особенности моделирования процессов формирования тало-дождевого стока на горном водосборе / М.Н. Соседко // Тр. УкрНИГМИ. – 1987 – Вып. 220. – С.3-15.
7. Применение математических моделей в задачах расчета и прогноза дождевого стока (методическое руководство) / Соседко М., Димитров Д., Кочелаба Е., Янков В.. – София–К.,1990. – 118 с.
8. Соседко М.Н. Применение математической модели формирования дождевого стока с распределенными параметрами при краткосрочном прогнозировании паводков в горных районах / М.Н. Соседко, О.И. Лукьянец // Тр. УкрНИГМИ. – 1993. – Вып. 245. – С.29-39.
9. Сусідко М.М. Математичне моделювання процесів формування стоку як основа прогностичних систем / М.М. Сусідко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2000. – Т. 1. – С.32-40.
10. Sosedko M.M. Modelling snowmelt-induced processes in a mountain river basin given standard hydrometeorological data / M.M. Sosedko, E.I. Kochelaba.// JANS Publ. – 1986. – № 155. – P. 83-91.
11. Sosedko M., Lukjanets O. Landesweite Frühjahrsabflussvorhersagen in Gebirgsgebieten auf Grund der mathematischen Modellierung // XVII. Konferenz der Donauländer über hydrologisch-wasserwirtschaftliche Grundlagen. – Budapest. –1994. – S.180-186.
12. Luk'yanets O., Sosyedko M. Die Struktur des Informations-und Vorhersagesystems im

Оцінка параметрів математичних моделей річкового стоку на основі воднобалансових досліджень

Сусідко М.М., Лук'янець О.І.

Приведені загальні відомості про воднобалансові станції в Україні. Викладено перелік досліджень по формуванню стоку води на водних об'єктах і у межах їх водозборів.

Також викладено принципи ідентифікації оптимальних параметрів математичних моделей процесів формування дощового і сніго-дощового стоку з використанням воднобалансових досліджень на рівнинних і гірських водозборах. Практика свідчить про прийнятність таких підходів при розрахунках і прогнозування ходу стоку під час наводків і повенів.

Ключові слова: воднобалансові станції, дощовий стік, сніго-дощовий стік, математична модель, ідентифікація параметрів, оптимальні параметри моделі.

Оценка параметров математических моделей речного стока на основе воднобалансовых исследований

Сусидко М.Н., Лукьянец О.И.

Приведены краткие сведения о воднобалансовых станциях в Украине. Изложен перечень исследований по формированию стока воды на водных объектах и в пределах их водосборов.

В статье изложены принципы идентификации оптимальных параметров математических моделей процессов формирования дождевого и снего-дождевого стока с использованием воднобалансовых исследований на равнинных и горных водосборах. Практика свидетельствует о приемлемости таких подходов при расчетах и прогнозировании хода стока во время наводков и половодий.

Ключевые слова: воднобалансовая станция, дождевой сток, снегодождевой сток, математическая модель, идентификация параметров, оптимальные параметры модели.

The estimation of mathematical models of river runoff on the basis of water balance researches

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

Brief data of water balance stations in Ukraine present. Enumeration of researches state for runoff formation in water bodies and within their catchments.

In the article present principles of optimum parameters indification of mathematical models of rainfall and snowmelt runoff processes with use of water balance researches on plain and mountain catchments. In practice is indicative of acceptability such approaches for estimation and forecasting of runoff during rainfall and spring floods.

Keywords : water balance stations, rainfall and snowmelt runoff processes, mathematical models, optimum parameters indification.

Надійшла до редколегії 04.02.10

УДК 556.16

Гопченко Є.Д., Овчарук В.А., Шакірзанова Ж.Р.

Одеський державний екологічний університет

ДОСЛІДЖЕННЯ ВПЛИВУ СУЧАСНИХ ЗМІН КЛІМАТУ НА ХАРАКТЕРИСТИКИ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ НА РІЧКАХ ПОЛІССЯ

Ключові слова: клімат, максимальний стік, водопілля, тренд

Вступ. Основні риси клімату досліджуваної території формуються під впливом загальних і місцевих кліматоутворюючих факторів, характер і інтенсивність яких суттєво відрізняються по сезонах року.

Зимовий сезон, як і усе холодне півріччя, характеризується переважною роллю циркуляційного фактору. Зимово дуже розвинена циклонічна діяльність. Перехід до холодного періоду пов'язаний з початком вторгнення арктичного повітря, обумовлюючого різкі і значні похолодання, перші морози і сніг. Повторюваність й інтенсивність цих вторгнень зимою поступово збільшується.

Перехід до весняного періоду супроводжується збільшенням ролі радіаційного фактору і посиленням впливу підстильної поверхні.

Влітку вторгнення арктичного повітря майже припиняється. Атмосферні процеси характеризуються посиленням азорського антициклону. У цілому погодні умови літнього сезону відрізняються значним підвищенням температури повітря за рахунок прогріву земної поверхні, великою повторюваністю ясних днів, рідкими туманами, збільшенням кількості опадів і активною грозовою діяльністю.

Протягом осіннього сезону азорський антициклон повністю руйнується. Замість нього в жовтні-листопаді починає розвиватися сибірський антициклон [4, 6].

Для характеристики особливостей клімату досліджуваного регіону за рекомендацією Всесвітньої метеорологічної організації (ВМО) до сьогодні використовуються стандартні кліматичні норми – осереднені метеорологічні характеристики за період 1961-1990 рр. [1, 3–5]. Але ж характерними рисами клімату сучасного періоду, на фоні глобального потепління, стає зменшення циклонічної діяльності при зміні погодних умов, особливо холодного періоду. Взагалі зими останніх років потеплішали, а їх опади частіше представлені мокрим снігом і рідкими опадами, при зміні й їх кількісних величин. Зміни циркуляції атмосфери проявляються й у літній сезон, визиваючи мінливість погоди з прохолодою і дощами [1, 5].

Постановка задачі. За даними багаторічних досліджень, результати яких узагальнені в сучасній монографії «Клімат України» [4] встановлено, що у зв'язку зі змінами атмосферної циркуляції і глобального потепління клімату, на території Полісся за сторічний період спостережень відмічається підвищення середньорічної температури повітря на $0.7-0.9^{\circ}\text{C}$, а для зимового сезону воно досягає 1.5°C .

У роботі М.І. Кульбиди, М.Б. Барабаш та ін. [5] вказується на вікове підвищення середньорічної температури повітря на $0.8-1.1^{\circ}\text{C}$, при цьому найбільші позитивні аномалії було відмічено у зимові і весняні місяці.

У зв'язку з загальною тенденцією підвищення глобальної і регіональної температури повітря в останні роки, в даній роботі оцінена багаторічна зміна характеристик зимово-весняного періоду формування весняного водопілля в басейні р. Прип'ять і деяких сусідніх річок.

Результати досліджень. На прикладі даних метеорологічних спостережень за даними метеостанції Новоград-Волинський побудовані хронологічні графіки (трирічні ковзні) середньомісячних температур повітря у лютому (рис.1) та березні (рис.2) за багаторічний період спостережень (1907-2010 рр.). Хронологічні графіки підтверджують наявність позитивного тренду до підвищення середніх за місяць температур повітря як у лютому, так і у березні.

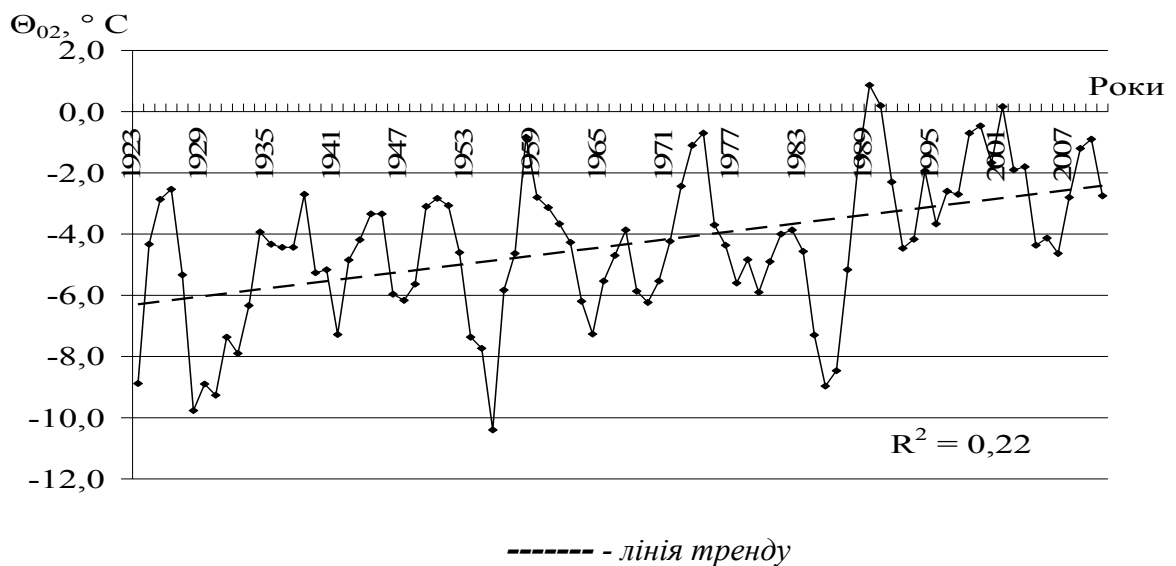
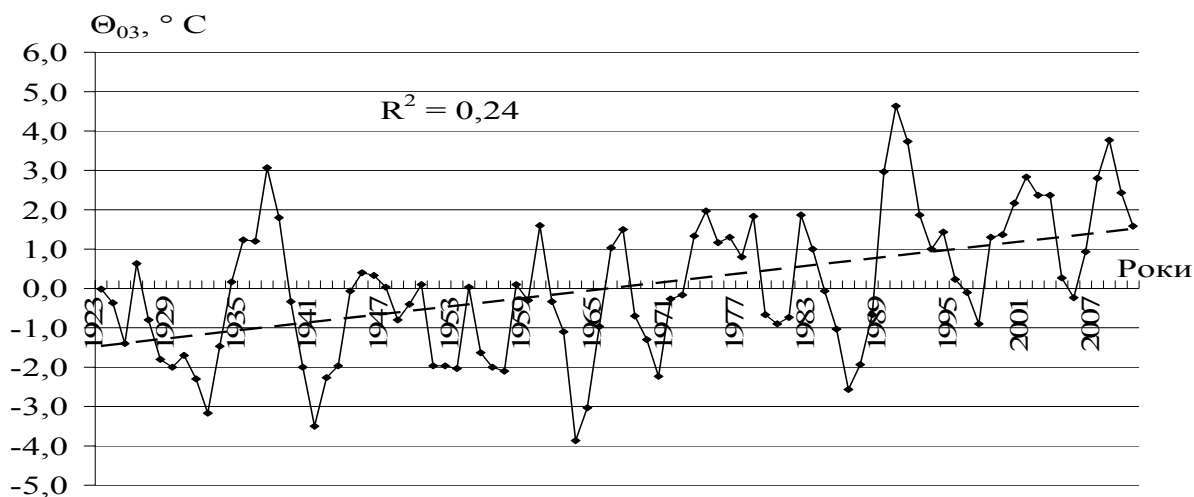


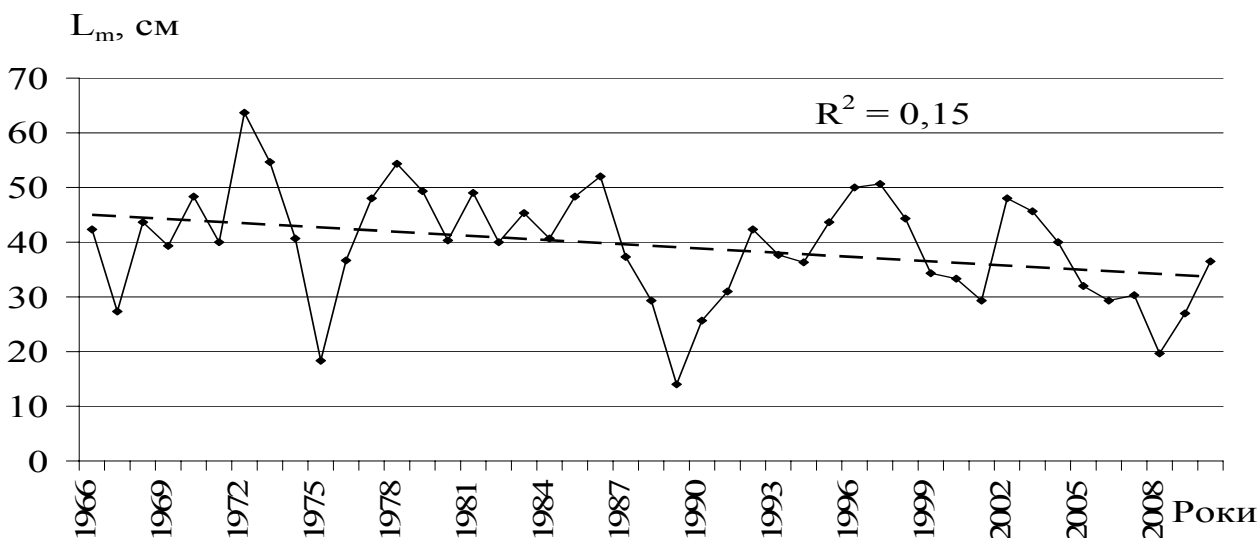
Рис. 1. Багаторічний хід (у вигляді трирічних ковзних) середньомісячних температур повітря за лютий (метеостанція Новоград-Волинський)

На фоні сучасного підвищення температури повітря зимових місяців у регіоні змінюється й глибина промерзання ґрунтів. Хронологічні графіки за багаторічний період спостережень (1958–2010 рр.) максимальних за зиму глибин промерзання ґрунтів (у вигляді трирічних ковзних) показують наявність спадного з 80-х років минулого сторіччя тренду максимальних глибин промерзання ґрунтів на водозборах (рис. 3).



----- - лінія тренду

Рис.2. Багаторічний хід (у вигляді трирічних ковзних) середньомісячних температур повітря за березень (метеостанція Новоград-Волинський)



----- - лінія тренду

Рис.3. Багаторічний хід (у вигляді трирічних ковзних) максимальних глибин промерзання ґрунтів (метеостанція Новоград-Волинський)

Період сніготанення залежить від товщини і щільності снігового покриву. Середня тривалість періоду сніготанення 16–20 днів, в роки з дружними теплими веснами танення відбувається за 4–8 днів, а в роки з затяжними веснами сніг сходить впродовж місяця. Щільність снігового покриву постійно змінюється у часі й у просторі і багато у чому залежить від режиму погоди. К моменту сніготанення середня щільність снігу складає $0.20\text{--}0.26 \text{ г/см}^3$. Запаси води в сніговому покриві на цей час звичайно максимальні і сягають в середньому за багаторічний період до 40–50 мм на правобережжі та 60–70 мм в басейнах лівобережних приток Прип'яті. Вони в основному й визначають майбутній об'єм та максимальні витрати води весняного водопілля. Зимові відлиги, які є характерним явищем в басейні р. Прип'ять, особливо в південно-західних його районах, призводять до перерозподілу

снігу на відкритих та залісених ділянках, в яруго-балковій мережі річкових водозборів. Тому визначення максимальних снігозапасів, які формують весняну хвилю водопілля, потребує ретельного аналізу метеорологічних умов всього зимово-весняного періоду.

Досліджено тенденцію часових змін значень максимальних снігозапасів в басейні р. Прип'ять за період 1945-2010 рр. Хронологічні графіки з трирічним згладжуванням (рис.4) за даними снігозйомок метеостанції Новоград-Волинський показують, що у багаторічному розрізі, а також в умовах потепління клімату, особливо у зимові місяці [5], максимальні запаси води в сніговому покриві мають тенденцію до їх зменшення у період з 90-х років минулого сторіччя до теперішнього часу.

Спостерігається й тенденція до більш ранніх дат настання максимальних снігозапасів в басейні Прип'яті (рис.5).

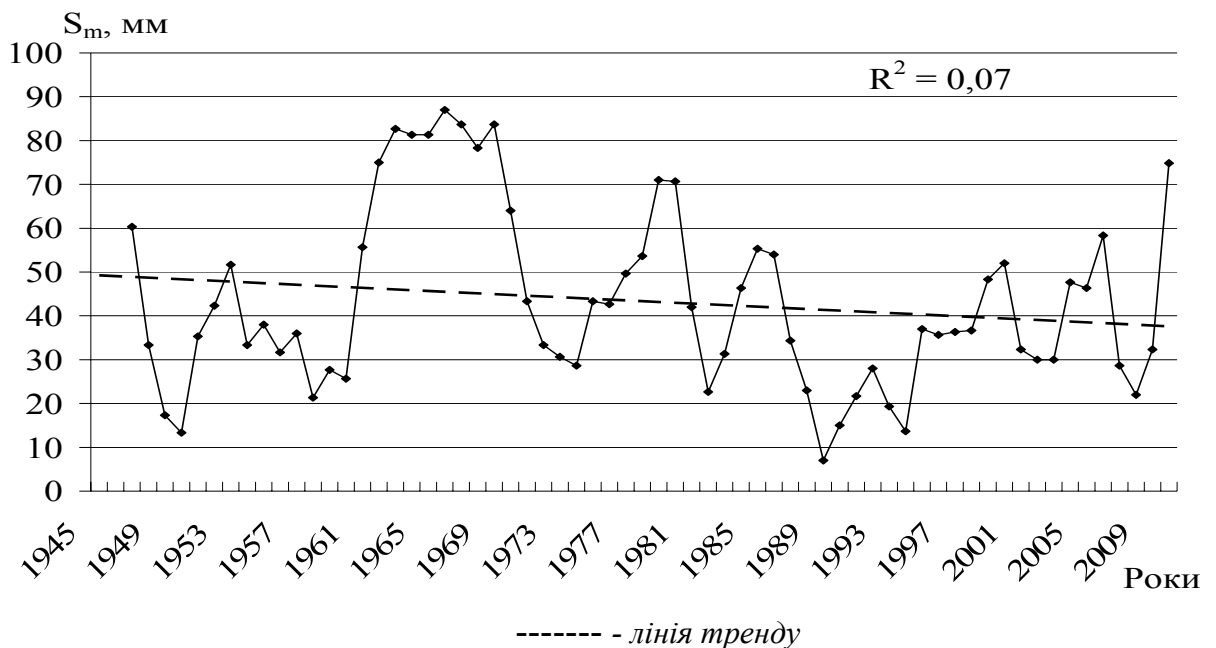
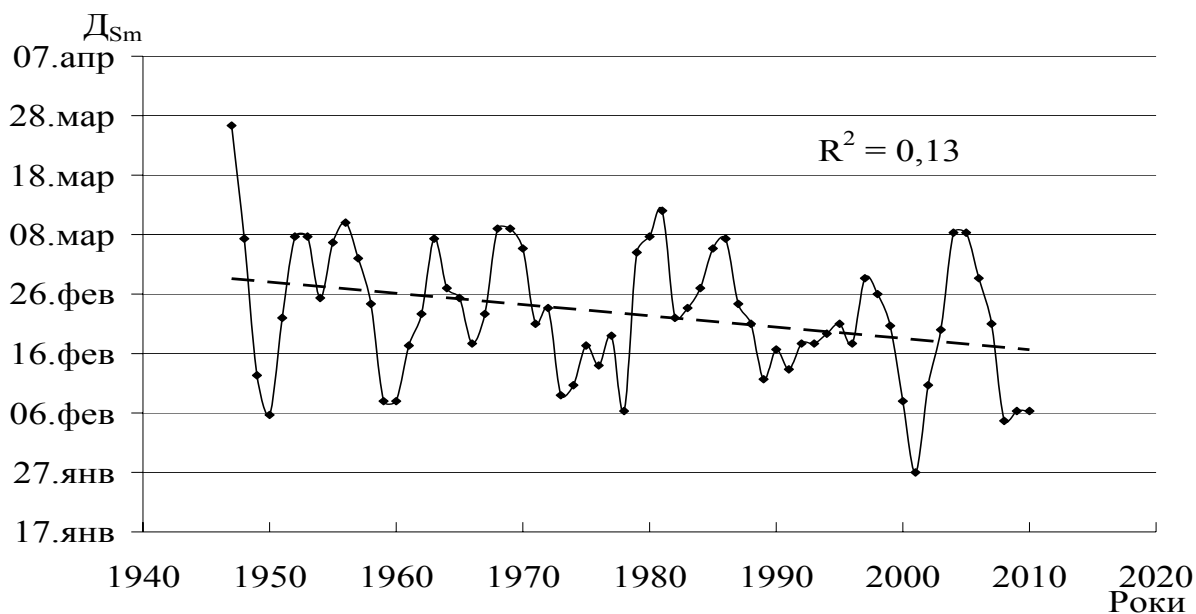


Рис.4. Багаторічний хід (у вигляді трирічних ковзних) максимальних запасів води в сніговому покриві (метеостанція Новоград-Волинський)

На річках розглядуваної території, яка належить до лісової зони достатнього зволоження, весняне водопілля є вираженою багатоводною фазою в режимі річок. Водопілля формуються сніготаненням та випадінням рідких опадів у весняний період в умовах різного ступеня вологості та промерзання ґрунтів. Умови формування весняного стоку пов'язані також і з місцевими факторами підстильної поверхні таких, як рельєф, заболоченість, залісеність, наявність карстових областей, характер ґрунтів на водозборах.

За наявності зимових відлиг на річках спостерігаються паводки. Як правило, найбільш вираженою і глибокою буває відлига в кінці січня - на початку лютого, яка призводить до вираженого зимового паводку з максимальною витратою води, як правило, не вище весняної хвилі (1971, 1981, 1998, 2000, 2001 рр.).

Після зимових відлиг часто спостерігається повторне снігонакопичення і формування різних за висотою весняних водопіль, які можуть посилюватися дощовими опадами (1981–1983, 1986, 2000 рр.).

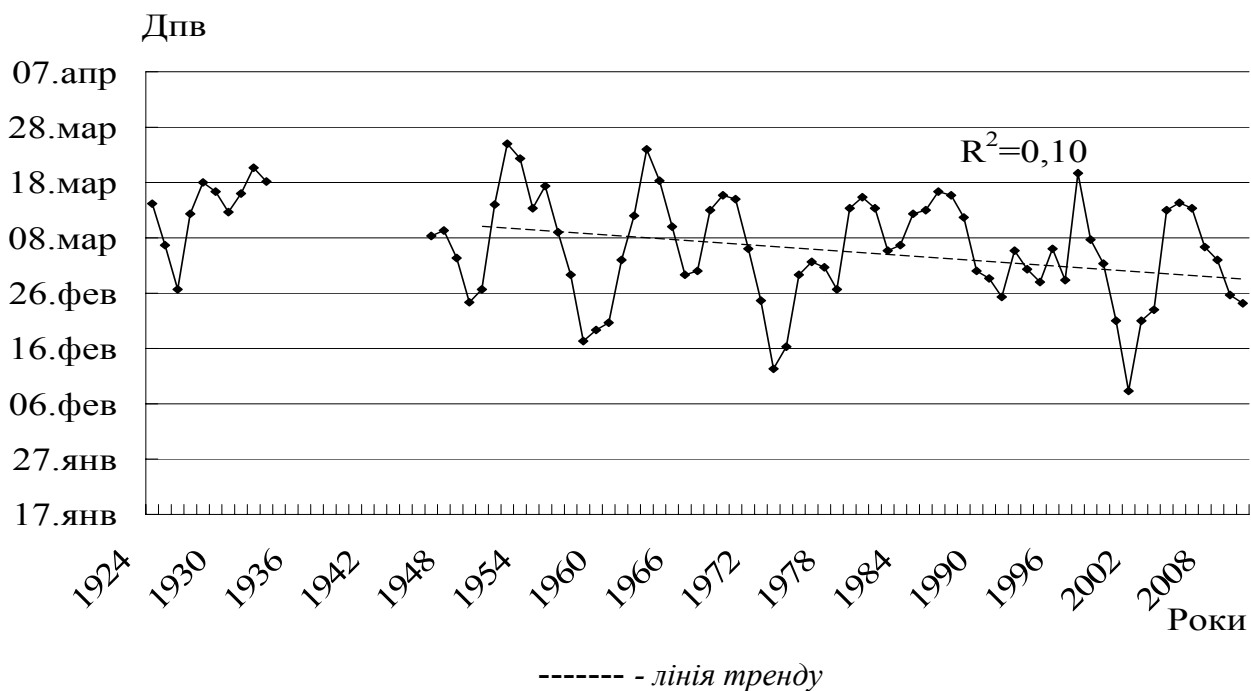


----- - лінія тренду

Рис.5. Багаторічний хід дат максимальних запасів води в сніговому покриві (метеостанція Новоград-Волинський)

Характерною рисою формування весняного стоку останніх років у зв'язку з менш сприятливими для цього умовами в деякі роки повторного снігонакопичення майже не спостерігається, і тоді зимовий паводок переходить у водопілля, як наприклад, у 2002 р.

Аналізуючи строки початку весняного водопілля за багаторічний період (с початку стокових спостережень на річках по 2010 р.) можна відзначити тенденцію до більш ранніх дат розвитку весняних процесів (рис.6).



----- - лінія тренду

Рис.6. Хронологічні графіки (у вигляді трирічних ковзних) дат початку весняного водопілля на р. Случ - м. Сарни

Що стосується самих величин об'ємів та максимальних витрат води весняного водопілля, то для річок басейну р. Прип'ять (територія Полісся) існують різні висновки низки авторів [1–3, 8]. В цих роботах відмічається, що в останні десятиріччя у зв'язку з сучасними змінами кліматичних умов регіону для періоду весняного водопілля має місце зменшення максимальних витрат води при зменшенні висоти і запасів води в сніговому покриві з вісімдесятих років [3, 8].

З метою оцінки можливого впливу змін кліматичних характеристик на величини максимального стоку весняного водопілля в басейні р. Прип'ять проведена оцінка їх однорідності. Для аналізу були використані дані постів з періодом спостережень більше 40 років, результати наведені в табл. 1. Як видно з цієї таблиці, неоднорідними виявилися найбільш тривалі ряди спостережень, що відносяться до Української частини басейну і за якими в нашому розпорядженні є дані до 2010 року, включно. Якщо встановлено, що ряди неоднорідні, то виникає необхідність проаналізувати хронологічний хід стоку в цих рядах з метою виявлення можливих трендів, тобто спрямованих змін в бік збільшення або зменшення стоку. З цією метою побудовані хронологічні графіки ходу максимального стоку весняного водопілля, які представлені у вигляді згладжених за допомогою лінійного фільтру модульних коефіцієнтів (рис.7, 8) та отримані коефіцієнти кореляції лінійного тренду. Аналізуючи рис.7, можна відмітити, що на досліджуваних річках (рр. Случ, Стир, Ірша) спостерігається від'ємний тренд з досить високими коефіцієнтами кореляції – від 0,53 до 0,68. З іншого боку, на річках Прип'ять, Горинь, Уборть та ін. – тренд практично відсутній (рис. 8.). Пояснити цю ситуацію досить просто – вихідні дані по гідрологічних постах Білорусії обмежені 1980 р., і до цього моменту вочевидь процес стоку на річках мав стаціонарний характер. В останні ж роки, як вже відмічалось в вище, у зв'язку з сучасними змінами кліматичних умов регіону ця стаціонарність порушена. Отже, коли наявність тренду встановлена, виникає питання його статистичної значущості. З цією метою висувається нульова гіпотеза щодо тісноти розглянутого зв'язку

$$H_0: r_{xy} = 0. \quad (1)$$

Якщо розподіл вибірових оцінок r_{xy} задовольняє нормальному розподілу (що вірно при $n > 30$), то для перевірки нульової гіпотези в якості критерію можна використовувати статистику t

$$t = \frac{r_{xy}}{\sqrt{\sigma^2_{r_{xy}}}}, \quad (2)$$

розподіл якої підкоряється розподілу Ст'юдента[7]. Значення t визначається за вибіровими оцінками коефіцієнта кореляції $\tilde{r}_{xy}$ і його стандарту S_r

$$\tilde{t} = \frac{|r_{xy}|}{S_r} \quad (3)$$

Таблиця 1. Оцінка однорідності часових рядів максимальних витрат води весняного водопілля на річках Полісся

Річка-пост	n, років	Рівень значу- щості, %	F	F _{кр}	t	t _{кр}	ВИСНОВОК
р.Стир - м.Луцьк	85	1%	7,42	1,92	3,36	2,64	не однорідний
		5%		2,38		1,99	
р.Случ - с.Громада	80	1%	1,75	2,47	3,41	2,64	не однорідний
		5%		1,98		1,99	
р.Случ - м.Сарни	84	1%	2,72	2,41	0,96	2,64	не однорідний
		5%		1,94		1,99	
р.Уж - смт Поліське	77	1%	1,23	2,51	0,76	2,65	однорідний
		5%		2,00		1,99	
р.Тетерів - м.Житомир	73	1%	5,23	2,04	3,17	2,65	не однорідний
		5%		2,57		1,99	
р.Ірша - с.Українка	77	1%	2,81	2,51	2,67	2,65	не однорідний
		5%		2,00		1,99	
р.Ірпінь - с.Мостище	78	1%	9,39	2,51	3,33	2,65	не однорідний
		5%		2,00		1,99	
р.Прип'ять – смт.Турів	45	1%	1,11	3,44	0,06	2,70	однорідний
		5%		2,50		2,02	
р.Прип'ять - м.Мозирь	51	1%	1,05	2,93	0,29	2,68	однорідний
		5%		2,25		2,01	
р.Горинь - смт.Річиця (пос. Горинь)	53	1%	1,24	2,87	0,33	2,67	однорідний
		5%		2,21		2,01	
р.Случь – Новодворці	48	1%	1,16	3,20	0,14	2,69	однорідний
		5%		2,38		2,02	
р.Уборть - Красноберіжжя	51	1%	1,33	2,93	0,09	2,68	однорідний
		5%		2,25		2,01	
р. Птич – с.Комаріно	47	1%	1,32	3,21	0,73	2,71	однорідний
		5%		2,38		2,02	
р. Птич – с.Луциці	48	1%	1,83	3,21	1,16	2,70	однорідний
		5%		2,38		2,02	
р.Ореса – с.Верхутіно	47	1%	1,61	3,21	1,57	2,70	однорідний
		5%	3	2,38		2,02	

Для прикладу оцінімо значущість коефіцієнту кореляції тренду, який отримано для р. Стир – м. Луцьк. Як показано на рис.7, коефіцієнт кореляції дорівнює 0,58. Розрахуємо спочатку стандарт коефіцієнту кореляції:

$$\tilde{\sigma}_r = S_r = \frac{1 - \tilde{r}_{xy}}{\sqrt{n-1}} = \frac{1 - 0,339}{\sqrt{84}} = 0,072.$$

Далі розраховується статистика t за формулою (3)

$$\tilde{t}_r = \frac{|r_{xy}|}{S_r} = \frac{0,58}{0,072} = 8,056 .$$

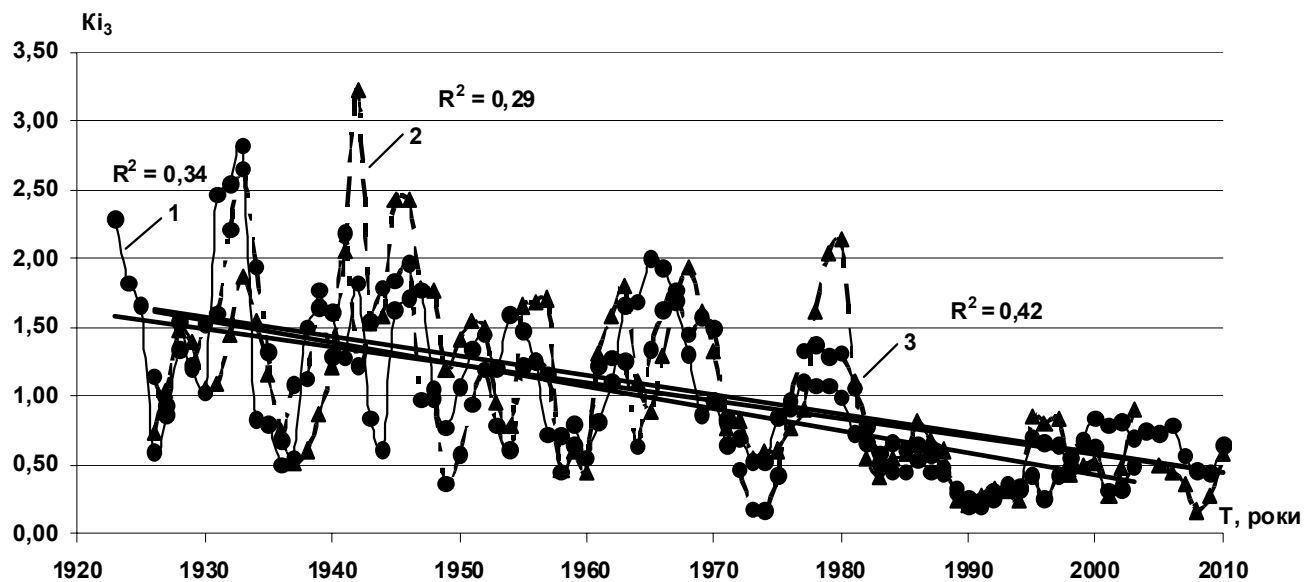


Рис. 7. Хронологічний хід максимальних витрат води весняного водопілля;
ряд 1 - р.Стир - м.Луцьк, ряд 2 - р.Случ – с.Громада, ряд 3 - р.Ірша – с.Українка

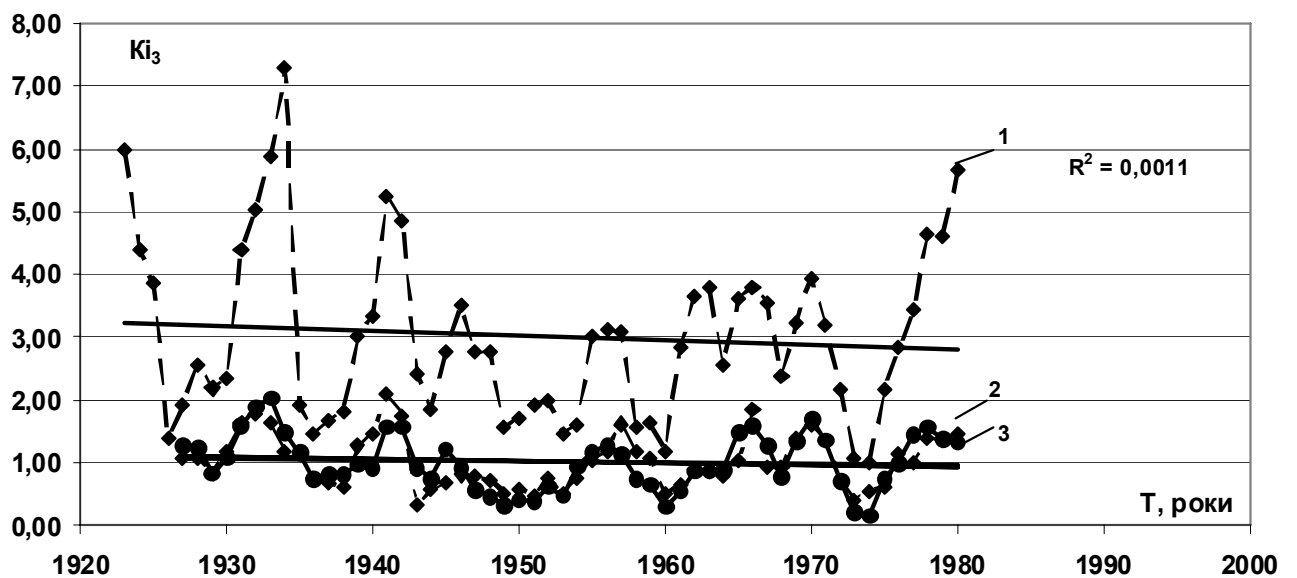


Рис. 8. Хронологічний хід максимальних витрат води весняного водопілля;
ряд 1 - р.Горинь- смт.Річиця; ряд 2 - р.Уборть- с.Краснобережжя;
ряд 3- р. Прип'ять - м. Мозир

Отримане значення статистики $\tilde{t}_r$ порівнюється з критичним значенням t_{kp} , котре при кількості степенів вільності $\nu = n - 1 = 85 - 1 = 84$ і рівні значущості 5% дорівнює 1,67. Для ряду р. Стир – м. Луцьк $\tilde{t}_r = 8,056 > 1,67$, тобто коефіцієнт кореляції значущий.

Аналогічні результати отримані і для інших досліджуваних рядів Українського Полісся, на яких спостерігається від'ємний тренд, з іншого боку коефіцієнти кореляції лінійного тренду на річках Білорусі незначущі.

Отримане значення статистики $\tilde{t}_r$ порівнюється з критичним значенням t_{kr} , котре при кількості степенів вільності $\nu = n - 1 = 85 - 1 = 84$ і рівні значущості 5% дорівнює 1,67. Для ряду р. Стир – м. Луцьк $\tilde{t}_r = 8,056 > 1,67$, тобто коефіцієнт кореляції значущий.

Аналогічні результати отримані і для інших досліджуваних рядів Українського Полісся, на яких спостерігається від'ємний тренд, з іншого боку коефіцієнти кореляції лінійного тренду на річках Білорусі незначущі.

Висновки. Отже, проаналізувавши багаторічні зміни характеристик зимово-весняного періоду формування весняного водопілля в басейні р. Прип'ять та їх вплив на величини максимальних витрат води весняного водопілля, можна відмітити наступне:

- найбільш тривалі ряди спостережень виявилися неоднорідними у часі;
- на неоднорідних рядах спостерігається від'ємний тренд зі значущими коефіцієнтами кореляції;
- пояснити наявність тренду можна змінами кліматичних умов регіону, які спостерігаються приблизно з вісімдесятих років минулого сторіччя;
- стаціонарним процес стоку на досліджуваних річках можна вважати на відрізку від початку спостережень до 1980 року і цей період пропонується приймати в якості розрахункового;
- що стосується періоду після 1980 року, то за необхідності, можна ввести відповідні коефіцієнти, які дозволять враховувати зниження стоку весняного водопілля в останні роки;
- висновки відносно наявного тренду не є остаточними і повинні уточнюватися по мірі отримання нових даних спостережень, оскільки періоди маловод'я, так же як і багатовід'я, можуть складати на річках 50-70 років, і у наступні роки тенденція може змінити свій напрямок.

Список літератури

1. Вишневський В.І. Зміни клімату і річкового стоку на території України і Білорусі / В.І. Вишневський // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2001. – Вип.249. – С.89-105. 2. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок України / В.І. Вишневський, О.О. Косовець. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 3. Войцехович В.О. Сучасні зміни максимального стоку річок Українського Полісся / В.О. Войцехович, Л.І. Лузан // Гідрометеорологічні дослідження в Україні. – 1999. – Вип.247. – С.125-135. 4. Клімат України / За ред. В.М.Ліпінського, В.А.Дячука, В.М.Бабіченко. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 343 с. 5. Клімат України: у минулому...і майбутньому? : Монографія / за ред. М.І.Кульбіді, М.Б.Барабаш. – К.: Сталь, 2009. – 234 с. 6. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши, Т. 5, Белорусская ССР. – Л.: Гидрометеиздат. – 1985. – 667 с. 7. Сикан А.В. Методи статистической обработки гидрометеорологической информации / А.В. Сикан. – СПб, 2007. – 278с. 8. Сусідко М.М. Надзвичайно високі повені в басейні Прип'яті / М.М. Сусідко // Наук.праці УкрНДГМІ. – 2006. – Вип.255. – С.279-282.

Дослідження впливу сучасних змін клімату на характеристики максимального стоку весняного водопілля в басейні річки Прип'ять

Гопченко Є.Д., Овчарук В.А., Шакірзанова Ж.Р.

Розглянуті багаторічні зміни характеристик зимово-весняного водопілля формування весняного водопілля у басейні р. Прип'ять. Встановлено, що починаючи з 80-х років ХХ

ст. порушено стаціонарність рядів максимального стоку на території дослідження, і цей факт необхідно враховувати при виконанні гідрологічних і гідротехнічних розрахунків.

Ключові слова: клімат, максимальний стік, водопілля, тренд.

Исследование влияния современных изменений климата на характеристики максимального стока весеннего половодья в бассейне реки Припять

Гопченко Е.Д., Овчарук В.А., Шакирзанова Ж.Р.

Рассмотрены многолетние изменения характеристик зимне-весеннего периода формирования весеннего половодья в бассейне р. Припять. Установлено что, начиная с 80-х годов прошлого столетия, нарушена стационарность рядов максимального стока на рассматриваемой территории, и этот факт необходимо учитывать при выполнении гидрологических и гидротехнических расчетов.

Ключевые слова: климат, максимальный сток, половодье, тренд.

Research of influence of modern changes of climate on descriptions of maximal runoff of spring flood in a river basin Pripyat'

Gopchenko E.D., Ovcharuk V.A., Shakirzanova Zh.R.

The long-term changes of descriptions of winter-spring period of forming of spring flood are considered in a basin Pripyat'. It is set that, since 80th of past century, the stationarity of maximal flow is broken on the examined territory, and this fact must be taken into account at implementation of hydrological and hydrotechnical calculations.

Keywords: climate, maximal runoff, spring flood, trend.

Надійшла до редколегії 25.02.10

УДК 556.16.047

Чорноморець Ю.О., Гребінь В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА РЕЖИМУ ЖИВЛЕННЯ РІЧКИ ДЕСНА

Ключові слова: гідрограф стоку, живлення річок, снігове живлення, дощове живлення, підземне живлення, зони активного водообміну

Актуальність проблеми. Багаторічні коливання водності супроводжуються зміною внеску кожного виду живлення у внутрішньорічний розподіл річкового стоку. Саме тому дослідження часової динаміки внеску окремих видів живлення річки у внутрішньорічний розподіл стоку води дозволить розширити уявлення про періодичні зміни водності.

Мета досліджень. Метою досліджень є характеристика режиму живлення р. Десна за багаторічний період.

Аналіз попередніх досліджень. Визначення переважаючого джерела живлення річок через розчленування гідрографів стоку, зазвичай, проводиться шляхом окреслення прямої лінії, що з'єднує останню витрату зимової межені та початкову витрату води періоду літньої межені [7]. Вперше такий метод визначення джерел живлення річок був запропонований

В.Г.Глушковым, а пізніше доопрацьований В.С.Советовим, який розділяв підземні води на дві категорії: глибокі підземні води і верховодка. Виділення глибоких підземних вод проводилося через проведення прямої горизонтальної лінії через найменшої річної витрати. В подальшому, у працях Б.В.Полякова та Б.І.Куделина змінилося визначення положення точок максимуму і мінімуму підземного живлення у період весняного водопілля. Уточнення до схеми розчленування гідрографа були внесені відповідно до спостережень за коливаннями рівнів ґрунтових вод у експериментальних свердловинах. Основна відмінність полягала в тому, що при висхідній стадії весняного водопілля, за умови змішаного живлення річки, в межах русло-заплавного комплексу утворюються зворотні гідравлічні похили ґрунтового потоку. В результаті цього процесу відбувається інфільтрація ґрунтових вод у зворотному від русла напрямі. Під час спаду водопілля дзеркало ґрунтових вод набуває похилу у початкову сторону та відбувається повернення профільованих вод до річкового русла [6]. Вказана схема розчленування гідрографа являється дещо наближеною, оскільки має уточнюватися додатковими гідрогеологічними спостереженнями. Однак, завданням даної роботи є виявлення багаторічних змін внеску того чи іншого виду живлення до внутрішньорічного розподілу стоку, тому, застосовуючи єдину методику до кожного гідрологічного року, приймаємо можливу похибку як системну.

Основні результати досліджень. Багаторічні коливання водності супроводжуються змінами внутрішньорічного розподілу стоку через його перерозподіл між сезонами, що, в свою чергу, супроводжується зміною внеску того чи іншого виду живлення у об'єм стоку води за окремий період. Річковий стік можна розглядати з різних позицій. В першу чергу це результат взаємодії факторів клімату і підстильної поверхні. В такому випадку він є продуктом розвитку системи «клімат-підстильна поверхня», управлінським параметром якої є фактори клімату, зокрема, зміни температури повітря. З іншого боку, в гідрографічну мережу Десни, як і інших річок, вода надходить в результаті танення снігу, випадіння дощів та дренажу річкою горизонтів підземних вод. Тоді річковий стік можна вважати інтегруючою системою взаємодії дощового, снігового та підземного живлення. Приймаючи річну величину стоку за 100% прослідкуємо багаторічну динаміку внеску різних видів живлення у внутрішньорічний розподіл річкового стоку.

Для розрахунків приймається гідрологічний рік від 1 листопада поточного року до 31 жовтня наступного [4], який враховує умови формування вологозапасів водопілля вказаного року. Узагальнення проводяться для гідрологічного поста р. Десна – м. Чернігів. Тривалість періоду спостережень – 70 років, від 1 листопада 1936 р. до 31 жовтня 2007 р. Перехід річки на снігове живлення в осінньо – зимовий період брався від дати появи перших льодових явищ в районі гідрологічного поста за даними таблиці «Щоденні рівні води».

Для визначення основного джерела живлення гідрографи річкового стоку розчленовувалися відповідно до схем, розроблених Б.І. Куделиним[6]. Типові схеми розчленування гідрографів передбачають наступні гідрогеологічні

умови: ґрунтові води, гідравлічно не пов'язані з річкою; ґрунтові води, гідравлічно пов'язані з річкою; змішане ґрунтове живлення, а також змішане ґрунтове та артезіанське живлення. Розрахунки проводилися для Десни в районі Чернігова, тому наведемо короткий аналіз особливостей залягання підземних вод даного регіону.

Басейн Десни характеризується значним розвитком напірних водоносних горизонтів, приурочених до юрських, верхньокрейдових та палеогенових порід і ґрунтових вод, що містяться в четвертинних відкладах. В межах басейну виділяють два підрайони поширення ґрунтових вод [1].

Перший підрайон – водоносні горизонти знаходяться в юрських, сеноманських, бучацько-канівських, харківських, полтавських та четвертинних відкладах, він займає нижню і середню течію Десни в межах України. Напірний горизонт юрських відкладів, який міститься переважно в піщаній товщі байосу, складений в основному дрібно- та різнозернистими кварцевими пісками з прошарками крупнозернистих гравелистих пісків, розкритий у південно-західній частині підрайону на глибинах біля 150-250м. Досить поширений також бучацько-канівський водоносний горизонт, приурочений до товщі переважно дрібно- та різнозернистих пісків та пісковиків. Залягає він на глибинах від 20-35м на східній окраїні підрайону до 50-80м на вододілах річок центральної і західної частини, має напірні властивості і характеризується значними водозапасами. Живлення бучацько-канівського водоносного горизонту відбувається за рахунок інфільтрації атмосферних опадів у північно – східному крилі Дніпровсько-Донецької западини, а також за рахунок переливу в бучацько-канівські піски, напірних вод верхньокрейдових відкладів у районі, де ці піски залягають безпосередньо на тріщинуватій товщі мергельно-крейдяних порід сенонутурону, які містять напірні води. У районі м. Чернігів коливання п'єзометричних рівнів бучацько-канівського водоносного горизонту протягом року змінюється від 0,5 до 1,6м; природний режим вказаного горизонту знаходиться у взаємозв'язку з кліматичними умовами областей живлення. Значно поширений в межах підрайону горизонт відкладів харківського ярусу, приурочений до товщі, переважно, дрібнозернистих, рідше середньозернистих глауконітових пісків, що характеризуються значною глинистістю та досить частими включеннями прошарків глини. Це нерідко призводить до утворення у прошарках харківських відкладів ніби кількох окремих водоносних горизонтів, гідравлічно пов'язаних між собою, оскільки глинисті прошарки серед пісків залягають переважно у вигляді окремих лінз. У долині Десни відклади харківського ярусу частково або повністю розмиті, що призводить до широкого дренавання харківського горизонту гідрографічною сіткою. Залягає даний водоносний горизонт на глибинах від 15-30м до 50-60м та характеризується незначними напорами і невисокими водозапасами. Водоносний горизонт полтавських відкладів розвинений лише на підвищених та вододільних ділянках, де він приурочений до товщі тонко- та дрібнозернистих кварцевих пісків, що залягають в середньому на глибинах 20-30м. Найбільш обводненими серед

четвертинних відкладів є різно- та крупнозернисті флювіогляціальні та давньоалювіальні піски долин річок. Спостереження за коливаннями рівня в м. Чернігів зі свердловини харківського ярусу показали, що з початком весняного водопілля на Десні із запізненням на 10-15 днів відбувається підняття рівня води в свердловині максимум на 1,2-1,5м. Далі, на протязі травня спостерігається швидке зниження рівня води у свердловині, а подальші коливання не перевищують 0,1м. Це свідчить про те, що харківський водоносний горизонт характеризується сезонними коливаннями рівнів, а тому у період весняного водопілля він зазнає підпору від річкових вод [1].

Другий підрайон охоплює верхню частину басейну Десни в межах України (Холми, Семенівка, Новгород-Сіверський, Ямпіль, Шостка). На його території значно поширені підземні води, приурочені до товщі мергельно-крейдяних порід сенону-турону та четвертинних відкладів. Водоносний горизонт, що міститься у тріщинах мергельно-крейдяних порід сенону-турону на глибині 50-100м, має напірні властивості і характеризується значними запасами підземних вод. Водоносні горизонти четвертинних відкладів залягають неглибоко і характеризуються незначними запасами підземних вод. У районі північно-східної окраїни чернігівського Полісся у мергельно-крейдяній товщі сенону нерідко зустрічаються прошки зеленуватих дрібно- та різнозернистих глауконітових пісків та глин, що місцями досягають потужності 10-15м. Піски повсюдно містять напірні води, що гідравлічно пов'язані з водами тріщинуватої зони мергельно-крейдяних порід і утворюють з ними один загальний водоносний горизонт. Таким чином, для району північно-східної частини чернігівського Полісся областю живлення водоносного горизонту мергельно-крейдяних порід є вододіли північно-східного крила Дніпровсько-Донецької западини, де відклади верхньої крейди залягають неглибоко від денної поверхні під піщаними породами четвертинного віку, які добре фільтрують атмосферні опади у мергельно-крейдяну товщу сенону-турону [1]. Найбільш суттєві зміни рівнів води під впливом антропогенних чинників спостерігаються у водоносному горизонті сеноман-нижньокрейдяних відкладів, як основного джерела господарсько-питного водозабезпечення. Зниження рівня складає біля 30 м в районі м.Чернігів. За рахунок такого порушення рівневого режиму відбудеться інверсія умов водообміну з вище розташованими горизонтами за рахунок низхідної фільтрації [2].

Таким чином, для розчленування гідрографу річки Десна в районі Чернігова приймається сценарій річки, що має змішане ґрунтове живлення водами: гідравлічно зв'язаними, не зв'язаними з річкою а також міжпластовими водами. Відсоток підземного живлення визначається особливістю підстильної поверхні, зокрема, характером залягання підземних вод та ступенем їх дренажу гідрографічною мережею басейну.

В середньому за багаторічний період для р. Десни в районі міста Чернігів співвідношення між дощовим, сніговим та підземним живленням становить, відповідно, 5%, 47% та 48%. З метою порівняння зміни внеску того чи

іншого виду живлення, було обраховано середні значення відповідних характеристик за період 1936-1988 рр. та 1989-2007рр. Визначення 1989 р. у якості початкового періоду сучасних змін гідрологічного режиму обумовлено розрахунками коливань середньої річної температури повітря за основними метеорологічними станціями в межах басейну р.Десни [9] та за висновками, зробленими в роботі [5].

Таким чином, співвідношення між дощовим, сніговим та підземним живленням за період до 1989 року було: 5%, 50% та 45%, а за період з 1989 року стало таким: 6%, 39% та 55%. Тобто внесок підземного живлення зріс на 10% за рахунок такого ж зниження відсотку снігового живлення.

Зважаючи на те, що критичні максимуми на Десні – це витрати весняного водопілля, зрозуміло, що у багатоводні роки частка снігового живлення у більшості випадків перевищує 65% від річного, а у маловодні роки вона, переважно, нижча 30%. Зменшення відсотку снігового живлення супроводжується відповідним зростанням відсотку підземного. Для виявлення часових закономірностей зміни внеску різних видів живлення (у %) побудовано різницеві інтегральні криві їх багаторічних коливань (рис.1). Відповідно до цього можна зробити висновок про те, що загальні тенденції багаторічних коливань частки підземного та дощового живлення мають синхронний характер та проявляються у зростанні їх внеску у внутрішньорічний розподіл стоку починаючи з 1972 р. у той час як частка снігового живлення характеризується зниженням, починаючи з того ж року. Коливання внеску снігового живлення досить чітко відповідають багаторічним коливанням максимальної витрати води по основних гідрологічних постах басейну в межах України [9].

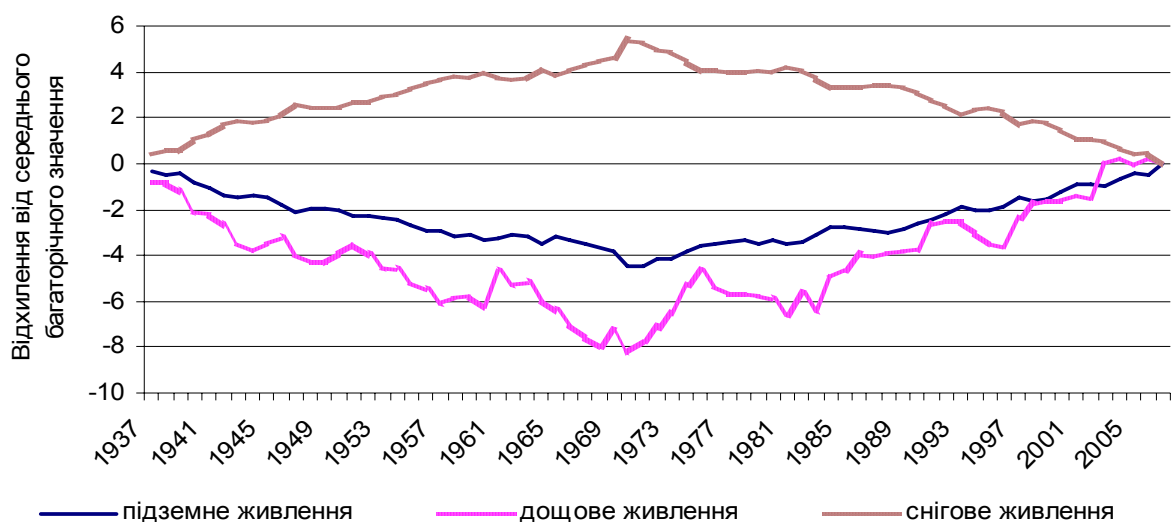


Рис.1. Різницеві інтегральні криві коливань внеску кожного виду живлення у внутрішньорічний розподіл річкового стоку

Підземне живлення, виділене за методом Б.І. Куделина, являється сумарним підземним стоком у річку ґрунтових вод як гідравлічно пов'язаних з нею, так і гідравлічно не пов'язаних, а також міжпластових ґрунтових вод,

що забезпечують постійне підземне живлення річки. Для визначення відсотку постійного підземного живлення, його об'єм обчислювався відповідно до найнижчої витрати води за даний гідрологічний рік, а потім співвідносився із загальним об'ємом стоку за відповідний період. Різниця між постійним підземним живленням та сумарним підземним живленням показує відсоток річкового стоку, який надійшов у гідрографічну мережу від підземних вод зони активного водообміну, серед яких є води як гідравлічно пов'язані з річкою, так і гідравлічно не пов'язані з нею. Дана характеристика досить опосередковано, але включає в себе інформацію про глибину промерзання ґрунту та про зміну умов надходження води до гідрографічної мережі залежно від водності того чи іншого року.

З метою визначення синхронності коливань окремих видів живлення та окремих елементів гідрологічного режиму, що ними обумовлюються, було проведено процедуру факторного аналізу вихідних послідовностей. Для унормування вихідних даних про відсоток того чи іншого виду живлення, а також відповідних витрат води за окремий гідрологічний рік, їх було подано у вигляді модульного коефіцієнту за кожен гідрологічний рік по відношенню до середнього багаторічного значення. Період спостережень, залучений до факторного аналізу, взято з 1936-1937 до 2006-2007 гідрологічного року. Результати факторного аналізу наведено у таблиці 1.

Результати факторного аналізу повторюють відомі висновки про те, що максимальна витрата водопілля прямо залежить від величини снігового живлення та обернено від величини як постійного, так і сумарного підземного живлення. Перераховані характеристики мають подібний характер багаторічних коливань та спільно утворюють фактор №1.

Таблиця 1. Результати факторного аналізу впливу виду живлення на формування витрат води. Тип обертання варімаксний нормалізований

Характеристики гідрологічного режиму	Factor 1	Factor 2	Factor 3
Постійне підземне живлення	0,93	0,24	-0,001
Сумарне підземне живлення	0,91	-0,27	0,09
Підземне живлення зони активного водообміну	0,22	-0,73	0,14
Снігове живлення	-0,75	0,21	-0,61
Дощове живлення	0,01	0,06	0,97
Середня річна витрата води	-0,24	0,77	0,10
Максимальна річна витрата води	-0,79	0,39	0,01
Мінімальна річна витрата води	0,51	0,76	0,07
<i>Частка у загальній дисперсії</i>	0,41	0,26	0,17

Фактор №2 вказує на синфазні багаторічні коливання середньої та мінімальної річної витрат вод та асинфазні коливання вказаних двох характеристик із різницею між сумарним та постійним підземним живленням, тобто із підземним стоком зони активного водообміну. Незважаючи на асинфазний характер коливань згаданих характеристик, результати факторного аналізу досить чітко вказують на спільну динаміку їх

багаторічних змін, виділяючи ці чинники у єдиний фактор. Варто відмітити, що зростання середньої річної витрати води супроводжується зменшенням відсотку підземного стоку у межах зони активного водообміну, тобто у багатоводні роки більш значним є коефіцієнт поверхневого стоку. Причинами цього є глибше промерзання ґрунту, значні обсяги снігозапасів багатоводних років та інші чинники, які слід досліджувати окремо.

Фактор №3 окремо виділяє багаторічні зміни величини дощового живлення, які мають певну обернено пропорційну залежність із відсотком снігового живлення, що обумовлено їх взаємокомпенсуючою дією.

За результатами факторного аналізу можна зробити висновок про синхронні коливання постійного та сумарного підземного живлення протягом періоду спостережень, однак підземний стік зони активного водообміну, обчислений як різниця між вказаними характеристиками має відмінний характер багаторічних коливань. Такий висновок підтверджується як віднесенням їх до різних факторів, так і конфігурацією різницевої інтегральної кривої, відповідно до рис.2.

Як бачимо з рис.2 у коливаннях частки підземного стоку зони активного водообміну можна виділити наступні завершені цикли: 1937-1953рр., 1954-1970рр., 1971-1987рр. та 1988-2005рр. Тривалість перших трьох циклів становить 17 років, а останнього – 18 років. Саме таку тривалість циклів (17,7 років) було наведено у роботі [8] як одну з найбільш характерних для басейну Десни за результатами взаємного спектрального аналізу середніх і максимальних річних витрат води. На хронологічному графіку середніх річних витрат води вказана періодичність не простежується, тому у якості припущення можна сказати, що відсоток підземного живлення зони активного водообміну більш чітко, ніж середня річна витрата води, описує багаторічні зміни вологозапасів в межах даного річкового басейну, особливо на етапі виділення мезоциклів, які за такого підходу мають подібну тривалість.

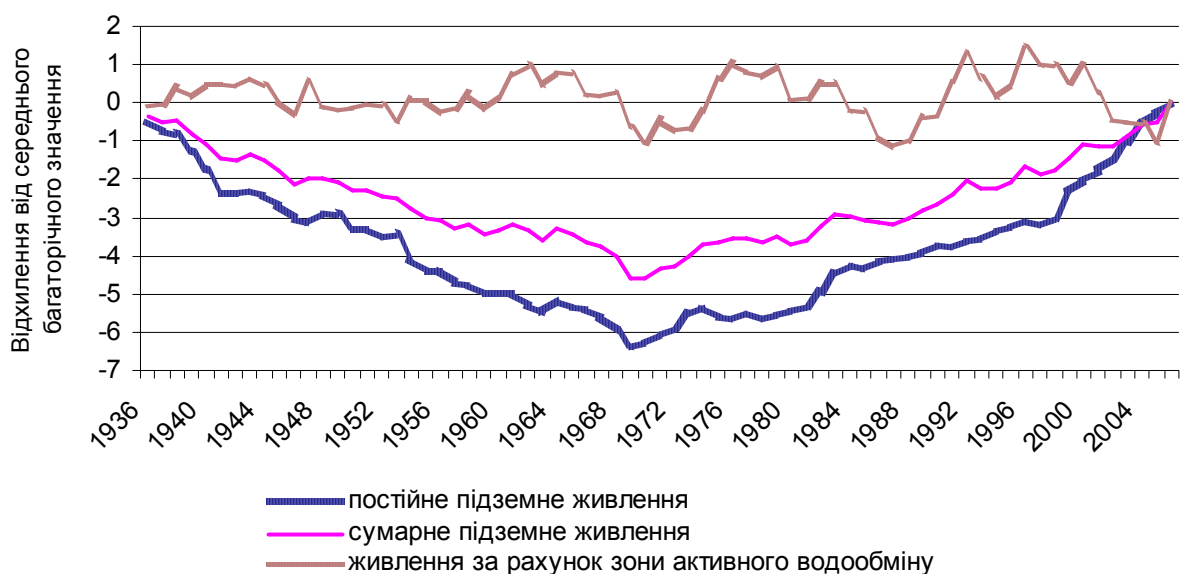


Рис.2. Різницеві інтегральні криві багаторічних коливань окремих видів підземного живлення

Характерною особливістю виділених циклів є збільшення їх амплітуди від початку спостережень до теперішнього часу, що являється додатковим свідченням поступового виведення системи із рівноваги.

Висновки. За результатами розчленування гідрографів стоку р. Десна за багаторічний період визначено, що впродовж останніх двадцяти років величина сумарного підземного живлення річки зросла на 10% за рахунок відповідного зниження величини снігового живлення. У багаторічному розрізі коливання внеску снігового та підземного живлення подібні до змін максимального річного стоку води, а коливання відсотку стоку зони активного водообміну у протифазі, але відповідають коливанням середньої річної витрати води (оскільки утворюють один фактор), що дозволяє виділити цикли, тривалістю 17 років.

Список літератури

1. *Варава К.М.* Підземні води Українського Полісся / К.М. Варава. – К. : Вид.АН УРСР, 1959. - 128 с. 2. *Водообмен в гидрогеологических структурах Украины: Водообмен в нарушенных условиях* / Шестопалов В.М., Огняник Н.С., Дробноход Н.И. и др. - К. : Наук.думка, 1991. - 528с. 3. *Вишневський В.І.* Гідрологічні характеристики річок України / В.І. Вишневський, О.О. Косовець. – К. : Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 4. *Галущенко Н.Г.* Гидрологические и водно-балансовые расчеты / Н.Г. Галущенко– К.: Вища школа, 1987.- 248с. 5. *Гребінь В.В.* Географо-гідрологічний аналіз як метод дослідження сучасних змін водного режиму річок // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія – 2006. – Т.9. – С. 17-30. 6. *Куделин Б.И.* Принципы региональной оценки естественных ресурсов подземных вод / Б.И. Куделин. – М. : Изд.МГУ, 1960. – 343 с. 7. *Соколовский Д.Л.* Речной сток (основы теории и методики расчетов) / Д.Л. Соколовский. – Л. : Гидрометеиздат, 1968 - 540 с. 8. *Чорноморець Ю.О.* Багаторічна динаміка основних елементів водного режиму р. Десна / Ю.О. Чорноморець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. - Т.17. - С. 80-93. 9. *Чорноморець Ю.О.* Внутрішньорічний розподіл окремих елементів водного балансу річок басейну Десни (в межах України) та їх багаторічні коливання / Ю.О. Чорноморець, В.В. Гребінь // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. - Т.18. - С. 98-106.

Багаторічна динаміка режиму питания реки Десна

Чорноморець Ю.А., Гребень В.В.

Наведено результати розрахунків частки снігового, дощового і підземного живлення у внутрішньорічному розподілі стоку води річки Десна. Зроблено висновки про збільшення підземного живлення на 10% і про таке ж зниження снігового живлення протягом останніх двох десятиріч. Багаторічна динаміка частки підземного стоку зони активного водообміну відповідає коливанням середньої річної витрати води і дозволяє виділити цикли коливань тривалістю близько 17 років.

Ключові слова: *гідрограф стоку, живлення річок, снігове живлення, дощове живлення, підземне живлення, зони активного водообміну*

Многолетняя динамика режима живления реки Десна

Чорноморець Ю.А., Гребень В.В.

В работе представлены результаты расчетов доли снегового, дождевого и подземного питания во внутригодовом распределении стока воды реки Десна. Делаются выводы об увеличении подземного питания на 10% и о таком же снижении снегового питания на протяжении последних двух десятилетий. Многолетняя динамика доли подземного стока зоны активного водообмена соответствует колебаниям среднего годового расхода воды и позволяет выделить циклы колебаний, продолжительностью около 17 лет.

Ключевые слова: гидрограф стока, питание реки, снеговое питание, дождевое питание, подземное питание, зоны активного водообмена.

**Long-term dynamic of alimention regime of Desna river
Chornomorets Yu., Grebin' V.**

The results of parts evaluation of a snow, rain and underground water alimention in annual distribution of Desna stream-flow are given. The conclusions concerning increasing of underground water alimention on 10 % and of the same decreasing of snow alimention during last two decades are done. Long-term dynamic of a part of underground water correspond with fluctuations of a mean annual discharge and gives an opportunity to determine the cycles of fluctuations which duration is approximately 17 years.

Keywords: discharge hydrograph, water alimention, snow, rain, underground, zones of active water interchange.

Надійшла до редколегії 18.02.10

УДК 551.577.2

**Ободовський О.Г., Курило С.М., Данько К.Ю., Щегульна Я.О.,
Ободовський Ю.О.**

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Манівчук В.М.

Закарпатський облводгосп, Ужгород

**ГІДРОМЕТЕОРОЛОГІЧНІ УМОВИ ФОРМУВАННЯ ТА ПРОГНОЗ
МАКСИМАЛЬНИХ ВИТРАТ ВОДИ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ
У ВЕРХНІЙ ТЕЧІЇ р. ЧОРНА ТИСА**

Ключові слова: гідрометеорологічні умови, верхів'я Чорної Тиси, сніговий покрив, снігозапаси, прогноз, максимальні витрати води, весняне водопілля

Вступ. Протягом 15 років на Ясінянській навчально-науковій базі географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка студенти проходять навчально-виробничу гірську гідрометеорологічну практику. За цей період накопичена цікава емпірична гідрометеорологічна інформація стосовно снігозапасів та умов формування весняного водопілля в верхів'ях Чорної Тиси. Нижче наведено узагальнення основних наукових результатів, отриманих під час проведення гірських гідрометеорологічних практик за період 1995-2010 рр.

Вихідні матеріали і методика досліджень. Вихідні емпіричні характеристики гідрометеорологічних умов формування снігового покриву отримувались на лінійних маршрутах, прокладених в межах району досліджень. Маршрути перетинають основні форми рельєфу: дно річкової долини, гірські тераси, гірські схили. Враховується також висока лісистість району досліджень (біля 70% площі водозбору). Маршрути прокладені від нижньої до верхньої межі лісу з виходом на полонини. Абсолютні висоти в

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

межах маршрутів коливаються від 820 м до 1436 м. Протягом 1995-1998 рр. виконувався маршрут «база – відроги хребта Свидовець» з перепадом висот від 880 до 1516 м.

Площа басейну р. Чорна Тиса, охоплена маршрутними снігомірними зйомками, становить 77 км², що дорівнює 13,5% від загальної площі водозбору. Це верхня течія річки – від витoku до створу біля впадіння струмка в головну річку струмка Середній (рис.1).

Маршрути снігомірних зйомок радіально охоплюють всю досліджувану ділянку з характерними елементами рельєфу та врахуванням ландшафтних особливостей поверхні водозбору.

Висота снігу на маршрутах вимірюється переносною дерев'яною снігомірною рейкою, довжиною 180 см, з похибкою ± 1 см, а щільність снігу – ваговим снігоміром з похибкою $\pm 0,01$ г/см³ [2]. Одночасно зі снігомірними зйомками виконуються вимірювання температури повітря (строковим термометром), атмосферного тиску (барометром-анероїдом) та визначається швидкість вітру (анемометром).

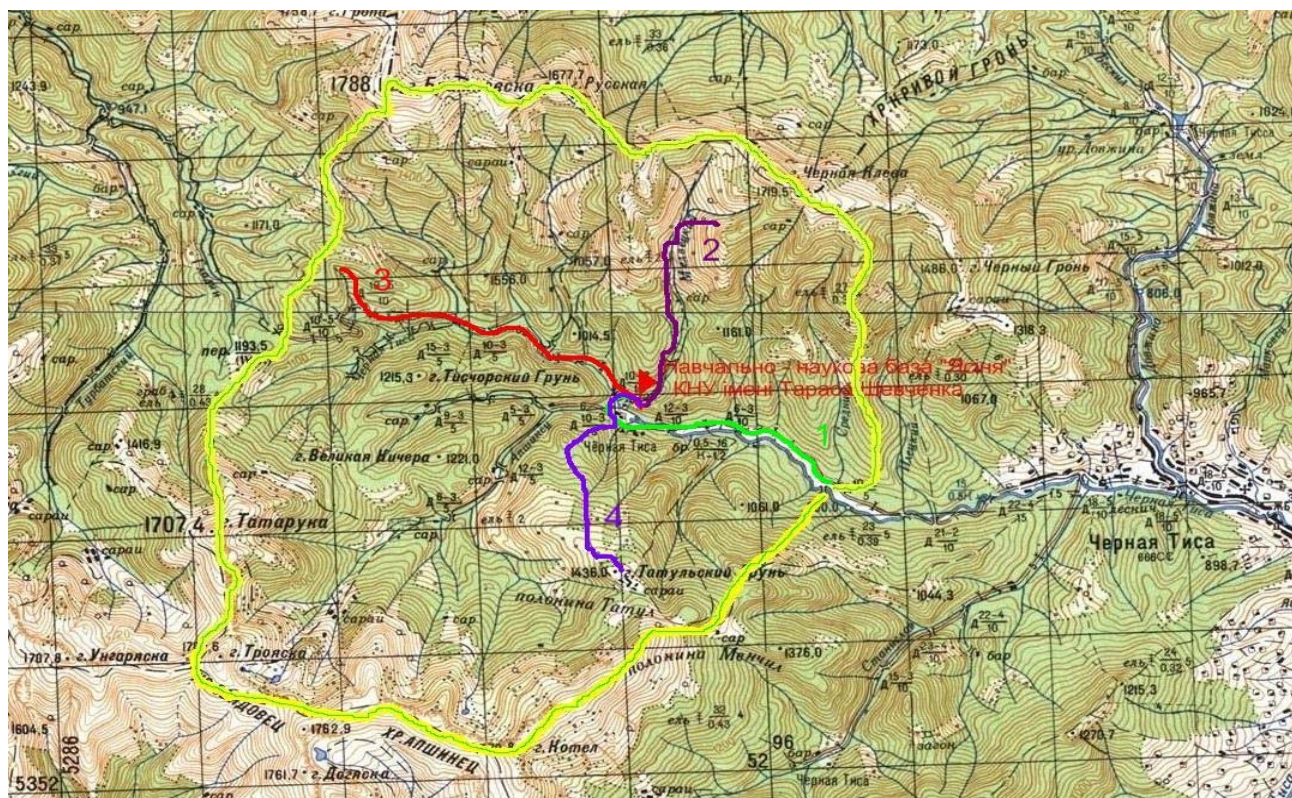


Рис.1. Схема досліджуваного басейну р. Чорна Тиса

Для побудови емпіричних залежностей були використані дані Гідрометслужби України за період з 1950 по 1990 рр. Було проведено аналіз кореляційних зв'язків між максимальною витратою води і шаром стоку весняного водопілля по гідрологічному посту Ясіня, з одного боку, та середньозваженою висотою снігового покриву і запасом води в снігу з іншого боку.

В результаті для прогнозних розрахунків рекомендовані рівняння регресії між максимальною витратою ($Q_{\max}$) і шаром стоку (y) весняного водопілля по

г/п Ясіня та середньозваженою висотою снігового покриву у верхній частині басейну р. Чорна Тиса:

$$Q_{\max} = 12,5 + 0,62h_c; \quad \delta_s = 12,8\%, \quad (1)$$

$$y = -2,72 + 2,07h_c; \quad \delta_s = 2,89\%, \quad (2)$$

де $Q_{\max}$ – максимальна витрата весняного водопілля по г/п Ясіня, м³/с; y – шар стоку весняного водопілля по г/п Ясіня, мм; h_c – середньозважена висота снігового покриву у верхній частині басейну р. Чорна Тиса, см; δ_s – відносна похибка прогнозу [1].

Основні результати досліджень. Аналіз фізико-географічних умов басейну річки Чорна Тиса засвідчує його розташування у південно-західній частині Українських Карпат і має водозбірну площу 567 км², її довжина становить 50 км. Річка бере свій початок на південно-західному схилі гори Братківська на висоті 1242 м над рівнем моря (рис. 1).

Чорна Тиса належить до типових гірських річок, водозбір якої з півночі обмежується Вододільно-Верховинським хребтом, із заходу – хребтами Свидовець, Апшинець і Урду-Флавантуч, зі сходу його межею є найвищий хребет Українських Карпат – Черногора. В адміністративному відношенні басейн Чорної Тиси розміщений лише в одному Рахівському районі Закарпатської області.

Утворення ґрунтового покриву в Українських Карпатах відбувається на продуктах вивітрювання різних за віком гірських порід. Найбільш давніми є продукти вивітрювання Рахівського масиву, більш молодими і найбільш поширеними — флішеві породи складчастих Карпат, а наймолодшими є ефузивні породи Вулканічних Карпат. Басейн Чорної Тиси належить до складчастих Карпат. Але через ряд факторів, зокрема особливості кліматичних умов та ярусність рослинного покриву, тут відмічається значна різноманітність і специфічність ґрунтового покриву. Основним процесом ґрунтоутворення є кислий буроземний, що спричинено лісовою рослинністю, вологим кліматом і нетривалим промерзання ґрунту.

Карпатській рослинності властива чітко виражена вертикальна зональність. В Українських Карпатах виділяють передгірський пояс (450-550 м над рівнем моря), нижній лісовий (1200-1300 м), верхній лісовий (до 1500 м), субальпійський (до 1800 м) та альпійський (вище 1800 м).

У верхів'ях Чорної Тиси на заплаві і терасах річок поширені різні лугові асоціації, зокрема осока жовта, осока чорна, дзвоник розкидистий тощо. В пониженнях крутих схилів ростуть смерекові ліси з домішками ялиці гребінчастої. На схилах гір зустрічаються переважно буково-смерекові ліси.

Формування клімату досліджуваного району, як і будь-якої території землі, відбувається під впливом сонячної радіації, підстильної поверхні та загальної циркуляції атмосфери. Головним фактором кліматоутворення є сонячна радіація. Це основне джерело енергії для більшості процесів, що розвиваються на земній поверхні, в атмосфері та гідросфері землі.

Для Українських Карпат взагалі і для водозбору Чорної Тиси зокрема, характерним видом діяльної поверхні є ліс. Значення альбедо становить у горах взимку 0,30-0,70.

Розташування Українських Карпат істотно впливає на хід атмосферних процесів, головним чином на швидкість і напрямок переміщення атмосферних фронтів, розповсюдження холодних і теплих повітряних мас, місцевий циклогенез тощо. Протягом року Українські Карпати знаходяться під впливом приблизно 100 циклонічних утворень (циклонів та улоговин). Максимум їх повторюваності приходить на холодний період (14-16 випадків).

У холодний період року при від'ємних температурах приземного шару повітря переважна частина опадів в Карпатах – 40% річних опадів – випадає у вигляді снігу. Формування та режим снігового покриву в Карпатах значною мірою визначається адвекцією повітряних мас з Атлантики. У зимовий період тут часто спостерігаються відлиги, які супроводжуються дощами. Тому сніговий покрив може в будь-який момент зими зійти повністю не тільки на передгір'ях, але й у багатьох гірських районах.

Взаємодія факторів клімату та підстильної поверхні обумовлює характер і режим живлення річок, а також характеристики стоку. Вищенаведені чинники визначають змішаний характер, а також частку участі кожного джерела живлення і її зміну по території і в часі. Із зростанням висоти басейну частка живлення ґрунтовими і сніговими водами збільшується, а дощове живлення зменшується. Збільшення ґрунтового живлення пов'язується з поширенням у верхніх частинах гірських схилів кам'яних осипів, які сприяють переходу поверхневих вод у ґрунтові [1,3-4].

Фізико-географічні та гідрометеорологічні умови визначають формування і характеристики снігового покриву в досліджуваному басейні. Так, за роки проведення практики найбільш багатосніжним був 2005 рік, коли максимальні запаси води в снігу досягали 293 мм та 2002 р. – 275 мм. Найменші величини снігозапасів зафіксовані у 2001 році – 48 мм. При практично однаковій середній щільності снігового покриву у лісі та на відкритих ділянках басейну різниця у снігозаписах обумовлена лише різною висотою снігового покриву: в середньому висота снігу під пологом лісу на 18 % менша, ніж на відкритих ділянках за рахунок затримання частини твердих опадів кронами дерев.

У табл. 1 наведені середньозважені характеристики снігового покриву верхньої частини басейну р. Чорна Тиса та розраховані за ними характеристики весняного водопілля в створі г/п Ясіня за роки проведення практики.

Прогноз весняного водопілля. Одним з головних факторів, що визначають стік весняного водопілля є кількість снігу, яка акумульована протягом зими в річковому басейні. Для визначення запасів води в снігу використовують дані снігомірних зйомок. На основі цих даних з використанням ГІС-технологій були побудовані електронні карти ізоліній запасів води в снігу на відкритій місцевості та в лісі (рис. 2).

Запас води в снігу для всього басейну обчислюється як середнє зважене значення:

Таблиця 1. Середньозважені характеристики снігового покриву за даними маршрутних снігомірних зйомок 1995 – 2005 рр. та прогнозні характеристики весняного водопілля р. Чорна Тиса – г/п Ясіня

Рік	Характеристики снігового покриву			Прогнозовані характеристики весняного водопілля	
	Висота снігу, см	Щільність снігу, г/см ³	Запас води в снігу, мм	Максимальна витрата, м ³ /с	Шар стоку, мм
1995	34	0,24	81	33,6	68
1996	42	0,22	93	38,5	84
1997	38	0,24	91	36,1	76
1998	41	0,20	82	37,9	82
1999	практика не відбулась				
2000	58	0,22	127	48,5	117
2001	13	0,18	23	20,6	24
2002	55	0,26	143	46,6	111
2003	46	0,21	96	41,0	92
2004	59	0,20	118	49,1	119
2005	60	0,19	122	49,7	124
2006	38	0,24	90	41,3	92
2007	43	0,18	77	35,2	75
2008	37	0,21	49	37,4	77
2009	практика не відбулась				
2010	43	0,17	73	34,2	73

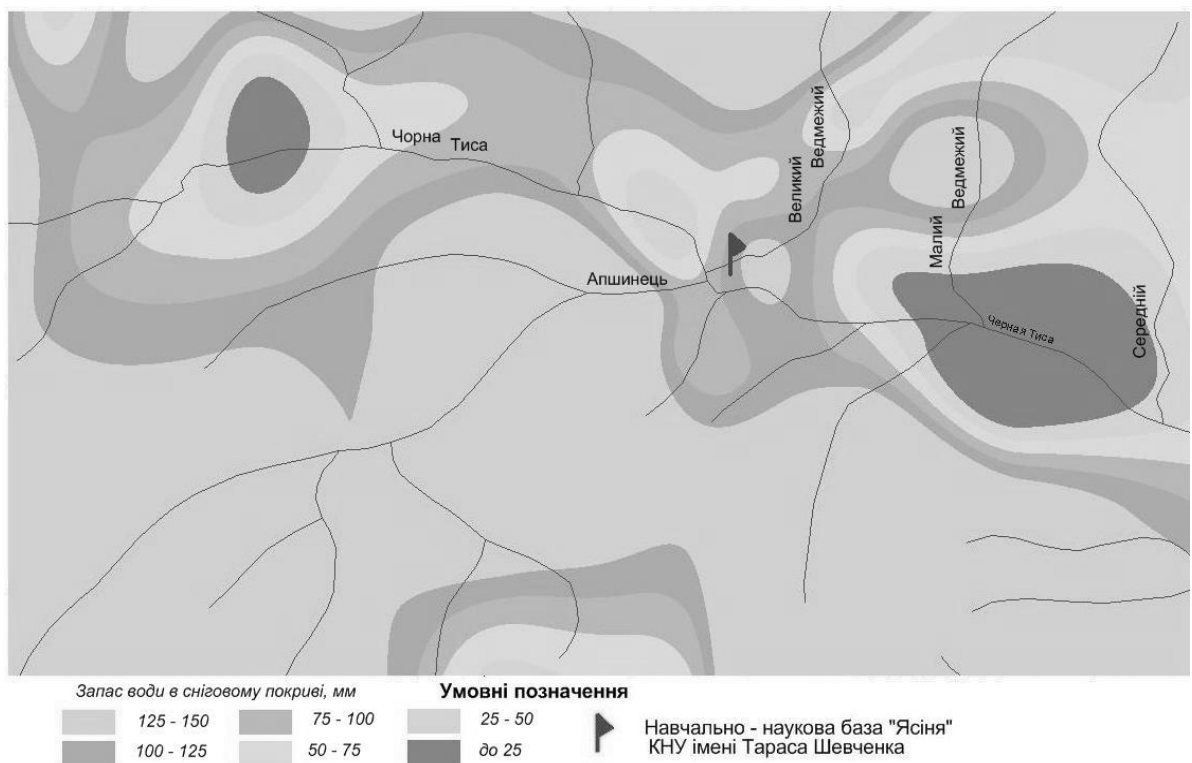


Рис 2. Запас води в сніговому покриві на відкритій місцевості та в лісі в верх'ї Чорної Тиси на 22.02.2010р.

$$S = (1-\varphi)S_{\text{в}} + \varphi S_{\text{л}}, \quad (3)$$

де $S_{\text{в}}$ – середній запас води в снігу на відкритих ділянках басейну, мм; $S_{\text{л}}$ – середній запас води в снігу на залісених ділянках басейну, мм; φ – лісистість басейну, в частках від одиниці[1].

За даними емпіричних вимірювань під час снігомірних маршрутів, запас води в снігу для досліджуваного басейну Чорної Тиси на 22.02.2010 становив 70 мм ($S_{\text{в}} = 89$ мм, $S_{\text{л}} = 62$ мм, $\varphi = 0,7$).

За аналогічними формулами можна обчислити середньозважені показники висоти снігового покриву та його щільності. Так, середньозважена висота снігового покриву для даного басейну на 22.02.2010 становила 35 см, а його щільність – $0,21 \text{ г/см}^3$. Відповідна карта ізоліній висоти снігового покриву наведена на рис.3.

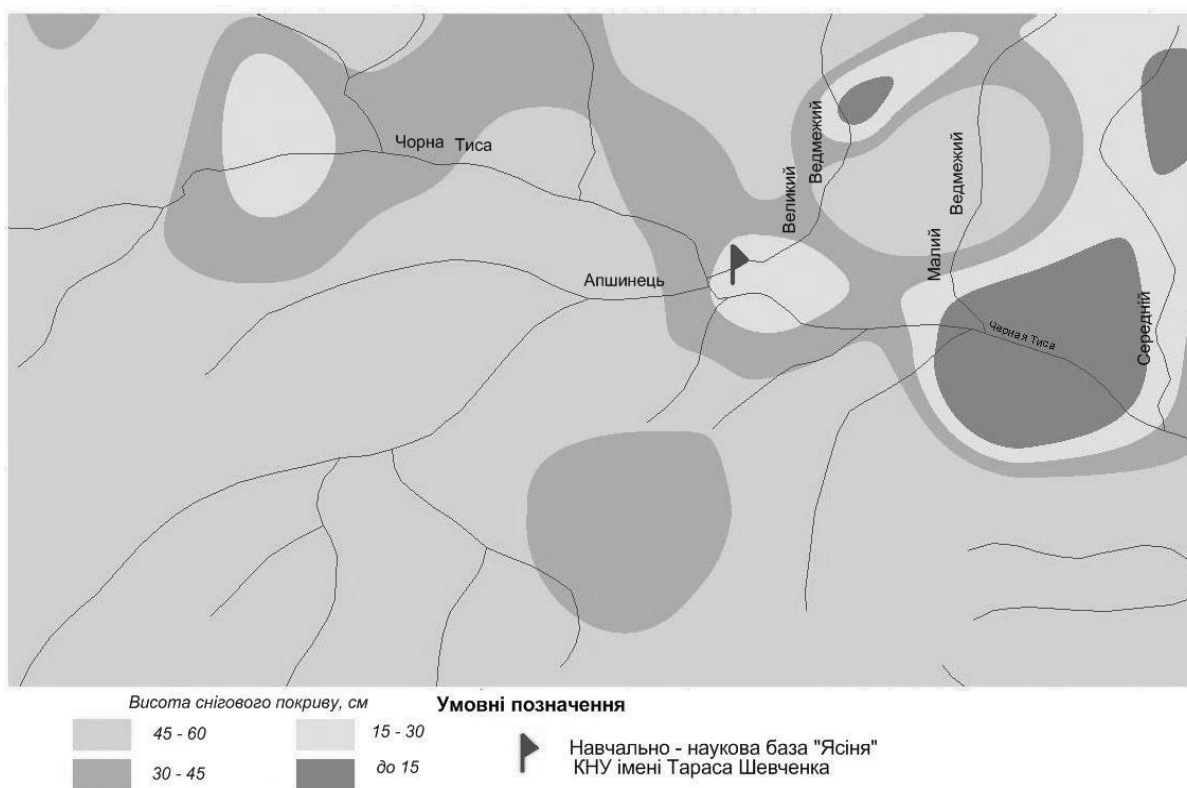


Рис 3. Середня висота снігового покриву на відкритій місцевості та в лісі в верх'ї Чорної Тиси на 22.02.2010р.

Максимальна витрата весняного водопілля р. Чорна Тиса на г/п Ясіня у 2010 році, яка визначена за розрахунковими формулами (1) і (2) становила $34,2 \text{ м}^3/\text{с}$; шар стоку 73 мм (табл.1). Вказана витрата води є меншою за середню багаторічну максимальну витрату весняного водопілля р. Чорна Тиса по г/п Ясіня, яка становить $43,9 \text{ м}^3/\text{с}$.

Оцінка ефективності методики прогнозування дозволяє визначити можливість її практичного застосування. При оцінці ефективності методики прогнозування однією з головних умов є можливість виконувати порівняльні оцінки.

В табл.2 і на рис.4 наведені результати прогнозування максимальних витрат весняного водопілля р. Чорна Тиса - Ясіня за період 1995-2010 рр. на основі залежності між висотою снігового покриву і максимальними витратами води.

За досліджуваний період фактичні максимальні витрати змінювались від 22,3 м³/с (2003 р) до 45,6 м³/с (1998 р). Різниця між фактичними показниками витрат і їхніми прогнозованими величинами коливалась від 3 % (2008 р) до 84 % (2003). Загальне співвідношення між фактичними і розрахунковими максимальними витратами води весняного водопілля р. Чорна Тиса – Ясіня за досліджуваний період наведені на рис.5.

Таблиця 2. Фактичні і розрахункові максимальні витрати води весняного водопілля р. Чорна Тиса – Ясіня за період 1995-2010 рр.

Рік	Qф, м ³ /с	Qроз, м ³ /с	Похибка, м ³ /с	Похибка, %
1995	41,5	33,6	-7,9	-19
1996	26,1	38,5	12,4	48
1997	30,7	36,1	5,4	18
1998	45,6	37,9	-7,7	-17
1999	23	Практика не відбулась		
2000	39,2	48,5	9,3	24
2001	18,6	20,6	2	11
2002	54,1	46,6	-7,5	-14
2003	22,3	41	18,7	84
2004	37,5	49,1	11,6	31
2005	32,7	49,7	17	52
2006	38,2	41,3	3,1	8
2007	33,3	35,2	1,9	6
2008	38,5	37,4	-1,1	-3
2009	43,1	Практика не відбулась		
2010	31,2	34,2	3	10

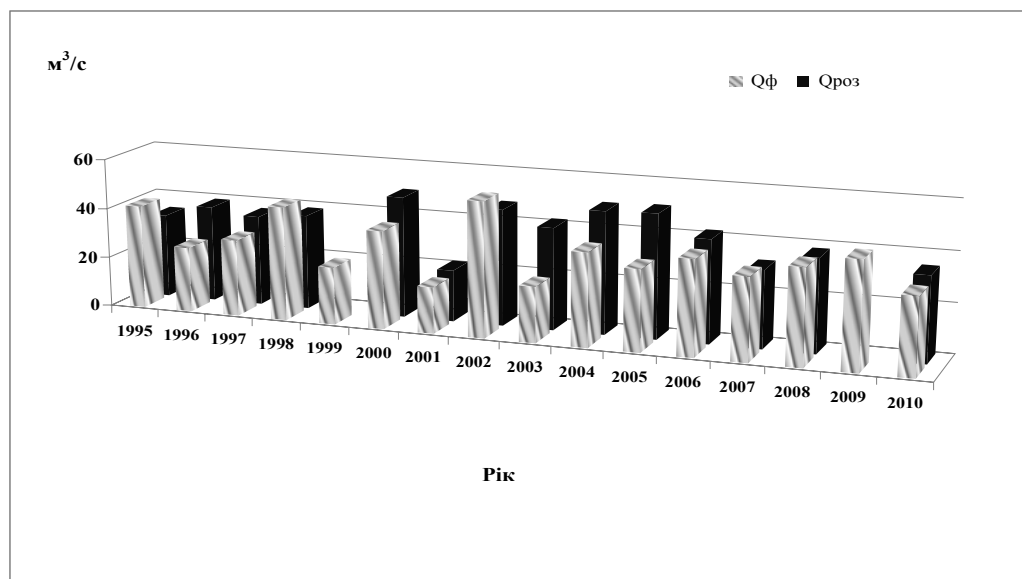


Рис.4 Фактичні і розрахункові максимальні витрати води весняного водопілля р. Чорна Тиса – Ясіня за період 1995-2010 рр.

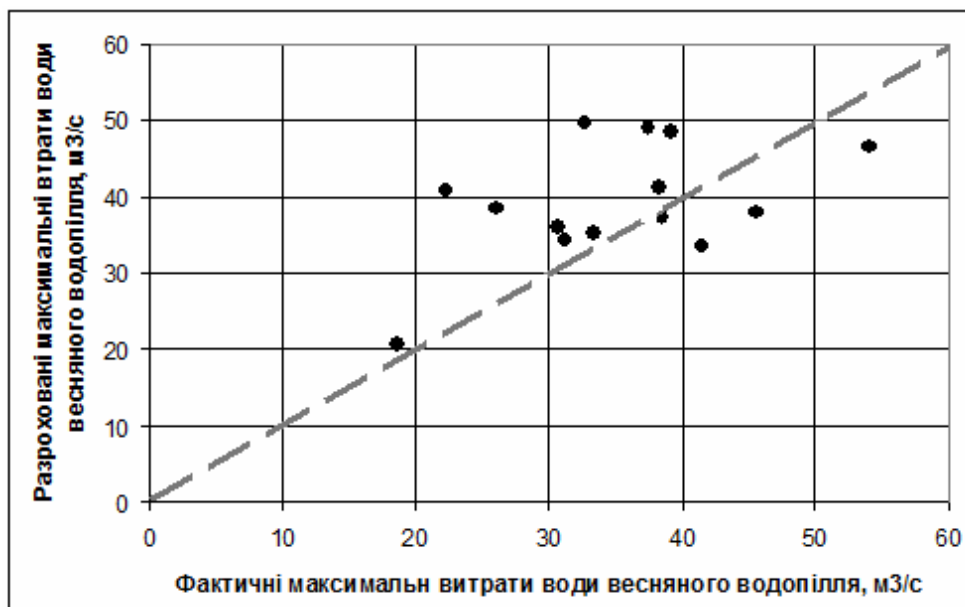


Рис.5 Співвідношення між фактичними і розрахованими максимальними витратами води весняного водопілля р. Чорна Тиса – Ясіня за період 1995-2010 рр.

Певні відхилення максимальних фактичних значень витрат води від прогнозованих (1996 р, 2003 р.), мабуть, пов'язані з значним відхиленням гідрометеорологічних характеристик від багаторічних на основі, яких обчислювалась прогностична регресійна залежність - формули (1) і (2). Наприклад, в обох випадках максимальні витрати весняного водопілля припадали на останню декаду квітня, що може свідчити про значну трансформацію паводкової хвилі у часі. Це припущення підтверджує той факт, що в обох випадках фактичні витрати були набагато нижче прогнозованих.

Висновки. В результаті багаторічних експедиційних досліджень снігового покриву в верхів'ях Чорної Тиси встановлені основні його характеристики та їх просторово-часова динаміка. Розраховані за показниками снігового покриву прогнозні максимальні витрати води весняного водопілля р.Чорна Тиса по гідрологічному посту Ясіня засвідчили задовільне відхилення від фактичних максимальних витрат води.

Список літератури

1. Гідрометеорологічні умови басейну Чорної Тиси та їх вивчення / Ободовський О.Г., Сніжко С.І., Гребінь В.В. та ін. За ред. О.Г. Ободовського. – К. : ВГЛ Обрії, 2005. – 172 с.
2. Руководство по снегомерным работам в горах. РД 52.25.261-90 / Под ред. Л.А. Чепелкина. – Л. : Гидрометиздат, 1991. – 128 с.
3. Геоморфология осевой зоны Восточных Карпат / Под ред. Г.С. Ананьева. – М. : ЛИК МГУ, 1980. – 131 с.
4. Природа Українських Карпат / За ред. К.І. Геренчука. – Львів: Вид-во ЛДУ, 1968. – 265 с.

Гідрометеорологічні умови формування та прогноз максимальних витрат води весняного водопілля у верхній течії р. Чорна Тиса

Ободовський О.Г., Курило С.М., Манівчук В.М., Данько К.О., Щегульна Я.О., Ободовський Ю. О.

В статті розглянуті природні та гідрометеорологічні умови формування снігового покриву в верхів'ях басейну Чорної Тиси. За майже п'ятнадцятирічний період експедиційних досліджень проведених викладачами і студентами географічного

факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка узагальнені матеріали стосовно просторово-часової оцінки снігозапасів в данному басейні. Встановлені залежності за якими розраховані прогнозні максимальні витрати води весняного водопілля.

Ключові слова: гідрометеорологічні умови, верхів'я Чорної Тиси, сніговий покрив, снігозапаси, прогноз, максимальні витрати води, весняне водопілля.

Гидрометеорологические условия формирования и прогноз максимальных расходов воды весеннего паводка в верхнем течении р. Чёрная Тиса

Ободовский А.Г., Курыло С.М., Манивчук В.М., Данько К.О., Щегульная Я.О., Ободовский Ю.А.

Рассмотрены природные и гидрометеорологические условия формирования снежного покрова в верховье бассейна Чёрной Тисы. За почти 15-летний период экспедиционных исследований, проведенных преподавателями и студентами географического факультета Киевского национального университета имени Тараса Шевченко обобщены материалы относительно пространственно-временной оценки снегозапасов в данном бассейне. Определены зависимости, по которым рассчитаны прогнозные максимальные расходы воды весеннего паводка.

Ключевые слова: гидрометеорологические условия, верховья Черной Тисы, снежный покров, снегозапасы, прогноз, максимальные расходы воды, весеннее половодье.

Hydrometereological conditions of form and forecast maximum of water flows of spring flood at the upper Black Tisa river basin.

Obodovskyy O.G., Kurilo S. M., Manivchuk V.M., Danko K .Y., Schegulna Y. O., Obodovskyy Y.O.

The article touches upon the natural and hydrometereological conditions of form snow cover at the upper Black Tisa river basin. Nearly during the 15 year period of expeditional studies conducted by the academic staff of the Geography Faculty of Taras Shevchenko National University of Kyiv, the scientific materials are systemized and reference to space-time estimation of snow storage and the mentioned above basic. The established relations according to which the predictable maximum of water flows of spring flood are accounted.

Keywords: hydrometereological conditions, the upper Black Tisa, snow cover, snow storage, forecast, maximum of water flows, spring flood.

Надійшла до редколегії 26.02.10

УДК 556.166

Василенко Є.В.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

ХАРАКТЕРИСТИКИ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК ПРАВОБЕРЕЖЖЯ ПРИП'ЯТІ ТА ЇХ СУЧАСНІ ЗМІНИ

Ключові слова: весняне водопілля, об'єм стоку, витрати води, модулі стоку

Актуальність теми дослідження. Дослідження і розрахунки характеристик весняного водопілля являються в науковому і практичному відношеннях найбільш важливими розділами вчення про стік.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

Наукове значення даного питання пояснюється в першу чергу тим, що весняне водопілля визначає загальні риси режиму стоку річок того чи іншого району. Об'єм стоку повені становить основну частину, а на малих водотоках, при певних умовах, і весь річний стік.

Практична важливість питання визначається тим, що більшість характеристик водопілля необхідно враховувати при будівництві гідротехнічних споруд. Особливо важливо знати величини максимальних витрат води та об'ємів стоку весняного водопілля, від яких залежать розміри споруд – мостових переходів через ріки і малі водотоки, а також розміри водоскидних і водопропускних отворів гідровузлів [1].

Багаторічний досвід використання розрахункових характеристик стоку в проектуванні різних водогосподарських споруд ґрунтується на концепції стаціонарності клімату. Глобальні зміни атмосферної циркуляції, що відбулися в кінці 70-тих років на значній території Європи, не могли не відбитися на умовах формування гідрометеорологічних явищ, в тому числі максимального стоку весняної повені на річках басейну р. Прип'ять (в межах України). Розробки вчених України вказують на збільшення активності центрів дії атмосфери північної півкулі упродовж останніх років та їх зміщення на схід, а також на відсутність значного зимового опадоутворення в північній частині України. Цей фактор слід враховувати при дослідженні процесів формування максимальних рівнів та витрат весняної повені на річках Українського Полісся. Особливості коливань максимального стоку весняного водопілля за сучасних кліматичних умов та визначення закономірностей, які створюють відповідні змінам передумови, необхідні для вирішення багатьох наукових та практичних задач раціонального використання водних ресурсів, підвищення ефективності експлуатації водогосподарських споруд та моніторингу забруднених регіонів півночі України [2].

Аналіз попередніх досліджень. Перші карти весняного стоку для Європейської території колишнього СРСР були побудовані Н.Д. Антоновим. Надалі карти весняного стоку уточнювались рядом дослідників: Л.Т. Федоровим для Європейської території колишнього СРСР, К.П. Воскресенським для лісостепової та степової зон Європейської території колишнього СРСР, Л.М. Конаржевським для басейну Нижнього Дону і Північного Кавказу і П.С. Кузіним для всієї території колишнього СРСР [3]. Вивченням стоку весняного водопілля річок України займалися Я.А. Фоменко і В.І. Мокляк [4].

Вченими УкрНДГМІ В.О. Войцехович та Л.І. Лузан був проведений аналіз сучасних змін максимально стоку річок Українського Полісся [1].

Дослідженням водного режиму і, зокрема, весняного водопілля басейну р. Прип'ять займалися вчені Київського національного університету імені Тараса Шевченка у співробітництві з білоруськими колегами під керівництвом М.Ю. Калініна та О.Г. Ободовського [5].

В.І. Вишневецький у своїх дослідження торкався питання впливу змін основних кліматичних характеристик на річковий стік на території України [6].

Мета проведених досліджень полягає в узагальненні вихідної інформації про стік води, її обробці та аналізі таких характеристик весняного водопілля, як об'єм стоку весняного водопілля, найбільші строкові витрати води, максимальні модулі стоку та стік весняного водопілля у відсотках від річного стоку на річках правобережної частини басейну Прип'яті.

Виклад основного матеріалу. Вихідними матеріалами у наших дослідженнях для визначення деяких характеристик максимального стоку за період весняного водопілля були дані, опубліковані в довіднику «Основні гідрологічні характеристики», архівні матеріали Центральної геофізичної обсерваторії.

У роботі використані дані спостережень по 25 гідрологічних постах, розташованих в правобережній частині басейну р. Прип'ять з площею водозбору від 231 (р. Вирка–с. Сварині) до 13300 км² (р. Случ – м. Сарни), на яких проводяться спостереження за стоком води. Тривалість періоду спостережень за витратами води на цих постах становить 35 - 65 років [4].

Згідно проведених раніше досліджень, початок періоду сучасних змін гідрологічного режиму річок України та Прип'яті, зокрема, можна віднести до 1989 року. Отже, дослідження характеристик весняного водопілля річок басейну виконувалось для двох характерних періодів: 1) з початку спостережень (післявоєнний період) по 1988 рік; 2) з 1989 по 2007 рік [7, 8].

Проведений розрахунок об'ємів стоку, максимальних модулів стоку весняного водопілля та визначено частку стоку весняного водопілля у відсотках від річного. Крім того, було проведено осереднення значень і визначено різницю найбільших строкових витрат води, максимальних модулів стоку, об'ємів стоку та стоку повені (у відсотках від стоку за рік) за вибрані періоди по основним гідрологічним постам і по правобережній частині басейну р. Прип'яті в цілому (табл.). По середнім значенням вище згаданих характеристик весняного водопілля побудовані порівняльні гістограми для відповідних періодів (рис.1-3) [1].

Було виявлено, що по басейну Правобережжя Прип'яті значення максимального модуля стоку весняного водопілля в середньому у сучасний період зменшилось майже в 2 рази (41,4 і 22,4 л/с км²). На гідрологічному посту р. Стир – с. Млинок, для якого є характерним найменша величина максимального модуля водопілля, прослідковується зменшення значення даної характеристики з 16,3 л/с км² (до 1989 року) до 8,8 л/с км² (сучасний період). Найбільші значення максимального модуля стоку повені до 1989 року і у сучасний період спостерігалися в басейнах невеликих за площею річок, таких як Тня, Смілка та Льва.

Після 1989 року значення максимальних витрат води водопілля на правобережних річках басейну р. Прип'ять також значно зменшились. В середньому по басейну найбільші строкові витрати повені на правобережних притоках р. Прип'ять у сучасний період зменшились майже на 46 %.

Таблиця. Зміни деяких характеристик весняного водопілля річок басейну Прип'яті за два характерні періоди

Пости	Середні за період:						Різниця, %		
	до 1988 р.			1989 – 2007 рр.			Найб. строкова витрата	Об'єм стоку за повільний	Частка стоку за повільний від стоку за рік
	Найб. строкова витрата, м ³ /с	Об'єм стоку за повільний, млн.м ³	Частка стоку за повільний, % від стоку за рік	Найб. строкова витрата, м ³ /с	Об'єм стоку за повільний, млн.м ³	Частка стоку за повільний, % від стоку за рік			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
р. Прип'ять – с. Річиця	64,4	101	44	27,1	73,3	33	-58	-27	-11
р. Прип'ять – с. Люб'язь	109	206	63	68,1	204	45	-37	-1	-18
р. Вижівка – смт Стара Вижівка	44,1	37,2	45	14,1	25,6	37	-68	-31	-8
р. Тур'я – с. Ягідне	15,5	16,5	40	9,73	12,9	29	-37	-22	-11
р. Тур'я – м. Ковель	39,2	48,0	44	21,6	38,2	32	-45	-20	-12
р. Стохід – с. Малинівка	20,7	22,0	45	12,5	21,2	32	-40	-4	-13
р. Стохід – смт Любешів	72,7	120	41	39,1	115	33	-46	-4	-8
р. Стир – с. Щурівці	55,1	77,8	25	41,6	81,7	22	-25	5	-3
р. Стир – м. Луцьк	141	299	31	73,3	226	23	-48	-24	-8
р. Стир – с. Млинок	178	461	34	96,2	371	28	-46	-20	-6
р. Радоставка – с. Трійця	16,8	15,9	30	10,4	13,8	27	-38	-13	-3
р. Іква – с. Великі Млинівці	23,7	21,9	20	9,10	14,7	15	-62	-33	-5
р. Горинь – с. Ямпіль	70,0	55,9	29	25,2	40,0	18	-64	-28	-11

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
р. Горинь – с. Оженин	202	238	30	89,9	180	22	-55	-24	-8
р. Горинь – с. Деражне	242	428	32	111	329	26	-54	-23	-6
р. Вирка – с. Сварині	10,6	11,2	44	6,26	7,44	26	-41	-34	-18
р. Случ – с. Громада	97,8	98,9	35	37,2	62,2	24	-62	-37	-11
р. Случ – м. Новоград Волинський	291	289	33	173	238	30	-41	-18	-3
р. Случ – м. Сарни	664	687	44	383	641	34	-42	-7	-10
р. Тня – с. Бронники	75,3	47,4	46	45,5	44,0	37	-40	-7	-9
р. Смілка – с. Сусли	41,8	28,7	49	25,7	26,4	39	-39	-8	-10
р. Льва – с. Осницьк	19,7	18,4	40	13,3	15,2	28	-32	-17	-12
р. Уборть – с. Перга	118	160	41	73,1	137	34	-38	-14	-7
р. Уж – м. Коростень	88,2	60,6	44	41,6	48,9	37	-53	-19	-7
р. Норин – с. Славенщина	48,1	46,3	40	29,0	41,4	25	-40	-11	-15
Середнє по басейну	110	144	39	59,1	120	29	-46	-16	-9

У значеннях об'ємів стоку за весняне водопілля прослідковуються аналогічні зміни, як і у величинах максимальних модулів, але не такі значні. Природно, що найбільші об'єми стоку повені в обидва періоди спостерігаються в замикальних створах найбільших приток р. Прип'ять (в межах України) – Случі, Стирі та Горині. Прослідковується зменшення величини вище вказаної характеристики для даних створів з 1989 року: р. Случ – м. Сарни (687 і 641 млн. м³), р. Стир – с. Млинок (461 і 371 млн. м³), р. Горинь – с. Деражне (428 і 329 млн. м³). На гідрологічному посту р. Стир – с. Млинок, для якого є характерним найменший об'єм стоку весняної повені, спостерігається зменшення величини вище зазначеної характеристики з 11,2 млн. м³ (до 1989 року) до 7,44 млн. м³ (сучасний період). На таких постах, як р. Стохід – с. Малинівка, р. Радоставка – с. Трійця об'єми стоку весняного водопілля залишились сталими.

В цілому по басейну Прип'яті (в межах України) величина об'єму стоку весняного водопілля після 1989 року зменшилась на 16 %.

У теперішній час на період весняного водопілля припадає менший відсоток стоку (29% від річного), ніж це було до 1989 року (39%). В цілому по басейну ця різниця становить 10%. Найбільше значення об'єму стоку води за повінь (у відсотках від річного стоку) правобережних приток Прип'яті до і після 1989 року спостерігалось на гідрологічному посту р. Прип'ять – с. Люб'язь і становить 63 і 45 % від стоку за рік відповідно. Найменше значення вище вказаної характеристики в обидва періоди прослідковується на посту р. Іква – с. Великі Млинівці і становить 20% (до 1989 року) та 15% (після 1989 року), що пояснюється значною ступінню зарегулювання.

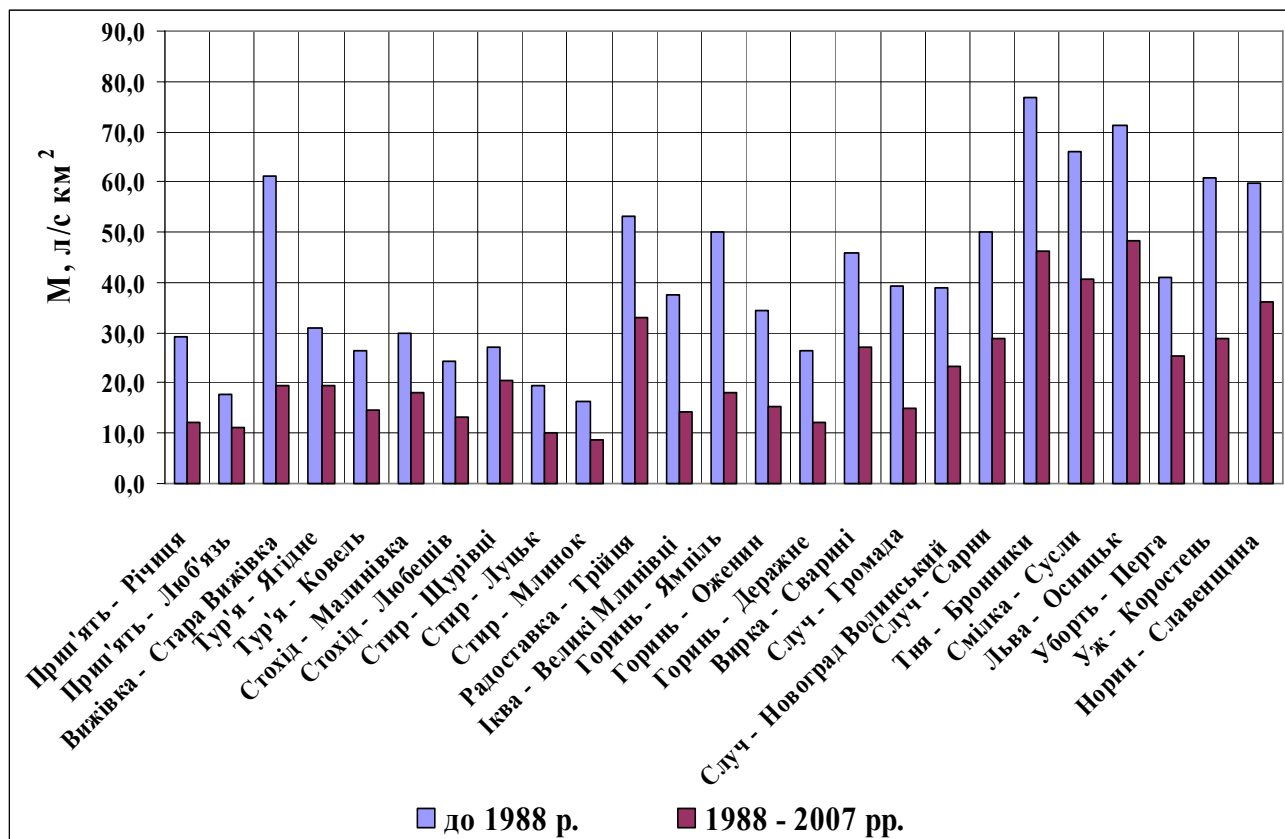


Рис 1. Зміна максимальних модулів стоку повені правобережних приток Прип'яті за два характерні періоди

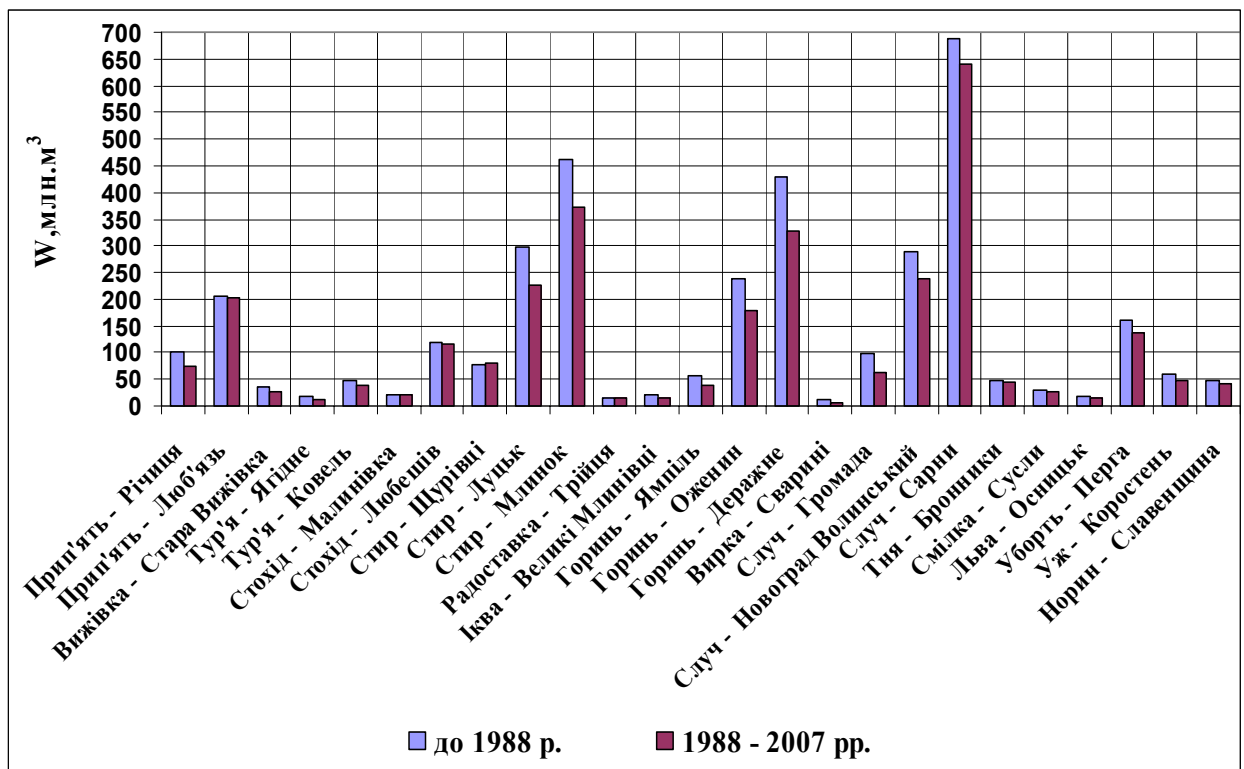


Рис 2. Зміна об'ємів стоку весняного водопілля правобережних приток Прип'яті за два характерні періоди

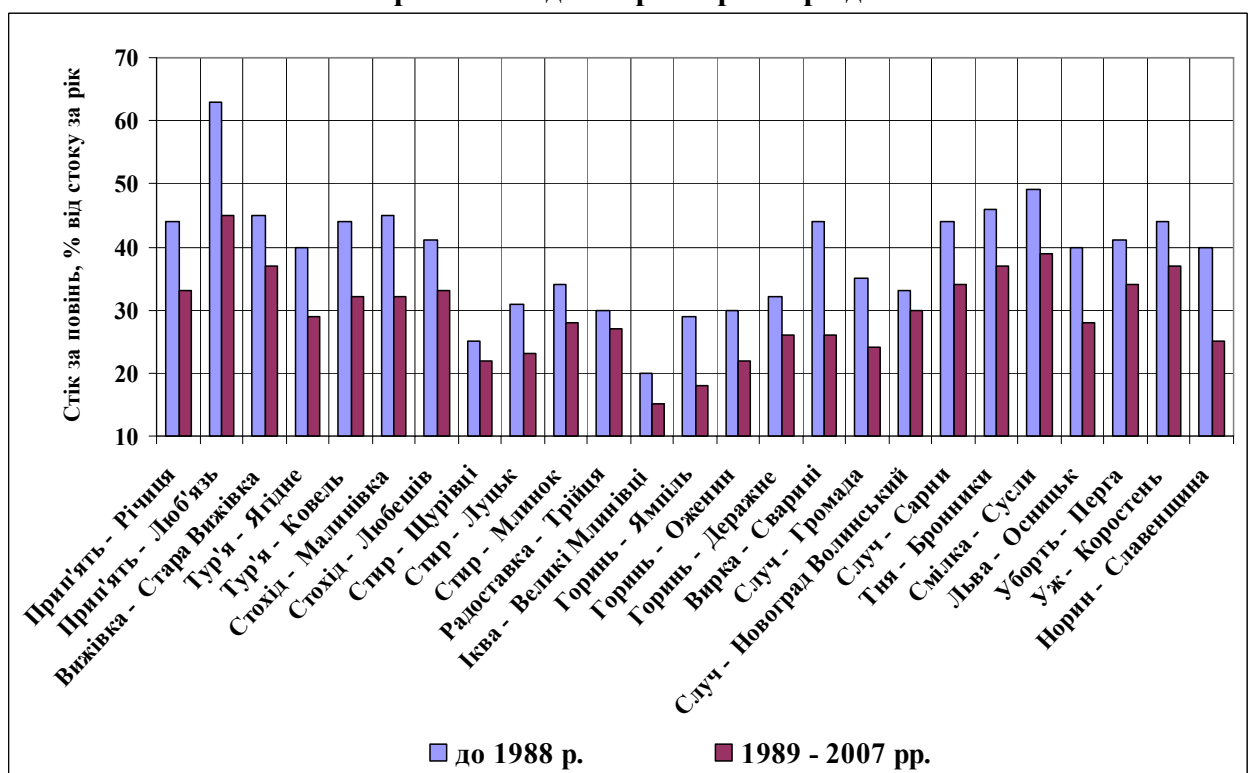


Рис 3. Зміна об'єму стоку води за повінь (у відсотках від річного стоку) правобережних приток Прип'яті за два характерні періоди

Висновки. Аналіз таких характеристик весняного водопілля, як максимальні строкові витрати води та модулі стоку весняного водопілля, об'єми стоку води за повінь та їх частки у відсотках від річного стоку на річках української частини басейну Прип'яті, виявив їх зміни впродовж останніх двох десятиліть. Відбулось значне зменшення величин вище

вказаних характеристик у сучасний період, по деяких гідрологічних постах навіть у два рази.

Такі зміни основних характеристик весняного водопілля в басейні Прип'яті можна пояснити зростанням температури повітря в зимово-весняний період, зменшенням глибини промерзання ґрунту та величини снігозапасів протягом останніх десятиліть ХХ століття та на початку ХХІ століття.

Список літератури

1. Клибашев А.Б. Гидрологические расчеты / А.Б. Клибашев, И.Ф. Горошков.- Л.: Гидрометеиздат, 1970. - 459 с. 2. Войцехович В.О. Сучасні зміни максимального стоку річок Українського Полісся / В.О. Войцехович, Л.І. Лузан // Наук. праці УкрНДГМІ. – 1999. – Вип. 247. – С. 125-135. 3. Соколовский Д.Л. Речной сток (основы теории и методики расчетов) / Д.Л. Соколовский. - Л. : Гидрометеиздат, 1968.- 540 с. 4. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок України / В.І. Вишневський, О.О. Косовець. – К. : Ніка-Центр. – 2003. – 324 с. 5. Мониторинг, использование и управление водными ресурсами бассейна р. Припять/ Под ред. М. Ю. Калинина, А.Г. Ободовского. – Мн.: Белсэньс, 2003. – 269с. 6. Вишневський В.І. Зміни клімату і річкового стоку на території України і Білорусі / В.І. Вишневський // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2001. – Вип. 249. – С. 89-105. 7. Гребінь В.В. Оцінка сучасних змін стоку річок басейну Дніпра (в межах України) / В.В. Гребінь // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. – 2008. – Вип. 50, ч. II. – С. 108-113. 8. Струтинська В.М. Термічний та льодовий режими річок басейну Дніпра з другої половини ХХ століття / В.М. Струтинська, В.В. Гребінь. – К. : Ніка-Центр 2010. – 196 с.

Характеристики весняного водопілля річок Правобережжя Прип'яті та їх сучасні зміни

Василенко Є.В.

Проаналізовані максимальні строкові витрати води і модулі стоку, обсяги стоку весняного водопілля і частину об'єму стоку води за водопілля у відсотках від річного стоку на річках української частини басейну Прип'яті. Виявлені зміни вказаних характеристик протягом останніх двох десятиліть.

Ключові слова: весняне водопілля, об'єм стоку, витрати води, модулі стоку

Характеристики весеннього половоддя рек Правобережжя Припяти и их современные изменения

Василенко Е.В.

Проанализированы максимальные срочные расходы воды и модули стока, объемы стока весеннего половодья и часть объема стока воды за половодье в процентах от годового стока на реках украинской части бассейна Припяти. Выявлены изменения указанных характеристик на протяжении последних двух десятилетий.

Ключевые слова: весеннее половодье, объем стока, расходы воды, модули стока

Characteristics of the spring flood the rivers of the Right-bank Pripjat and their modern changes

Vasylenko E.V.

Have analysed the most greatest discharges of water, the volumes of runoff, maximum specific discharges and volumes of runoff of the spring flood (in percentage of an annual runoff) on the rivers of Ukrainian part of Pripjat basin. There are changes in the above characteristics within the past two decades.

Keywords: spring flood, volume of runoff, discharges of water, specific discharges

Надійшла до редколегії 15.02.10

Вандюк Н.С.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ДИНАМІКА ТЕМПЕРАТУРНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНИХ МАС КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Ключові слова: *Канівське водосховище, температурні характеристики, антропогенний вплив*

Стан проблеми. Канівське водосховище на Дніпрі існує більше 33 років (в 1976 році воно було заповнено до НПУ – 91,5 м БС). За своїми морфометричними характеристиками водосховище належить до великих, долинних та неглибоких [1]. Висока проточність та невеликий період водообміну водосховища формує тут специфічний термічний режим, не характерний для більшості великих рівнинних водосховищ. Безумовно, вивчення особливостей термічного режиму Канівського водосховища передбачає дослідження динаміки його температурних характеристик.

Серед усієї сукупності факторів, що визначають термічний режим водосховища, можна виокремити декілька основних: клімат, який обумовлює режим надходження сонячної радіації на поверхню води, температуру повітря тощо, внутрішньоводоймову динаміку, внутрішній та зовнішній водообмін, морфометрію водойми [7, 8].

На сьогоднішній день серед усіх вищеперерахованих факторів найістотніших змін зазнає клімат. Тому при оцінці динаміки температурних характеристик водних мас Канівського водосховища особливу увагу необхідно звернути саме на глобальні зміни клімату.

Основні результати. Узагальнюючою (інтегральною, єдиною) характеристикою, яка найкраще відображає ці зміни, є глобальна середньорічна температура повітря приземного шару. Протягом останніх ста років у Північній півкулі спостерігається чергування періодів з різною швидкістю її зростання. З початку ХХ століття до 40-х років тривав процес первинного потепління, який характеризувався інтенсивним підвищенням температури. Другий (наступний) період – з 40-х рр. по 70-ті вирізнявся незначним її зростанням. З середини 70-х і до сьогодні спостерігається процес вторинного потепління, яке є значно інтенсивнішим ніж в попередні періоди. За цей час (трохи більше 30 років) підвищення середньої температури повітря приземного шару в Північній півкулі склало 0,092° [6].

Таким же чином відбуваються зміни клімату і в Україні. Зокрема, спостерігається підвищення середньої температури повітря взимку та навесні – збільшилась кількість аномально теплих зим та весен, і навпаки – зниження влітку.

Весь час існування Канівського водосховища припадає на період вторинного потепління у Північній півкулі, що триває з середини 70-х років. А отже, термічний режим водосховища з самого початку постійно перебуває під впливом цього процесу. Для території, де знаходиться досліджуване водосховище середньорічна температура повітря за останні 100 років зросла на $0,7-0,9^{\circ}$ [6]. Це в свою чергу, відобразилось і на показниках температури води.

Для виявлення динаміки температурних показників водосховища нами було проаналізовано матеріали спостережень за температурою води біля берега на шести водпостах за період з 1976 по 2007 рік, дані про максимальну температуру та температуру поверхневого шару. Аналіз інформації виконувався переважно окремо для двох ділянок водосховища – річкової та озерної. Це дало змогу виявити відмінності та подібності у динаміці температурних характеристик їхніх водних мас.

На рис. 1 наведено хід значень середньорічної температури води біля берега за багаторічний період на водпостах, розташованих на річковій (Київ, Українка) та озерній (Канів) ділянках.

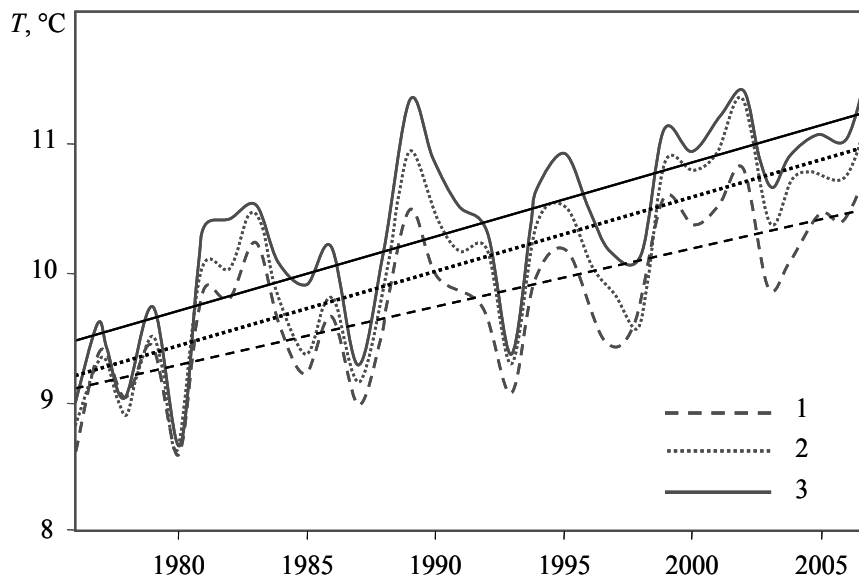


Рис. 1. Середньорічна температура води Канівського водосховища (біля берега) за останні 30 років: 1 – Київ, 2 – Українка, 3 – Канів. Прямі – лінії трендів

Лінії трендів чітко демонструють стійке підвищення температури води як на річковій, так і на озерній ділянках. Причому на його фоні спостерігається чітке чергування періодів спаду та зростання з циклом приблизно в 5 років. За період існування водосховища середньорічна температура води біля берега зросла на $1,4-1,7^{\circ}$ на річковій і на $1,7-2,0^{\circ}$ на озерній ділянках.

Така ж тенденція до зростання спостерігається і в показниках температури води поверхневого шару. Вона є найбільш мінливою характеристикою термічного режиму в часі і просторі, оскільки визначається безперервним процесом теплообміну між поверхнею води та атмосферою (навколишнім середовищем). Даний показник досить швидко реагує на зміну метеорологічних умов. За період з 1999 по 2007 роки майже щорічно фіксувались її перевищення над нормою (таблиця).

На рис. 2 зображено осереднені значення температури поверхневого шару води на річковій (а) та озерній (б) ділянках водосховища за два періоди – 1978-1988 та 1999-2007 рр. На них добре простежується, що крім загального підвищення температури змінився її хід всередині року.

Таблиця. Перевищення середньомісячної температури поверхневого шару води Канівського водосховища над нормою (град) за останні роки (згідно з даними спостережень мережі Гідрометеорологічної служби України)

Роки	Місяці					
	Квітень	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень
2000	2,0-5,0	0	1,0-3,0	0	0	1,0-3,0
2001	2,0-4,0	0	0	3,0-5,0	2,0-4,0	0,5-1,0
2002	0	0	0	2,1-2,9	0,1-0,9	0,8-1,4
2003	0	1,4-2,5	1,2-2,7	1,1-1,5	0	0
2005	1,2-2,0	0,5-0,9	0	1,0-2,0	1,0-2,0	1,6-2,5
2006	0	0	0	1,1-1,8	0	0

Примітка: перевищення навесні 2007 року складали 1,0-3,0°, влітку – 1,6-1,9°.

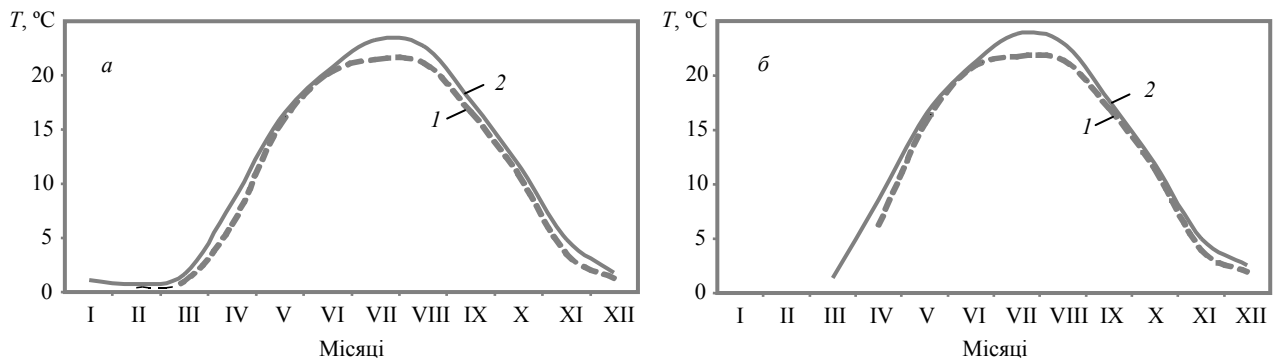


Рис. 2. Осереднені значення температури поверхневого шару води на річковій (а) та озерній (б) ділянках Канівського водосховища за 1978-1988 (1) та 1999-2007 (2) роки.

На обох ділянках водосховища весняне прогрівання значно інтенсифікувалось – збільшилась кількість випадків раннього початку періоду весняного нагрівання та прискорення переходу температури води через 0,2, 4 та 10°C. Осіннє охолодження водної поверхні навпаки – уповільнилось. Це відповідно відобразилось на льодовому режимі водосховища. За останнє десятиріччя тривалість льодоставу на акваторії скоротилась. В окремі роки льодостав мав нестійкий характер, причому на річковій ділянці водосховища майже не утворювався. Аналогічна тенденція до зростання спостерігається і в показниках максимальної температури води (рис. 3). Якщо в першому десятиріччі існування водосховища вона в середньому по всій акваторії складала 22,1-25,3°C, то в останньому – 24,7-28,2°C.

Відповідно до коливання температурних показників відбуваються зміни і в теплозапасах водосховища – проявляється не лише схильність до зростання величин, а й до змін в сезонному розподілі. Накопичення тепла навесні почало відбуватись швидше, і вже на початку літа теплозапас досягає значень, які мало змінюються до кінця сезону.

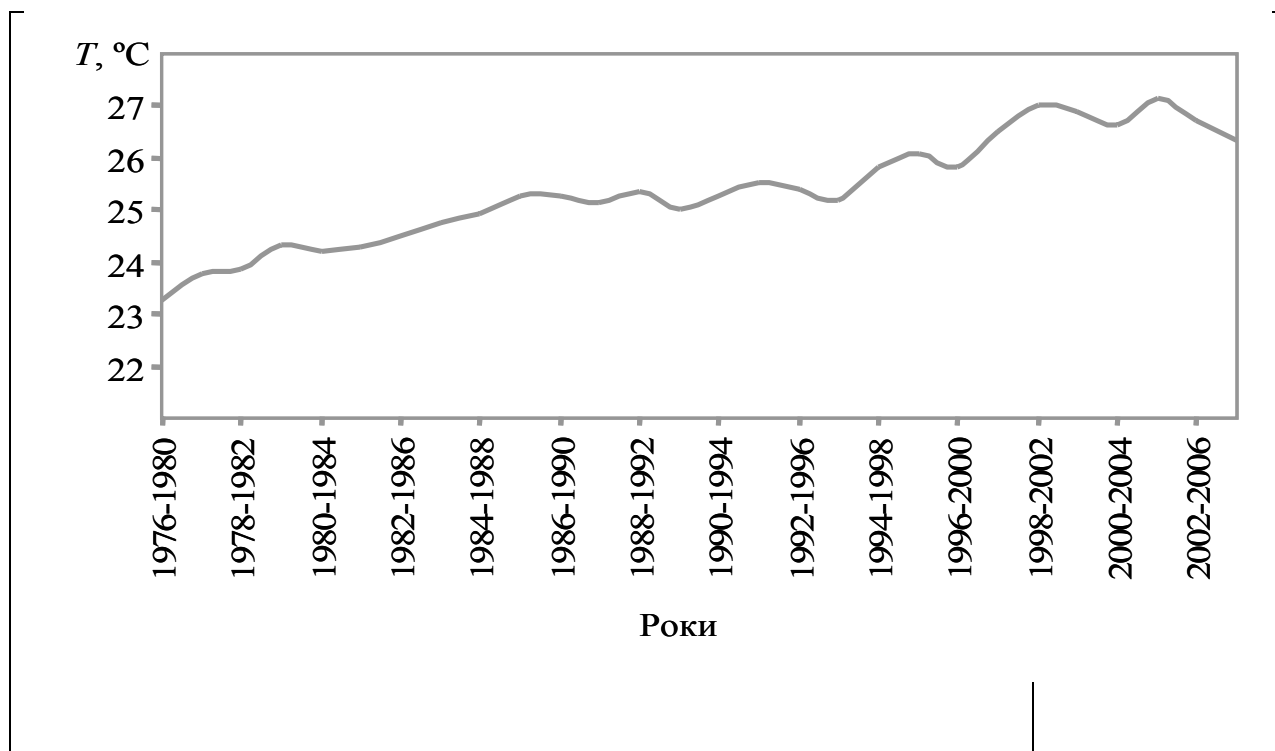


Рис. 3. П'ятирічні ковзні максимальної температури води Канівського водосховища

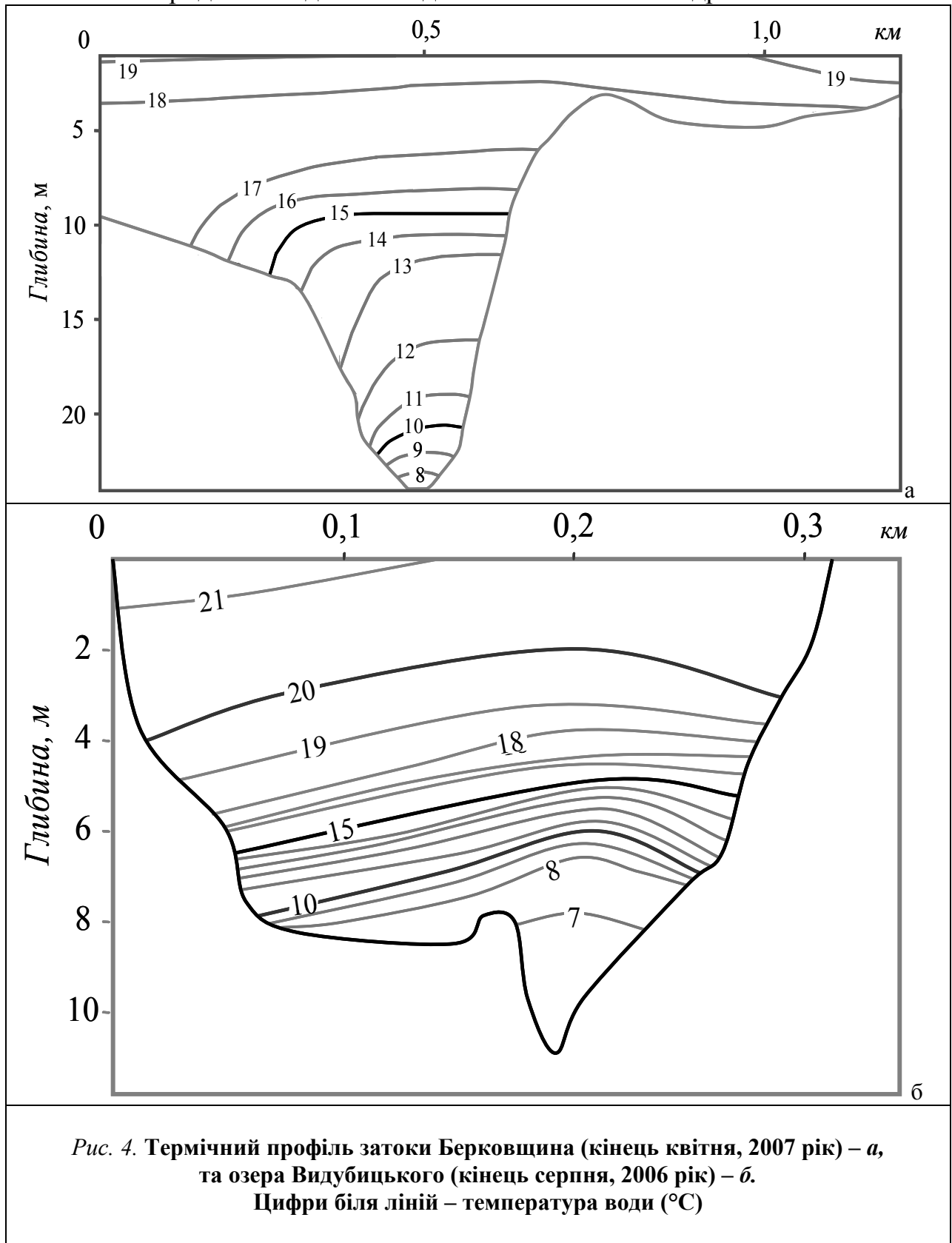
Отже, можна констатувати, що температура води та теплота Канівського водосховища за період його існування дещо зросли і продовжують зростати, що безумовно пов'язано зі зміною кліматичних умов.

Проте не лише зміни клімату спричинили певні трансформації температурних показників досліджуваного водосховища. Порушення морфометричних характеристик також викликало деякі зміни у його термічному режимі. Так, значна кількість заплавних водойм, що входять до системи придаткової мережі річкової ділянки Канівського водосховища за останній час зазнала істотного антропогенного втручання. Зокрема, внаслідок забору з них піску ці водні об'єкти почали вирізнятися нехарактерними глибинами – подекуди більше 20 м. У природному ж стані такі водойми характеризуються значними площами мілководь (до 50%) і активним водообміном з водосховищем. Оскільки потужність верхнього шару води, який приймає участь у процесах перемішування становить близько 4 м, то у відношенні температурного режиму таким водним об'єктам властива гомотермія впродовж року.

В ході досліджень озера Видубицького та затоки Берковщина [2-5] було виявлено, що антропогенне втручання в їх морфометрію (наслідком якого стало поглиблення) помітно відобразилось на термічній структурі водойм. Тут в період весняного та літнього нагрівання встановлюється стійка пряма температурна стратифікація, що зберігається аж до початку періоду осіннього охолодження (рис. 4). Взимку ж характерною ознакою стала обернена стратифікація.

На досліджуваних водоймах в літній період різниця між поверхневою та придонною температурою може сягати 15°. Тут формується шар температурного стрибка, який блокує масо - і теплопереніс у водній товщі.

Така зміна температурних умов безумовно відобразилась і на інших абіотичних і біотичних компонентах водних систем. Наприклад, в придонних шарах вміст розчиненого кисню знизився до критичних значень, що зробило їх майже непридатними для життєдіяльності більшості гідробіонтів.



Висновки. Отже, можна констатувати, що температура води та теплозапас Канівського водосховища за період його існування дещо зросли і

продовжують зростати, що безумовно пов'язано зі зміною кліматичних умов. Крім того, відбуваються зміни в температурному режимі об'єктів придаткової мережі водосховища, пов'язані з антропогенним втручанням в їх морфометрію.

Список літератури

1. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. – К : Наук. думка, 1989. – 216 с. 2. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Озеро Видубицьке / Тимченко В.М., Линник П.М., Щербак В.І. та ін. – К. : ІГБ НАНУ, 2007. – 64 с. 3. Екологічний стан урбанізованих заплавлених водойм. Затока Берковщина / Тимченко В.М., Линник П.М., Щербак В.І. та ін. – К. : ІГБ НАНУ, 2009. – 68 с. 4. Лукашенко Н.С. Эколого-гидрологическая характеристика оз. Выдубицкого – антропогенно измененного пойменного водоема Каневского водохранилища / Н.С. Лукашенко, Г.В. Меленчук // Тр. междунар. научн.-практ. конф. «Современные проблемы водохранилищ и их водосборов». – Пермь : Перм. ун-т., 2007. – Т. II. – С. 125-128. 5. Лукашенко Н.С. Антропогенне порушення морфометрії як фактор зміни термічних умов функціонування екосистем придаткових водойм річкової ділянки Канівського водосховища / Н.С. Лукашенко // Матеріали I Міжнар. наук.-практ. конф. «Озера та штучні водойми України: сучасний стан й антропогенні зміни» (22-24 травня 2008 р.). – Луцьк : Вежа, 2008. – С. 159-161. 6. Клімат України. За ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. – К.: вид-во Раєвського, 2003. – 343 с. 7. Одрова Т.В. Гидрофизика водоемов суши / Т.В. Одрова. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 312 с. 8. Шмаков В.М. Гидролого-экологические аспекты режима солнечной энергии в водохранилищах Днепровского каскада / В.М. Шмаков. – К.: Наук. думка, 1988. – 167 с.

Динаміка температурних характеристик водних мас Канівського водосховища

Вандюк Н.С.

Дано оцінку змін температурних характеристик водних мас Канівського водосховища. Визначено існування тенденції до зростання показників. Приведені результати вивчення змін температурного режиму водойм придатної мережі верхньої ділянки водосховища в умовах існування антропогенного впливу.

Ключові слова: Канівське водосховище, температурні характеристики, антропогенний вплив.

Динамика температурных характеристик водных масс Каневского водохранилища

Вандюк Н.С.

Дана оценка изменений температурных характеристик водных масс Каневского водохранилища. Определено существование тенденции к возрастанию исследуемых показателей. Приведены результаты изучения изменений температурного режима водоемов придаточной сети верхнего участка водохранилища в условиях существенного антропогенного влияния.

Ключевые слова: Каневское водохранилище, температурные характеристики, антропогенное влияние.

The dynamics of Kanev water reservoir temperature characteristics

Vandiuk N.S.

The dynamics of changes of temperature characteristics the Kanev reservoir water mass has been given. The existence of increasing behavior of examined characteristics has been identified. The results of exploration anthropogenic impact on floodplain water bodies' temperature regime of Kanev reservoir upper zone have been given.

Keywords: Kanev reservoir, temperature characteristics, anthropogenic impact.

Надійшла до редколегії 17.02.10

Рахматулліна Е.Р., Гребінь В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ОЦІНКА СУЧАСНОГО ЛЬОДОВОГО РЕЖИМУ БАСЕЙНУ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Ключові слова: басейн, зміни клімату, річки, льодовий режим

Постановка проблеми. Впродовж останніх десятиліть ХХ століття, коли глобальні зміни клімату почали проявлятися в широкому спектрі гідрологічних процесів, не залишились поза їх впливом і терміни настання льодових явищ на річках України, зокрема басейну Південного Бугу. Вони, а також терміни руйнування льодових явищ на річках, є важливими індикаторами клімату перехідних сезонів року. Тому дослідження цих явищ та їх змін, крім практичного інтересу з боку різних галузей господарства, які пов'язані з використанням річок, мають вагоме значення для ряду фундаментальних наук, що займаються цим питанням.

Аналіз попередніх досліджень. З другої половини ХХ століття дослідження льодового режиму річок України виконувались, переважно, вченими Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту (УкрНДГМІ) та Інституту гідробіології НАН України. Передусім потрібно відзначити праці Н.М.Гавриленко, І.Т.Кривошеєвої, А.Р.Константинова, А.В.Плащева, Є.І.Кочелаби, В.М.Тімченка та ін. Розробка методики розрахунку ймовірного розподілу дат початку основних фаз льодового режиму належить Н.Г.Дюкель. Дослідження льодового режиму річок Дунаю та Дніпра проводили Л.І.Солопенко, А.В.Щербак, Л.Н.Шматалюк, Н.П.Скрипник, М.В.Зеленська. Аналізом змін льодового режиму річок України під впливом змін клімату займався В.І.Вишневський. Протягом останніх років даний напрямок отримав розвиток у розробках вчених Київського національного університету імені Тараса Шевченка, зокрема В.М.Струтинської та В.В.Гребеня. Дослідження останніх присвячені змінам характеристик льодового режиму річок басейну Дніпра (в межах України) [1].

Але в цілому, увага до досліджень характеристик льодового режиму річок впродовж останніх десятиліть є порівняно низькою. Тому просторово-часовий розподіл вказаних характеристик для окремих річкових басейнів (зокрема, Південного Бугу) є досить актуальним.

Виклад основного матеріалу. Попередні дослідження стосувались, власне, самого Південного Бугу [2]. У даній статті надано результати аналізу характеристик льодового режиму не тільки Південного Бугу, як головної річки басейну, але й її приток. Об'єктом дослідження є річки басейну Південного Бугу, охоплені спостереженнями тривалістю понад сорок років.

Характеристики гідрологічних постів, обраних для дослідження, наведені у таблиці 1.

Таблиця 1. Гідрологічні пости в басейні р. Південний Буг, обрані для досліджень

Річка-пост	Відстань від гирла, км	Площа водозбору, км ²	Початок спостережень
Південний Буг - с.Пирогівці	730	827	25.12.1953
Південний Буг - с.Лелітка	654	4000	01.03.1926
Південний Буг - с.Сабарів	571	9010	08.03.1928
Південний Буг - с.Тростянчик	370	17400	25.08.1927
Південний Буг - с.Підгір'я	219	24600	10.12.1924
Південний Буг - м. Первомайськ	194	44000	14.05.1945
Південний Буг - смт Олександрівка	132	46200	14.05.1923
Південний Буг - с.Прибужани	104	46700	13.04.1886
Південний Буг - м.Миколаїв	2,0	63700	1916
Іква - смт Стара Синява	12	439	1.09.1939
Згар – смт Літин	36	692	28.08.1912
Ров – с.Демидівка	7,4	1130	5.09.1915
Соб – с.Зозів	102	92,5	10.01.1945
Савранка – с.Осички	6,1	1740	11.10.1933
Кодима - с.Катеринка	12	2390	8.02.1925
Синюха - с.Синюшин Брід	12	16700	9.12.1924
Гнілий Тікич - смт Лисянка	75	1450	15.07.1944
Велика Вись- с.Ямпіль	10	2820	3.09.1925
Ятрань – с. Покотилове	4,6	2140	30.07.1915
Чорний Ташлик - с.Тарасівка	18	2230	1.07.1932
Мертвовід - с.Крива Пустош	88	252	13.06.1948
Інгул – м.Кіровоград	316	840	13.03.1944
Інгул – с.Седнівка	205	4770	23.08.1932
Інгул – с.Новогорожене	118	6670	13.09.1925

Отже, гідрологічний режим річок басейну Південного Бугу є достатньо вивченим – в басейні розташовано 24 гідрологічні пости, що мають тривалий період спостережень [3]. Схема розташування постів в межах басейну наведена на рис. 1.

З метою вибору єдиного (для всіх постів) безперервного періоду спостережень обрано період від 1945 по 2007 рр. За дослідженнями В.В.Гребіня стосовно змін гідрологічного режиму річок України внаслідок сучасних кліматичних змін [4] показують, що початок таких змін можна віднести до 1989 року. Тому розглянуто характеристики льодового режиму річок України за два періоди: до 1989 р. та після.

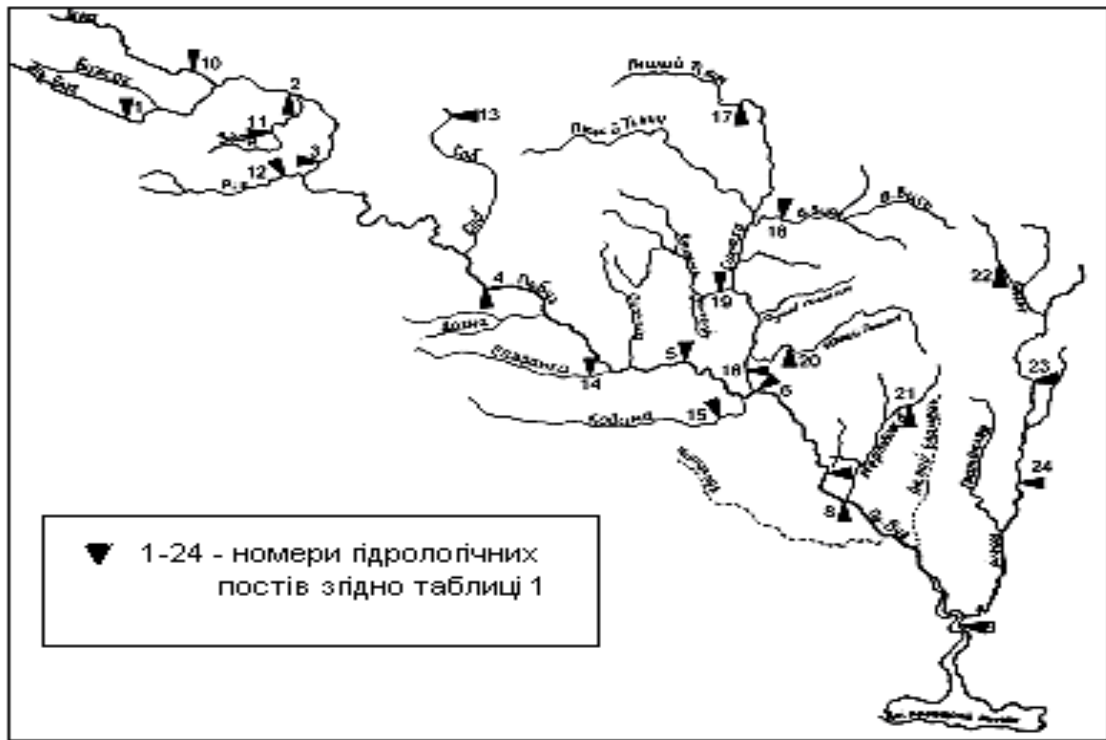


Рис.1. Схема розташування гідрологічних постів в басейні річки Південний Буг, обраних для дослідження

У процесі виникнення, розвитку і зникнення льодові явища на річках проходять три фази [1] :

Перша фаза формування льодового режиму починається з переходом температури води через 0°C та появою на річці перших льодових явищ (забереги, сало, шуга та ін.). Для річок басейну Південного Бугу поява перших льодових утворень характерна у другій-третій декаді листопада та першій декаді грудня.

Друга фаза льодового режиму характеризується процесом змерзання нерухомих мас, що знаходяться на поверхні річки, тобто суцільним льодоставом – періодом з наявністю нерухомого льодового покриву на поверхні водотоку. Встановлення стійкого льодоставу для досліджуваного басейну – друга-третья декада грудня, у теплі зими - можливо у першій декаді січня.

Третя фаза характеризується початком процесів руйнування льоду під дією додатних температур повітря, утворення відкритих ділянок у льодовому покриві, його рухливості внаслідок дії течії, вітру, підняття рівня води, скресанням, льодоходом і закінчується повним очищенням річки від льоду.

Скресання річок басейну, осереднене за весь період спостережень, відбувається в кінці лютого – на початку березня, а очищення річок від льоду – у середині – кінці березня.

Відповідно до обраних періодів розраховано середні дати утворення фаз льодового режиму, як по кожному посту, так і по всьому басейну в цілому (табл. 2).

Таблиця 2. Середні дати та загальна тривалість фаз льодового режиму за два характерні періоди по річках басейну Південного Бугу

Річка / гідрологічний пост	Період	Середні дати				Кількість днів із стійким льодоставом	Загальна тривалість зимового періоду
		появи льодових явищ	встановлення стійкого льодоставу	скреса-ння річки	очищення річки		
Півд.Буг – с.Пирогівці	1953-1988	12.12	3.01	13.02	23.02	39	58
	1989-2007	30.12	-	-	17.02	0	26
Півд.Буг – с. Лелітка	1945-1988	3.12	12.12	19.03	15.03	76	87
	1989-2007	30.11	17.12	18.02	26.02	54	76
Півд.Буг – с.Сабарів	1945-1988	10.12	13.01	22.01	13.03	16	61
	1989-2007	15.12	-	-	10.01	0	5
Півд.Буг – с.Тростянчик	1945-1988	17.12	26.12	1.03	11.03	14	51
	1989-2007	1.01	-	-	15.02	0	11
Півд.Буг – с.Підгір'я	1945-1988	5.12	13.12	10.03	15.03	74	88
	1989-2007	7.12	23.11	24.02	2.03	62	75
Півд.Буг – м.Первомайськ	1945-1988	2.12	15.12	6.03	17.03	71	94
	1989-2007	3.12	16.12	24.02	6.03	55	79
Півд.Буг – смт Олександрівка	1945-1988	14.12	23.12	11.03	14.03	38	78
	1989-2007	17.12	10.01	5.02	28.02	12	54
Півд.Буг – с.Прибужани	1945-1988	8.12	23.12	7.03	13.03	70	83
	1989-2007	12.12	18.12	22.02	24.02	56	64
Півд.Буг – м.Миколаїв	1945-1988	16.12	24.12	13.03	14.03	57	73
	1989-2007	16.12	22.12	24.02	28.02	55	66
Іква-смт Стара Синява	1945-1988	25.12	31.12	09.03	31.03	36	61
	1989-2007	19.12	3.01	13.02	23.02	22	50
Згар – смт Літин	1945-1988	22.11	27.11	08.03	16.03	82	98
	1989-2007	28.11	06.12	09.02	28.02	47	72
Ров – с.Демидівка	1945-1988	13.12	15.01	20.02	15.03	18	69
	1989-2007	23.12	26.01	14.02	23.02	4	49
Соб – с.Зозів	1945-1988	03.12	10.12	04.03	06.03	25	69
	1989-2007	03.12	4.01	10.02	15.03	5	72
Савранка – с.Осички	1945-1988	04.12	25.12	08.02	14.03	40	72
	1989-2007	11.12	30.12	19.01	24.02	27	55
Кодима-с.Катеринка	1945-1988	1.12	16.12	08.03	17.03	66	87
	1989-2007	4.12	01.01	06.02	07.03	22	77
Синюха- с. Синюшин Брід	1945-1988	05.12	19.12	03.03	15.03	58	86
	1989-2007	12.12	31.12	13.02	28.02	30	86
Гнілий Тікіч-смт Лисянка	1945-1988	08.12	20.12	20.02	05.03	40	62
	1989-2007	27.12	6.02	10.02	05.02	0	5
Велика Вись-с.Ямпіль	1945-1988	11.12	08.01	06.03	15.03	43	82
	1989-2007	10.12	13.01	09.02	28.02	9	63
Ятрань – с. Покотилове	1945-1988	10.12	26.12	27.02	14.03	48	80
	1989-2007	13.12	28.12	18.02	01.03	29	64
Чорн. Ташлик - с. Тарасівка	1945-1988	01.12	10.12	09.03	15.03	78	92
	1989-2007	10.12	24.12	19.02	26.02	45	71
Мертвовід- с. Крива Пустош	1948-1988	30.11	9.12	14.03	17.03	61	86
	1989-2007	4.12	11.01	12.02	24.02	4	62
Інгул – м.Кіровоград	1945-1988	10.12	22.12	18.02	05.03	27	61
	1989-2007	13.12	-	-	20.02	0	51
Інгул – с.Седнівка	1945-1988	28.11	05.12	12.03	16.03	83	94
	1989-2007	04.12	14.12	27.02	01.03	62	74
Інгул – с. Новогорожене	1945-1988	03.12	07.12	11.03	14.03	76	84
	1989-2007	03.12	13.12	25.02	05.03	65	79

Аналіз таблиці показує, що встановлення певної фази льодового режиму відбувається нерівномірно по території. Це можна пояснити достатньо великою протяжністю водозбору з північного заходу на південний схід та різноманітністю умов формування гідрологічних характеристик, а також значною зарегульованістю річок басейну.

Розглядаючи вказані характеристики льодового режиму за два обрані періоди (1945-1988 рр. і 1989-2007рр.), можна відмітити значні зміни в строках настання відповідної фази льодового режиму. Зокрема, поява льодових явищ на річках басейну протягом останніх двох десятиліть відбувається пізніше (в середньому на 6-7 днів), на деяких постах різниця становить до 19 днів. Настання стійкого льодоставу також відбувається пізніше – в середньому на 12 днів. На постах Південний Буг – с.Пирогівці, Південний Буг – с.Сабарів, Південний Буг – с.Тростянич, Інгул – м.Кіровоград впродовж 1989-2007рр. стійкий льодостав взагалі не спостерігався. Скресання річок басейну відбувається в останні два десятиліття раніше. Порівняно з першим періодом, середня (по басейну) дата скресання річок наблизилась до початку року на 20 днів, по деяким постам навіть більше. Щодо очищення річок від льоду, то воно, так само як і скресання, відбувається раніше, в середньому на 19 днів.

Узагальнені в цілому по басейну річки дані наведені у таблиці 3.

Таблиця 3. Середні дати та загальна тривалість фаз льодового режиму за два характерні періоди по басейну Південного Бугу

Період, роки	Середня дата				Кількість днів зі стійким льодоставом	Загальна тривалість зимового періоду
	появи льодових явищ	встановлення стійкого льодоставу	скресання річок	очищення річок		
1945-1988	7.12	20.12	2.03	13.03	52	77
1989-2007	11.12	28.12	14.02	24.02	29	58

Отже, впродовж останніх двадцяти років поява льодових явищ на річках басейну відбувається (в середньому) на 5 діб раніше, а встановлення стійкого льодоставу – на 8 діб. За нашими дослідженнями це обумовлено зниженням температури повітря листопада і грудня місяців в цілому по Україні та в межах басейну, зокрема. Зростання температури повітря впродовж січня-квітня місяців (за період 1989-2007 рр.) викликало зміщення на більш ранні терміни середньої дати скресання річок басейну та дати їх повного очищення від льодових явищ. Величина зміщення становить, відповідно, 17 та 18 діб. Суттєво (на 44%) скоротилась середня тривалість періоду зі стійким льодоставом, а на кількох гідрологічних постах басейну він взагалі не утворювався впродовж останніх двадцяти років. Загальна тривалість періоду з льодовими явищами в межах басейну скоротилась за той же період на 25% (від 77 до 58 діб).

Висновки. Вивчення льодового режиму річок України, у зв'язку із загальними тенденціями зміни клімату, є досить актуальним питанням. Зміни великомасштабної атмосферної циркуляції повітря, що особливо чітко проявляються в межах України з 80-х років минулого століття, призвели до

змін термічного режиму повітря. Зміни клімату проявляються в широкому спектрі природних процесів, не залишилися поза їх впливом і характеристики льодових явищ на річках України, зокрема басейну Південного Бугу.

Проведені дослідження дозволяють зробити висновок, що впродовж останніх двох десятиліть в басейні Південного Бугу відбулися зміни у строках настання окремих фаз льодового режиму. Впродовж останніх двох десятиліть скоротився період із стійким льодоставом, а в деяких випадках він взагалі не спостерігався. Також зменшилась загальна кількість днів з льодовими явищами. Зазначені і зміни більше проявляються у весняний період, ніж в осінній.

Список літератури

1. *Струтинська В.М.* Термічний та льодовий режим річок басейну Дніпра з другої половини XX століття / В.Струтинська, В.Гребінь - К.: Ніка-Центр, 2010.-196 с.; 2. *Рахматулліна Е.Р.* Оцінка характеристик льодового режиму річки Південний Буг / Е.Р. Рахматулліна, В.В. Гребінь, С.С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2009.- т.17. - С. 99-105; 3. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу / [В.К. Хільчевський, О.В. Чунарьов, М.І. Ромась та ін.]; за ред. *В.К.Хільчевського*. - К.:Ніка-Центр, 2009. - 184 с.; 4. *Гребінь В.В.* Оцінка сучасних змін стоку річок басейну Дніпра (в межах України) / В.В.Гребінь // Метеорологія, кліматологія та гідрологія. - 2008. - Вип.50, ч.ІІ. - С. 108-113.

Оцінка сучасного льодового режиму басейну річки Південний Буг

Рахматулліна Є.Р., Гребень В.В.

Проаналізовано зміни характеристик льодового режиму річок басейну Південного Бугу за період сучасних кліматичних змін. Відзначено тенденцію суттєвих змін вказаних характеристик внаслідок змін температури повітря.

Ключові слова: басейн, зміни клімату, річки, льодовий режим

Оценка современного ледового режима бассейна реки Южный Буг

Рахматуллина Е.Р., Гребень В.В.

Выполнен анализ изменений характеристик ледового режима рек бассейна Южного Буга за период современных климатических изменений. Отмечена тенденция существенных изменений указанных характеристик вследствие изменений температуры воздуха.

Ключевые слова: бассейн, изменения климата, реки, ледовый режим.

Estimation of modern ice regime of the Pivdennyi Bug river's basin

Rahmatullina E.R., Grebin' V.V.

An analysis of ice regime's characteristics and its changes of rivers of the Pivdennyi Bug's basin is made. It was made for the period of global climate changes. A tendency of essential changes of given characteristics caused by changes of atmospheric temperature marked.

Keywords: basin, climate change, river's, ice regime.

Надійшла до редколегії 16.02.10

УДК 556.56.3/4

Осадча Н.М.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

РОЗЧИННІСТЬ ГУМІНОВИХ КИСЛОТ У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ

Ключові слова: гумінові кислоти, поверхневі води, розчинність гумусових речовин

Актуальність проблеми. Специфічна органічна речовина ґрунтів – гумус – відіграє друге після фотосинтезу значення у глобальному кругообізі органічного вуглецю. Він утворюється шляхом трансформації рослинних залишків за активної участі мікроорганізмів та абіотичних факторів середовища. На сьогодні існує декілька теорій гуміфікації, серед яких найбільш поширеними є деградаційна гіпотеза, що передбачає овоутворення гумусових речовин (ГР) шляхом окиснення рослинних залишків [1, 12], та гіпотеза полімеризації мономерів, згідно якої спочатку відбувається розпад рослинних залишків до мономерів, а потім їх полімеризація і конденсація [8, 20]. Висловлено припущення про ймовірність одночасного протікання всіх механізмів гуміфікації [25].

Класифікація гумусових речовин базується на засадах запропонованого І.В. Тюріним [24] фракційно-ґрунтового аналізу із визначення розчинності. До групи розчинних у воді ГР відносять фульвокислоти (ФК), які розчиняються за всього діапазону рН поверхневих вод; гумінові кислоти (ГК) нерозчинні у кислотах (рН<2) та розчинні у лугах; гуміни, до яких входять міцно зв'язані з мінеральною частиною ґрунту ГК і ФК та компоненти рослинних решток, що важко розкладаються мікроорганізмами, утворюють нерозчинну фракцію гумусових речовин.

Частина гумусових речовин здатна переміщатися з гравітаційним або латеральним міграційним потоком та дренуватися у руслову мережу річок. Перерозподіл гумусових речовин у ґрунтовому профілі визначається розчинністю їх окремих фракцій та режимом зволоженості басейну. Переважний вплив на транспортну функцію гумусових речовин чинять ФК за рахунок формування легкорозчинних комплексних сполук з катіонами металів, гідроксидами чи утворення адсорбційних сполук із шаровими алюмосилікатами [14]. За визначенням [2] саме ФК є найбільш рухливою розчинною частиною ГР, і процес їх вимивання із ґрунтів атмосферними опадами є визначальним для формування складу розчинених органічних речовин поверхневих вод. Малорозчинні ГК визначають акумулятивну функцію, що полягає у накопиченні органічних сполук вуглецю, азоту,

фосфору та інших необхідних для життєдіяльності елементів. В той же час їх певна кількість також потрапляє у поверхневі води.

Встановлено, що розчинність гумусових речовин прямо залежить від розмірів і конфігурації їх молекули [20]. Не дивлячись на загальні принципи будови ГР, в центрі молекули яких знаходиться ароматичне ядро, що оточене периферійними аліфатичними ланцюгами вуглеводного та поліпептидного складу (рис.1), між молекулами ГК та ФК існують суттєві індивідуальні відмінності [5, 12-14, 20]. Вони полягають у співвідношенні ароматичних і периферійних аліфатичних структур, та у різному вмісті функціональних груп. У складі ГК співвідношення ароматичного і аліфатичного вуглецю вище порівняно із ФК. За даними інфрачервоної спектроскопії до складу ГР входять карбоксильні, фенол-гідроксильні, карбонільні, амінні, катехольні та хінонні групи, а їх вміст у ГК значно менший порівняно з ФК, що визначає вищу рухомість і реакційну здатність останніх [3].

Метою даного дослідження було визначення умов та граничних меж розчинності ГК у поверхневих водах.

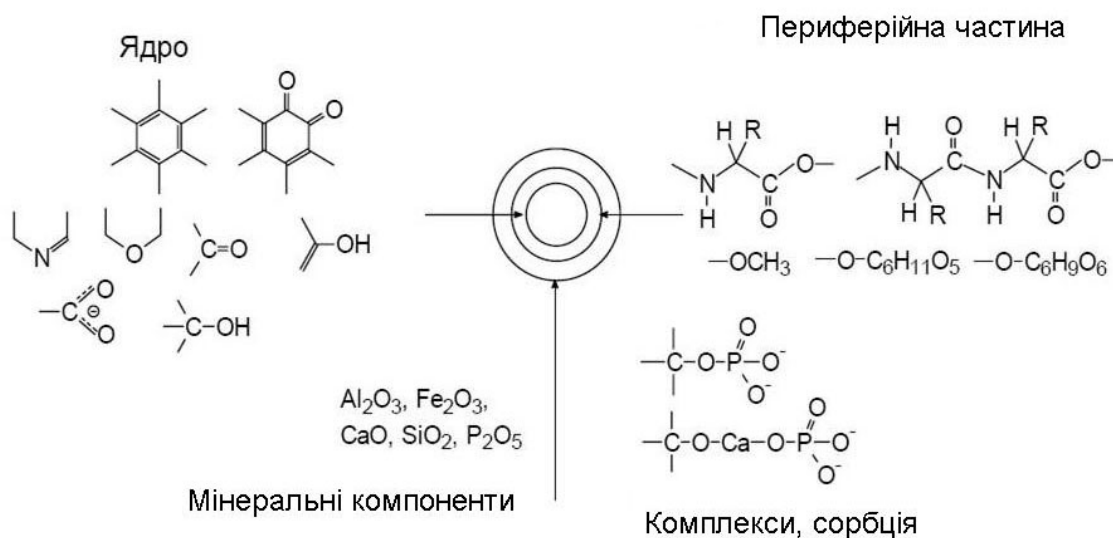


Рис.1. Блок-схема будови гумусових речовин (за [10])

Експериментальна частина. Розчинність ГК досліджували шляхом встановлення рівноваги між твердою фазою і розчином при постійному перемішуванні [11, 21].

У якості твердої фази використовували сухий препарат ГК виробництва Олайнського заводу та висушені зразки сірих лісових ґрунтів. За розчинник слугували деіонізована вода або розчини з різною іонною силою ($\mu = 0,01$ та $\mu = 0,02$), що створювалась внесенням відповідної наважки NaCl. Співвідношення між твердою і рідкою фазами становило 1 : 100.

Для оцінки впливу рН використовували універсальні буферні розчини для рН-метрії у діапазоні рН 4,01 – 9,18.

Експериментальні роботи проводили у трьох паралелях за температури $t = 25^\circ\text{C}$.

Кількісний вміст ГК, що перейшли у розчин, встановлювали фотометричним методом при $\lambda=400$ нм після попереднього фільтрування зразків через мембранний фільтр з діаметром пор 0,45 мкм.

Молекулярні маси розчинених ГК досліджували методом гель-хроматографії з використанням декстранового гелю Sephadex G-75. Колонки попередньо калібрували речовинами з відомими молекулярними масами (альбумін – 68 кДа; міоглобін – 17,8 кДа; дактиноміцин – 1,2 кДа; полі етиленгліколі – 20,0; 2,0; 0,6; 0,4 кДа; глюкоза – 0,18 кДа).

Результати та їх обговорення. Виконані нами дослідження міграції гумусових речовин у поверхневих водах України показали, що у річкових водах містяться як добре розчинні ФК, так і малорозчинні ГК [15–18]. Вміст останніх у різних водних об'єктах коливався у значних межах - 0,1–1,3 мг/дм³. Максимальні концентрації характерні для поверхневих вод басейну Прип'яті, де у багатоводні роки вміст ГК сягав 4 – 5 мг/дм³. Це свідчить про те, що навіть малорозчинні речовини, якими є ГК, при контакті з водою частково переходять у розчин. Рушійною силою цього процесу є намагання системи знизити вільну енергію [22]. Як вказано у [21, 22] розчинення речовин є термодинамічно вигідним процесом.

У результаті контакту препарату ГК із деіонізованою водою спостерігалася їх поява у розчиненій формі, а характер переходу із твердої фази у розчин показано на рис.2. Розчинення ГК тривало протягом 144 год., до досягнення максимальної концентрації у розчині – 181,9 мг/дм³. Всього у розчин перейшло 1,8% твердої фази ГК, а коефіцієнт розподілу між твердою і рідкою фазами становив $K_d = 5,49$ дм³/г.

Кінетика розчинення протягом цього періоду була неоднорідною. Найбільш швидкими темпами зростала концентрація ГК у воді протягом перших 24 год. Враховуючи те, що перерозподіл часток ГК між молекулами розчинника відбувається за рахунок дифузії, то зі зменшенням градієнту концентрацій відповідно зменшилась і швидкість переходу ГК із твердої фази у розчин (рис.2).

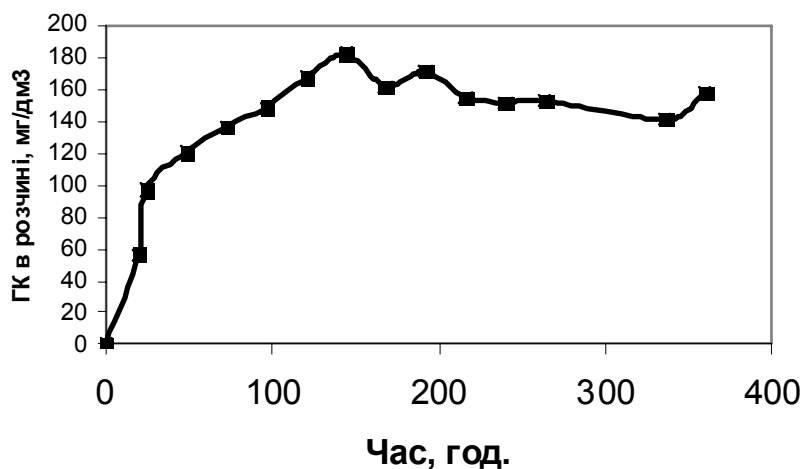


Рис.2. Динаміка розчинення препарату гумінових кислот у воді

Молекули ГК у твердому стані зв'язані одна з одною за рахунок водневого зв'язку і адсорбційних сил [6, 7]. Процес розчинення твердої ГК відбувається після руйнування цих зв'язків шляхом адсорбції молекул води на поверхні ГК, наступною гідратацією, подальшим відривом гідратованої частки і відводом її у розчин.

Виняткова розчинна здатність води пов'язана з високим значенням її дипольного моменту води ($\mu=1,86$ Д) і діелектричної проникненості. Відомо, що сили міжатомної і міжмолекулярної взаємодії на поверхні зануреної у воду речовини зменшуються у 80 разів [23].

Після досягнення максимуму концентрацій у розчині на 144 год. контакту вміст розчинених форм ГК зменшився і коливався у межах 141,0 – 171,9 мг/дм³. У дослідних зразках почала спостерігатися каламутність. ГК схильні до асоціації внаслідок дії міжмолекулярних сил і утворення колоїдів. У [13] зазначено, що каламутність гуматів різко зростає вже на початковій стадії коагуляції без видимої їх седиментації.

Концентрація важкорозчинних речовин у воді підтримується на певному рівні, який залежить від добутку розчинності цих речовин. Однак визначення добутку розчинності ГК утруднюється невирішеним питанням величини молекулярної маси через їхню полідисперсність. Це не дозволяє розраховувати міграційну здатність ГК.

Збільшення мінералізації контактуючого розчину за рахунок додавання NaCl до $\mu=0,01$ та $\mu=0,02$ істотно змінило кінетику та граничні межі надходження ГК у розчин (рис.3). Наявність додаткових солей у розчині істотно збільшує розчинення ГК порівняно з деіонізованою водою. Максимум переходу часток ГК у розчин спостерігався уже на кінець 48 год., після чого їх концентрація у розчині дещо зменшувалась за рахунок асоціації і утворення колоїдних систем ГК. Найбільша розчинність ГК спостерігалась при $\mu=0,01$ і становила 226,6 мг/дм³.

Як зазначено у [4] слабкоконденсовані ГК подібно до ФК можуть легко розчинятися у розбавлених розчинах з малою іонною силою.

Всього у розчин перейшло 2,2% їх твердої фази. Коефіцієнт розподілу між нею і рідиною становив $K_d = 4,41$ дм³/г.

Зростання розчинності ГК у маломінералізованих розчинах пояснюється утворенням стійкого іонного зв'язку за рахунок витіснення з молекули ГК водневого іону і наступного його заміщення натрієм.



Такий хід реакції підтверджується також зменшенням рН розчинів у ході виконаних нами дослідів із рН=6,86 до рН=2,47 – 2,72.

Із збільшенням іонної сили розчину до $\mu=0,02$ внаслідок міжіонної взаємодії спостерігається зменшення утворення розчинних гуматів натрію. Відповідно розчинність ГК зменшилась до 166,4 мг/дм³, а у розчин перейшов 1,6 % їх твердої фази. Коефіцієнт розподілу між твердою і рідкою фазами становив $K_d = 6,01$ дм³/г.

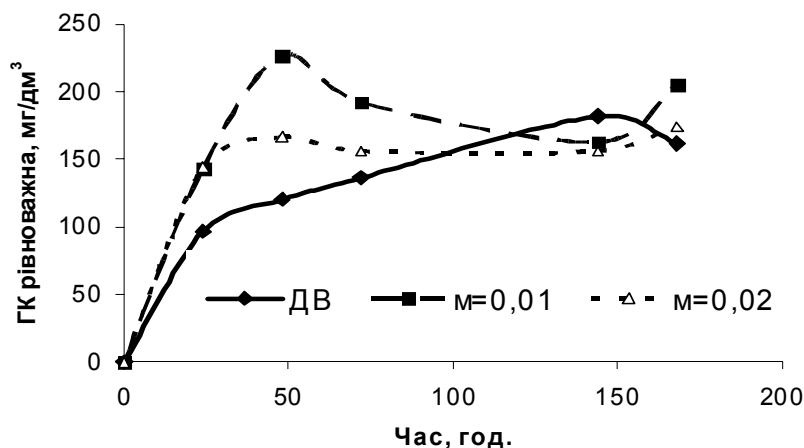


Рис.3. Розчинення препарату ГК у розчинах з різною іонною силою

Вплив рН розчину на розчинність ГК був очікуваним. У кислих умовах (рН=4 – 5) розчинення практично не відбувалося, а із зміщенням рН у більш лужну область – досягало максимальних величин (рис.4). Всього за умов рН=6,86 і більше розчинилося близько 50 % препарату ГК, а коефіцієнт розподілу становив 0,20 дм³/г.

Звертає увагу, що у процесі розчинення ГК спостерігалися 2 піки (рис. 4). Це пояснюється тим, що заміщення протонів ГК може відбуватися як у карбоксильних, що відповідає 1-му піку розчинності, так і у гідроксильних груп, що збільшує розчинність до рівня 2-го піку.

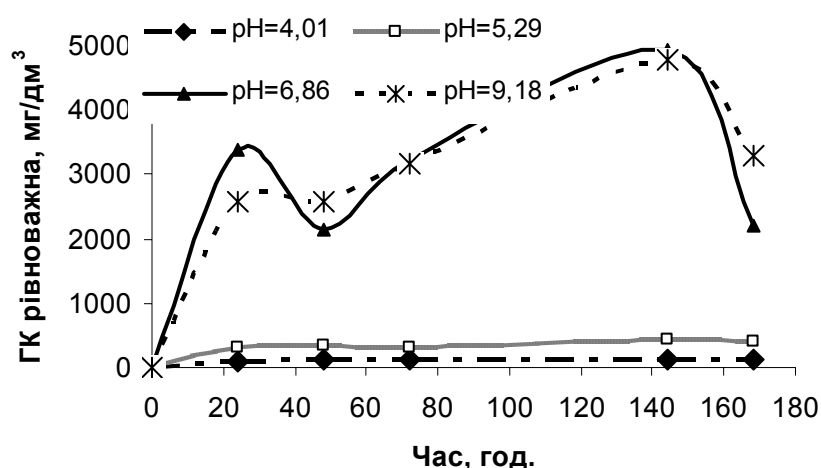
Вплив рН розчину на розчинність ГК був очікуваним. У кислих умовах (рН=4 – 5) розчинення практично не відбувалося, а із зміщенням рН у більш лужну область – досягало максимальних величин (рис.4). Всього за умов рН=6,86 і більше розчинилося близько 50 % препарату ГК, а коефіцієнт розподілу становив 0,20 дм³/г.

Звертає увагу, що у процесі розчинення ГК спостерігалися 2 піки (рис. 4). Це пояснюється тим, що заміщення протонів ГК може відбуватися як у карбоксильних, що відповідає 1-му піку розчинності, так і у гідроксильних груп, що збільшує розчинність до рівня 2-го піку.

ГК традиційно відносять до слабких кислот, константа дисоціації яких варіює у межах $pK = 4,8 - 5,02$ [19]. Відповідно і ступінь дисоціації ГК залежатиме від рН. У більш кислому середовищі рівновага дисоціації кислоти зсунута в сторону недисоційованих форм і кількість потенційних іонів є невеликою, що й не дозволяє відбуватися процесу розчинення. За $pH > pK$ починають переважати дисоційовані форми ГК і спостерігається розчинення ГК. Крім того, у лужному середовищі молекула ГК розкручується, набуває лінійної структури і, відповідно, більша кількість функціональних груп вступає у взаємодію.

Очевидно, що перехід ГК із реальних ґрунтів у воду буде відрізнятися від модельних умов. Для дослідження висушені та просіяні через сито з діаметром вічка 0,1 мм сірі лісові ґрунти, що вміщували 66,6 мг/г с.м. ГК, заливали відфільтрованими водами р. Десни у співвідношенні 1:100.

Рис.4. Динаміка переходу препа-рату гумінової кислоти у розчин за різних рН середовища



Результати цього дослідження показали, що у перші три доби концентрація ГК у розчині не змінювалась. Приріст вмісту розчинених форм був стрибкоподібним і спостерігався на 4-ту добу. Всього у розчин перейшло 0,67мг ГК, що становило 0,1 % їх твердої фази. Коефіцієнт розподілу між твердою і рідкою фазами становив $K_d = 99,4 \text{ дм}^3/\text{г}$, що значно менше порівняно з препаратом ГК.

Очевидно, що у реальних природних об'єктах надходження ГК із ґрунтів буде визначатися не тільки їх загальним вмістом у ґрунтах, а й формою знаходження у поровому розчині. На сьогодні накопичено багато даних, що свідчать про добру розчинність у воді гуматів лужних металів та амонію [4, 5, 12-14]. У той же час гумати кальцію погано розчиняються за умов всього діапазону рН ґрунтових вод. Це, зокрема, пояснює невисокий вміст гумусу у водах річок, басейни яких складено чорноземами з високим вмістом гумусу. Вміст кальцію у ґрунтовому розчині чорноземів у 20 і більше разів перевищує вміст лужних металів, які утворюють з ГК легкорозчинні сполуки [23].

Вивчення молекулярно-масового розподілу розчинених форм ГК показало, що у їх складі переважають більш низькомолекулярні ГК (< 0,25 – 5 кДа), вміст яких становить близько 60%. Аналогічні результати були отримані Г.М. Варшал для фульвокислот [3], якою було встановлено зменшення розчинності комплексних сполук ФК із збільшенням їх молекулярних мас.

Моделювання промивного водного режиму ґрунтів показало, що водорозчинні гумусові речовини переважно представлені гідрофільними сполуками, які не осаджуються кислотою [9]. Тобто в межах традиційної класифікації ГР гідрофільні компоненти близькі до ФК, а гідрофобні до ГК. Гідрофільність залежить від співвідношення в молекулах ароматичних сіток вуглецю, які мають гідрофобні властивості, та бокових ланцюгів, які несуть гідрофільні групи. Цим співвідношенням визначаються гідрофільні властивості ГК у цілому [8]. Відносний вміст гідрофобних компонентів у складі ГР прямо пропорційний вмісту вуглецю і обернено пропорційний відношенню $\text{H} : \text{C}$, у той же час ГК вміщують незначну частку гідрофільних сполук. [9].

Виконане нами моделювання розподілу ГК між твердою і рідкою фазами показало, що у розчин переходять тільки гідрофільні компоненти.

Висновки. Результати модельного розподілу ГК у системі тверда фаза – вода показали, що гумінові кислоти є малорозчинними речовинами. Під час контакту ГК із водою у розчинену фазу може переходити не більше 1,8% масової частки ГК.

Процес розчинення ГК значною мірою залежить від фізико-хімічних умов середовища. Збільшення іонної сили розчину до $\mu=0,01$ підвищує розчинену частку ГК до 2,2% внаслідок реакції заміщення іонів водню на іони лужних металів. Подальше збільшення мінералізації розчину ($\mu=0,02$) через зростання коефіцієнту активності призводить до зменшення розчинення ГК, частка яких становить 1,6%.

У кислих умовах середовища ГК практично нерозчинні, а при перевищенні рН величини рК ($pK=4-5$) їх розчинність різко збільшується. Розчинення ГК у лужному середовищі відбувається у два етапи, що відповідає участі відповідно карбоксильних і гідроксильних груп.

Вимивання ГК із ґрунтів (на прикладі сірих лісових) визначається не тільки їх абсолютним вмістом у ґрунтах, а й формою знаходження у поровому розчині (солі лужних чи лужноземельних металів).

У розчин надходить більш низькомолекулярна частина ГК, що має гідрофільні властивості.

Список літератури

1. *Александрова Л.Н.* Органическое вещество почвы и процессы его трансформации / Л.Н. Александрова. – Л. : Наука, 1980. – 273 с.
2. Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов / Г. М. Варшал, И.Я. Кошечева, И.С. Сироткина [и др.] // Геохимия. – 1979. – №4. – С. 598-607.
3. Изучение органических веществ поверхностных вод и их взаимодействия с ионами металлов / Г.М. Варшал, И.Я. Кошечева, И.С. Сироткина [и др.] // Геохимия. – 1979. – №4. – С. 598-607.
4. *Горова А.И.* Гуминовые вещества / А.И.Горова, Д.С.Орлов, О.В.Щербенко. – К. : Наук. думка, 1995. – 304 с.
5. *Гришина Л.А.* Гумосообразование и гумусное состояние почв / Л.А.Гришина. – М. : Изд-во МГУ, 1986. – 244 с.
6. *Драгунова А.Ф.* О растворимости гуминовых кислот / А.Ф. Драгунова // Докл. АН СССР. - 1954. - Т.96, №1. - С. 77-79.
7. *Драгунова А.Ф.* Отношение гуминовых кислот к некоторым растворителям и ускоренные методы определения кислых функциональных групп / А.Ф.Драгунова // Гуминовые удобрения. Теория и практика их применения. – Х., 1957. – Ч.1. - С.47.
8. *Кононова М.М.* Органическое вещество почвы / М.М. Кононова. – М. : Изд. АН СССР, 1963. – 263 с.
9. *Милановский Е.Ю.* Гумусовые вещества как система гидрофобно – гидрофильных соединений: дис. в виде научного доклада доктора биологических наук : 03.00.27 / Милановский Е.Ю. – М., 2006. – 94 с.
10. *Мистерски В.* Исследование некоторых физико-химических свойств гуминовых кислот / В.Мистерски, В.Логинов // Почвоведение. – 1959. - №2. - С. 39-51.
11. *Новоселова А.В.* Методы исследования гетерогенных равновесий / А.В.Новоселова. - М. : Высшая школа, 1980. - 166 с.
12. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации / Д.С. Орлов. – М. : Изд. МГУ, 1990. – 325с.
13. *Орлов Д.С.* Размеры и формы частиц гуминовых кислот чернозема и дерново-подзолистей почвы // Д.С. Орлов, Е.И.Горшкова // Научн. доклады высшей школы. Биологические науки. – 1965. – №1. – С.207-217.
14. Орлов Д.С. Химия почв / Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И.. - М. : Высшая школа, 2005. – 558 с.
15. *Осадча Н.М.* Стік розчинених гумусових речовин з басейну Прип'яті: розрахунок, чинники, річний розподіл / Н.М.Осадча, В.І.Осадчий // Український географічний

журнал. - 2002. - №1. - С. 51-57. **16.** *Осадчая Н.Н.* Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ / Н.Н. Осадчая, В.И. Осадчий // Труды УкрНИИГМИ. – 1999. – Вып. 247. – С.189– 201. **17.** *Осадчая Н.Н.* К вопросу о загрязнении вод Днепроовского каскада органическими веществами / Н.Н. Осадчая, В.И. Осадчий // Вопросы химии и химической технологии. – 2002, №5. Специальный выпуск. – С. 250– 253. **18.** *Осадчая Н.Н.* Оценка выноса растворенных органических веществ гумусовой природы со стоком р. Припять / Н.Н. Осадчая, В.И. Осадчий //Труды УкрНИИГМИ. – 2001. – Вып. 249. – С. 161–177. **19.** *Осадчий В.І.* 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.- 655 с. **20.** *Попов А.И.* Гуминовые вещества. Свойства, строение, образование / А. И. Попов; [под ред. Е. И. Ермакова]. - СПб. : Изд-во СПб. ун-та, 2004. – 248 с. **21.** *Россотти Ф.* Определение констант устойчивости и других констант равновесия в растворах / Ф. Россотти, Х. Россотти. – М. : Мир, 1965.- 425 с. **22.** *Спозито Г.* Термодинамика почвенных растворов / Г. Спозито. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 239 с. **23.** *Трофимов С.Я.* Жидкая фаза почв / С.Я. Трофимов, Е.И. Караванова. – М. : Изд-во МГУ, 2009. - 73 с. **24.** *Тюрин В.И.* Вопросы генезиса и плодородия почв / В.И.Тюрин. - М.: Наука, 1966. – 428 с. **25.** *Schnitzer M.* Some observation on the chemistry of humic substances / M. Schnitzer // Agrochemica.- 1978.- V.22.- N 3-4.- P.216-225.

Розчинність гумінових кислот у поверхневих водах

Осадча Н.М.

Наведені результати досліджень розчинності гумінових кислот у поверхневих водах. Встановлено, що найбільшій розчинності сприяють маломінералізовані води ($\mu=0,01$), а зі збільшенням кількості розчинених солей ($\mu=0,02$) розчинність гумінових кислот зменшується. Низькою є розчинність гумінових кислот у кислих умовах середовища, а при $pH>5$ їх здатність до переходу в розчин різко збільшується. Показано, що у воді розчиняється найбільш низькомолекулярна частина гумінових кислот з гідрофільними властивостями.

Ключові слова: гумінові кислоти, поверхневі води, розчинність гумусових речовин

О растворимости гуминовых кислот в поверхностных водах

Осадчая Н.Н.

Приведены результаты исследований растворимости гуминовых кислот в поверхностных водах. Установлено, что наибольшей степени растворению способствуют маломинерализованные воды ($\mu=0,01$), а с увеличением количества растворенных солей ($\mu=0,02$) растворимость гуминовых кислот уменьшается. Низкой является растворимость гуминовых кислот в кислых условиях среды, а при $pH>5$ их способность к переходу в раствор резко увеличивается. Показано, что в воде растворяется наиболее низкомолекулярная часть гуминовых кислот с гидрофильными свойствами.

Ключевые слова: гуминовые кислоты, поверхностные воды, растворимость гумусовых веществ.

About solubility of humic acids in surface waters

Osadcha N.M.

Results of researches of humic acids solubility in surface waters are given. It is established, that unmineralized waters ($\mu =0,01$) are the most able to dissolve humic acids and with increasing of dissolved salts ($\mu =0,02$) solubility of humic acids decrease. Solubility of humic acids in acidic conditions of environment is low and at $pH> 5$ their ability to pass into solution sharply increase. The most low-molecular part of humic acids with hydrophilic properties is dissolved in water.

Keywords: humic acids, surface waters, humic substances solubility.

Надійшла до редколегії 08.02.10

Жежеря В.А., Линник П.М.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ФОРМИ МІГРАЦІЇ АЛЮМІНІЮ У ВОДІ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Ключові слова: алюміній; водосховище; форми міграції; комплекси; гумусові речовини

Постановка та актуальність проблеми. Алюміній – найпоширеніший метал у земній корі. У вільному стані в природі не зустрічається, але міститься у складі багатьох мінералів (каолініти, алуніти, гідроксиди, алюмосилікати та ін.), під час хімічного вивітрювання яких утворюються глини. Алюміній входить також до складу ґрунтів, концентрація якого в них залежить від хімічного складу материнської породи [10].

До поверхневих водойм алюміній надходить у значних концентраціях зі стічними водами підприємств гірничорудного, хіміко-фармацевтичного, лакофарбового, паперового, текстильного виробництва та виробництва синтетичного каучуку, алюмінієвих деталей, конструкцій і посуду [3, 5, 7]. Процес закислення ґрунтів, що відбувається через надмірне внесення азотвмісних добрив та кислотних дощів, також спонукає до надходження цього металу у поверхневі водойми з водозбірної площі [6]. Алюміній також потрапляє у водне середовище внаслідок вилуговування алюмосилікатів при $\text{pH} < 4,5$. Закислення поверхневих водойм через випадання кислотних дощів у країнах північного регіону (Норвегія, Швеція, Данія, Канада та ін.) призводить до значного надходження алюмінію з донних відкладів до водної товщі [5].

У поверхневих водах алюміній знаходиться у розчиненому, завислому і колоїдному стані [15]. До найтоксичніших сполук цього металу належать його аквакомплекси та гідроксокомплекси складу $\text{Al}(\text{OH})_2^{2+}$ та $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, які домінують у слабко кислому водному середовищі в інтервалі значень pH 4,5–5,5 [12, 16]. За рибогосподарськими нормами концентрація вільного алюмінію (гідратованих іонів або аквакомплексів $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$) не повинна перевищувати 36 мкг/дм³ [1]. Токсичність алюмінію може істотно знижуватися за рахунок утворення комплексів з неорганічними (фторид-, сульфат-, силікат-іонами), а також з органічними лігандами, наприклад, з фульво- (ФК) та гуміновими кислотами (ГК) [13, 14].

За величинами загальної концентрації $\text{Al}(\text{III})$ у воді важко стверджувати про його токсичність, оскільки не всі його сполуки, як зазначалося вище, негативно впливають на водяні організми. Тому постає нагальна проблема вивчення не лише загального вмісту $\text{Al}(\text{III})$, за величинами якого можна оцінити ступінь антропогенного навантаження на водний об'єкт, а й

зосередження зусиль на дослідженні його співіснуючих форм. Від форми знаходження металу у воді залежить його міграційна здатність, яка зростає за умови домінування розчиненої форми і, навпаки, зменшується, якщо $Al(III)$ переважно мігрує у складі зависі.

Співіснуючі форми алюмінію у поверхневих водоймах України вивчено в недостатній мірі. Перші дослідження його форм міграції були розпочаті у відділі гідрохімії Інституту гідробіології НАН України. Тому вивчення вмісту та стану алюмінію у поверхневих водах є надзвичайно важливим з еколого-токсикологічної точки зору. Значний науковий і практичний інтерес мають також дані щодо шляхів міграції $Al(III)$ і його розподілу між абіотичними компонентами водних екосистем. Це і стало метою наших досліджень.

Матеріали та методи дослідження. Дослідження проводились на верхній ділянці Запорізького водосховища у весняно-осінній період 2009 р. Проби води відбирали поблизу Кайдацького моста (1), річкового порту (2), і Південного мосту (3) з поверхневого (~0,5 м) і придонного (~0,3–0,5 м від дна) шарів за допомогою модифікованого батометра-склянки.

Для відокремлення зависі проби води об'ємом 0,5–1,0 дм³ пропускали через мембранні фільтри “Synpor” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Масу зависі визначали за різницею між масою фільтру із зависсю, який був висушений при кімнатній температурі, та масою самого фільтру.

Концентрацію $Al(III)$ визначали фотометрично з використанням реагенту хромазуолу S [11]. Вміст алюмінію у складі зависі знаходили після “мокрого спалювання” фільтрів із зависсю в суміші концентрованих азотної та сірчаної кислот градації х.ч. (відповідно 2,0 см³ HNO_3 і 1,0 см³ H_2SO_4) [2]. Концентрацію лабільної фракції серед розчинних форм алюмінію визначали у максимально стислий проміжок часу після фільтрації проб, а загальну концентрацію розчинної форми – після фотохімічного окиснення. Для цього проби води об'ємом 20,0 см³ виливали у кварцеві склянки, підкислювали концентрованою H_2SO_4 до рН 1,0–1,5 та додавали 2–3 краплі 30%-ного розчину H_2O_2 і опромінювали УФ-світлом (ртутно-кварцева лампа ДРТ-1000) протягом 2,5 годин.

Для визначення концентрації $Al(III)$ у складі комплексних сполук з органічними речовинами різної хімічної природи використовували метод іонообмінної хроматографії [9]. Для цього пробу фільтрованої води об'ємом 0,5–1,0 дм³ послідовно пропускали через скляні колонки, одна з яких була заповнена діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ-целюлозою), а друга – карбоксиметилцелюлозою (КМ-целюлозою), зі швидкістю 1,0 см³/хв. Отримували три фракції розчинених органічних речовин (РОР): кислотну або аніонну, основну або катіонну і нейтральну. Аніонна фракція містить у своєму складі переважно гумусові речовини (ГР), катіонна – головним чином білковоподібні речовини (БПР), а нейтральна – в основному вуглеводи. Концентрацію алюмінію у складі комплексів із зазначеними фракціями РОР визначали після їх фотохімічного окиснення, як зазначено вище.

Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук алюмінію з РОР аніонної фракції досліджували методом гель-хроматографії, використовуючи скляну колонку, заповнену TSK-гелем HW-50F (Японія). Параметри колонки, речовини для її калібрування та дані щодо швидкості пропускання концентрату аніонної фракції через колонку і кількості фракцій наведено в [9]. Значення рН контролювали за допомогою рН-метра рН 150 МИ (Росія). Концентрацію алюмінію у кожній фракції визначали після фотохімічного окиснення ГР.

Результати досліджень та їх обговорення Загальний вміст $Al(III)$ у воді Запорізького водосховища коливався в межах від 37,2 до 159,2 мкг/дм³. У складі завислої та розчинної форм його концентрації становили відповідно 21,5–122,6 і 6,1–67,0 мкг/дм³, тобто спостерігається помітна перевага першої. Максимальні концентрації розчиненої форми $Al(III)$ спостерігалися влітку, саме тоді, коли до водосховища надходять води з більш високим вмістом ГР із вище розташованих водосховищ (рис. 1а). У червні частка розчиненої форми $Al(III)$ домінувала над завислою і складала в поверхневому шарі та біля дна відповідно 63,4% та 56,7% (рис. 1б). Найвірогідніше, це зумовлено комплексоутворенням за участю ГР. Зависла форма $Al(III)$ переважала протягом усього періоду досліджень, окрім червня, та досягала максимальних абсолютних величин у серпні. У цей час її частка складала 68,8% у поверхневому шарі води та 71,9% біля дна (див. рис. 1а, б).

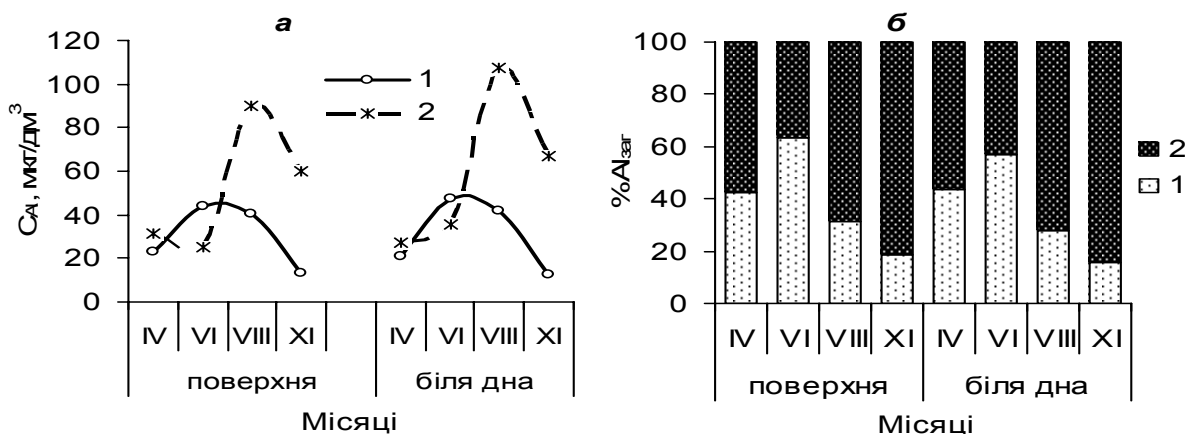


Рис. 1. Співвідношення розчиненої (1) і завислої (2) форм $Al(III)$ у воді Запорізького водосховища (за середніми величинами):
а – абсолютні величини, б – відносний вміст

Якщо оцінювати абсолютні величини вмісту алюмінію у складі розчиненої і завислої форм, то можна пересвідчитися у їхньому істотному збільшенні влітку (див. рис. 1а). Це пояснюється, з одного боку, зростанням ролі комплексоутворення за участю ГР, бо саме найбільші їхні концентрації у Запорізькому водосховищі характерні для цієї пори року. З іншого боку, неабияке значення в міграції алюмінію відіграють завислі речовини, оскільки він активно сорбується на їхній поверхні і, крім того, значна частина цього металу міститься у складі глинястих частинок. З наведених нижче даних щодо вмісту завислих речовин у воді Запорізького водосховища (табл.)

видно, що найбільші його величини спостерігалися навесні і влітку (відповідно квітень і серпень).

Проте співвідношення між розчинною і завислою формами алюмінію не завжди адекватно відображає взаємозв'язок між масою зависі та вмістом алюмінію у її складі (див. рис. 16). По-перше, сама маса зависі зазнає сезонних змін (табл.), що зумовлено впливом як зовнішніх, так і внутрішніх чинників. По-друге, змінюється її склад у різні пори року з явним домінуванням органічної складової влітку за рахунок фітопланктону. Якщо порівнювати червень і листопад, коли вміст завислих речовин був низьким і майже однаковим, то це співвідношення було прямо протилежним: у червні переважала розчинна форма, а в листопаді – зависла. Певна різниця між зазначеним співвідношенням проявляється і в квітні та серпні, коли вміст зависі був найбільшим і знову ж таки приблизно однаковим. Спостерігається й інше. За значно менших величин маси зависі у листопаді порівняно з періодом кінця літа частка завислої форми алюмінію була більшою восени і навіть максимальною протягом усього періоду досліджень (відповідно 81,4% та 84,4% у поверхневому і придонному шарах води). Отже, це дає підставу стверджувати, що природа завислих речовин певним чином впливає на його розподіл між зависсю і водним розчином.

Залежно від пори року у складі зависі може зростати або зменшуватися частка органічної складової, що зумовлено насамперед розвитком фітопланктону (див. табл.). Проте змінюється протягом року і його видовий склад. Так, навесні органічна складова зависі була представлена переважно нитчастими формами зелених водоростей, а в серпні – синьозеленими водоростями (табл.).

Таблиця. Вміст завислих речовин у воді Запорізького водосховища у різні пори року

Станції відбору проб води	Поверхневий шар води					Придонний шар води				
	місяці				Характер органічної складової зависі	місяці				Характер органічної складової зависі
	IV	VI	VIII	XI		IV	VI	VIII	XI	
	маса зависі, мг/дм ³					маса зависі, мг/дм ³				
1	13,7	1,5	12,9	1,4	<u>IV</u> н. з. в.; з. в.	11,4	2,3	12,8	1,0	<u>IV</u> н. з. в.
2	11,1	0,9	10,1	1,4	<u>VI</u> сз. в.; д. в.	10,7	1,5	13,0	2,5	<u>VI</u> сз. в.; д. в.
3	10,0	1,1	11,0	1,3	<u>VIII</u> сз. в.	10,4	2,4	13,1	1,5	<u>VIII</u> сз. в.
					<u>XI</u> д. в.; з. в.; детрит					<u>XI</u> детрит

Примітка: * – наведено якісну характеристику органічної складової зависі; н. з. в. – нитчасті зелені водорості, сз. в. – синьозелені водорості, д. в. – діатомові водорості, з. в. – зелені водорості.

Між масою зависі і концентрацією Al(III) у її складі не вдалося встановити чітко вираженого кореляційного зв'язку (рис. 2), що пояснюється

різними причинами. Протягом усього періоду досліджень середнє значення коефіцієнта кореляції (r) не перевищувало 0,36. Якщо б це була лише мінеральна завись, то кореляційна залежність явно була б чіткішою. Хоча неабияке значення має і розмір самих частинок. Однак стає очевидним, що наявність серед завислих речовин органічної складової та її домінування в окремі періоди впливає на характер залежності між масою зависі і вмістом алюмінію у її складі. Вірогідно, навіть переважання частки органічної складової не призводить до помітного перерозподілу $Al(III)$ між водним розчином і зависсю. Влітку зростає роль комплексоутворення в міграції металів, бо збільшується вміст РОР у воді за рахунок різних джерел, а комплексні сполуки, зазвичай, сорбуються меншою мірою. Не відомо також, яким чином і в яких кількостях поглинається алюміній водоростевими організмами та ще й якщо вони належать до різних видів. Восени, судячи з одержаних результатів, переважала мінеральна складова зависі з домішкою детриту, а тому і частка $Al_{зав}$ була найбільшою, незважаючи на низький вміст завислих речовин у цю пору року. У складі розчиненої форми $Al(III)$ проводився аналіз лабільної та нелабільної його фракцій (рис. 3).

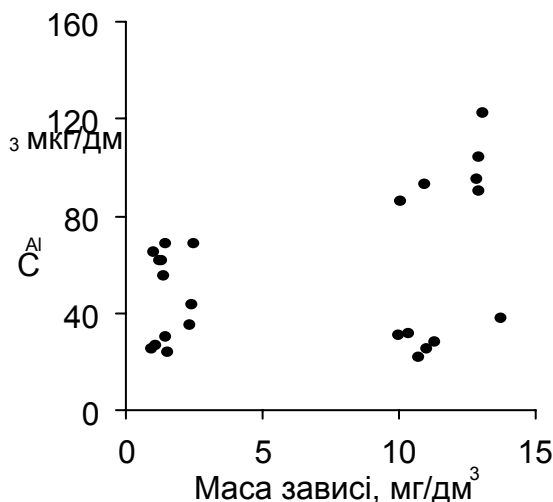


Рис. 2. Залежність концентрації $Al(III)$ у складі зависі від маси завислих речовин

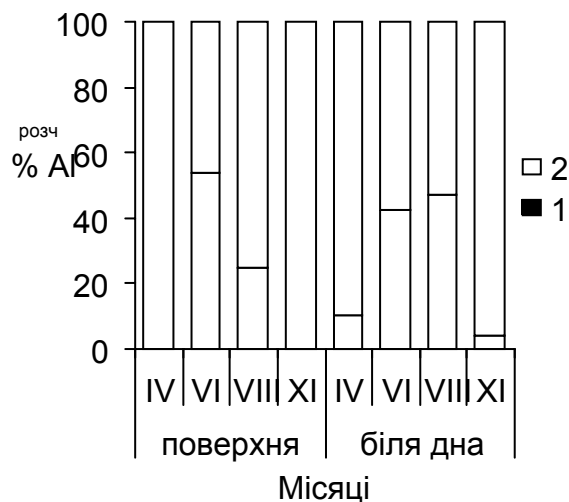


Рис. 3. Співвідношення лабільної (1) і нелабільної (2) фракцій розчиненого $Al(III)$ у воді Запорізького водосховища у різні пори року.

До першої з них відноситься $Al(III)$, який вивільняється із комплексних сполук та визначається реагентом хромазуролом S безпосередньо у природній фільтрованій воді без попередньої її пробопідготовки. Концентрацію нелабільної фракції алюмінію встановлювали за різницею між загальним вмістом розчинених форм $Al(III)$ і його концентрацією у складі лабільної фракції. Безперечно, співвідношення між цими фракціями алюмінію може змінюватися залежно від того, який реагент використовується для визначення $Al(III)$, тобто наскільки міцні або слабкі комплекси він утворює з іонами Al^{3+} порівняно з міцністю комплексних сполук цього металу з природними органічними лігандами. Це з одного боку, а з іншого, слід зважати на ту обставину, що компонентний склад органічних речовин у водоймі, зазвичай, мінливий і серед них можуть бути сполуки з

різними комплексоутворювальними властивостями, зокрема і такі, що утворюють слабкі комплекси з алюмінієм. Влітку концентрація органічних речовин, за даними перманганатної окиснюваності води (ПО) досягала своїх максимальних значень (рис. 4). Серед них були не лише ГР, а й інші органічні сполуки, зокрема продукти метаболізму і, можливо, планктонний гумус.

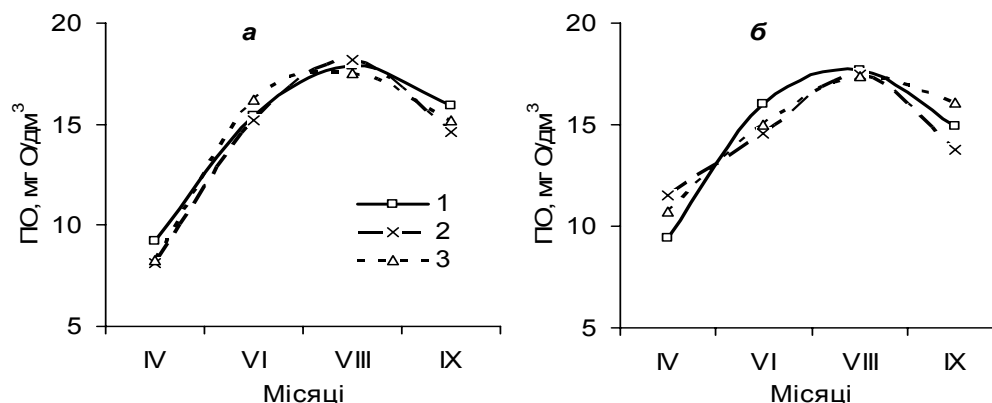


Рис. 4. Динаміка легкоокиснюваних органічних речовин (за даними ПО) у поверхневому (а) і придонному (б) шарах води Запорізького водосховища. 1 – 3 – станції відбору проб води

Найбільший відсоток лабільної фракції $Al(III)$ у воді Запорізького водосховища відмічено влітку – відповідно 53,8% у поверхневому та 47,0% у придонному шарах води (див. рис. 3). Зростання частки лабільної фракції $Al(III)$ у цю пору року пояснити однозначно важко, оскільки за даними гель-хроматографічних досліджень переважно весь розчинний алюміній знаходиться у складі органічних комплексних сполук. Однак компонентний склад РОР зазнає сезонних змін, а тому певна частина $Al(III)$, вірогідно, зв'язується в комплекси, що характеризуються меншою міцністю, тобто вони більш слабкі.

Раніше наявність лабільних комплексних сполук $Al(III)$ було підтверджено також методом гель-хроматографії для природної води з Канівського водосховища. Найбільш лабільними виявилися комплекси $Al(III)$ з молекулярною масою $\leq 2,0$ кДа, частка яких досягала 50%.

Поняття лабільності набуває важливого значення з екологічних позицій, оскільки у даному випадку йдеться про комплексні сполуки $Al(III)$, що характеризуються меншою міцністю, а тому алюміній, за дії певних чинників, зокрема зниження рН води або наявності у воді органічних речовин антропогенного походження, може вилучатися зі складу комплексів з природними органічними лігандами і невідомо у такому випадку, як це може вплинути на його токсичність та біодоступність.

Переважне знаходження розчиненого алюмінію у складі органічних комплексних сполук свідчить про активне його зв'язування РОР. Результати досліджень методом іонообмінної хроматографії показали, що основну роль у комплексоутворенні відіграє аніонна фракція РОР (рис. 5), у складі якої домінують ГР. Проте навесні частка аніонних комплексів алюмінію була найнижчою і не перевищувала 30% $Al_{розч}$. Однак вона різко зростає влітку і

восени – у 2,5–3,0 рази порівняно з весняним періодом. Характерним є і те, що навесні більша частина алюмінію знаходиться у складі катіонної і нейтральної фракцій РОР, причому нейтральні комплекси Al(III) виявилися домінуючою фракцією. Істотне зростання частки аніонних сполук Al(III) в літньо-осінній період зумовлено надходженням вод з більшим вмістом ГР із вище розташованих водосховищ, оскільки до Запорізького водосховища вони потрапляють саме влітку [4]. Подальше збільшення частки комплексів Al(III) з аніонною фракцією РОР восени може бути пов'язано з формуванням планктонного гумусу, який додатково зв'язував Al(III) у комплекси.

Гель-хроматографічні дослідження молекулярно-масового розподілу аніонних комплексів Al(III) показали, що у їхньому складі домінували сполуки з молекулярною масою $\leq 2,0$ кДа протягом усього періоду досліджень, окрім листопада (рис. 6). Частка цих комплексів досягала 62–64%. Отже, це наводить на думку, що Al(III) був зв'язаний переважно з ФК, оскільки саме вони, на відміну від ГК, мають меншу молекулярну масу. Крім того, у складі ГР водосховищ Дніпра переважають ФК, концентрація яких перевищує вміст ГК у 20–40 разів. Відомо також, що ФК дніпровських водосховищ з молекулярною масою $< 1,0$ кДа складають 65–70% від загального їх вмісту. ГК мають дещо більшу молекулярну масу ($> 5,0$ кДа) [8].

Таким чином, зважаючи на викладене вище, можна стверджувати, що в аніонній фракції РОР Al(III) знаходиться переважно у складі комплексів з ФК.

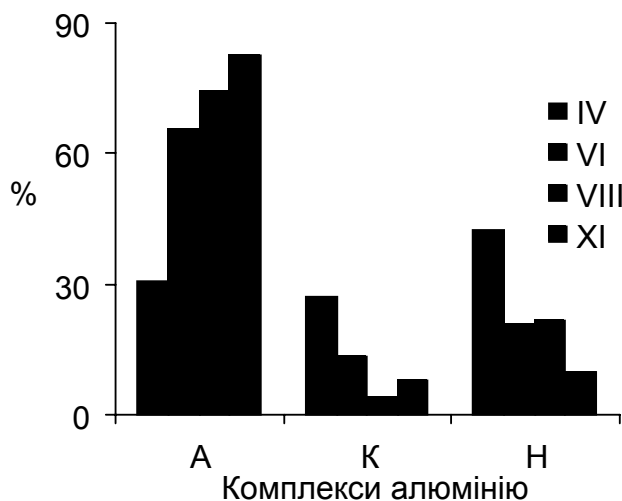


Рис. 5. Розподіл Al(III) серед комплексних сполук з РОР різної хімічної природи у воді Запорізького водосховища: А – аніонні, К – катіонні, Н – нейтральні комплекси. IV – квітень, VI – червень, VIII – серпень, XI – листопад.

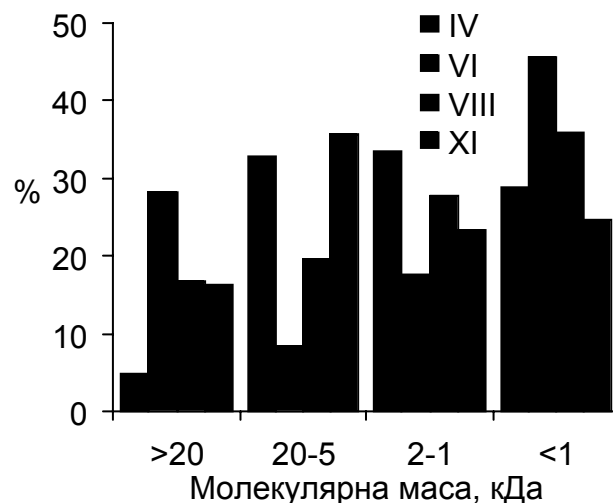


Рис. 6. Розподіл Al(III) серед комплексних сполук з РОР аніонної фракції (верхня ділянка Запорізького водосховища), що мають різну молекулярну масу. IV – квітень, VI – червень, VIII – серпень, XI – листопад.

Висновки. У воді верхньої ділянки Запорізького водосховища Al(III) мігрує головним чином у складі зависі (56,6–84,4% від загального вмісту), за винятком червня, де його частка у складі розчиненої форми досягала 56,7% біля дна та 63,4% у поверхневому шарі води. Серед органічних комплексів

переважають сполуки Al(III) з ГР, окрім квітня, коли їхня частка не перевищує 30%. В літньо-осінній період вона зростає до 65,8–82,5%. У складі аніонних комплексів Al(III) домінують сполуки з молекулярною масою $\leq 2,0$ кДа, що свідчить про переважне його зв'язування ФК, оскільки вони, на відміну від ГК, характеризуються молекулярною масою, що не перевищує 1,0 кДа. Таким чином, у воді Запорізького водосховища не слід очікувати появи токсичних форм Al(III), оскільки цьому не сприяють значення її рН (8,0–9,0) і, крім цього, Al(III) знаходиться головним чином у зв'язаному стані внаслідок адсорбції на зависі та комплексоутворення з РОР.

Список літератури

1. Алтунин В.С. Контроль качества воды: Справочник / В.С.Алтунин, Т.М. Белавцева. – М.: Колос, 1993. – 367 с.
2. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии / Р. Бок. – М.: Химия, 1984. – 432 с.
3. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I–IV групп: Справ. изд. / Под ред. В.А. Филова и др. – Л.: Химия, 1988. – 512 с.
4. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / А.И. Денисова. – К.: Наук. думка, 1979. – 292 с.
5. Заиков Г.Е. Кислотные дожди и окружающая среда / Заиков Г.Е., Маслов С.А., Рубайло В.Л. – Л.: Химия, 1991. – 144 с.
6. Исидоров В.А. Введение в химическую экотоксикологию: Учеб. Пособие / В.А. Исидоров. – СПб.: Химиздат, 1999. – 144 с.
7. Линник П.Н. Алюминий в природных водах: содержание, формы миграции, токсичность / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 2. – С. 80–102.
8. Линник П.Н. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор) / Линник П.Н., Васильчук Т.А., Линник Р.П. // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 1. – С. 81–107.
9. Линник П.Н. Особенности распределения алюминия среди сосуществующих форм в поверхностных водоемах разного типа / П.Н. Линник, В.А. Жежеря // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 6. – С. 92–109.
10. Орлов Д.С. Вопросы идентификации и номенклатуры гумусовых веществ / Д.С. Орлов // Почвоведение. – 1985. – № 2. – С. 48–60.
11. Савранский Л.И. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Л.И. Савранский, О.Ю. Наджафова // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.
12. Driscoll C.T. The chemistry of aluminium in surface waters / C.T. Driscoll // The environmental chemistry of aluminium (ed. G. Sposito), CRC Press, Inc., Boca Raton, FL, 1989. – P. 242–277.
13. Driscoll C.T., Schecher W.D. The chemistry of aluminum in the environment / C.T. Driscoll, W.D. Schecher // Environ. Geochem. Health. – 1990. – Vol. 12. – P. 28–48.
14. Tipping E. Organic complexation of Al in acid waters: model-testing by titration of a streamwater sample / E. Tipping, C.A. Backes // Water Res. – 1988. – Vol. 22. – P. 593–595.
15. Walker W.J. A kinetic study of aluminium adsorption by aluminosilicate clay minerals / Walker W.J., Cronan C.S., Patterson H.H. // Geochim. Cosmochim. Acta. – 1988. – Vol. 52. – P. 55–62.
16. Witters H.E. Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems / H.E. Witters // Ecotoxicol. Environ. Safety. – 1998. – Vol. 41. – P. 90–95.

Форми міграції алюмінію у воді Запорізького водосховища

Жежеря В.А., Линник П.М.

Розглянуто результати дослідження існуючих форм алюмінію у воді Запорізького водосховища та їх співвідношення у різні пори року. Показано, що домінуючою формою його існування є зависла. Розчинений алюміній превалює в період максимального вмісту у воді гумусових речовин, котрі, зокрема фульвокислоти, відіграють певну роль в його зв'язуванні в аніонні комплекси. Серед останніх домінують сполуки з молекулярною масою, не вище 2,0 кДа.

Ключові слова: алюміній; водосховище; форми міграції; комплекси; гумусові речовини.

Формы миграции алюминия в воде Запорожского водохранилища
Жежеря В.А., Линник П.Н.

Рассмотрены результаты исследований сосуществующих форм алюминия в воде Запорожского водохранилища и их соотношение в различные сезоны года. Показано, что доминирующей формой нахождения этого металла является взвешенная. Растворенный алюминий преобладает в период максимального содержания в воде гумусовых веществ, которые, в частности фульвокислоты, играют определяющую роль в его связывании в анионные комплексы. Среди последних доминируют соединения с молекулярной массой, не превышающей 2,0 кДа.

Ключевые слова: алюминий; водохранилище; формы миграции; комплексы; гумусовые вещества.

Speciation of aluminium in water of the Zaporozhye reservoir
Zhezherya V.A., Linnik P.N.

Results of researches of aluminium coexisting forms in water of the Zaporozhye reservoir and their ratio during various seasons of year are considered. It is shown that suspended form of this metal is predominated. The dissolved aluminium prevails during the maximal content of humic substances in water. These organic acids, particularly fulvic acids, play the main role in its bounding to anionic complexes. The aluminium complex compounds with the molecular weight which is not exceeding 2,0 kDa are dominated among the anionic complexes.

Keywords: aluminium; reservoir; speciation; complexes; humic substances.

Надійшла до редколегії 25.02.10

УДК 556.551.3/.4

Ухань О.О.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

**ІНТЕГРАЛЬНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД
БАСЕЙНУ СІВЕРСЬКОГО ДІНЦЯ**

Ключові слова: *якість води, інтегральний екологічний індекс якості, блоки індексу якості*

Вступ. Східна Україна характеризується як один з найбільш індустріальних та урбанізованих регіонів країни з інтенсивним веденням сільського господарства. В межах Харківської, Донецької та Луганської областей розташована велика кількість підприємств машинобудівельного комплексу, більше 100 хімічних та металургійних підприємств, харчова промисловість представлена значною кількістю хлібозаводів, содових комбінатів та ін. Єдиним джерелом водопостачання цього регіону є р. Сіверський Донець [4]. Використання води Сіверського Дінця промисловими

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

та комунальними підприємствами характеризується значними обсягами забору та відведення води. Саме тому найбільшою проблемою є забруднення річки стічними водами комунальних і промислових підприємств, з якими у Сіверський Донець надходять нафтопродукти, завислі речовини, сполуки азоту та фосфору, фенолів, пестицидів, детергентів, заліза, міді, цинку, хрому тощо. Потреба населення басейну Сіверського Дінця у чистій придатній до споживання води є першочерговою проблемою розвитку регіону.

Оцінка якості води може виконуватися відповідно до принципів і систем загальноприйнятих критеріїв з метою захисту і задоволення потреб різних категорій водоспоживачів (для питного користування, для зрошення, для забезпечення потреб тваринництва та рибного господарства інших) і збереження якості природних вод [9].

Метою даної роботи було дослідження та загальна екологічна оцінка якості поверхневих вод басейну Сіверського Дінця.

Методи та методика дослідження. Оцінка якості поверхневих вод басейну Сіверського Дінця виконувалася за результатами спостережень, отриманих на мережі Державної гідрометеорологічної служби протягом 1993–2008 рр.[3, 7].

В якості методичної бази для виконання оцінки використали "Методику екологічної оцінки поверхневих вод за відповідними категоріями" [10]. Визначали інтегральний екологічний індекс I_E , індекс забруднення компонентами сольового складу I_1 , трофо-сапробіологічний (еколого-санітарний) індекс I_2 , індекс специфічних показників токсичної дії I_3 .

При вивченні сольового індексу р. Сіверський Донець за течією та типізації річок басейну за вказаним індексом виникли питання пов'язані з певними недоліками "Методики...", за якою проводилися розрахунки. Річки Сіверського Дінця зони Донецького кряжу мають природну досить високу мінералізацію, що завищує ступінь забрудненості вод за показником сольового складу. При дослідженні сольового індексу за течією Сіверського Дінця на відтинку м. Лисичанськ- с. Кружилівка спостерігається підвищення мінералізації води внаслідок надходження високомінералізованих приток правобережної частини. Саме тому величина сольового індексу досить висока.

Також були використані методичні підходи Європейського Союзу, висвітлені в Директиві ЄС 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 р. [1, 6].

Проведення оцінок згідно вимог ЄС базується на екосистемних засадах, коли водний об'єкт розглядається як середовище існування водних організмів.

Згідно Директиви ЄС разом з біологічними параметрами якість природних вод оцінюється за наступними фізико-хімічними показниками:

- а) кисневий режим та рН;
- б) показники евтрофікації – мінеральні та органічні сполуки азоту і фосфору, показники окиснюваності води;
- б) показники токсичної дії – цинк, мідь, хром, свинець, кадмій, ртуть, нікель, миш'як та найбільш розповсюджені пестициди.

Для кожного з показників розроблені класифікатори, що відображають інтервали концентрацій відповідних речовин у кожному класі якості (від "відмінного" до "дуже поганого"), кожен з яких характеризується певним кольором (від блакитного до червоного) (рис.1).

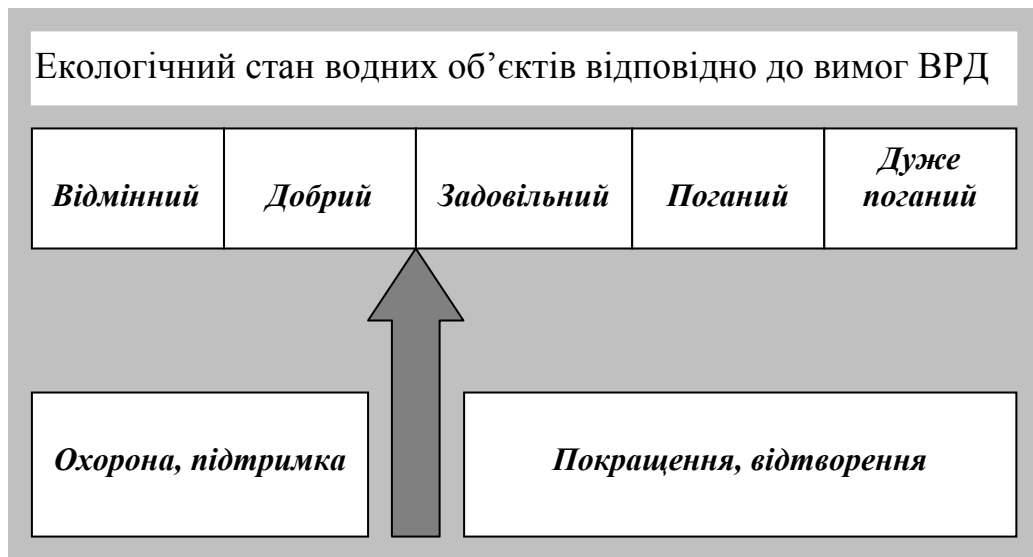


Рис.1. Класифікація стану водних об'єктів відповідно до вимог ВРД

З використанням багатоцільової інформаційно-аналітичної комп'ютерної системи, розробленої в УкрНДГМІ, було розраховано інтегральний екологічний індекс та окремі його блоки за середніми багаторічними даними за період спостережень 1993-2008 рр. Крім того, для порівняння змін рівня техногенного навантаження було вибрано два окремі періоди. Перший охоплював роки після розпаду СРСР та характеризувався значним спадом рівня економічного виробництва (1993-1995 рр.), другий відносився до початку ХХІ сторіччя (2001-2003 рр.), коли в країні зросли економічні показники.

Розрахунки виконано для басейну Сіверського Дінця в цілому, для окремих його приток та створів [11].

Результати та їх обговорення. Результати розрахунків інтегрального та блокових індексів якості води у басейні Сіверського Дінця наведено на рис.2. Багаторічна динаміка значень I_E для басейну протягом досліджуваного періоду не носила однорідного характеру, проте загальна тенденція свідчить про їх поступове зниження. Зменшення величини інтегрального індексу I_E протягом 1993-1999 рр. з 4,0 до 3,5 насамперед пов'язано зі зменшенням антропогенного навантаження внаслідок спаду промислового виробництва в країні. Після зазначеного періоду коливання величини I_E у басейні Сіверського Дінця були незначними – 3,5-3,7, що свідчить про відносну стабілізацію екологічного стану поверхневих вод досліджуваного басейну.

Так як інтегральний екологічний індекс дає можливість оцінити лише загальну екологічну ситуацію, для розуміння того, які саме складові екологічного індексу зазнали змін, нами було розглянуто динаміку кожного з окремих блоків індексу.

Коливання величини сольового індексу для басейну Сіверського Дінця було незначним - $3,1 < I_1 > 2,5$, проте з 1997 р. простежується стійка тенденція до підвищення значень індексу I_1 переважно за рахунок зростання вмісту сульфатних та, в значно меншій мірі, хлоридних іонів. Проведені раніше дослідження показали пряму залежність вмісту вказаних іонів від витрат води [12], саме тому можна зробити висновок, що збільшення величини сольового індексу відбувалося внаслідок зміни водного режиму річок басейну.

При екологічній оцінці найбільш суттєвим є значення трофосапробіологічного індексу, який є показником екологічного навантаження на поверхневі води річок і розрахунок якого пов'язаний із великою кількістю показників. Динаміка індексу I_2 в басейні Сіверського Дінця в цілому характеризується тенденцією до зниження. Зменшення величини еколого-санітарного індексу (з 4,7 до 4,0) протягом 1993-1999 рр. відбулося за рахунок зменшення величини хімічного споживання кисню (ХСК) та амонійного азоту, внаслідок загального спаду рівня життєдіяльності населення на фоні погіршення життя в країні. Поступове зростання значень індексу I_2 з 2000 р. пов'язано з поновленням господарської активності населення на фоні недостатньо якісного очищення господарсько-побутових стічних вод великих міст (рис. 2).

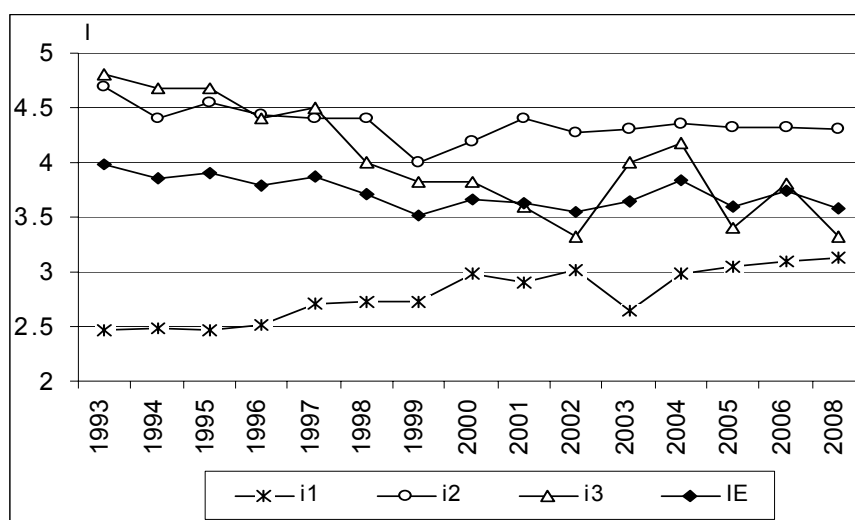


Рис.2. Багаторічна динаміка середніх значень I_1 , I_2 , I_3 та інтегрального індексу I_E басейну Сіверського Дінця, 1993-2008 рр.

Досить відчутні зміни відбулися у динаміці індексу забруднення показниками токсичної дії. Протягом 1993-2003 рр. його величина змінилася з 4,8 до 3,3 переважно за рахунок зменшення рівня забруднення важкими металами (ВМ) з 5 до 3 категорії. Надходження ВМ до природних вод відбувається переважно з недостатньо очищеними промисловими стічними водами, тому зменшення рівня їх забруднення є показником зменшення інтенсивності промислового виробництва [14].

В цілому, за значеннями інтегрального екологічного індексу поверхневі води басейну р. Сіверський Донець характеризуються як "добрі" за станом та "досить чисті" за рівнем забруднення.

Оцінки якості води були виконані не тільки для басейну в цілому, а й для окремих річок. Для р. Сіверський Донець також розглянуто закономірності зміни окремих індексів за довжиною.

На основі отриманих результатів річки басейну Сіверського Дінця за величиною інтегрального екологічного індексу I_E були поділені на декілька груп:

1. річки з величинами $I_E = 3,0-4,0$ (Оскол, Вовча, Харків, Лопань, Печенізьке та Червонооскольське водосховища) "добрі" за станом, "досить чисті" за рівнем забруднення;
2. річки з величинами $I_E = 4,0-4,9$ (Уди, Борова, Червона, Сухий Торець, Мокра Плотва, Бахмут, Сіверський Донець та інші) - "задовільні, слабкозабруднені";
3. річки, у яких величина I_E перевищує 5,0 (Лугань, Казений Торець, Біленька) - "задовільні, помітно забруднені"(рис.3).

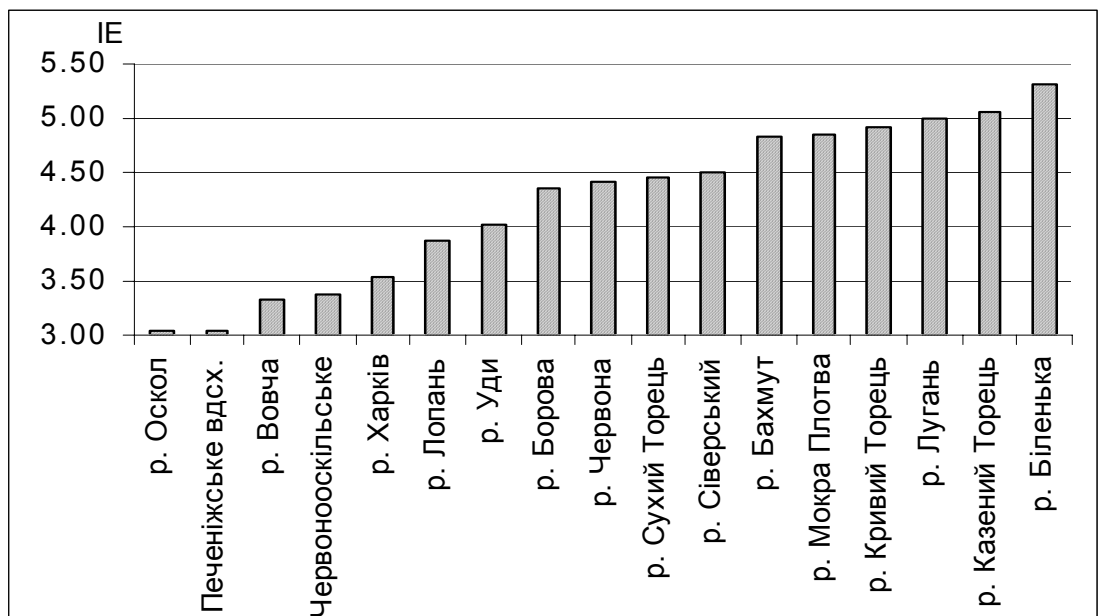


Рис. 3. Середні значення інтегрального індексу якості води I_E річок басейну Сіверського Дінця за 1993-2008 рр.

Величина сольового індексу I_1 прямо залежить від зміни величини мінералізації води, вмісту основних іонів, тому проведена типізація досліджуваного басейну за величиною індексу I_1 в певній мірі повторює її для суми іонів, хлоридних та сульфатних іонів [8]:

1. найменші значення $I_1 = 2,3-3,8$ зафіксовано для річок верхньої лісостепової частини басейну (річки Харків, Уди та Лопань, Вовча, Оскол, Печенізьке та Червонооскольське водосховища), природні умови яких обумовлюють невисоку мінералізацію природних вод;
2. річки степової частини басейну (Борова, Червона) та р. Сіверський Донець з величиною індексу $I_1 = 5,3-5,7$, де в умовах посушливого клімату в ґрунтах накопичується підвищена кількість солей;
3. правобережні притоки Сіверського Дінця зони Донецького кряжу з величинами сольового індексу 6,3-7,0, високі значення якого викликані

вмістом сульфатних та хлоридних іонів на рівні 6-7 категорії. Надходження вказаних іонів відбувається за рахунок вимивання соленосних порід з ґрунтового комплексу та живлення високомінералізованими ґрунтовими водами [2] (рис.4).

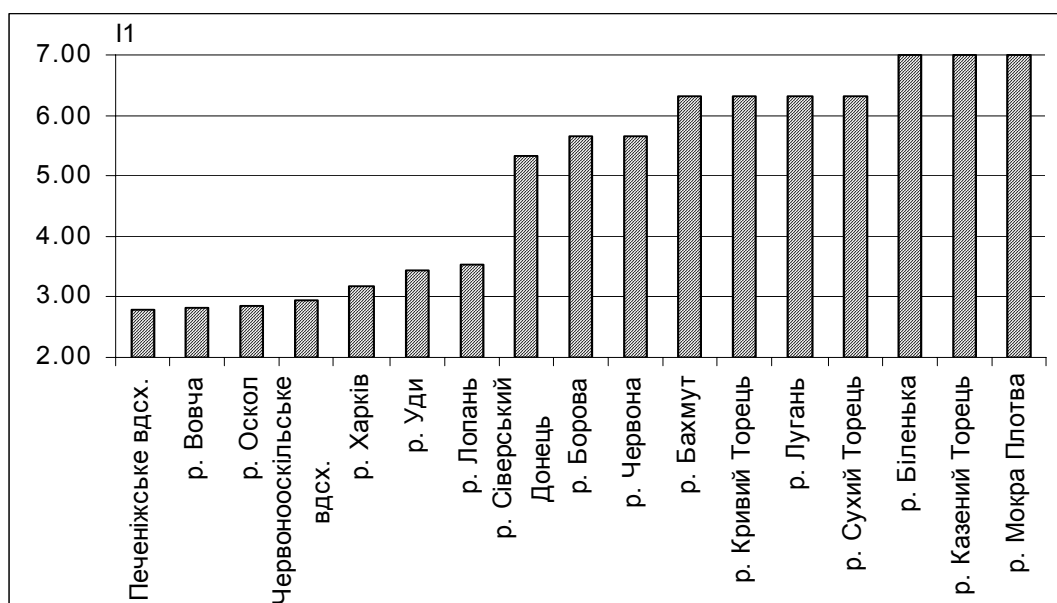


Рис.4. Значення сольового індексу річок басейну Сіверського Дінця за 1993-2008 рр.

За значеннями трофо-сапробіологічного індексу всі річки басейну Сіверського Дінця були поділені на три групи:

1) річки північної лісостепової частини басейну зі значенням $I_2=2,9-3,2$ (Червонооскольське та Печенізьке водосховища, річки Вовча та Оскол), на формування величини індексу переважний вплив чинить високий вміст сполук фосфору мінерального (5 категорія забруднення);

2) річки із значеннями $4,1 < I_2 > 3,7$ (Харків, Червона, Борова, Сухий Торець). Вказана величина I_2 переважно обумовлювалася високим вмістом сполук фосфору мінерального, нітритного та нітратного азоту (категорія забруднення 5-6);

3) річка Уди та правобережні притоки зони Донецького кряжу, де значення індексу I_2 досягло 4,5-4,9. Високе значення еколого-санітарного індексу для цих річок обумовлено присутністю у воді високих концентрацій амонійного, нітратного азоту (5-6 категорія) та фосфатних іонів - (7 категорія). Причому, походження амонійного азоту та фосфатних іонів для р. Уди є результатом скиду недостатньо очищених господарсько-побутових стічних вод м. Харків, а високий вміст нітратного азоту для річок зони Донецького кряжу пояснюється природними умовами його надходження (рис. 5).

Джерелом надходження до природних вод складових компонентів індексу I_3 (важких металів, фенолів, нафтопродуктів та ін.) переважно є стічні води промислових підприємств. Саме тому найбільші величини індексу показників токсичної дії (> 4) зафіксовано у воді річок нижче великих промислових міст (р. Вовча – м. Вовчанськ та м. Белгород, р. Біленька –

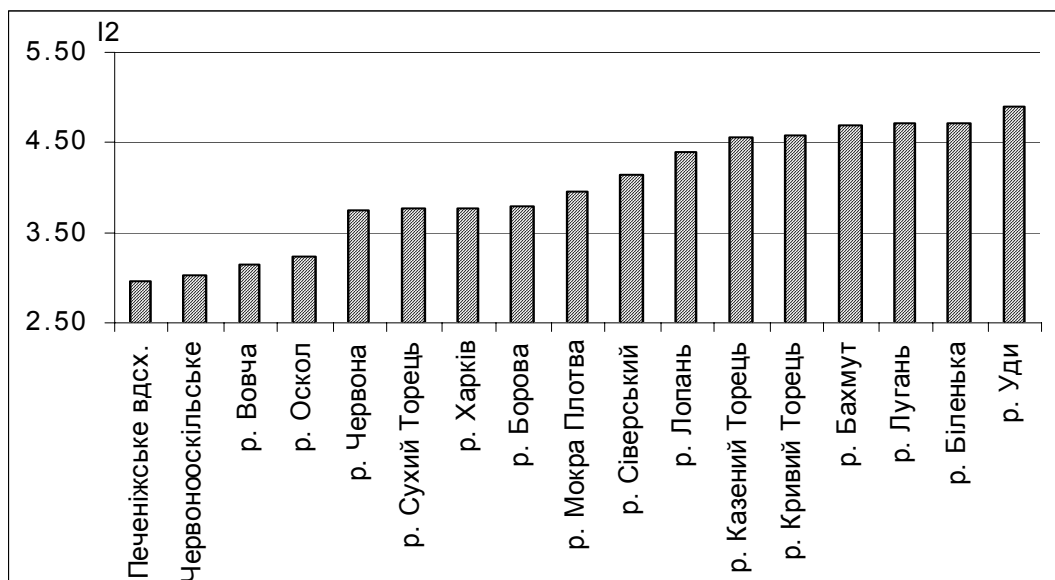


Рис.5. Значення трофо-сапробіологічного індексу річок басейну Сіверського Дінця за 1993-2008 рр.

м. Лисичанськ). Переважна більшість річок басейну мали величину індексу I_3 в межах 3,5-3,9, а найменші значення - до 3,0-3,4 спостерігалися для річок Оскол, Сухий Торець та Печенізького водосховища, в межах басейнів яких не спостерігається скупчення великої кількості промислових підприємств (рис.6).

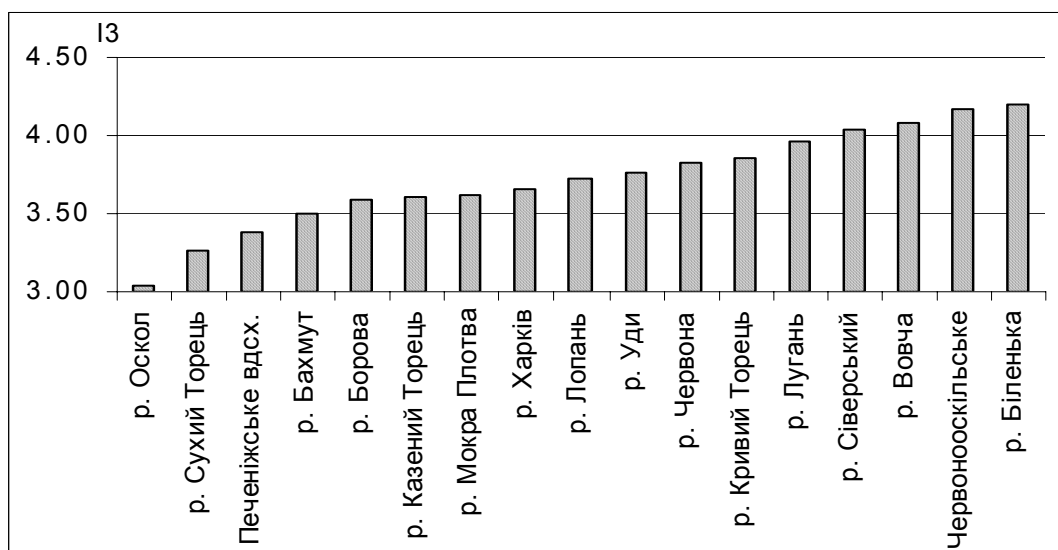


Рис.6. Значення індексу забруднення специфічними речовинами для річок басейну Сіверського Дінця за 1993-2008 рр.

Динаміка інтегрального індексу за течією Сіверського Дінця має чітко виражену закономірність з підвищенням його величини у створах нижче міст, внаслідок надходження забруднюючих речовин (сполук азоту та фосфору, важких металів, фенолів, синтетично-поверхневих активних речовин (СПАР) та нафтопродуктів) з недостатньо очищеними господарсько-побутовими та промисловими стічними водами (рис.7). Суттєве зростання величини інтегрального індексу (до 5,4) у створі нижче м. Лисичанськ пов'язано як з природними особливостями регіону (формування хімічного

складу поверхневих вод тут відбувається під впливом соленосних порід та високомінералізованих ґрунтових вод), так і з скупченням на цій території великої кількості промислових підприємств [12].

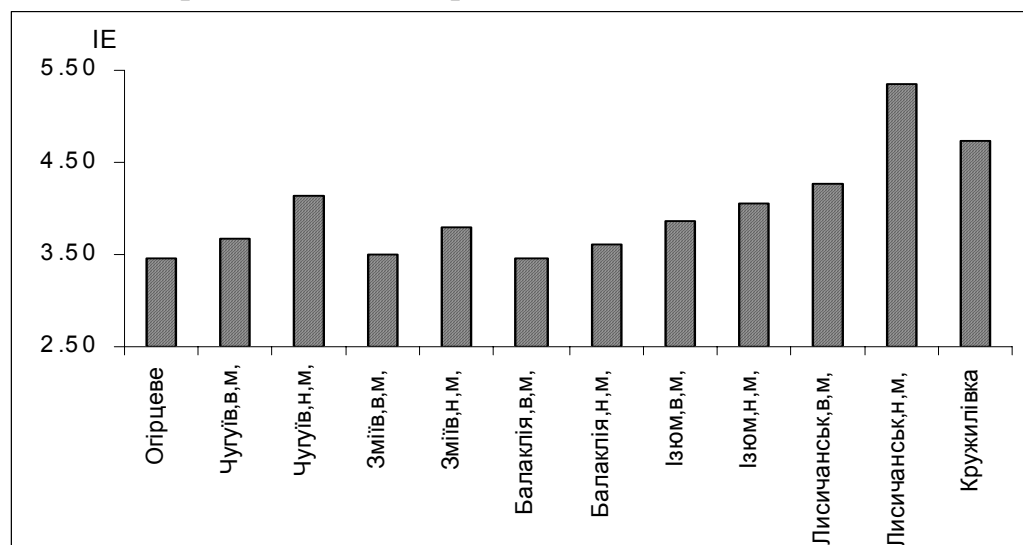


Рис.7. Зміна величини інтегрального екологічного індексу якості I_E за течією р. Сіверський Донець, 1993-2008рр.

Найменше значення сольового індексу за течією Сіверського Дінця зафіксовано в початковому створі – с. Огірцеве – 2,7. На відтинку м. Чугуїв - м. Ізюм динаміка індексу I_1 характеризується незначним зростанням - до 3,7.

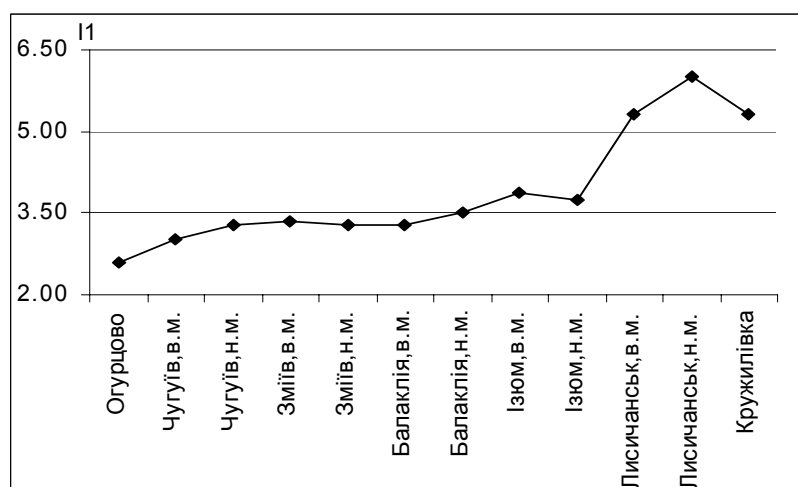


Рис.8. Зміна величини сольового індексу за течією р.Сіверський Донець, 1993-2008 рр.

Підвищення сольового індексу до 5,3 спостерігається в створі м. Лисичанськ, що є результатом надходження більш мінералізованих вод правих приток Сіверського Дінця. Значного зниження величини індексу I_1 у кінцевому створі с. Кружилівка не зафіксовано - $I_1 = 5,7$ (рис.8).

Хід кривої зміни індексу специфічних показників токсичної дії за течією р. Сіверський Донець в деякій мірі повторює хід кривої зміни індексу I_2 : зростання величини (з 3,6 до 4,6) в створі м. Чугуїв та м. Лисичанськ є результатом антропогенного навантаження внаслідок надходження до природних вод специфічних забруднювальних речовин

(фенолів, СПАР) з промисловими та господарсько-побутовими стічними водами (рис.9).

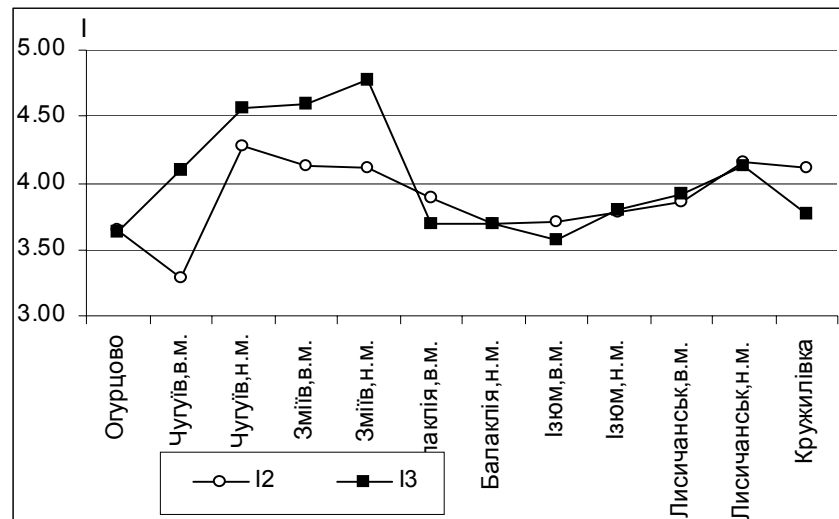


Рис.9. Зміна величини індексів I₂ та I₃ за течією р.Сіверський Донець, 1993 – 2008 рр.

Динаміка трофо-сапробіологічного індексу за течією Сіверського Дінця характеризується зростанням його величини (з 3,3 до 4,3) в створі нижче м. Чугуїв в результаті надходження сполук азоту та фосфору з господарсько-побутовими стічними водами. На відтинку м. Зміїв - м. Балаклія величина еколого-санітарного індексу залишається на рівні 4,0 переважно за рахунок надходження забруднених вод басейну р. Уди.

Зменшення значень індексу I₂ до створу м. Ізюм змінюється його зростанням у створі м. Лисичанськ переважно за рахунок збільшення вмісту у воді нітратних іонів, походження яких носить суто природний характер (процеси нітрифікації, надходження нітратних іонів з правобережних приток, води яких збагачені сполуками нітратного азоту) (рис.9)Щоб підтвердити припущення щодо впливу басейну р. Уди на якість поверхневих вод Сіверського Дінця, нами було досліджено динаміку індексів I₂ та I₃ (складові яких є основними забруднювальними речовинами поверхневих вод р. Уди) за течією річки та багаторічну динаміку зазначених індексів у вихідному створі смт. Есхар. Місто Харків за чисельністю населення займає друге місце в Україні (1,5 млн. чол.). Функціонально-галузева структура промисловості характеризується високою питомою вагою важкої промисловості. В Харкові розміщені великі підприємства машинобудівельної та харчової промисловості.

Значне підвищення значення еколого-санітарного індексу (з 3,7 до 5,1) в створі нижче м. Харків пояснюється безпосереднім антропогенним впливом на екосистему річки Уди внаслідок надходження амонійного азоту та сполук фосфору з недостатньо очищеними господарсько-побутовими стічними водами, у вихідному створі – смт. Есхар зменшення величини індексу складає лише 0,4.

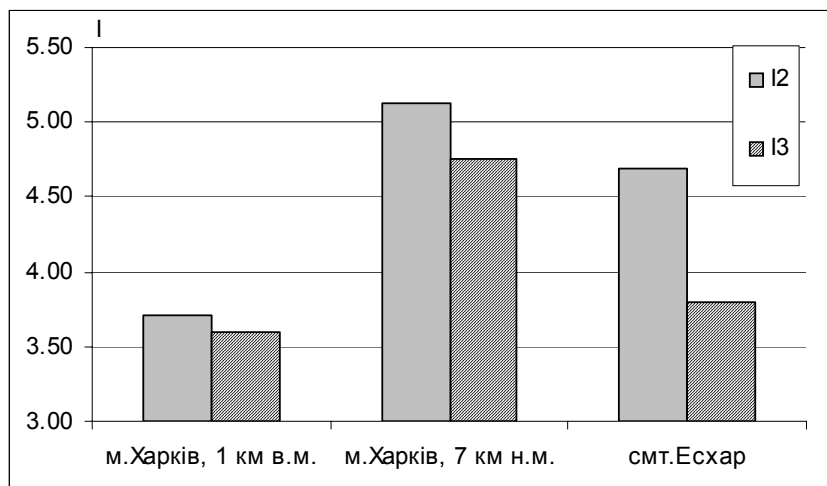


Рис. 10. Динаміка індексів I_2 та I_3 за течією р.Уди за 1993-2008 рр.

Щодо динаміки індексу I_3 , то зростання його до 4,8 у створі нижче м. Харків є наслідком надходження СПАР та ВМ з промисловими стічними водами, проте на відміну від величини еколого-санітарного індексу зміна значення I_3 у вихідному створі складала 1,0 в бік зменшення (рис.10).

Значне забруднення Сіверського Дінця водами р. Уди спостерігалось в 1995 р після аварії на очисних каналізаційних системах м. Харків. В цей період середні значення амонійного азоту у вихідному створі басейну Уди смт. Есхар перевищували ГДК майже у 17 разів (рис.11). На графіку багаторічної динаміки найбільші значення трофо-сапробіологічний індексу (до 5,3) зафіксовано саме в цей період, зменшення індексу спостерігалось лише в 1997 р. (рис.12).

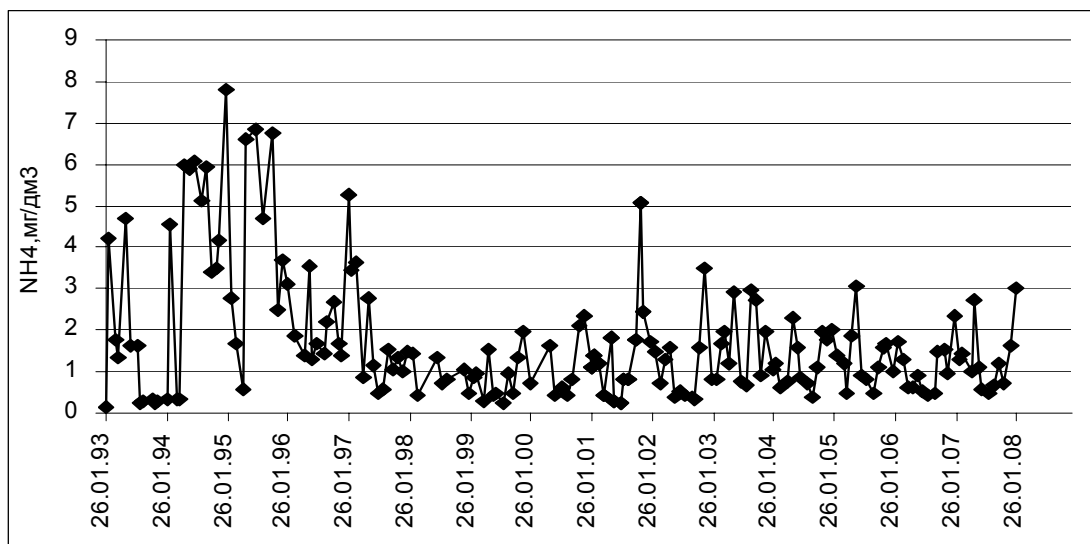


Рис.11. Динаміка азоту амонійного у воді р. Уди, смт Есхар 1993-2008рр.

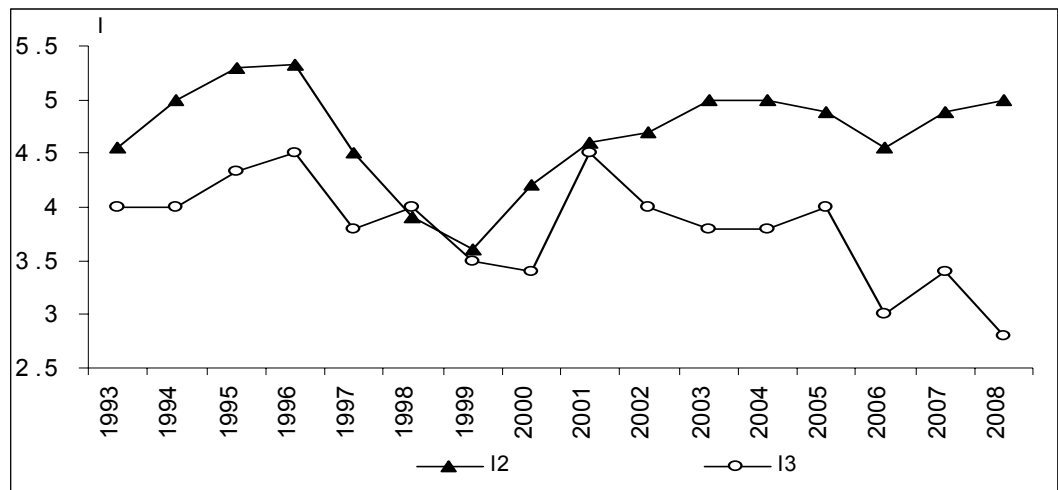


Рис.12. Багаторічна динаміка індексів I₂ та I₃ у воді р. Уди, смт. Есхар, 1993-2008 рр.

Зростання величини індексу I₂ з 2000 р. пов'язано з поновленням забруднення поверхневих вод в результаті позитивних змін у господарській діяльності населення. Тенденція до зростання значень I₂ зберігається і до теперішнього часу.

Зміни індексу показників токсичної дії носили дещо стрибкоподібний характер, проте, на відміну від індексу I₂ спостерігається, тенденція до зменшення його величин, що може бути пов'язано зі спадом промислового виробництва в цьому регіоні.

Таким чином, вплив р. Уди на формування якості води Сіверського Дінця переважно полягає у зростанні величини трофо-сапробіологічного індексу та в деякій мірі індексу забруднення токсичними речовинами.

Для підтвердження припущення щодо зменшення техногенного навантаження на природні води басейну було розглянуто динаміку інтегрального індексу I_E та окремих його блоків за два окремих періоди: початок 90-х років минулого століття та початок XXI сторіччя. Розрахунки виконано для створу м. Лисичанськ (19,8 км вище міста), як найбільш потужного промислового центру в басейні Сіверського Дінця.

Величина сольового індексу за вказані часові проміжки значно не змінилася (з 5,8 до 5,7), що свідчить про переважання впливу природного чинника [13]. Відчутні зменшення спостерігалися для індексів I₂ та I₃ на початку XXI сторіччя. Зменшення індексу I₂ з 4,1 до 3,6 відбулося за рахунок зміни забруднення амонійним та нітратним азотом, окиснюваності води (за I_{mn} індексом) (з 5 до 3 категорії); зміна індексу I₃ з 4,4 до 4,0 відбулася за рахунок зменшення забруднення важкими металами (до 4 категорії). Зміни складових компонентів вказаних індексів безпосередньо пов'язані з господарською діяльністю людини та темпами промислового розвитку, зменшення рівня забруднення свідчить про зменшення інтенсивності антропогенного навантаження на поверхневі води Сіверського Дінця (рис.13).

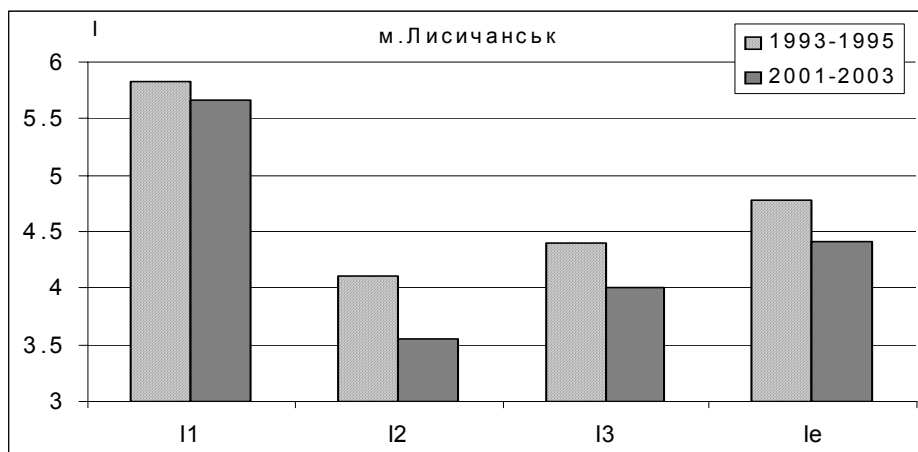


Рис.13. Графік порівняння величин I_E , I_1 , I_2 , I_3 за період 1993-1995 та 2001-2003 рр., р. Сіверський Донець, м. Лисичанськ, 19.8 км вище міста

Враховуючи задеклароване прагнення України до Європейського Союзу, нами також було оцінено якість поверхневих вод річкових басейнів відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС (табл.).

Таблиця. Оцінка якості поверхневих вод басейну Сіверського Дінця відповідно до ВРД ЄС за 1993-2008 рр., (I – V класи)

	O_2	BCK_5	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	N_{min}	P_{min}	$P_{заг}$	Zn	Cu	Cr
Печенізьке вдсх.	>I	<I	I	I	<I	<I	III	III	II	II	II
Червоноооскольське вдсх.	>I	<I	<I	I	<I	<I	III	III	II	II	II
Біленька	>I	II	III	III	II	II	III	IV	II	II	II
Бахмут	>I	II	III	III	II	II	III	IV	II	II	II
Борова	>I	I	II	II	I	II	III	II	II	II	II
Вовча	>I	I	II	I	<I	<I	II	III	II	III	II
Казенний Торець	>I	I	III	III	<I	II	IV	V	II	III	II
Кривий Торець	>I	I	IV	III	III	II	II	V	III	III	III
Лопань	>I	I	V	III	I	II	V	V	II	II	II
Лугань	>I	II	III	III	II	II	III	III	III	III	III
Мокра Плотва	>I	I	III	II	II	II	II	V	II	III	II
Оскол	>I	I	II	II	<I	<I	III	IV	II	II	II
Сіверський Донець	>I	I	III	II	II	II	IV	IV	II	III	II
Уди	>I	II	V	IV	I	II	V	V	II	III	II
Харків	>I	I	III	II	I	I	III	IV	II	III	II
Червона	>I	I	II	II	I	I	III	III	II	II	II

Забруднення амонійним азотом на рівні IV-V класів спостерігалось у воді річок Кривий Торець, Лопань та Уди; нітритним азотом – у р.Уди (IV клас), забруднення сполуками фосфору на рівні IV-V класів встановлено у воді переважної більшості річок басейну Сіверського Дінця. Води вказаних річок за вмістом біогенних речовин належать до "поганих" та "дуже

поганих". Підвищений вміст вказаних сполук пояснюється потужним техногенним навантаженням на водні екосистеми річок. Крім того, майже повсюдно спостерігалось забруднення поверхневих вод важкими металами. Для решти досліджуваних компонентів якості води може бути прийнята як та, що задовольняє нормативним вимогам.

В цілому, за вищевказаною методикою води басейну Сіверського Дінця характеризуються як "добрі, досить чисті".

Висновки. Протягом 1993-2008 рр. зафіксовано зниження величини інтегрального екологічного індексу якості води для басейну Сіверського Дінця за рахунок зменшення трофо-сапробіологічного індексу та індексу забруднення показниками специфічної токсичної дії, що свідчить про зменшення техногенного навантаження на поверхневі води басейну. Значення сольового індексу відзначалися незначним підвищенням внаслідок коливання витрат та рівнів води.

Правобережні притоки Сіверського Дінця зони Донецького кряжу характеризуються найвищими значеннями інтегрального екологічного індексу за рахунок природних особливостей надходження у руслову мережу сульфатних, хлоридних іонів та нітратного азоту. Річка Уди має найбільший показник індексу I_2 внаслідок інтенсивного забруднення амонійним азотом та сполуками фосфору, походження яких є результатом антропогенного впливу.

Особливості змін інтегрального індексу за течією р. Сіверський Донець полягають у підвищенні його величини в створах нижче міст внаслідок надходження з стічними водами сполук азоту та фосфору, фенолів та СПАР, що свідчить про вплив техногенного чинника на формування якості води річки.

Високі величини трофо-сапробіологічного індексу та індексу специфічних показників на ділянці м. Чугуїв - м. Балаклія пояснюються впливом забруднених вод р. Уди, що підтверджують графіки зміни вказаних індексів за течією р. Уди. Забруднення власне басейну Уди полягає у зростанні величини еколого-санітарного індексу переважно за рахунок надходження сполук азоту та фосфору з господарсько-побутовими стічними водами м. Харків.

Порівняння величин I_E , I_1 , I_2 , I_3 за два окремі періоди (на прикладі м. Лисичанськ) показало зменшення техногенного навантаження, що відобразилося у зміні величини еколого-санітарного індексу та індексу забруднення специфічними показниками. Вплив міських агломерацій на величину сольового індексу незначний внаслідок переважно природного походження його компонентів.

Дослідження якості води за двома різними методиками (шляхом обчислення інтегрального екологічного індексу та згідно з методикою ВРД ЄС) надали нам фактично однаковий результат – поверхневі води басейну Сіверського Дінця є "добрими" за станом та "досить чистими" за ступенем чистоти.

Список літератури

1. Адаптація системи моніторингу поверхневих вод Державної гідрометеорологічної служби МНС України до положень Водної Рамкової Директиви ЄС / [Осадча Н.М., Клебанова Н.С., Осадчий В.І., Набиванець Ю.Б.] // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2008. – Вип.257. – С. 146-161.
2. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии / О.А. Алекин. - Л. : Гидрометеиздат, 1970. - 444с.
3. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. - К. : Наукова думка, 2007. - 455с.
4. *Вишневський В.І.* Річки і водойми України. Стан і використання / В.І. Вишневський. - К. : Віпол, 2000. - 367с.
5. Водний Кодекс України / Відомості Верховної Ради, 1995, №24. - с.189.
6. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЕС. Основні терміни та їх визначення. / Видання офіційне. – К., 2006. - 240с.
7. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / [Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. - К. : Ніка-Центр, 2008. - 655с.
8. *Ухань О.О.* Закономірності формування хімічного складу поверхневих вод басейну Сіверського Дінця / О.О. Ухань, В.І. Осадчий // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2010. - Вип. №18. – С. 166-179.
9. *Караушев А.В.* Методологические основы оценки антропогенного влияния на качество поверхностных вод / А.В. Караушев. - Л. : Гидрометеиздат, 1987. – 250 с.
10. *Романенко В.Д.* Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк, О.П. - К. : Символ-Т, 1998. – 28 с.
11. *Осадчий В.І.* Використання методів експериментальної гідрохімії та геоінформаційних технологій для оцінки стану та прогнозування якості поверхневих вод / В.І. Осадчий. // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. - 2001. – Вип. №2. - С.110-120.
12. Особливості формування хімічного складу поверхневих вод басейну р. Сіверський Донець / [Ухань О.О., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Манченко А.П.] // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. - С. 262-277.
13. *Осадча Н.М.* Особливості формування хімічного складу поверхневих вод України у 2000 р. / Н.М.Осадча, В.І. Осадчий. // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. - 2001. – Вип. №2. - С. 379-389.
14. *Романенко В.Д.* Основы гидроэкологии / В.Д. Романенко. - К. : Генеза, 2004. - 520с.

Інтегральна оцінка якості поверхневих вод басейну Сіверського Дінця

Ухань О.О.

Вивчена багаторічна динаміка інтегрального індекса якості води р. Сіверський Дінець. Проведена типізація поверхневих вод басейну за значеннями інтегрального екологічного індекса та його окремих блоків. Показано, що істотний вплив на формування якості води р. Сіверський Дінець здійснюють забруднені води басейну р. Уди. Зниження техногенного навантаження за період 1993–2008 рр. привело до покращення загального стану і якості води р. Сіверський Дінець, що продемонстровано на прикладі м. Лисичанськ. Проведена оцінка якості поверхневих вод басейну згідно ВРД ЄС.

Ключові слова: *якість води, інтегральний екологічний індекс якості, блоки індексу якості.*

Интегральная оценка качества поверхностных вод бассейна Северского Донца

Ухань О.А.

Изучена многолетняя динамика интегрального индекса качества воды р. Северский Донец. Проведена типизация поверхностных вод бассейна за значениями интегрального экологического индекса и его отдельных блоков. Показано, что существенное влияние на формирование качества воды р. Северский Донец оказывают загрязненные воды бассейна р. Уды. Снижение техногенной нагрузки за период 1993-2008 гг. привело к улучшению общего состояния и качества воды р. Северский Донец, что продемонстрировано на примере г. Лисичанск. Проведена оценка качества поверхностных вод бассейна согласно ВРД ЕС.

Ключевые слова: *качество воды, интегральный экологический индекс качества, блоки индекса качества.*

Integral assessment of surface water quality of Seversky Donets basin

Ukhan' O.A.

The long-term dynamics of the integral index of water quality of Seversky Donets' basin are studied. Surface waters of the basin for the values of the integrated environmental index and its individual units are classified. It is shown that a significant impact on water quality of Seversky Donets river have contaminated by the water of Uda basin. Reduction of industrial load for the period 1993-2008 years led to the improvement of general condition and quality of water Seversky Donets river, which is shown on the example of Lisichans city. Assessment of quality of surface waters of the basin under the WFD EU.

Keywords: *quality of water, Integrated ecological index of quality, Blocks of an index of quality.*

Надійшла до редколегії 26.02.10

УДК 504.45:556.55(477)

Аксѡм С.Д.

Інститут геологічних наук НАН України, м. Київ

Кравчинський Р.Л.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

Стефурак О.М.

ЗАТ «Укрнафтогазгеофізика», м. Київ

ГІДРОЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН КАРАЧУНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Ключові слова: *гідроекологічний стан, промивка русла, водний режим, гідрохімічний режим, якість води, хімічні компоненти, донні відклади*

Актуальність проблеми. В сучасних умовах постійного антропогенного навантаження на навколишнє середовище та дефіциту водних ресурсів особливо актуальним є питання водозабезпечення різних галузей господарства ресурсами необхідної кількості і відповідної якості.

В басейні р. Інгулець Карачунівське водосховище є основним гарантованим джерелом водопостачання низки населених пунктів, сільськогосподарських та промислових підприємств. На сьогоднішній день на питні потреби з водойми забирається близько 40 млн.м³ води на рік, на зрошення – 0,2 млн.м³.

Ресурси водосховища використовують також для екологічного оздоровлення р. Інгулець та розбавлення високомінералізованих стічних вод підприємств Кривбасу, що скидаються в поверхневі джерела у міжвегетаційний період. В маловодні роки, коли власних ресурсів водосховища недостатньо для проведення щорічної промивки русла річки, передбачена додаткова подача 20-60 млн.м³ води з Дніпра по каналу Дніпро-Інгулець.

Крім того Карачунівське водосховище є зоною відпочинку городян, місцем розташування цілої низки турбаз, профілакторіїв та пансіонатів.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

Беручи до уваги вищеперераховані функціональні особливості водойми, твердо можна сказати, що вивчення гідроекологічного стану Карачунівського водосховища є стратегічно важливим завданням.

Дослідженням водосховища займалось значна кількість науково-дослідних установ та відомчих організацій. Характеристику мікробіологічних показників та хімічного складу води Карачунівського водосховища та питної води, що потрапляє з нього до споживачів, вивчають працівники Дніпропетровської обласної та Криворізької міської санепідемстанцій [4, 11].

Дослідження працівників НДІ біології Дніпропетровського національного університету, висвітлені в роботі [7], приводять багаторічну динаміку хімічного складу і якості води в Карачунівському водосховищі.

В праці І.М. Малахова [5] показана зміна основних гідрохімічних показників води біля Карачунівського водозабору за період 1974-1990 рр. В статті також наведені результати спектрального аналізу донних відкладень.

Основні аспекти гідрологічного та гідрохімічного режиму водойми висвітлені також в праці Л.М. Могилевського [6].

У 2002-2004 рр. Інститутом геологічних наук НАН України було проведено комплексне гідролого-гідрохімічне та літохімічне вивчення водосховища. Встановлені основні чинники, що впливають на гідроекологічний стан водойми та показані шляхи покращення якості води в ній [2].

Дніпровським басейновим управлінням водних ресурсів щорічно проводяться моніторингові дослідження по вивченню гідрохімічного режиму Карачунівського водосховища з метою покращення його стану.

Методика досліджень. Вивчення гідроекологічного стану водосховища включає комплекс досліджень по визначенню особливостей природних умов території та загальних рис водогосподарської ситуації, гідрохімічного режиму (в тому числі хімічного складу донних відкладів) та здійснення екологічної оцінки якості води за відповідними категоріями [10].

Вихідними даними для вивчення гідроекологічного стану Карачунівського водосховища є результати моніторингових досліджень Інституту геологічних наук НАН України та Дніпровського басейнового управління водними ресурсами.

Результати досліджень та їх обговорення. Карачунівське водосховище знаходиться в Широківському районі Дніпропетровської області і створене на злитті рр. Інгулець, Бокова (Бічна) та Боковенька. Будівництво водосховища було розпочато в 1932 р. біля с. Карачуни для забезпечення водою Криворізького металургійного заводу. На той час Карачунівське водосховище і Криворізький районний водопровід були найбільшими в Україні. Сучасна довжина водосховища становить 35 км, ширина – 5,3-1,3 км, середня глибина – 6,9 м, площа водного дзеркала сягає 4480 га. Проектний об'єм водосховища – 308,5 млн. м³ [2, 6].

З точки зору фізико-географічних умов водосховище знаходиться в межах Інгулецько-Саксаганського фізико-географічного району степової зони.

Для цієї місцевості характерним є долинно- та яружно-балковий тип місцевості зі слабо- й середньо-еродованими звичайними малогумусними чорноземами й яружно-балковими з сильноеродованими звичайними малогумусними чорноземами. Яри й балки часто глибокі і досягають кристалічних порід. Найбільш підвищені ділянки плато являють собою вододільно-хвилястий тип місцевості зі звичайними малогумусними чорноземами. Ці місцевості характеризуються слабохвилястою поверхнею, що поступово понижується з півночі на південь (від 150 до 100 м). Ґрунти відрізняються високою природною родючістю і придатні для усіх сільськогосподарських культур [12].

Гідрохімічний режим Карачунівського водосховища. За даними моніторингових досліджень Інституту геологічних наук НАН України та літературними й фондовими матеріалами визначено, що сучасна гідроекологічна ситуація в Карачунівському водосховищі визначаються залежністю між гідрологічним режимом та кількістю води, що надходить по каналу Дніпро-Інгулець; надходженням забруднюючих речовин з прилеглих територій з поверхневим та підземним стоком (зокрема промисловими, господарсько-побутовими і сільськогосподарськими стічними водами та інфільтраційними водами хвостосховища Центрального гірничо-збагачувального комбінату (ГЗК)) [2]; рівнем розвитку компонентів біоти в екосистемі та іхтіотоксикологічною ситуацією.

Фізико-хімічні показники води. У воді Карачунівського водосховища величини pH помітно вищі відносно верхньої ділянки і мають з водністю обернений взаємозв'язок. В період літньо-осінньої та зимової межені величини pH досягають максимальних значень ($pH = 8,4-8,5$), під час проходження весняного водопілля та наповнення водосховища величини водневого показника зменшується до 8,0-8,1.

Кисневий режим водосховища характеризується досить добрими показниками. Під час весняної повені середня концентрація кисню в середньому становить 8,9 мг/дм³. В період літньо-осінньої межені вміст кисню у воді сягає мінімальних значень (близько 7,3 мг/дм³). Середні багаторічні показники відносного вмісту кисню у воді Карачунівського водосховища в період літньої межені коливаються в межах 100-140 %, інколи досягаючи значень 160 % насичення [7]. В зимовий період кисневий режим Карачунівського водосховища є найкращим. Концентрація O_2 у воді змінюється в межах 9,9-12 мг/дм³ і в середньому становить 10,8 мг/дм³.

Вміст вуглекислого газу у воді водосховища знаходиться у чіткій залежності від сезону року. Мінімальні значення характерні для періоду літньо-осіннього стабілізаційного періоду (3,5 мг/дм³). Під час зимової межені середня концентрація CO_2 у воді дещо збільшується і в середньому становить 4,5 мг/дм³. В період весняної повені вміст CO_2 коливається в межах 3,7-4,2 мг/дм³ і в середньому становить 4,0 мг/дм³.

У внутрірічному циклі під час весняної повені середня величина біхроматної окиснюваності (БО) становить 43,5 мгО/дм³, В період літньо-

осінньої межні середнє значення *БО* води дещо зменшується (41,4 мгО/дм³) і досягає мінімальних значень в період зимової межні (36,0 мгО/дм³).

Величина біохімічного споживання кисню в Карачунівському водосховищі змінюється по площі і по сезонах. Максимальні значення характерні для літнього стабілізаційного періоду. За даними [7], якщо в одній частині водойми в період літньої межні *БСК₅* становить 2,0 мгО₂/дм³, то в іншій частині може сягати 3,6 мгО₂/дм³.

Середні значення основних фізико-хімічних показників (*pH*, газового складу, *БО* та *БСК₅*) у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму наведені в табл. 1.

Таблиця 1. Середні значення *pH*, газового складу, *БО* та *БСК₅* у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму (1993-2007 рр.)

Період	<i>pH</i>	<i>O₂</i>		<i>CO₂</i> , мг/дм ³	<i>БО</i> , мгО/дм ³	<i>БСК₅</i> , мгО ₂ /дм ³
		мг/дм ³	% насичення			
Весняна повінь	8,1	8,9	90	3,5	43,5	1,9
Літньо-осіння межень	8,2	7,3	85	4,0	41,4	2,4
Зимова межень	8,2	10,8	120	4,5	36,0	1,7
Середні багаторічні значення	8,2	8,4	98	4,0	40,3	2,1

Мінералізація і головні іони. З точки зору природного стану, згідно класифікації О.О. Алекіна за ступенем мінералізації [1] та відповідно до «Схематичної карти районування малих річок УРСР за ступенем мінералізації» [8] поверхневі води Карачунівського водосховища відносяться до четвертого району (високомінералізовані води - понад 1000 мг/дм³).

За матеріалами спостережень Дніпровського басейнового управління водних ресурсів, у 1993-2007 рр. середнє значення мінералізації води в Карачунівському водосховищі складало 1,19 г/дм³, хлоридів – 143 мг/дм³, сульфатів – 463 мг/дм³. Як видно з рис. 1, за останні роки спостерігається чітка тенденція збільшення середньорічної концентрації головних іонів у воді водосховища, що впливає на споживчу якість водних ресурсів. Це, ймовірно, пов'язано зі зменшенням об'ємів подачі дніпровської води по каналу Дніпро-Інгулець з 80-170 млн.м³ (1991-1994 рр.) до 0-40 млн.м³ (в сучасних умовах).

У внутрірічному циклі концентрація головних іонів у воді водосховища характеризуються відносною стабільністю і поступовою зміною. Найхарактернішим полютантом є сульфатні іони, їх середньобагаторічне значення сягає 481 мг/дм³ (табл. 2), коливаючись в окремі роки в межах 420-530 мг/дм³.

Вміст хлоридів у воді є менш стабільним і непередбачуваним. В останні роки їх концентрація коливається в межах 120-170 мг/дм³, а інколи, на нетривалий період, перевищує рівень ГДК і сягає 360 мг/дм³.

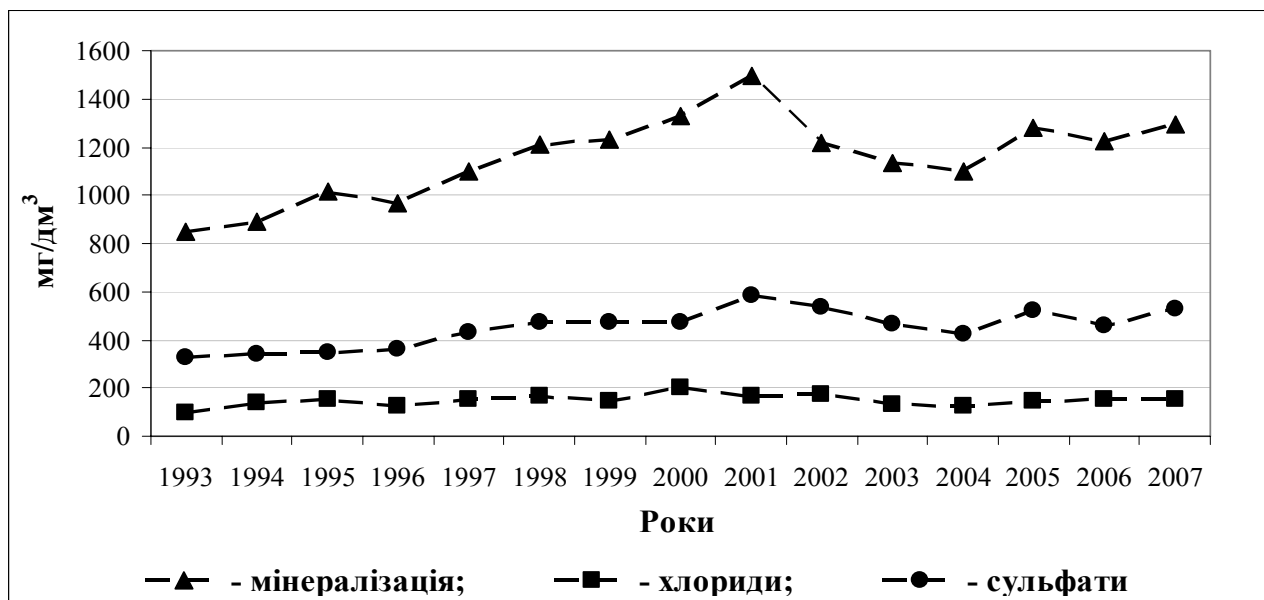


Рис. 1. Графік зміни основних середньорічних гідрохімічних показників Карачунівського водосховища за багаторічний період (1993-2007 рр.) [2]

Таблиця 2. Концентрація головних іонів у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму (1993-2007 рр.)

Період	Головні іони, мг/дм ³						$\Sigma_{\text{іонів}}$
	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^+ + K^+$	
Весняна повінь	273	486	135	89	74	182	1190
Літньо-осіння межень	293	482	136	87	73	150	1177
Зимова межень	261	476	177	86	76	164	1207
Середнє багаторічне значення	276	481	149	87	74	166	1190

Біогенні речовини беруть активну участь у життєдіяльності водних організмів. У воді Карачунівського водосховища спостерігається підвищений вміст біогенних речовин відносно води р. Інгулець у середній та нижній течії. Особливо в даному відношенні відрізняються фосфати. Якщо в р. Інгулець середня концентрація PO_4^{3-} становить 0,17 мгР/дм³, то в Карачунівському водосховищі їх вміст коливається в межах 0,27-0,97 мгР/дм³ і лише в окремих випадках сягає мінімальних значень (0,04 мгР/дм³).

Середньорічні концентрації сольового амонію ($N-NH_4^+$) коливались в межах 0,1-0,3 мгN/дм³. За даними досліджень [7] мінімальні значення спостерігались в 1971 та 1984 роках (на рівні 0,0 та 0,07 мгN/дм³ відповідно).

Сезонна динаміка окремих біогенних речовин у воді Карачунівського водосховища наведена в табл. 3.

Таблиця 3. Концентрація біогенних речовин у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму (1993-2007 рр.)

Період	$N-NH_4^+$ мгN/дм ³	$N-NO_2^-$ мгN/дм ³	$N-NO_3^-$ мгN/дм ³	$N_{\text{заг}}$ мгN/дм ³	$P_{\text{мін}}$ мгР/дм ³	$P_{\text{заг}}$ мгР/дм ³
Весняна повінь	0,19	0,05	1,31	1,55	0,42	0,49
Літньо-осіння межень	0,21	0,07	1,18	1,46	0,54	0,62
Зимова межень	0,14	0,02	1,84	2,00	0,90	0,94
Середнє багаторічне значення	0,18	0,05	1,44	1,67	0,62	0,68

Аналіз та інтерпретація низки гідрохімічних даних показує, що вміст *мікроелементів* у воді Карачунівського водосховища протягом 1993-2007 років не перевищував рівень ГДК.

Середній багаторічний вміст заліза у воді в 1,5-2,0 рази менший, ніж у воді середньої течії р. Інгулець і сягає 60 мкг/дм³. Найвищі значення не перевищують 180-200 мкг/дм³.

За даними Дніпровського БУВР вміст міді у воді незначний (0,0 мкг/дм³). Проте проведені моніторингові дослідження Інституту геологічних наук НАН України та деякі літературні джерела вказують, що в літній стабілізаційний період концентрація *Cu* коливається в межах 15-18 мкг/дм³.

Цинк, як і мідь, також знаходиться у воді водосховища в незначних концентраціях. Максимальні значення *Zn* характерні для періоду літньо-осінньої межені (20-30 мкг/дм³), мінімальні концентрації спостерігаються під час проходження весняної повені.

Внутрішньорічна зміна концентрацій марганцю у воді характеризується максимальними показниками в період літньо-осінньої межені (81 мкг/дм³) та мінімальними значеннями в зимовий стабілізаційний період низьких рівнів (28 мкг/дм³).

Концентрація мікроелементів у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму наведена в табл. 4.

Таблиця 4. Концентрація мікроелементів у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму (1993–2007 рр.)

Період	<i>Fe_{заг}</i> мкг/дм ³	<i>Cu</i> мкг/дм ³	<i>Zn</i> мкг/дм ³	<i>Mn</i> мкг/дм ³
Весняна повінь	55	5,0	14	37,5
Літньо-осіння межень	57,9	15,0	24	80,7
Зимова межень	62	10,4	18	28
Середнє багаторічне значення	58	10,1	19	49

Детальні дослідження показують, що вміст *специфічних забруднювальних речовин* у воді Карачунівського водосховища у 2-3 рази менший, ніж у воді середньої течії р. Інгулець. Зокрема це стосується концентрації нафтопродуктів (НП). Як видно із табл. 5, вміст НП набирає максимальних значень в період весняної повені, коли вода водосховища використовується на промивку основного русла річки. До літнього стабілізаційного періоду концентрація нафтопродуктів дещо зменшується і в період зимової межені досягає мінімальних показників (в середньому 24 мкг/дм³).

Таблиця 5. Концентрація специфічних забруднювальних речовин у воді Карачунівського водосховища за характерними фазами водного режиму (1993-2007 рр.)

Період	СПАР мкг/дм ³	Феноли мкг/дм ³	Нафтопродукти мкг/дм ³
Весняна повінь	-	2	56
Літньо-осіння межень	-	2	50
Зимова межень	-	1	24
Середнє багаторічне значення	-	2	43

Концентрація і внутрішньорічна динаміка фенолів у воді водосховища повторює ситуацію, характерну для нижньої ділянки р. Інгулець в створі біля с. Садове, 1,2 км нижче села. У період проходження весняного водопілля та під час літньо-осіннього стабілізаційного періоду концентрація фенолів сягає максимальних значень ($2,0 \text{ мкг/дм}^3$), під час зимової межени їх вміст зменшується до 1 мкг/дм^3 .

Вміст СПАР у воді водосховища не визначався. Проте, визначені концентрації АПАР, в багаторічному і внутрірічному відношенні коливаються в межах $0-50 \text{ мкг/дм}^3$, що не впливає на споживчу якість води.

В сучасних умовах особливо гостро стоїть питання **хімічного складу донних відкладів** водосховища. Склад і властивості донних відкладів відображають сукупність біологічних, хімічних і фізичних процесів, що відбуваються у водному середовищі. Накопичення речовин на дні водойм та вилучення їх із донних відкладів – один із найважливіших механізмів регулювання вмісту цих речовин у водній товщі, що впливає на продуктивність водних екосистем та якість води в них [3].

За результатами рентгеноспектрального аналізу у багатьох пробах донних відкладів, відібраних у січні і липні 2003 р. [2], було виявлено підвищений вміст миш'яку. По довжині водосховища відбувається збільшення вмісту цього елемента від $2,5$ до $11,0 \text{ мг/кг}$ (від $1,25$ до $5,5 \text{ ГДК}$).

У пробах донних відкладів, відібраних на напівкількісний спектральний аналіз у вересні 2002 року та січні і липні 2003 року, відзначено підвищений вміст фосфору – від 500 до 800 мг/кг ($2,5-4,0 \text{ ГДК}$) і заліза – від 2000 до 40000 мг/кг ($4-80 \text{ ГДК}$). Максимальні значення вмісту всіх елементів спостерігаються в центральній частині водосховища, напроти хвостосховища Центрального ГЗК.

Вміст важких металів в донних відкладах в цілому не перевищував їх середнього вмісту в ґрунтах гірничовидобувних районів. В деяких пробах, відібраних у тих частинах водосховища, які характеризуються застійним режимом, зафіксовано незначні концентрації Zn, Be, В (коефіцієнти концентрації відповідно $1,8$; $2,0$; $1,5$).

Радіоактивність донних відкладень досліджувалася методом напівпровідникової гамма-спектрометрії високої роздільної здатності. Основними радіоактивними елементами в досліджених зразках виявлено значний вміст ^{40}K , ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra та ^{137}Cs .

Вміст ^{137}Cs , який має винятково чорнобильське походження, у донних відкладах варіює в межах $2-190 \text{ Бк/кг}$ сухої речовини. Оскільки радіоцезій мігрує переважно у вигляді суспензії (адсорбований на глинистих частинках), місця його накопичення збігаються із застійними зонами, де течія мінімальна й завислі частинки випадають з води. Крім того вміст радіоактивних елементів більший в мулу і менший в мушлях [2].

Екологічна оцінка якості води Карачунівського водосховища. Оцінка рівнів та динаміки забруднення виконана на основі екологічних показників якості води за трьома блоками: сольовим, трофо-сапробіологічним та блоком специфічних речовин токсичної дії.

Як показали отримані результати, за критерієм мінералізації досліджені води належать до вод 3 категорії II класу, тобто до солонуватих β -мезогалинних. За критерієм іонного складу (класифікація Алексіна О.О.) води водосховища відносяться до сульфатного класу (S) групи натрію (Na) другого типу (II).

Як показали дослідження за осередненими багаторічними сезонними і середньо багаторічними показниками, значення блокового індексу I_1 – число стабільне (1,3). В часовому відношенні найменші його значення спостерігались в 1993-1995 рр. (1,0–1,1).

Найбільшим внеском в інтегральну величину I_1 характеризувалися сульфат-іони, проте їх вміст у воді суттєво не вплинув на споживчу якість водних ресурсів. За цими іонами досліджувані води належали до дуже добрих (за станом) та чистих (за ступенем чистоти).

Згідно критеріїв забруднення компонентами сольового складу досліджені води належать до 1 категорії I класу якості (табл. 6). Тому за екологічним станом їх слід віднести до відмінних і дуже чистих.

Таблиця 6. Класи та категорії якості води Карачунівського водосховища за екологічною класифікацією, 1993-2007 рр.

Період	Блоковий індекс, I_1	Клас якості води	Категорія якості	Суб-категорія	Екологічна класифікація	
					за станом води	за ступенем чистоти води
Весняна повінь	1,3	1	I	1(2)	відмінні	дуже чисті
Літньо-осіння межень	1,3	1	I	1(2)	відмінні	дуже чисті
Зимова межень	1,3	1	I	1(2)	відмінні	дуже чисті
Середнє багаторічне значення	1,3	1	I	1(2)	відмінні	дуже чисті

За трофо-сапробіологічними показниками води Карачунівського водосховища відносяться переважно до III класу якості 4-5 категорії (табл. 7).

Таблиця 7. Характеристика якості води Карачунівського водосховища за трофо-сапробіологічними показниками

Період	Блоковий індекс I_2	Клас якості води	Категорія якості	Суб-категорія	Екологічна класифікація			
					за трофністю	за сапробністю	за станом води	за ступенем чистоти
1	4,0	III	4	3	евтрофні	β'' - мезосапробні	задовільні	слабко забруднені
2	4,7	III	5	5(2)	ев-політрофні	α' - мезосапробні	посередні	помірно забруднені
3	4,0	III	4	3	евтрофні	β'' - мезосапробні	задовільні	слабко забруднені
4	3,8	II	4	4(2)	евтрофні	β'' - мезосапробні	задовільні	слабко забруднені

Примітка: у графі «Період спостережень»: 1 – весняна повінь; 2 – літньо-осіння межень; 3 – зимова межень; 4 – середнє багаторічне значення.

Таким чином, досліджені води можна характеризувати як задовільні (інколи посередні) за станом води та слабо і помірно забруднені за ступенем чистоти.

Роль окремих компонентів трофо-сапробіологічного блоку у формуванні його сумарної величини помітно відрізняється. Найбільшим внеском у величину I_2 відзначалися азот нітритний та фосфор фосфатів. Найкращими показниками характеризувався кисневий режим водойми.

За вмістом *специфічних речовин токсичної дії* води Карачунівського водосховища відносяться до II класу 3 категорії якості води (табл. 8).

Як показали дослідження, найбільшим внеском у величину I_3 відзначалися мідь і меншою мірою феноли. За їх вмістом води Карачунівського водосховища характеризувалися належністю до 4-5 категорії якості, тобто були задовільні і посередні за станом та слабо забруднені чи помірно забруднені за ступенем їх чистоти.

Таблиця 8. Характеристика якості води Карачунівського водосховища за критерієм вмісту специфічних речовин токсичної, 1993-2007 рр.

Період	Блоковий індекс I_3	Клас якості води	Категорія якості	Суб- категорія	Екологічна класифікація	
					за станом води	за ступенем чистоти
Весняна повінь	3,2	II	3	3	добрі	досить чисті
Літньо-осіння межень	3,5	II	3	3-4	добрі	досить чисті
Зимова межень	3,0	II	3	3	добрі	досить чисті
Середнє багаторічне значення	3,3	II	3	3(4)	добрі	досить чисті

За підсумковими *інтегральними індексами* I_E , якість води Карачунівського водосховища відносяться до 3 категорії II класу і характеризуються як добрі за станом води та досить чисті за ступенем чистоти (табл. 9).

Таблиця 9. Об'єднана екологічна оцінка якості води Карачунівського водосховища за середніми значеннями інтегрального екологічного індексу I_E (1993-2007 рр.)

Період	Блокові індекси			Об'єднана екологічна оцінка				Екологічна класифікація	
	I_1	I_2	I_3	I_E	клас якості води	категорія якості	суб- категорія	за станом води	за ступенем чистоти
Весняна повінь	1,3	4,0	3,2	2,8	II	3	3(2)	добрі	досить чисті
Літньо-осіння межень	1,3	4,7	3,5	3,2	II	3	3	добрі	досить чисті
Зимова межень	1,3	4,0	3,0	2,8	II	3	3(2)	добрі	досить чисті
Середнє багаторічне значення	1,3	3,8	3,3	2,8	II	3	3(2)	добрі	досить чисті

Серед усіх вище перерахованих екологічних показників найвагоміший вплив на якість води здійснюють речовини трофо-сапробіологічного блоку (І₂). Проте, порівнюючи вміст окремих елементів у воді із значеннями ГДК, сольовий блок впливає найвищою мірою на формування споживчої якості водних ресурсів Карачунівського водосховища.

Висновки. Гідроекологічний стан Карачунівського водосховища змінюється в часі як протягом року у зв'язку з сезонними змінами водного режиму, так і в багаторічному розрізі через різну водність окремих років. Проведені дослідження показують, що за багаторічний період (1993-2007 рр.) починаючи з 1996 р. спостерігається загальне погіршення стану водосховища по окремих гідрохімічних показниках. Особливо це стосується проблеми підвищення загальної мінералізації води за рахунок збільшення концентрації хлоридних і сульфатних іонів.

Якість води Карачунівського водосховища визначається в першу чергу підвищеними показниками мінералізації впродовж року. Деяко підвищені значення еколого-санітарних показників – вміст газів, біогенних та органічних сполук, були характерні для літнього, найбільш напруженого періоду року і обумовлені головним чином, розвитком внутріводоємних біологічних та біохімічних процесів. Про це опосередковано свідчило: зміщення величини рН в бік збільшення лужності; відсутність вільної вуглекислоти і наявність карбонатної вуглекислоти; підвищений вміст кисню і перенасиченість ним поверхневих шарів води внаслідок фотосинтезу; незначний вміст біогенних елементів в зв'язку з поглинанням їх фітопланктоном. Літохімічний склад донних відкладів додатково свідчить про досить напружену ситуацію в регіоні.

Для покращення гідроекологічного стану Карачунівського водосховища та поліпшення умов водопостачання, в першу чергу, питного та сільськогосподарського, слід забезпечити безперервну подачу дніпровської води по каналу Дніпро–Інгулець. Другим важливим кроком є механічна очистка замулених ділянок водоймища. Також слід звернути увагу на проблему зменшення фільтрації рідких відходів виробництва залізорудної промисловості з хвостосховища Центрального гірничо-збагачувального комбінату.

Список літератури

1. *Алекин О.А.* Общая гидрохимия (химия природных вод) / О.А. Алекин - Л.: Гидрометеиздат, 1948. – 208 с.
2. Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення / [І.Д. Багрій, П.Ф. Гожик, Е.В. Самоткал та ін.]. – К. : Фенікс, 2005. – 213 с.
3. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова, Е.П. Нахшина, Б.И. Новиков, А.К. Рябов. – К. : Наук. думка, 1987. – 164 с.
4. Тригалогенметани, як побічний продукт хлорування питної води, та їх вплив на формування онкологічної патології серед населення Кривбасу / А.Ю. Лисий, С.А. Риженко, В.Г. Капшук та ін. // Актуальные проблемы транспортной медицины. – 2008. – № 4 (14) – С. 102–108.
5. *Малахов І.* Дві складові відновлення річки Інгулець / І. Малахов // Матеріали III робочої зустрічі Української річкової мережі «Раціональне використання водних ресурсів – необхідний елемент стійкого розвитку» (с. Осій, Закарпатська область). – Ужгород, 2003. - С. 48-53.
6. *Могилевський Л.М.* Вплив техногенезу надр на поверхневі водні об'єкти Кривбасу / Л.М. Могилевський // Деякі

чинники техногенезу. Серія: Геологічне середовище антропогенної екосистеми. – Кривий Ріг: Оксан-принт, 2002. – С. 80-96. **7.** Мурзина Т.А. Экологическое состояние реки Ингулец / Т.А. Мурзина, А.И. Дворецкий // Вопросы химии и химической технологии. – 2002. – № 5. – С. 238–241. **8.** Никаноров А.М. Гидрохимия / А.М. Никаноров. – Л. : Гидрометеиздат. 1989. – 351 с. **9.** Медико-екологічні проблеми Кривбасу / С.А. Риженко, К.П. Вайнер, В.Г. Капшук та ін. // Одеський медичний журнал. Екологія. – 2006. – № 4 (96). – С. 83-87. **10.** Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К. : Символ-Т, 1998. – 28 с. **11.** Третьяков О.В. Забезпечення виробництва питної води в умовах погіршення стану природного поверхневого джерела / О.В. Третьяков, Р.В. Пономаренко // Проблеми надзвичайних ситуацій. – 2009 – Вип.9. – С.138-146. **12.** Физико-географическое районирование Украинской ССР / Под ред. В.П. Попова, А.М. Маринича, А.И. Ланько – К. : Изд-во Киевского ун-та, 1968. – 683 с.

Гідроекологічний стан Карачунівського водосховища

Аксём С.Д., Кравчинский Р.Л., Стефурак О.М.

Розглянуто комплекс питань, присвячених вивченню сучасного гідроекологічного стану Карачунівського водосховища. Проаналізовано природні умови території та рівень антропогенного впливу на його водні ресурси. Встановлено основні причини погіршення якості води за останні роки. Запропоновані шляхи деякого покращення гідроекологічного стану водосховища.

Ключові слова: гідроекологічний стан, промивка русла, водний режим, гідрохімічний режим, якість води, хімічні компоненти, донні відклади.

Гидроэкологическое состояние Карачуновского водохранилища

Аксём С.Д., Кравчинский Р.Л., Стефурак О.М.

Рассмотрен комплекс вопросов, посвященных изучению современного гидроэкологического состояния Карачуновского водохранилища. Проанализировано природные условия территории и уровень антропогенного влияния на его водные ресурсы. Установлено основные причины ухудшения качества воды в последние годы. Предложены пути некоторого улучшения гидроэкологического состояния водохранилища.

Ключевые слова: гидроэкологическое состояние, промывка русла, водный режим, гидрохимический режим, качество воды, химические компоненты, донные отложения.

Hydroecological state of Karachunivske reservoir

Aksem S.D., Kravchinskiy R.L., Stefurak O.M.

The complex of questions, which devoted the study of the modern hydroecological state of Karachunivske reservoir are discussed in this article. It is also analysed the environmental conditions of territory and dangerous of anthropogenic influence on water resources. The principal reasons of worsening water quality during the last years are shown to. It is offered some ways of improvement the hydroecological situation in storage pool.

Keywords: hydroecological state, washing of river-bed, water mode, hydrochemical mode, water quality, chemical components, ground deposits.

Надійшла до редколегії 17.02.10

Васильчук Т.А., Осипенко В.П.

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

КОМПОНЕНТНЫЙ СОСТАВ РАСТВОРЕННЫХ ОРГАНИЧЕСКИХ ВЕЩЕСТВ ПРИРОДНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД С ВЫСОКОЙ ЦВЕТНОСТЬЮ

Ключевые слова: гуминовые кислоты; фульвокислоты; цветность; значение рН; железо.

Актуальность проблемы. Цветность природных вод обусловлена главным образом присутствием в них гумусовых веществ (ГВ) и соединений железа (III). Количество этих веществ зависит от геологических условий, водоносных горизонтов, характера почв, наличия болот и торфяников в бассейне реки и т.п. Сточные воды некоторых предприятий также могут создавать довольно интенсивную окраску воды. Высокая цветность воды ухудшает ее органолептические свойства и оказывает отрицательное влияние на развитие водных растительных и животных организмов в результате резкого снижения концентрации растворенного в воде кислорода, который расходуется на окисление как соединений железа, так и ГВ [1]. Кроме того, высокая цветность воды создает дополнительные трудности при водоподготовке для питьевого водоснабжения.

К одному из важнейших показателей качества вод относится также значение рН водной среды. В природных водах естественную часть кислотности в основном создают гуминовые и фульвокислоты (ГК и ФК), а также другие слабые органические кислоты, катионы слабых оснований (ионы аммония, железа, алюминия, органических оснований). От величины рН зависит развитие и жизнедеятельность водных растений, устойчивость различных форм миграции элементов, агрессивное действие воды на металлы. Целью данной работы явилось изучения компонентного состава растворенных органических веществ (РОВ) в некоторых водотоках с высокой цветностью, а также их взаимосвязь с другими ингредиентами водной среды.

Объекты и методика исследований. Известно, что воды р. Припять и некоторых ее притоков имеют большую цветность, но данные о количественном составе ГВ малочисленны [1]. На территории Украины в бассейне Припяти разделяют две группы рек, которые отличаются между собой типом поступления грунтовых вод, что и обуславливает существенную разницу их гидрохимического режима [4]. Среди правых притоков Припяти нами были исследованы некоторые реки северной части Житомирского Полесья, отличающиеся высокой цветностью воды. Гидрохимические исследования были проведены на р. Ствиге возле с. Глинное Рокитнянского

района Ровенской обл., на р. Уборть вблизи с. Копище Олевского района Житомирской обл., а также на левом притоке р. Ствиги – р. Льва на расстоянии 0,5 км от с. Переброды. Для сравнения полученных результатов были обработаны пробы вод рек Западного Полесья – р. Стоход, р. Стырь и р. Горынь, а также других водотоков, отличающихся низкой цветностью. Данные исследования осуществлялись на протяжении 2001–2008 г.г. Кроме того, в сентябре 2008 г. были отобраны и обработаны пробы высокоцветной воды притока Мандроги. Он находится в 260 км от Санкт-Петербурга недалеко от г. Подпорожья Ленинградской обл. и впадает в р. Свирь, соединяющую Ладожское и Онежское озера. Нижнесвирский ландшафт отличается наличием множества болот, главным образом верховых (сфагновых). Это район типичной средней тайги. Из-за обилия болот и лесов воды притоков отличаются высокой цветностью и высоким содержанием железа [4].

Пробы воды в исследованных водных объектах отбирали с поверхностного слоя. Для отделения взвешенных веществ и получения фракции РОВ использовали фильтрование проб через мембранные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм. Для определения компонентного состава РОВ применяли метод ионообменной хроматографии с использованием ДЭАЭ- и КМ-целлюлоз [12]. В результате хроматографического разделения получали три фракции РОВ разной химической природы: кислотную, основную и нейтральную. В кислотной группе РОВ определяли ГК и ФК, в основной – белковоподобные вещества (БПВ), а в нейтральной – углеводы. Молекулярно-массовое распределение (ММР) отдельных групп РОВ исследовали с помощью гель-хроматографии на нейтральных молселектах G-25 и G-50 (Molselect, Венгрия). Градуировку колонок осуществляли, используя полиэтиленгликоли и белки с известной молекулярной массой, свободный объем колонок – полисахарид блюдекстран с молекулярной массой 2,5 млн Да.

БПВ определяли методом Фолина – Лоури [2], углеводы – с помощью антрона [9], ГК и ФК – спектрофотометрически по их собственной окраске при $\lambda = 400$ нм и по реакции азосочетания с диазотированным 4-нитроанилином [11]. Для определения концентрации железа применяли спектрофотометрический метод с использованием 1,10-фенантролина [9].

Результаты исследования и их обсуждение. Результаты определения содержания ГК и ФК в исследуемых водотоках показали, что их максимальные концентрации, как и следовало ожидать, наблюдались в реках Льва, Ствиги, Уборть (табл.). Наименьшее количество ГВ отмечено в реках Западного Полесья – Стырь и Горынь (ГК – 0,29 – 0,47 мг/дм³; ФК – 9,74 – 11,97 мг/дм³). Содержание ГК и ФК в воде п. Мандроги достигло наибольших из наблюдаемых нами величин.

Максимальные концентрации ГК и ФК, как правило, отмечаются весной. Хотя данные, полученные в сентябре 2006 г., свидетельствуют о не характерных для этого периода года высоких концентрациях ГВ. Так, содержание ГК и ФК в воде рек Льва, Ствиги, Уборть достигли в это время

соответственно 5,47 – 9,54 мг/дм³ и 65,55– 124,00 мг/дм³. Вероятно, длительные дожди способствовали поступлению их большого количества с заболоченной площади водосбора, что наблюдалось нами и ранее на других водных объектах [6]. Для высокоцветных вод отмечалось довольно высокое содержание углеводов – до 2,50 мг/дм³ (табл.). Концентрации БПВ, напротив, характеризовались небольшими величинами. Так, в водотоке с наибольшим содержанием ГВ (п. Мандроги) концентрация БПВ составляла лишь 0,095 мг/дм³.

Таблица. Предельные значения pH воды, содержания РОВ и железа в некоторых водотоках с высокой цветностью воды (2001–2008 г. г.)

Станции отбора проб воды	pH	ГК, мг/дм ³	ФК, мг/дм ³	Углеводы, мг/дм ³	Fe, мг/дм ³
р. Льва, с. Переброды	7,0–7,2	1,9–7,0	38,5–76,9	1,4–2,5	0,8–2,6
р.Ствига, с.Глинное	7,1–7,3	0,9–5,5	44,8–65,6	1,2–2,2	0,7–3,1
р. Уборть, с.Майдан-Копыщанский	7,0–7,4	2,1–13,7	41,9–124,0	1,5–1,6	1,3–4,2
п. Мандроги, Ленинградская обл. (осень, 2008)	5,6	13,9	185,6	2,0	8,8

Отмечена прямая зависимость между содержанием ФК и цветностью воды с достоверностью $r = 0,93$. Напротив, между содержанием ФК и значением pH воды наблюдалась обратная зависимость ($r = -0,66$) (рис. 1).

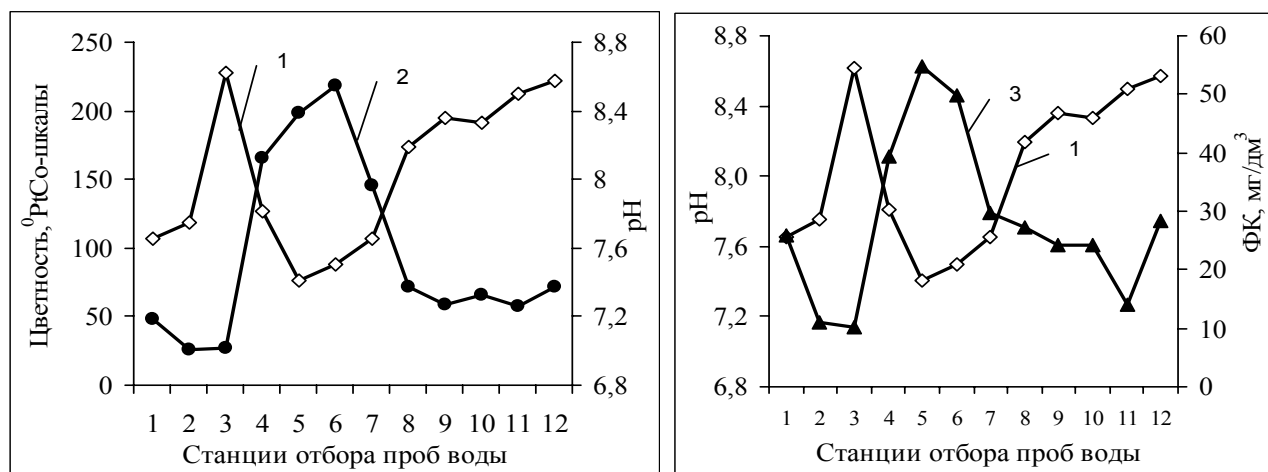


Рис. 1. Зависимость pH (1) от цветности воды (2) и содержания фульвокислот (3) в водотоках в мае 2001 г.: 1 – р. Припять (верховье), 2 – р. Стырь, 3 – р. Горынь, 4 – р. Льва, 5 – р. Ствига, 6 – р. Уборть, 7 – р. Словечна, 8 – р. Припять(устье), 9 – оз. Нобель, 10 – р. Днепр (выше впадения в Киевское водохр.), 11 – р. Десна (устье), 12 – выше плотины Киевской ГЭС

Примечание. Данные о цветности воды, значении pH и концентрации железа взяты из [13].

ММР ФК свидетельствует о том, что р. Припять и ее притоки характеризуются гумусовыми соединениями с большей молекулярной массой по сравнению с таковыми в водохранилищах Днепра [6]. Так, в реках Уборть, Льва и Ствига количество ФК с молекулярной массой >1000 Да составляли более 50%, в реках Стырь, Горынь – более 40%. В то же время эти соединения в Киевском водохранилище выше плотины Киевской ГЭС составляли лишь 17%. Анализируя ММР ФК и ГК воды п. Мандроги, следует отметить повышение содержания высокомолекулярных ГВ (>1000 Да) до 70–87%, что обусловлено, прежде всего, наличием множества сфагновых болот и подзолисто-глеевых почв на его площади водосбора [10].

Углеводы и БПВ представлены соединениями с широким спектром молекулярных масс, среди которых преобладали соединения с молекулярной массой до 30 кДа (рис. 2).

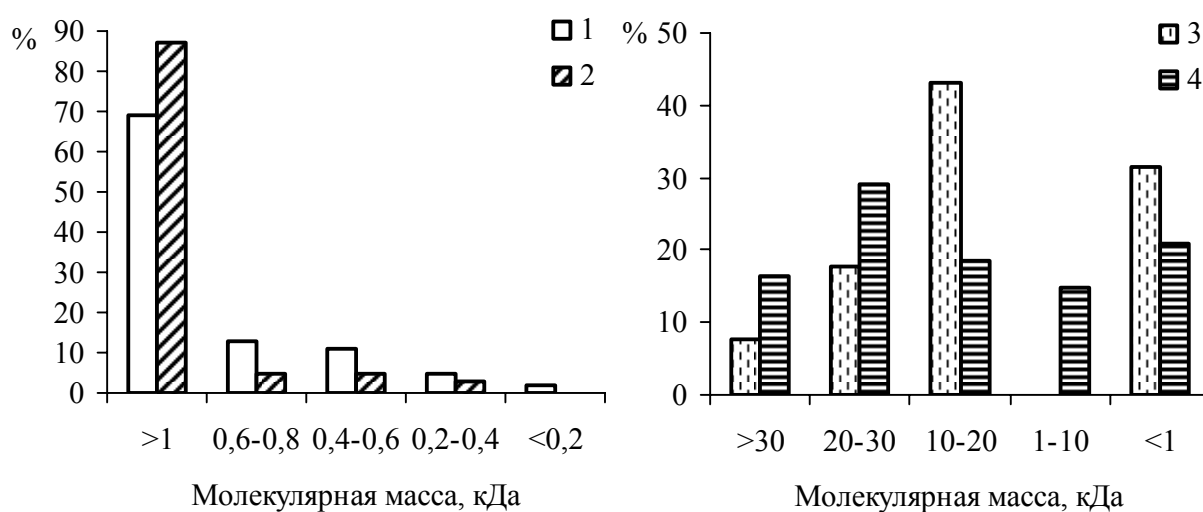


Рис. 2. Молекулярно-массовое распределение гуминовых (2) и фульвокислот (1), белковоподобных веществ (3) и углеводов (4) в воде п. Мандроги, осень 2008 г.

Железо, находящееся в природных водах, в основном связано в комплексы с РОВ, большую часть которых составляют ГВ [6–8]. Из полученных нами результатов следует, что между содержанием ГВ и железа наблюдается прямая зависимость. Максимальная общая концентрация растворенного железа в притоках р. Припять наблюдалась весной, в р. Уборть в мае 2001 г. эта величина достигла $4,2 \text{ мг/дм}^3$ (см. табл.). В сентябре общее содержание растворенного железа было значительно ниже – $1,3 \text{ мг/дм}^3$. Многолетние наблюдения за динамикой содержания железа в водохранилищах Днепра свидетельствуют о том, что самые низкие его значения, которые иногда достигали нуля, наблюдались именно в августе и сентябре [3]. В воде притока Мандроги, где отмечалось повышенное содержание ГВ, концентрация растворенного железа достигла $8,8 \text{ мг/дм}^3$. Такое высокое значение обусловлено не только содержанием ГВ, но также и снижением значения pH воды до 5,6, что способствует существованию железа в растворенном виде [7].

Исследование химической природы комплексов железа засвидетельствовало, что большая часть этих комплексов (более 80%)

представлена соединениями с ГК и ГК (рис. 3), что отмечалось и ранее авторами в работах [5–7].

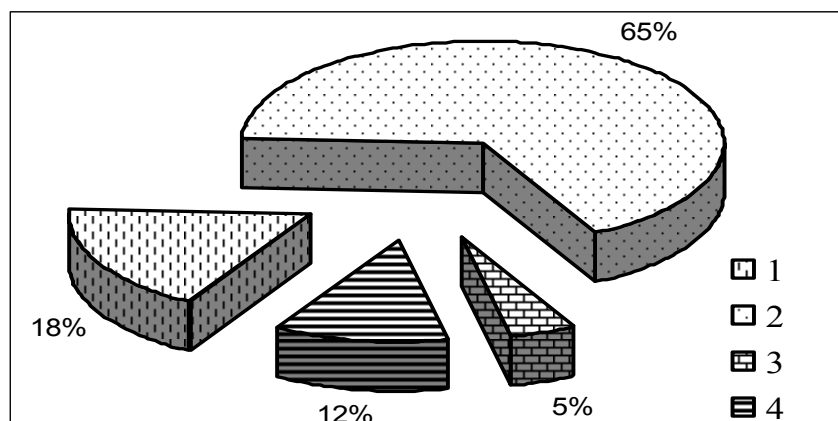


Рис. 3. Распределение комплексных соединений железа среди растворенных органических веществ различной природы в воде притока Мандроги:

1 – ГК; 2 – РОВ анионной природы (ФК); 3 – РОВ катионной природы (БПВ); 4 – РОВ нейтральной природы (углеводы).

Выводы. РОВ природных вод с высокой цветностью представлены преимущественно ГВ. Концентрация ГК и ФК зависит от сезона года, гидрологических условий, а также площади водосбора. Показано, что высокая концентрация ГВ способствует снижению значений рН воды. Высокоцветные воды характеризуются наличием довольно большого количества углеводов и незначительным содержанием БПВ. Между общим содержанием растворенного железа и концентрацией ГВ существует прямая зависимость. В болотных водах с концентрацией ГВ до 200 мг/дм³ и значением рН воды 5,6 концентрация железа может достигать более 8 мг/дм³. Установлено, что соединения железа представлены преимущественно комплексами с ГВ.

Список литературы

1. Васильчук Т.А. Компонентный состав растворенных органических веществ некоторых притоков Днепра и его взаимосвязь с развитием планктонных водорослей / Т.А. Васильчук, П.Д. Клоченко // Гидробиол. журн. – 2003. – **39**, № 5. – С. 101–114.
2. Дебейко Е.В. Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах / Дебейко Е.В., Рябов А.К., Набиванец Б.И. // Гидробиол. журн. – 1973. – **9**, № 6. – С. 109–113.
3. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ и методы его прогнозирования / А.И. Денисова. – К. : Наук. думка, 1979. – 292 с.
4. Ильина Л.Л. Реки Севера / Л.Л. Ильина, Л.Н. Грахов. – Л. : Гидрометеиздат, 1987.
5. Коненко А.Д. Зимний гидрохимический режим малых рек Полесья УССР (бассейн р. Припяти) / Коненко А.Д., Гарасевич И.Г., Гриб И.В. // Гидробиол. журн. – 1974. – **10**, № 3. – С. 5–11.
6. Линник П.Н. Роль гумусовых веществ в процессах комплексообразования и детоксикации (на примере водохранилищ Днепра) / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук // Гидробиол. журн. – 2001. – **37**, № 5. – С. 98–112.
7. Линник П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
8. Роль органических веществ в миграции железа в Киевском водохранилище / [Линник П.Н., Набиванец Ю.Б., Васильчук Т.А., Болелая Н.В.] // Гидробиол. журн. – 1995. – **31**, № 3. – С. 106–112.
9. Методи гідрологічних досліджень поверхневих вод // За ред. Романенка В.Д. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
10. Попов А.И.

Гуминовые вещества: свойства, строение, образование / А.И. Попов. – СПб.: Изд-во СПб ун-та, 2004. – 248 с. **11.** Попович Г.М. Сорбционное концентрирование и спектрофотометрическое определение гуминовых и фульвокислот в водах : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. хим. наук. – К., 1990. – 23 с. **12.** Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод [Сироткина И.С., Варшал Г.М., Лурье Ю.Ю., Степанова Н.П.] // Журн. аналит. химии. – 1974. – **29**, № 8. – С. 1626–1632. **13.** Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днестра на территории Украины / Под ред. А.Г. Васенко и С.А. Афанасьева. – К. : Академперіодика, 2002. – 355 с.

Компонентний склад розчинених органічних речовин поверхневих вод з високою кольоровістю

Васильчук Т.О., Осипенко В.П.

Визначено компонентний склад розчинених органічних речовин (РОР) в деяких водотоках з високою кольоровістю води. Встановлено, що основну частину РОР складають гумусові речовини (ГР). Знайдено пряма залежність між вмістом ГР, кольоровістю води і концентрацією розчиненого заліза. Показано, що висока концентрація ГР призводить до зниження значень рН водного середовища.

Ключові слова: гумінові кислоти; фульвокислоти; кольоровість; значення рН; залізо.

Компонентный состав растворенных органических веществ поверхностных вод с высокой цветностью

Васильчук Т.А., Осипенко В.П.

Определен компонентный состав растворенных органических веществ (РОВ) в некоторых водотоках с высокой цветностью воды. Установлено, что основную часть РОВ составляют гумусовые вещества (ГВ). Обнаружена прямая зависимость между содержанием ГВ, цветностью воды и концентрацией растворенного железа. Показано, что высокая концентрация ГВ способствует снижению значений рН водной среды.

Ключевые слова: гуминовые кислоты; фульвокислоты; цветность; значение рН; железо.

Component content of dissolved organic matter of the highly coloured surface water

Vasylchuk T.A., Osypenko V.P.

The component content of dissolved organic matter (DOM) in some water bodies with high colour of water was studied. It was established that the main part of DOM is consisted of humic substances (HS). There was found the direct relation between the content of HS, colour of water and concentration of iron dissolved. It was shown that high HS concentration causes the decrease of pH value.

Keywords: humic acids; fulvic acids; colour of water; pH value; iron.

Надійшла до редколегії 09.02.10

УДК(579.68:582.232):001.891

Каленіченко К.П.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

**ДОСЛІДЖЕННЯ ДЕСТРУКЦІЇ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ПРИ
ВАРІЮВАННІ РІЗНИХ ФАКТОРІВ СЕРЕДОВИЩА В ПРИРОДНІЙ
ВОДІ ЗА ДОПОМОГОЮ БАГАТОФАКТОРНОГО ЕКСПЕРИМЕНТУ**

Ключові слова: рівняння бактеріальної деградації, флуоресцентна мікроскопія, ротаційний центральний композиційний план (РЦКП)

Вступ. Господарсько-побутові і промислові стічні води, які скидають у природні водні об'єкти, містять в основному розчинені, нерозчинені й колоїдні речовини. Сполука й концентрація цих забруднень впливають на якість води у водоймах.

Деструкція органічних речовин (ОР) у природних водах здійснюється в основному водними мікроорганізмами. Визначальна роль бактерій у кругообігу речовин у природних водоймах обумовлена їхньою високою чисельністю, швидким розмноженням, надзвичайно високою активністю [2, 9, 10, 14, 15]. Бактерії використовують для свого розвитку як розчинену, так і завислу органічну речовину.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Одним з важливих екологічних факторів, що впливають на розвиток бактерій, є температура. Так, у роботі [19] відзначено, що на Байкалі при низьких температурах (0,5 – 15°C), час генерації бактерій (g) становить 3,7 – 112,4 год⁻¹. Температура води в межах до 18° С, є основним екологічним фактором, що регулює чисельність і швидкість розмноження бактерій у всіх водоймищах Дніпра.[4]. Слід відзначити, що вплив температури на бактерії може проявлятися також побічно, через фітопланктон.

Цікаві дослідження проведені на Дніпровско-Бузькому лимані та річковій ділянці Канівського водоймища в 1997 р. Так у зв'язку з надходженням морських вод у лиман змінювались продукційні характеристики бактеріопланктону, час генерації (g) коливався у межах 24-200 год⁻¹, а константа швидкості росту бактерій (K) склала 0,013-0,029 діб⁻¹. [5]. На річковій ділянці Канівського водосховища ці показники становили відповідно – g 25-119 год⁻¹ та K до – 0,11-0,48 діб⁻¹[6].

Як видно з наведених досліджень [2, 4–6, 9–11, 14, 19], функціональна активність водних мікроорганізмів вивчалася досить добре. Однак використання планів багатофакторних експериментів для екологічних

досліджень проводилися вкрай мало. А визначення загального числа бактерій (ЗЧБ) за допомогою люмінесцентної мікроскопії в Україні взагалі майже не проводилося. Наведено модифікацію цього методу за допомогою акридинового оранжевого на предметних скельцях.

Мета роботи дослідити деструкцію ОР в лабораторних умовах при впливі трьох факторів: температури води, концентрації ОР та тривалості експозиції.

Методика досліджень. Воду для експерименту відбирали навесні (березень 2007 р.) у руслі Дніпра біля затоки Оболонь батометром Рутнера на глибині 0,2-0,4 м. Фоновий вміст загального числа бактерій (ЗЧБ) – 2,52 млн. кл/мл при температурі води 1° С. У чисті й стерильні колби вносили по 100 мл природної води, додавали навішення органічної речовини (пептон), відповідно до плану експерименту. Експонували при різних температурах (3,5,15,25,42°С) і тривалості експозиції (3, 5, 11, 19 доби), з концентрацією ОР (180, 300, 900, 1500, 2500 мг/дм³).

На розвиток бактерій у природній воді впливали три важливих фактори: температура води, (X_2) час контакту з ОР (X_1) і його концентрація (X_3).

Для визначення деструкції ОР бактеріями визначали флуоресцентним методом загальне число бактерій (ЗЧБ). Цей метод раніше описаний [17], а огляд сучасної літератури стосовно цього методу дано в роботі [18].

Нами застосовувалася наступна методика визначення ЗЧБ. На предметне скло, з кожного варіанту експерименту відбирали 0,02 мл досліджуваної води й додавали 0,02 мл 0,01 % розчину акридинового оранжевого. Зверху покривали покривним склом розміром 18x18 мм. Прораховували 20 полів зору на флуоресцентному мікроскопі Люмам И-1 у відбитому світлі з набором збуджуючих світлофільтрів ФС-2, СЗС 21-2, БС 1-3; та «закриваючого» світлофільтра ЖЗС-18+ЖЗС-19 (зелений); з об'єктивом 40^x та окуляром 10^x із сіточкою. Розрахунок ЗЧБ проводили згідно [20].

Використали ротатабельний центральний композиційний план (РЦКП), [1,13,21,22]. Його відмінність від повного факторного експерименту полягала в тому, що при реалізації його можна одержати лінійні й квадратичні взаємодії досліджуваних факторів для бактеріопланктону в експерименті. Розрахунок статистичних показників, коефіцієнтів кореляції й оцінку рівнянь регресії проводили по програмі STATISTICA 6.0 [3].

Отримані результати. Як відомо з літератури, вміст ОР у природних водах становить 1-2 мг/дм³ [9]. Однак, у зв'язку зі спуском неочищених стічних вод в природних водах, початкова концентрація може підвищуватись до 180-2500 мг/дм³.

В табл. 1 представлений план та результати проведеного багатфакторного експерименту РЦКП. Як видно, межі коливань ЗЧБ становили - 4,25 - 200,77 млн. кл/мл.

За допомогою програми STATISTICA 6.0 - DDE [3] були отримані й розраховані лінійні коефіцієнти рівняння експерименту (виділені й підкреслені коефіцієнти значимі для $p = 0,05$):

Як видно, з рівняння (табл.2) основну роль у деструкції ОР відіграє концентрація, $(+35,655 x_3)$ і температура $(+5,405 x_2)$, а також опосередковано – час експозиції та концентрація $(+11,010 x_1 x_3)$.

Проводився також розрахунок рівняння регресії і для квадратичної моделі.

За допомогою програми STATISTICA 6.0 отримані та розраховані основні лінійні й квадратичні коефіцієнти рівняння експерименту (виділені й підкреслені коефіцієнти значимі при $p = 0,05$).

Таблиця 1. План РЦКП та результати експерименту

№ досліджу	X 1 Час експозиції, дів	X 2 Температура °C	X 3 Концентрація, мг/дм ³	У 1 ОЧБ, млн. кл/мл
1	5	5	300	5,34
2	5	5	1500	7,72
3	5	25	300	20,04
4	5	25	1500	23,46
5	11	5	300	13,66
6	11	5	1500	48,26
7	11	25	300	26,38
8	11	25	1500	85,66
9	3	15	900	4,25
10	19	15	900	9,95
11	8	3	900	6,20
12	8	42	900	21,68
13	8	15	180	3,86
14	8	15	2500	200,77
15	8	15	900	16,33
16	8	15	900	14,10

Таблиця 2. Оцінка і розрахунок лінійних коефіцієнтів регресії у факторному експерименті РКЦП

Factor	Effect Estimates; Var.: У 1 ОЧБ млн. кл/мл; R-sqr=.61497; Adj 3 factors, 1 Blocks, 16 Runs; MS Pure Error=2,48645 DV: У 1 ОЧБ млн. кл/мл					
	Effect	Std.Err. Pure Err	t(1)	p	Coeff.	Std.Err. Coeff.
Mean/Interc.	27,47964	0,399613	68,76558	0,009257	27,47964	0,399613
(1)X 1 Время, сут(L)	7,58318	0,644175	11,77193	0,053950	3,79159	0,322087
(2)X 2 Температура° C(L)	10,81130	0,774354	13,96171	0,045520	5,40565	0,387177
(3)X 3 Концентр, мг/л(L)	71,31016	0,778415	91,60941	0,006949	35,65508	0,389208
1L by 2L	4,92000	1,115000	4,41256	0,141878	2,46000	0,557500
1L by 3L	22,02000	1,115000	19,74888	0,032208	11,01000	0,557500
2L by 3L	6,43000	1,115000	5,76682	0,109307	3,21500	0,557500

Примітка: Ефект оцінки: Спостереження (Var.1) ЗЧБ млн. Кл/мл; $R^2_{\text{корр}} = 0,61497$; 3 чинника 1 блок, 16 серій (досвідів); чиста помилка дисперсії 2,48645.

$U_1 \text{ зчб} = \underline{\underline{27,479}} + 3,791 x_1 + \underline{\underline{5,405}} x_2 + \underline{\underline{35,655}} x_3 + 2,46 x_1 x_2 + \underline{\underline{11,010}} x_1 x_3 + 3,215 x_2 x_3$

Як видно з цього рівняння регресії (табл. 3) найбільш вагомий ефект дає концентрація ОР лінійна ($+16,665 X_3$) та квадратична ($+19,297 X_3^2$). Температура теж грає важливу роль в деструкції ($+9,002 X_2$), час експозиції – лінійно збільшує деструкцію ($+10,298 X_1$), а квадратична – зменшує ($-2,971 X_1^2$).

Таблиця 3. Оцінка й розрахунок лінійних і квадратичних коефіцієнтів регресії у факторному експерименті РКЦП

Effect Estimates; Var.: У 1 ОЧБ млн. кл/мл; R-sqr=.94295; Adj 3 factors, 1 Blocks, 16 Runs; MS Pure Error=2,48645 DV: У 1 ОЧБ млн. кл/мл						
Factor	Effect	Std.Err. Pure Err	t(1)	p	Coeff.	Std.Err. Coeff.
Mean/Interc.	15,02152	0,745814	20,1411	0,031582	15,02152	0,745814
(1)X 1 Время , сут(L)	20,59625	0,885986	23,2467	0,027369	10,29812	0,442993
X 1 Время , сут(Q)	-5,94119	0,365924	-16,2361	0,039161	-2,97059	0,182962
(2)X 2 Температура° C(L)	18,00441	0,976781	18,4324	0,034504	9,00221	0,488391
X 2 Температура° C(Q)	-4,62079	0,629582	-7,3395	0,086208	-2,31040	0,314791
(3)X 3 Концентр, мг/л(L)	33,33017	0,975669	34,1613	0,018630	16,66508	0,487835
X 3 Концентр, мг/л(Q)	38,59335	0,641687	60,1436	0,010584	19,29667	0,320843

Примітка: Ефект оцінки: Спостереження (Var.1) 3ЧБ млн. кл/мл; $R^2_{\text{кор}} = 0,94295$; 3 фактора 1 блок, 16 серій (досвідів); чиста помилка дисперсій 2,48645.

$$Y_1 \text{ 3ЧБ} = \underline{15,022} + \underline{10,298 X_1} - \underline{2,971 X_1^2} + \underline{9,002 X_2} - 2,310 X_2^2 + \underline{16,665 X_3} + \underline{19,297 X_3^2}$$

Також, наприклад, за допомогою програми STATISTICA 6.0. можливо розрахувати оцінку бажаного профілю для середніх даних.

На рис. представлений цей профіль для факторного експерименту.

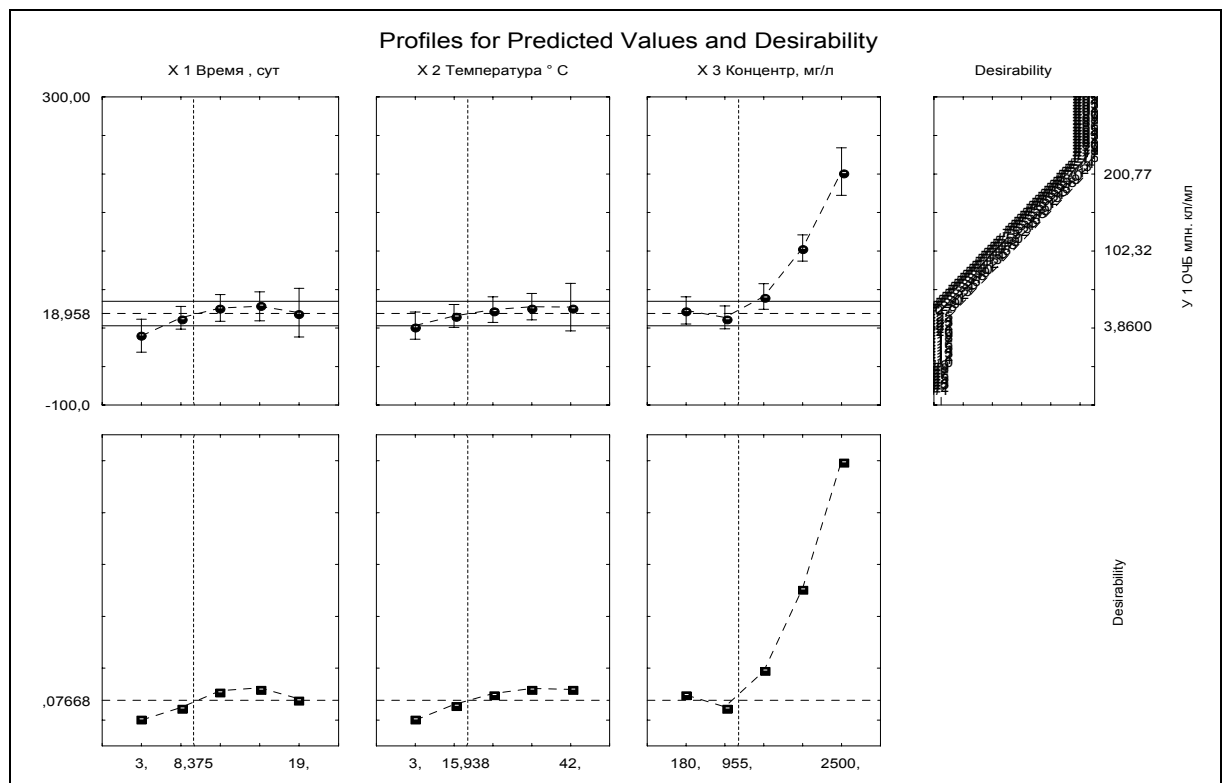


Рис. Оцінка профілю й середніх даних всіх факторів і показника (Y_1 3ЧБ) у багаторфакторному експерименті РКЦП

Як видно із цього рисунку, відзначені мінімальні помилки при зміні ЗЧБ. Час експозиції та температура задавалася з незначними коливаннями, а концентрація ОР різко зростала. На правому графіку показана мінімальна, середня й максимальна чисельність ЗЧБ бактеріопланктону. Знизу показані згідно плану експерименту, мінімальні, середні й максимальні значення досліджуваних факторів.

Обговорення. Для одержання точних і достовірних результатів необхідно велика кількість спостережень і повторностей. Використання сучасної методики постановки багатофакторних експериментів значно полегшує цю роботу. З її допомогою можна одержати ступінь впливу кожного чинника та його взаємодій, визначити основні закономірності з високою статистичною вірогідністю, досліджувати та одержати наочні графіки, провести кластерний аналіз, проаналізувати подібність досліджуваних факторів і показників. Так, наприклад, для одержання достовірних показників у РЦКП потрібно всього тільки 16 варіантів досвідів в одній повторності, тоді як у класичній методології необхідно 23 варіанти в 4 повторностях, тобто 92 визначення.

Розроблено спеціальні плани [13] повного факторного експерименту (ПФЕ), дробового факторного експерименту (ДФЕ), ортогонального центрального композиційного плану (ОЦКП), ротаційного центрального композиційного плану (РЦКП). Так, ПФЕ дозволяє встановити вплив всіх факторів їх взаємодій в експерименті, а ДФЕ визначає вплив основних факторів, але не враховує взаємодій. Якщо досліджуваний процес може мати не лінійний характер, наприклад, зі зворотною залежністю – $1/x$; квадратичної – x^2 ; або логарифмічною – $\ln x$, то застосовують ОЦКП або РЦКП. Так, в ОЦКП використовується ядро ПФЕ з додатковими зоряними крапками α - ортогональністю, а в РЦКП із α - ротатабельністю. [13]

Багатофакторний експеримент планується досить просто. Необхідно взяти межі коливань факторів на мінімальному рівні (Low) та максимальному (High) і за планом (матриці) поставити експеримент. Докладна інформація про нього наводиться в літературі [1, 3, 13, 21, 22]. Розрахунок коефіцієнтів рівняння, статистичну вірогідність, одержання графіків, кластерний аналіз проводять у програмі STATISTICA 6.0, використовуючи модуль DDE.

Можливе використання результатів багатофакторного експерименту для одержання моделей та екологічного прогнозування [16].

Таким чином, використання сучасних методик, одержання закономірностей дії різних факторів на процеси, що протікають у природних водах, значно прискорює наукові дослідження

Висновки. Високе надходження органічної речовини (X_3) – 300-2500 мг/дм³ грає дуже важливу роль у бактеріальній деструкції, будучи джерелом харчування для бактерій. Також істотно бере участь у збільшенні деструкції органічної речовини час експозиції (X_1) та температура води (X_2).

Список літератури

1. Адлер А.А. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий / Адлер А.А., Маркова Е.В., Грановский Ю.В. – М. : Наука, 1976. – 279 с. 2. Багнюк В.М. Роль целлюлозных микроорганизмов в деструкции клетчатки в Киевском водохранилище / В.М. Багнюк // Гидробиол. журн. – 1969. – 5, № 4 – С. 48-54. 3. Боровиков В.П. Прогнозирование в системе STATISTICA в среде Windows, основы теории и интенсивная практика на компьютере / В.П. Боровиков, Г.И. Ивченко. – М. : Финансы и статистика. – 2006. – 368 с. 4. Гак Д.З. Бактериопланктон и его роль в биологической продуктивности водохранилищ / Д.З. Гак. – М. : Наука, 1975. – 250 с. 5. Головки Т.В. Бактериопланктон Днепровско - Бугского лимана в условиях зарегулирования стока / Т.В. Головки // Гидробиол. журн. – 1995. – 31, № 3. – С. 59–67. 6. Головки Т.В. Бактериопланктон Каневского водохранилища и его продукционные характеристики / Головки Т.В. Якушин В.М., Тронько Н.И. // Гидробиол. журн. – 2003. – 39, № 4 – С. 58-71. 7. Драбкова В.Г. Зональное изменение интенсивности микробиологических процессов в озерах / В.Г. Драбкова. – Л.: Наука, 1981. – 212 с. 8. Закс А. Статистическое оценивание / А. Закс, под ред. В.Н. Варыгина, Ю.П. Адлера, В.Г. Горского – М. : Статистика, 1976. – 398 с. 9. Кузнецов С.И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность / С.И. Кузнецов. – Л.: Наука, 1970. – 440 с. 10. Кузнецов С.И. Использование гуминовых кислот при развитии микобактерий / С.И. Кузнецов, И.Н. Дзюбан // Бюл. Ин-та биол. Водохранилищ. – 1960. – № 7. – С. 3-5. 11. Кузнецов С.И. Методы изучения водных микроорганизмов / С.И. Кузнецов, Г.А. Дубинина. – М. : Наука, 1989, – 285 с. 12. Кузнецов С.И. Численность бактерий и продукция органического вещества в водной массе Рыбинского водохранилища в 1963 и 1964 гг. / Кузнецов С.И., Романенко В.И., Карпова Н.С. // Тр. Института биологии внутренних вод АН СССР. – 1966. – 13(16). Продуцирование и круговорот органического вещества во внутренних водоемах. – С. 123-132. 13. Лысенков А.Н. Математические методы планирования многофакторных медико-биологических экспериментов / А.Н. Лысенков. – М. : Медицина - 1979. – 339 с. 14. Михайленко Л.Е. Бактериопланктон днепровских водохранилищ / Л.Е. Михайленко. – К. : ИГБ, 1999. – 300 с. 15. Мишустин Е.Н. О роли спороносных бактерий в почвенных процессах / Е.Н. Мишустин // Микробиология – 1978. – 17, вып. 3. – С. 201–207. 16. Розенберг Г.С. Экологическое прогнозирование /функциональные предикторы временных рядов / Розенберг Г.С., Шитиков В.К., Брусиловский П.М. – Тольятти, 1994. – С. 3-26. 17. Родина А.Г. Методы водной микробиологии (практическое руководство) / А.Г. Родина. – М.-Л : Наука, 1965. – 364 с. 18. Старосила Е.В. Новые методы в направления исследований в водной микробиологии (обзор) / Е.В. Старосила // Гидробиол. журн. – 2006. – 42, № 3 – С. 51-61. 19. Штевнева А.И. Влияние температуры и обмена бактериопланктона в Южной части Байкала / А.И. Штевнева, Н.Д. Судакова // Экологические аспекты водной микробиологии. – Новосибирск : Наука, 1984. – С. 130-140. 20. Якушин В.М. Бактериопланктон / В.М. Якушин, Г.М. Олійник // Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод. – К. : Логос, 2006, – С. 59-76. 21. Box, G.E.P., Draper N.R. Empirical model-building and response surfaces. – NY : Wiley, 1987. 22. Saunders G. W. The kinetics of extracellular release of organic matter by plankton. // Vern. Integrate. Virgins. Limnol. – 1972. – 18, - P. 140-146.

Дослідження деструкції органічної речовини при варіюванні різних факторів середовища у природній воді за допомогою багатофакторного експерименту

Калениченко К.П.

Проведено лабораторний багатофакторний експеримент, використавуючи ротацийний центральний композиційний план (РЦКП), з органічною речовиною (пептон), проведено визначення загальної кількості бактерій (ЗКБ) за допомогою люмінесцентної мікроскопії. Проведено розрахунок рівняння регресії за допомогою STATISTICA 6.0 Показано, що основну роль у деструкції відіграє концентрація речовини (X_3) температура води (X_2) відіграє значно меншу роль.

Ключові слова: рівняння бактеріальної деструкції, флуоресцентна мікроскопія, ротаційний центральний композиційний план (РЦКП).

Исследование деструкции органического вещества при варьировании различных факторов среды в природной воде с помощью многофакторного эксперимента

Калениченко К.П.

Проведен лабораторний багатофакторний експеримент, используя ротационный центральный композиционный план (РЦКП), с органическим веществом (пептон), проведено определение общего числа бактерий (ОЧБ) с помощью люминесцентной микроскопии. Проведен расчет уравнения регрессии с помощью STATISTICA 6.0 Показано, что основную роль в деструкции играет концентрация вещества, (X_3) температура воды (X_2) играет значительно меньшую роль.

Ключевые слова: уравнение бактериальной деструкции, флуоресцентная микроскопия, ротационный центральный композиционный план (РЦКП).

Research destructions organic substance of variation different factor environment natural waters from assistance multiple-factor experiment

Kalenichenko K.P.

Run multifactor experiment use Routable Centre Composite Design substance organic (peptone) identification (GNB) prompting luminescent microscopy .Obtain effect computing coefficient to - General number bacteria (GNB); result equation hand regression software STASISTICA 6.0 declared process destruction. Indicate basic role play concentration substance (X_3) temperature water (X_2) play less role and exposure time(X_1).

Keywords: hand regression destruction, luminescent microscopy, Routable Centre Composite Design.

Надійшла до редколегії 11.02.10

УДК (574.5:591.524.12) (282.243.742)

Гулейкова Л.В.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ПЛАНКТОФАУНИ Р. ТЕРЕСВИ (БАСЕЙН ТИСИ) В УМОВАХ ГІДРОБУДІВНИЦТВА

Ключові слова: планктонна фауна, біорізноманіття, гірські річки, гідробудівництво, р.Тересва

Вступ. Останнім часом енергетичне освоєння водних ресурсів Карпат, особливо будівництво гідровузлів, стає дедалі актуальнішим. Крім виробництва електроенергії гідроспороди сприяють регулюванню стоку річок протягом року та згладжуванню паводкових піків у період танення снігового покриву або аномально інтенсивних опадів. Умови гірського рельєфу Закарпаття дають можливість отримувати значну кількість електроенергії, оскільки потенціальні енергетичні ресурси річок регіону достатньо великі.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

Однак, гідробудівництво на річках є одним з потужних чинників впливу на водні екосистеми, особливість якого полягає у зміні природного гідрологічного режиму водотоку. Зарегулювання річки, що призводить до згладжування паводкових процесів, без сумніву, призводить до змін як у складі, так і функціонуванні річкової системи [1, 2, 7]. Проте, наскільки будуть виражені дані зміни та якими вони будуть при зарегулюванні водотоку, можна судити тільки на основі глибокого аналізу існуючого складу та особливостей розподілу гідробіонтів в конкретній річці.

Тересва – одна з найбільших правобережних приток р. Тиси. Основною водогосподарською проблемою в басейні Тересви є захист населення і територій від наводнень, що викликані паводками змішаного та дощового походження. На сьогодні захист від паводків здійснюється дамбами, розташованими в межах нижньої та середньої ділянки річки. На верхній ділянці річка не обвалована, тут відбувається інтенсивний розмив берегів. Найближчим часом на нижній ділянці річки планується створити каскад ГЕС. Створення каскаду гідровузлів з обвалуванням берегів водосховищ поряд з видобутком електроенергії повинно вирішити задачу захисту території від паводків.

На стадії розробки проектної документації щодо створення каскаду ГЕС нами було проведено дослідження планктофауни р. Тересви у складі комплексних робіт виконаних Інститутом гідробіології НАН України по оцінці сучасного стану водних екосистем і якості поверхневих вод.

Мета даної роботи – вивчення особливостей розвитку та основних характеристик планктофауни р. Тересви, аналіз їх змін, що відбудуться у зв'язку з гідробудівництвом.

Об'єкт та методика дослідження. Річка Тересва довжиною 56 км та площею водозбору 1220 м² впадає в р. Тису на 890-у кілометрі. Верхів'я р. Тересви знаходиться у високогірній ділянці західної частини Карпат і носить гірський характер. У нижній ділянці долина стає ширшою, де вона набуває передгірного характеру. Привнесені з верхньої ділянки наноси утворюють кам'янисті коси. У руслі утворюються обмілини, в результаті чого в деяких місцях річка розгалужується [4]. Характерною ознакою для нижньої течії річки є меандрування русла на ділянках виходу складок і корінних порід (зі складним рельєфом дна на тлі дефіциту запасів алювію в протоках) і наявність потужних осередків, що заросли чагарниками і занесені мулом та корчами. Водний режим р. Тересви характеризується численними паводками протягом року, як від танення снігів, так і від дощів. Середня багаторічна річна сума опадів у горах досягає 1500–1700 мм. Найбільша кількість опадів випадає у червні–липні, в цей же час найчастіше всього проходять найбільші зливові паводки. Весняна повінь спостерігається майже щорічно в березні–квітні. У весняний період проходить до 45% річного стоку. У період межені хід рівня характеризується чергуванням різких підйомів і більш повільних спадів.

Дослідження планктонної фауни проводили на р. Тересві протягом 2007–2009 рр. від верхів'я до гирла, більш детально в районі будівництва каскаду

ГЕС, у гирлах основних приток (річки Лужанка, Мокрянка), р. Тисі нижче гирла Тересви, а також на Тереслянському водосховищі, як модельній водоймі. Відбір та камеральну обробку проб здійснювали за загальноприйнятими гідробіологічними методиками [3].

Результати досліджень та їх обговорення. Зоопланктон р. Тересви за період досліджень представлений невеликою кількістю істино планктонних видів і форм, а також організмами бентосопланктону (визначення В.В. Поліщука). Серед останніх найчастіше зустрічалися представники олігохет, нематод, хірономід, веснянок, однокілець та інші. Разом з тим, величини загальної чисельності і біомаси зоопланктону і бентосопланктону (як правило з переважанням другого) вкрай незначні і досягали максимуму влітку 23 тис. екз/м³ і 188 мг/м³, в осінній період 37 тис. екз/м³ і 86,0 мг/м³, навесні ці величини не перевищували 8 тис. екз/м³ і 22,0 мг/м³. Таксономічний аналіз планктонної фауни показав, що коловертки є найбільшою за числом видів групою первинноводної фауни. Гіллястовусі рачки в холодних водотоках зустрічаються в поодиноких екземплярах, кількість їх зростає лише вниз за течією. Веслоногі ракоподібні є найбільш розповсюдженою групою планктофауни, при цьому вони відмічені у всіх типах водойм (руслів ділянки, затоки, струмки). В цілому досліджена нами територія населена прісноводними планктонними видами. Найбільш часто зустрічалися коловертки *Euchlanis dilatata dilatata*, які є звичайними у складі перифітону та гіллястовусі рачки *Bosmina longirostris* і *Chydorus sphaericus*. Ці види, а також коловертки *Polyarthra vulgaris*, *Brachionus calyciflorus*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, циклопи *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *Acanthocyclops vernalis*, гіллястовусі *Daphnia longispina*, *Moina rectirostris* є характерними для планктофауни всього басейну Тиси [5, 6]. Взагалі на даній ділянці основного русла Тересви переважали безхребетні реофільної фауни, на які багаті гірські річки: гарпактикоїди, коловертки *Cephalodella* sp., бделоїдні коловертки з родини *Philodinidae* та гіллястовусі рачки *Chydorus sphaericus*.

У складі зоопланктону р. Тересви зареєстровано 37 видів (у тому числі таксонів інших рангів) серед яких 14 коловерток (Rotatoria), 12 веслоногих (Cyclopoida, Calanoida и Harpacticoida) та 11 гіллястовусих ракоподібних (Cladocera). В районі будівництва каскаду ГЕС список видового складу нараховує 24 таксономічні одиниці (табл.).

Як відмічалось вище, у складі планктофауни р. Тересви в достатній кількості виявлено також організми бентосопланктону. Проте, це звичне явище для більшості гірських річок. Це, насамперед, є результатом високої турбулентності води, особливо у гірській частині річки. Отже, бентосопланктон найбільш багатий та різноманітний на верхніх ділянках, тоді коли евзоопланктон там знаходиться ще на стадії формування. За нашими даними, поряд з істинно планктонними видами в р. Тересві були знайдені *Arcella arenaria tipica* Greef, *Centropixis aculeate* Stein, *C. discoides* Penard, *Diffugia alongata* Penard, *D. fallax* Penard, *Nais barbata* O.F. Müller, *Cricotopus silvestris* Fabricius та багато інших – типових компонентів донних і перифітонних ценозів.

Таблиця. Видовий склад зоопланктону басейну р. Тересви
(за даними 2007–2009 рр.)

№№	Види (таксони)
	Rotatoria
1.	<i>Cephalodella</i> sp.*
2.	<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin*
3.	<i>Euchlanis oropha</i> Gosse
4.	<i>E. dilatata</i> Ehrenberg*
5.	<i>Platytas quadricornis</i> (Ehrenberg)
6.	<i>Brachionus quadridentatus</i> Hermann
7.	<i>B. nilsoni</i> Ahlstrom
8.	<i>B. calyciflorus</i> Pallas*
9.	<i>B. angularis</i> Gosse*
10.	<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse)*
11.	<i>K. quadrata</i> Müller*
12.	<i>Rotaria rotatoria</i> Pallas
13.	<i>Habrotrocha</i> sp.*
14.	Bdelloidea gen. sp.*
	Copepoda
15.	Nauplii Copepoda*
16.	Cyclopoida juv.*
17.	<i>Macrocylops albidus</i> (Jurine)
18.	<i>Eucyclops serrulatus</i> (Fischer)*
19.	<i>Paracyclops fimbriatus</i> (Fischer)*
20.	<i>Acanthocyclops vernalis</i> (Fischer)*
21.	<i>A. americanus</i> (Marsh)
22.	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer*
23.	<i>C. vicinus</i> Uljanin*
24.	<i>Mesocyclops leuckarti</i> (Claus)
25.	Harpacticoida gen. sp.*
26.	Copepoda parasitica*
	Cladocera
27.	<i>Daphnia longispina</i> O.F. Müller*
28.	<i>D. magna</i> Straus*
29.	<i>Moina rectirostris</i> Hellich*
30.	<i>M. brachiata</i> (Jurine)
31.	<i>Scapholeberis mucronata</i> (O.F. Müller)
32.	<i>Camptocercus rectirostris</i> Schoedler
33.	<i>Peracantha truncata</i> (O.F. Müller)
34.	<i>Chydorus sphaericus</i> (O.F. Müller)*
35.	<i>Alona affinis</i> (Leydig)*
36.	<i>A. rectangula</i> Sars
37.	<i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller*

Примітка: * – види (таксони), що зареєстровані в гирловій ділянці р. Тересви.

Зареєстровані кількісні показники зоопланктону р. Тересви свідчать про дуже низький рівень розвитку, однак загальна чисельність і біомаса (2200–2700 екз/м³; 13,0–25,2 мг/м³), а також кількість істино планктонних видів в гирловій ділянці більше, ніж в середньому по водотоку. Загальні показники кількісного розвитку безхребетних у водній товщі залежать, переважно, від інтенсивності дрифту, склад і рясність якого змінювалися в широких межах і були обумовлені рівневим режимом. На верхніх ділянках це відбувалося, в основному, за рахунок збільшення числа видів, життєдіяльність яких пов'язана із субстратом (гіллястовусі рачки *Chydorus sphaericus*, веслоногі *Paracyclops fimbriatus*, *Harpacticoida* sp. та інші). Різноманіття і показники кількісного розвитку істинно планктонних видів значно збільшувалося до гирлової ділянки. Відносно високими показниками видового складу характеризувалося Тереблянське водосховище (15 видів). Найбільша рясність – 23 тис. екз/м³ і 123,7 мг/м³ характерна для планктонних зооценозів Тереблянського водосховища при домінуванні ракоподібних..

Невисока щільність організмів товщі води і висока турбулентність обмежують можливості сапробіологічного аналізу. Значення індексів сапробності, розраховані лише за істинно планктонними формами, у зв'язку з їх вкрай низьким різноманіттям, не ілюструють тенденцій в змінах якості води. Однак слід відмітити, що у зоопланктоні р. Тересви а також в районі досліджень 18% індикаторів якості води відносилися до олігосапробів, 20% – оліго-β-мезосапроби, 55% – β-мезосапроби. Останні 7% складали β-α-мезосапробний вид *Brachionus calyciflorus*, α-мезосапроб *Daphnia magna* і полісапроб *Rotaria rotatoria*. Розрахунок індексів сапробності за всіма організмами, що були визначені в зоопланктонних пробах, демонструє як за нашими, так і літературними даними деяке збільшення їх значення вниз за течією, що в більшій мірі є відображенням рухомої (дрейфуючої) частини донних організмів.

Висновок. Отже, планктон гірських річок кількісно бідний та представлений незначним числом істинно планктонних видів і форм. В основному переважають види планктонних тварин асоційованих із субстратом та дрейфуючі донні безхребетні. На гірських ділянках типово планктонні види з'являються в заплавах водоймах, затоках і у відшнурованих закіссях, що добре прогриваються. В цілому загальна динамічна картина реакції планктонних угруповань на зарегулювання виявиться досить подібною як для фітопланктону, так і для зоопланктону. На першому етапі заповнення будуть збільшуватися загальні показники кількості і якісний склад водних організмів. В зоопланктоні це буде відбуватися, в основному, за рахунок збільшення частини власне планктонних і придонних видів, таких як *Chydorus sphaericus*, *Paracyclops fimbriatus* та ін. а також зменшення частини тварин, що пов'язані із субстратом.

У цілому, за прогнозом будівництво та експлуатація каскаду ГЕС на р. Тересві призведе до негативних наслідків, що в подальшому буде проявлятися у зниженні показників видового багатства, а також у можливому

виникненні структурної деградації (скорочення кількості видів або випадіння цілих систематичних груп, значне коливання показників чисельності і біомаси, представленості окремих видів, порушення еволюційно складеної структури ценозів та ін.).

Список літератури

1. Афанасьєв С.О. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси / С.О. Афанасьєв. – К. : Інтертехнодрук, 2006. – 101 с. 2. Гідроекологічний стан басейну Тиса / [Харченко Т.А., Ляшенко А.В., Овчаренко М.О., Кім Ю.В.] – К., 1999. – 152 с. 3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К. : Логос, 2006. – 408 с. 4. Річки Карпат / Мережко О.І., Хімко Р.В. – К., 1999. – 124 с. 5. Парчук Г.В. Зоопланктон и зоосиртон р. Тисы и ее притоков в пределах Украины // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 1. – С. 25–37. 6. Полищук В.В. Биogeографические аспекты изучения водоемов бассейна Дуная в пределах СССР / В.В. Полищук, И.Г. Гарасевич. – К. : Наук. думка, 1986. – 212 с. 7. Afanasyev S. Assessment of the Teresva River ecological status (River Tysa Basin) in connection with hydroconstruction / Afanasyev S., Guleikova L., Lietitska O. // 37th IAD Conference The Danube River Basin in a changing World. Free International University of Moldova. – Chisinau, 2008. – P. 143–147.

Особливості розвитку планктофауни р. Тересви (басейн р. Тиси) в умовах гідробудівництва

Гулейкова Л.В.

Приведені результати досліджень планктонної фауни р. Тересви (басейн р. Тиси) за 2007–2009 рр. Вивчений видовий склад, розподіл, кількісні характеристики планктофауни головного русла, основних приток в районі запланованого будівництва каскаду ГЕС.

Ключові слова: планктонна фауна, біорізноманіття, гірські річки, гідробудівництво, р.Тересва.

Особенности развития планктофауны р. Тересвы (бассейн р. Тисы) в условиях гидростроительства

Гулейкова Л.В.

Приведены результаты исследований планктонной фауны р. Тересвы (бассейн р. Тисы) за 2007–2009 гг. Изучен видовой состав, распределение, количественные характеристики планктофауны главного русла, основных притоков в районе предполагаемого строительства каскада ГЭС.

Ключевые слова: планктонная фауна, биоразнообразие, горные реки, гидростроительство, р.Тересва.

Features of plankton fauna development in the Teresva River (the Tisa River basin) under hydroconstruction

Guleikova L.V.

The results of plankton fauna study in the Teresva River (the Tisa River basin) in 2007–2009 are presented. Species composition, distribution, quantitative characteristic of plankton fauna in the main river-bed, some tributaries nearby the planned construction of the HPS cascade have been studied.

Keywords: plankton fauna, biodiversity, mountainous rivers, hydroconstruction, Teresva River.

Надійшла до редколегії 09.02.10

Меленчук Г.В., Гуляєва О.О.

Інститут Гідробіології НАН України, м. Київ

ФІТОПЛАНКТОН ДНІСТРОВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА В ПЕРІОД ПАВОДКУ 2008 РОКУ

***Ключові слова:** Дністровське водосховище, паводок, екосистема водойми, показники фітопланктону*

Актуальність проблеми. Дослідження фітопланктону Дністровського водосховища займає важливе місце у розробці методу управління його водною екосистемою. Це обумовлено тим, що показники цієї групи гідробіонтів, як правило, указують на динаміку формування якості води. Фітопланктон швидко реагує на зміни екологічних умов. Його продукція визначає трофічний рівень водойм, а склад та чисельність фітопланктону характеризують їх санітарний стан [1]. Фітопланктон взагалі, і зокрема як показник стану екосистеми Дністровського водосховища, вивчений ще не досить повно. Це пов'язано, перш за все, з технічними труднощами та економічними затратами.

Дністровське водосховище являє собою унікальну для України водну екосистему. За морфометричними характеристиками [2] відноситься до крупних, глибоких водосховищ. Характерною особливістю водного режиму річки Дністер є проходження паводків впродовж усього теплого періоду року, а інколи і взимку. При цьому у водосховищі відбувається коливання швидкості течій води від 0,02 до 1–2 м/с і більше. Такий гідрологічний режим значно впливає на видове різноманіття та біомасу фітопланктону водосховища.

Аналіз попередніх досліджень. За дослідженнями вчених Інституту гідробіології НАН України в 90-ті роки [3, 4] в складі фітопланктону Дністровського водосховища виявлено 93 види. Найбільш різноманітні зелені водорості – 45 видів, діатомові – 25 видів, синьозелені – 14 видів. Знайдені також евгленові, динотофітові, криптофітові та золотисті водорості. В межах водойми спостерігався неоднорідний розподіл фітопланктону, оскільки різні ділянки водосховища характеризуються різними екологічними умовами. Останні формуються в результаті надходження води з приток, існування заплавних ділянок та значної площі глибоководних зон. Показники чисельності та біомаси фітопланктону коливалися в значних межах від 2,8 до 63,3 млн.кл/дм³ та від 2,6 до 51,2 мг/дм³, відповідно. Найменші показники були притаманні пригреблевій ділянці. «Цвітіння» синьозеленими водоростями розповсюджувалося зазвичай на незначній акваторії і спостерігалось в основному у затоках та в місцях впадіння приток, які приносять з собою значну кількість органічних та біогенних речовин.

Синьозелені водорості в загальній масі фітопланктону займали підрядну роль. Слід зазначити, що вказані гідробіологічні дослідження проводились при малих швидкостях стокових течій, які в середньому по водосховищу варіювали від 0,2 см/с біля греблі до 20 см/с у верхів'ї. Саме це сприяло багатству у відношенні систематичного складу та кількісної представленості фітопланктону. Інша картина спостерігається при проходженні паводків.

Матеріал і методика досліджень. Автори здійснили натурні дослідження на Дністровському водосховищі в період проходження значного паводку в липні 2008 року. Були відібрані проби фітопланктону на відстані 5-ти (ділянка 1) та 45-ти км (ділянка 2) від греблі Дністровської ГЕС-1 (рис. 1). Відбір здійснювався на поверхні та глибині подвійної прозорості води на відкритій частині водосховища за допомогою батометра. Для згущення проби

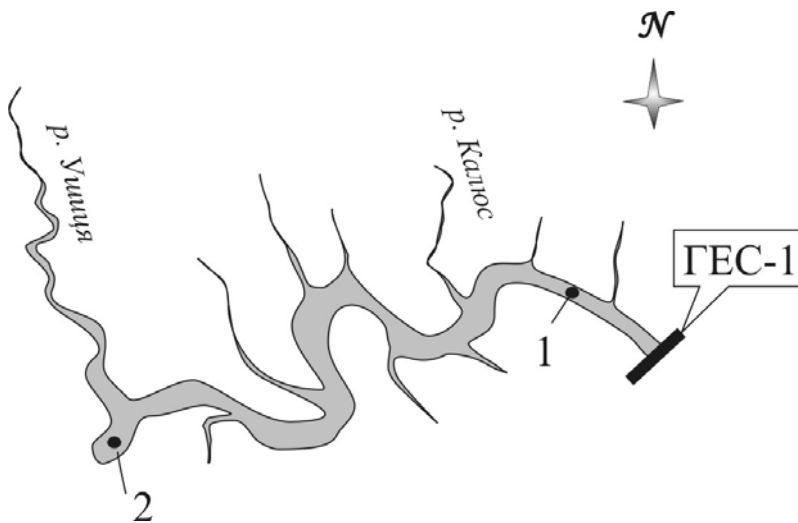


Рис.1. Місця відбору проб на Дністровському водосховищі в липні 2008 року: 1 – 5 км, 2 – 45 км від греблі ГЕС-1

використовували метод седиментації. Чисельність водоростей підраховували у камері Нажотта об'ємом 0,02 см³. Біомасу фітопланктону визначали розрахунково - об'ємним методом [5].

Результати дослідження. За даними Гідрометеослужби України, липневий дощовий паводок 2008 року на Дністрі був найбільшим за період існування Дністровського водосховища.

Основна маса опадів випала 23-24 липня (до 116 мм за 6-12 год). Притік води до водосховища з 17 по 27 липня зріс з 383 до 5680 м³/с. Максимум добового припливу води оцінюється близьким до витрат 1 %-вої забезпеченості. Середня швидкість стокової течії під час максимальних витрат змінювалась від 0,2 до 5 м/с у верхів'ї водосховища. Об'єм води, що надійшов до водосховища за III декаду липня, склав 2,5 км³.

У складі фітопланктону в Дністровському водосховищі у досліджуваний період виявлено 50 видів та внутрішньовидових таксонів водоростей. Основу флористичного спектру складали 4 відділи водоростей: *Chlorophyta* (62% серед них 2 види з порядку *Desmidiiales* - *Closterium acerosum* (Schrank) та *Stauroastrum gracile* Ralfs var *gracile*), *Bacillariophyta* (30%), *Cyanophyta* (6%), *Dinophyta* (2%). У структурі фітопланктону за чисельністю і біомасою провідна роль належала зеленим та діатомовим водоростям (рис. 2), тому фітопланктон можна характеризувати як хлорококово-діатомовий. В просторовому розподілі фітопланктону спостерігалась чітко виражена гомогенність.

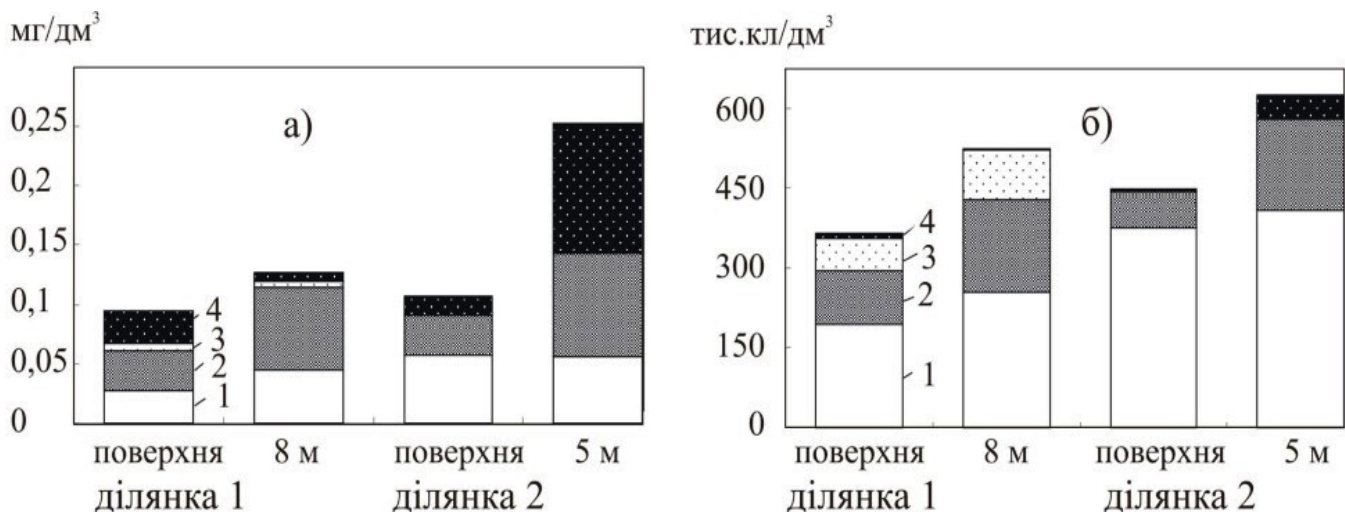


Рис.2. Біомаса (а) та чисельність (б) фітопланктону в Дністровському водосховищі в період паводку в липні 2008 року: 1 – зелені, 2 – діатомові, 3 – синьозелені, 4 – дінофітові

Показники чисельності фітопланктону в період досліджень змінювались від 366 до 624 тис. кл/дм³, біомаса від 0,106 до 0,252 мг/дм³. Загалом, фітопланктон утворювали представники роду *Coelastrum* Näg. in A. Br., *C. microporum* Näg., *C. sphaericum* Näg. (16-96 тис. кл/дм³), *Pediastrum boryanum* (Turp.) Menegh (32 тис.кл/дм³), *P. simplex* Meyen, *P. duplex* Meyen, *P. echinulatum* Wittr., *Schroederia nitzschoides* (G.S.West) Korsch. (в середньому 4 тис.кл/дм³), *Crucigenia apiculata* Schmidle. Найбільшого розвитку в планктоні водосховища досягали представники *Chlorococcales* Marchand orth. Mut. Найрізноманітнішим був рід *Scenedesmus* Meyen – 8 видів. Повсюдно зустрічалися також *Pandorina charkowiensis* Korsch., та *P. morum* (O. Müll.) Bory z Volvocales. Альгоценоз доповнювали типово планктонні види з *Bacillariophyta* – в основному представники родини *Fragilariaceae* роду *Asterionella* Hass.: *Asterionella formosa* Hass. та представники роду *Fragilaria* Lyngb.: *F. capucina* Desm., *F. crotonensis* Kitt. Зрідка зустрічалися види з роду *Nitzschia* Hass. *N. gracilis* Hantzsch. та *N. umbolata* Ehr. Появу в планктоні епіфітного виду *Cocconeis placentula* Ehr. очевидно можна пояснити інтенсивним перемішуванням води, в результаті чого вони відірвалися від субстрату і потрапили у товщу води.

Відділ *Dinophyta* був представлений одним видом – *Ceratium hirundinella* (O. Müll.) Schrank, цей представник прісноводних водоростей мав великий розмір (понад 300 мкм), якого зазвичай досягає перед стадією розмноження.

Угрупування фітопланктону, їх чисельність та біомаса є одним з показників екологічної класифікації якості поверхневих вод та естуаріїв [6, 7]. Для оцінки якості води застосовують сапробіологічний метод, який базується на здатності певних видів-індикаторів розвиватись у воді відповідної якості.

Загалом, із 50 видів водоростей, знайдених у планктоні Дністровського водосховища, 17 є індикаторами сапробності (табл.). Більшість видів індикаторів відноситься до β -мезосапробів. Індекс сапробності, який

Таблиця. Водорості-індикатори сапробності в Дністровському водосховищі в період паводку 2008 року

Водорості	Показник сапробності	Відносна кількість особин	Індекс сапробності
<i>Microcystis aeruginosa</i> Kutz emed. Elenk	β	1	1,65
<i>M. pulvere</i> a (Vood.)Forti	α - β	1	1,6
<i>Merismopedia</i> sp.	β	1	2,4
<i>Pandorina morum</i> (Mull.) Bory	β	2	2,0
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.)	β	3	1,85
<i>P.echinulatus</i>	β	1	1,85
<i>Coelastrum microporum</i> Näg	β	3	2,0
<i>Scenedesmus acutus</i>	β	1	1,9
<i>S. quadricauda</i> (Turp.)Breb.	β	1	2,0
<i>P.duplex</i> var duplex	β	3	1,85
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Sim.	β	1	1,8
<i>Asterionella formosa</i> Hass.	α - β	1	1,4
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.	β	1	1,35
<i>C. pediculus</i>	β	1	1,75
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.	α - β	3	2,0
<i>F.crotonensis</i> f. <i>crotonensis</i>	α - β	3	1,4
<i>Nitzschia paleacea</i>	β	3	2,4

визначено за допомогою методу Пантле і Букка [8], складає 1,9. Тобто за кількістю та складом видів-індикаторів сапробності досліджені нами водні маси можна віднести до β - мезосапробної зони, що відповідає задовільно чистому класу води.

В динаміці видового складу та кількості фітопланктону підтвердилась закономірність, що спостерігалась у попередні роки [3]: відбувається зменшення показників фітопланктону в напрямку до греблі. Максимальні показники відмічались на ділянці 2, мінімальні – на ділянці 1. На обох ділянках на глибині подвійної прозорості (5-8 м) кількісні показники дещо вищі ніж на поверхні. Відомо, що зазвичай максимальна кількість фітопланктону спостерігається на глибині 1/3 прозорості [9].

Основну масу на першій ділянці в водній товщі серед зелених складали *Pediastrum boryanum* та *Pediastrum echinulatus*, а в поверхневому шарі – *Coelastrum microporum*. Серед діатомових на поверхні переважали *Nitzschia gracilis*, у водній товщі – *Flagilaria capucina* та *Flagilaria crotonensis*. На другій ділянці, на поверхні основну масу зелених займали *Dyctiospherium pulchellum* Wood., у водній товщі – *Coelastrum microporum*, серед діатомових домінували *Flagilaria crotonensis*.

Головним фактором, який обумовив зменшення якісних та кількісних показників та перерозподіл у водній товщі фітопланктону в порівнянні з попередніми дослідженнями, є різкі коливання швидкості течії води та збільшення інтенсивності перемішування, що визвано проходженням дощового паводку. Максимальні швидкості досягали величин, які негативно

впливають на фітопланктон. Відомо, що лімітуючі швидкості води для планктонних діатомових складають 0,7 м/с, зелених – 0,5 м/с, синьозелених – 0,2 м/с. Критичні швидкості цих водоростей становлять 2,0, 1,5 та 0,6 м/с, відповідно [10].

За розрахунками встановлено, що у верхів'ї водосховища при витраті 400 м³/с спостерігається перевищення лімітуючих швидкостей для всіх видів водоростей. При витраті води більше 1500 м³/с дискомфортно почувають себе синьозелені водорості і в середній ділянці водосховища. В період паводку в липні 2008 року при проходженні максимальних витрат середня швидкість течії на досліджуваних ділянках перевищувала 0,2 м/с, а поверхнева складала 0,35–0,4 м/с. В окремих місцях швидкість течії перевищувала 0,5 м/с, що могло спричинити пригнічення розвитку синьозелених та зелених водоростей.

В липні 2004 року на Дністровському водосховищі також відмічено бідний видовий склад, який налічував всього лише 6 видів [11]. Такі низькі якісні показники теж пояснюються проходженням паводку. Максимальні витрати тоді дещо перевищували 2100 м³/с.

Висновок. Таким чином можна зробити висновок, що на Дністровському водосховищі одним із важливих абіотичних факторів життєдіяльності гідробіонтів є динаміка водних мас. Отримані результати висвітлюють характеристики фітопланктону в екстремальних умовах і є внеском у процес вивчення альгофлори Дністровського водосховища.

Список літератури

1. *Приймаченко А.Д.* Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ / А.Д. Приймаченко. – К. : Наук. думка, 1981. – 275 с.
2. *Авякян А.Б.* Водохранилища / Авякян А.Б., Салтанкин В.П., Шарапов В.А.. – М.: Мысль, 1987. – 325 с.
3. Экологическое состояние реки Днестр / Шевцова Л.В., Алиев А.К., Кузько О.А. и др. – К. : Наук. думка, 1998 – 148 с.
4. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов / Сиренко Л.А., Евтушенко Н.Ю., Комаровский Ф.Я. и др.. – К. : Наук. думка, 1992. – 356 с.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.; За ред.. В.Д. Романенка. – К. : Логос, 2006. – 408 с.
6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенка, В.М. Жулинський, О.П. Оксіюк та ін. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.
7. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон / [Оксиюк О.П., Жданова Г.А., Гусынская С.Л., Головкин Т.В.] // Гидробиол. журн. – 1994. – 30, № 3. – С. 26-31.
8. Унифицированные методы исследования качества вод: В 3-х ч. – М.: СЭВ, 1977. – Ч. 3. – 91 с.
9. *Эрхард Ж.-П.* Планктон. Состав, экология, загрязнение / Ж.-П. Эрхард, Ж. Сежен. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 256 с.
10. *Оксиюк О.П.* Количественная оценка формирования некоторых показателей качества воды в водотоках / О.П. Оксиюк, Ф.В. Стольберг // Гидробиол. журнал. – 1988. – 24, № 5. – С. 23-29.
11. *Гулейкова Л.В.* Планктон буферного водосховища Дністра / Л.В. Гулейкова, О.В. Мантурова // Наук зап. Тернопільського пед. ун-ту. – 2005. – №3. – С. 125-128

Фітопланктон Дністровського водосховища в період паводку 2008 року

Меленчук Г.В., Гуляєва О.О.

Розглянуті кількісні та якісні показники фітопланктону Дністровського водосховища за період паводку 2008 року. Проаналізовані гідрологічні умови

функціювання екосистеми водойми, які обумовили зменшення і перерозподіл цих показників у водній товщі.

Ключові слова: Дністровське водосховище, паводок, екосистема водойми, показники фітопланктону.

Фитопланктон Днестровского водохранилища в период паводка 2008 года

Меленчук Г.В., Гуляева О.А.

Рассмотрены количественные и качественные показатели фитопланктона Днестровского водохранилища в период паводка 2008 года. Проанализированы сложившиеся гидрологические условия функционирования экосистемы водоема, которые обусловили уменьшение и перераспределение этих показателей в водной толще.

Ключевые слова: Днестровское водохранилище, паводок, экосистема водоема, показатели фитопланктона.

The phytoplankton of the Dniester reservoir during the flood in 2008

Melenchuk G.V., Huliaieva O.A.

The quantitative and qualitative parameters of phytoplankton of the Dniester reservoir have been considered during the flood in 2008. The hydrological conditions of water basin ecosystem functioning have been analyzed, which have caused reduction and redistribution of phytoplankton parameters in water mass.

Keywords: Dniester reservoir, flood, water basin ecosystem, parameters of phytoplankton.

Надійшла до редколегії 12.02.10

УДК (581.526.3:611.32:570)(585.3)

Цапліна К.М. Лінчук М.І.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ.

ФУНКЦІОНАЛЬНА РОЛЬ МАКРОФІТІВ В ЕКОСИСТЕМІ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Ключеві слова : макрофіти, біотичний баланс, біогенні елементи, водосховище, екосистеми, функціонування

Вступ. Київське водосховище – головне у каскаді Дніпровських водосховищ і має найбільші за площею мілководні ділянки. Функціонування його екосистеми знаходиться у тісному зв'язку зі структурою біотичних компонентів [2]. Одним з важливих компонентів екосистеми Київського водосховища є макрофіти, що розвиваються на його мілководних ділянках. Площа мілководь складає близько 312 км², що становить 34% площі водосховища [3]. Наявність великих площ мілководь, різноманіття вихідних біотопів, особливості режиму рівня води, розташування в певній географічній зоні та ряд інших факторів обумовили велике різноманіття у характері заростання Київського водосховища. Розподіл рослинних угруповань та їх видовий склад на водосховищі визначається групою

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

факторів, що пов'язані з характером затоплених територій. Виділені фітоценози: заплавних водойм, боліт та заболочених земель, лугові фітоценози та утворені знову в процесі перебудови угруповань у зв'язку зі зміною умов середовища.

Мета: визначити функціональну роль макрофітів різних ділянок Київського водосховища на сучасному етапі розвитку його екосистеми.

Матеріали і методи досліджень. Дослідження проводили на Київському водосховищі у 2007 – 2009 рр. Визначали видовий склад вищих водяних рослин, площі зростання, фітомасу з 1м² загальноприйнятими геоботанічними методами [4]. Реєстрували у воді серед рослин та на незарослих ділянках (чистоводдя) вміст розчиненого кисню, біогенних та органічних речовин [1].

Результати досліджень. В основу геоботанічного районування Київського водосховища прийнята ценологічна характеристика рослинного покриву у сукупності з ведучими екологічними факторами середовища. У зв'язку з цим мілководна зона водосховища була розподілена на 3 райони: річковий, водосховищно – річковий та водосховищний [5]. Річковий район характеризується переважанням річкових умов і має великі площі мілководь. Йому властиві масиви заплавних островів та підтоплення в межах центральної та прируслової зон заплави. На сучасному етапі тут реєструються рослинні комплекси, що були присутні у заплавних водоймах до створення водосховища. Переважають зарості очерета звичайного, масиви заростей рогузу вузьколистого. Найбільшу фітомасу має рогіз вузьколистий – 6кг/м² сирої маси. Значну фітомасу утворюють і рослини з плаваючим листям – 2,4 – 4,4 кг/м² сирої маси. Занурена рослинність на річкових ділянках все ж має достатньо великі площі, домінантами є водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.), рдесник пронизанолистий (*Potamogeton perfoliatus* L.), різуха морська (*Najas marina* L.), кушир занурений (*Ceratophyllum demersum* L.), у складі фітоценозу у великій кількості присутній гірчак земноводний (*Poligonum amphybiu*m L.). Фітомаса занурених рослин з 1 м² була в межах 1,5 - 2,0 кг сирої маси.

Водосховищно-річковий район має значні площі мілководь. Для цього району характерні острови–останці, що заросли повітряно–водними рослинами. Формування заростей на ділянці відбувається за рахунок рогозових та очеретяних масивів. Значна густина заростей очерету звичайного та рогуза вузьколистого і утворення ними великих масивів веде до ізоляції окремих частин мілководь, що супроводжується зміною їх гідрологічного та гідрохімічного режиму [6]. Між островами–останцями розташовані великі за площею угруповання рослин з плаваючим листям. За режимом рівнів води район має риси водосховища, тобто, водопілля тут ослаблені, що дає можливість рослинам з плаваючим листям розширювати свої площі. Домінантами є глечики жовті (*Nuphar lutea* L.), латаття біле (*Nymphaea alba* L.). Останнім часом все більшу роль у заростанні водосховищно-річкової ділянки серед рослин з плаваючим листям відіграє

водяний горіх плаваючий (*Trapa natans* L.). Він присутній у різній кількості майже на всіх мілководдях.

По краю сформованих заростей з повітряно – водних рослин у невеликій кількості присутня занурена рослинність, яка на початку створення водосховища відігравала значну роль у його заростанні. Зарості зануреної рослинності розріджені, фітомаса складала 0,8 кг/м² сирої маси. Домінантами є водопериця колосиста, рдесник гребінчастий (*P. scirpus* L.), менше – рдесник пронизанолистий.

Мілководдя Тетерівської затоки зайняті заростями очерета звичайного та рогуза вузьколистого. Площі їх досягають декілька гектарів. Великі площі також займають зарості латаття білого, глечиків жовтих та водяного горіха плаваючого. На мілководних ділянках з хорошим водообміном розвивається занурена рослинність, але площі, зайняті нею незначні.

Мілководні ділянки в межах водосховищного району займають малі площі у порівнянні з річковим та водосховищно–річковим районами. Правий берег зайнятий розрідженими заростями рдесника пронизанолистого, або має мілководдя, які зовсім не заросли вищими водяними рослинами, що пов'язано з транзитом основного стоку та кольоровістю води з Прип'яті (120°). Фітомаса не перевищувала 0,6 кг/м² сирої маси. На мілководдях лівого берега, у деяких місцях близько 2,5 км шириною, найбільші площі займає занурена рослинність. Домінантом є рдесник пронизанолистий, а площі заростання ним у різні роки змінюються у зв'язку зі зміною гідрологічних умов середовища. Основними факторами є вітро-хвильові коливання рівня води і водність року, що впливає на формування площ занурених рослин. Важливу роль у заростанні мілководної ділянки лівого берега мають нитчасті водорості. Розвиток їх на ділянці залежить від біомас занурених рослин. Чим більші біомаси занурених рослин, тим менше розвиваються нитчасті водорості, і навпаки, про що свідчить обернений коефіцієнт кореляції ($r = - 0,8$) [7]. Вдовж лівого берега формуються зарості рогуза вузьколистого, ширина їх досягає 2–4 м.

Проведені гідрохімічні дослідження зареєстрували різницю вмісту біогенних речовин на мілководдях різних районів (рис.), що пов'язано як з гідрологічним режимом так і заростанням макрофітами певних екологічних груп.

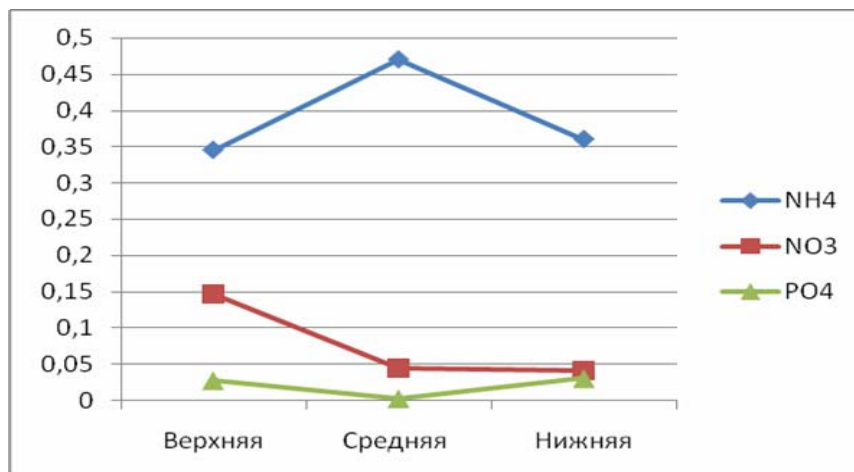


Рис. Динаміка біогенних речовин (мг N і P /дм³) на мілководних ділянках Київського водосховища (літо, 2009 р.).

У розподілі амонійного азоту на мілководдях водосховища спостерігається збільшення його у водосховищно-річковому районі, де відбувається розвиток макрофітів, що належать до двох екологічних груп: повітряно-водних і рослин з плаваючим листям. Як показали наші дослідження, існує прямий кореляційний зв'язок амонійної форми азоту з розвитком рослин з плаваючим листям ($r = 0,63$) [7]. Характерною особливістю ділянки є те, що тут відбуваються процеси її заболочування.

У водосховищному районі зменшується не тільки вміст у воді амонійного азоту, але й реєструється невелика кількість нітратного азоту і фосфору фосфатів. Відсутня різниця між концентрацією біогенних речовин мілководних та глибоководних ділянок.

Враховуючи типову рослинність на різних ділянках водосховища, ми розраховували біотичний баланс вищих водяних рослин на 1м^2 (табл.). Як видно з таблиці, найбільшу первинну продукцію на 1м^2 серед макрофітів має рогіз вузьколистий (3872 ккал), який в основному сформований на верхній і середній ділянках Київського водосховища. Асимільована ним сонячна енергія досягає 4794 ккал. Друге місце серед макрофітів посіли нитчасті водорості, що розвиваються у великій кількості на ділянках водосховищного району. Продукція їх склала 2890 ккал/м^2 , асимільована сонячна енергія – 3854 ккал. Продукція занурених рослин була нижча за нитчатку – 1535 ккал, за вегетаційний сезон асиміляція сонячної енергії досягала 1842 ккал.

Таблиця. Біотичний баланс макрофітів (ккал/м²) в різних типах заростей Київського водосховища за вегетаційний період

Продуценти	В	Р	Р/В	Т	Т/В	А
Рогіз вузьколистий + Кушир занурений	3520,0 112,0	3872,0 123,4	1,1 1,1	774,4 24,6	0,22 0,22	4646,4 147,6
Горіх плаваючий Латаття біле + Глечики жовті Кушир занурений	263,2 376,8 52,8	289,5 414,0 58,1	1,1 1,1 1,1	57,9 82,8 11,8	0,22 0,22 0,22	347,4 469,8 69,8
Рдесник гребінчастий Нитчасті водорості	194,4 154,0	213,8 346,9	1,1 2,25	42,6 115,6	0,22 0,75	408,2 462,6
(2008 р.) Рдесник пронизанолистий Нитчасті водорості	1396,0 28,5	1535,6 58,7	1,1 2,1	307,1 19,6	0,20 0,69	1842,7 78,3
(2009 р.) Рдесник пронизанолистий Нитчасті водорості	360,0 1403	396,0 2890,6	1,1 2,1	79,2 963,5	0,22 0,69	475,2 3854,0

Примітка: В – біомаса, Р – продукція, Т – трати на обмін, А – асиміляція сонячної енергії

Висновки. Вища водяна рослинність Київського водосховища відіграє неоднозначну роль у функціонуванні його екосистеми. У річковому районі водосховища значення структурних і функціональних характеристик залишаються майже незмінними, що свідчить про стабільність функціонування верхньої частини екосистеми Київського водосховища.

Найбільший вплив на екосистему водосховища мають масиви заростей, розташовані у річково–водосховищному районі. Відбувається поступове заболочування ділянки водосховища і погіршення гідрохімічних показників: збільшення амонійного азоту, зменшення розчиненого кисню.

Найменше значення у функціонуванні екосистеми мають макрофіти водосховищного району, про що свідчить відсутність різниці у гідрохімічних показниках між мілководдями та глибоководними ділянками водосховища. В якості функціональних характеристик екосистеми району можуть бути використані швидкість обігу біомаси (Р/В коефіцієнт). Як показали розрахункові дані біотичного балансу, Р/В коефіцієнт нитчастих водоростей на сучасному етапі зменшився до 2,1 у порівнянні з роками введення Київського водосховища в експлуатацію (16,6). Це свідчить про стабільність функціонування екосистеми нижньої ділянки водосховища.

Список літератури

1. *Алекин О.А.* Руководство по химическому анализу вод суши / Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А.. – Л. : Гидрометиздат, 19773. – 269 с.
2. *Алимов А.Ф.* Элементы теории функционирования водных экосистем / А.Ф. Алимов. – М. : Наука, 2000. – 144 с.
3. *Дубняк С.С.* Гідродинаміка мілководь Дніпровських водосховищ : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. географ. наук / С.С. Дубняк. – К., 1997. – 24 с.
4. *Катанская В.М.* Высшая водная растительность континентальных водоемов / В.М. Катанская. – Л. : Наука, 1981. – 185 с.
5. *Киевское водохранилище.* – К. : Наук. думка, 1972. – 256 с.
6. *Растительность и бактериальное население Днепра.* – К. : Наукова думка, 1989. – 365 с.
7. *Цаплина Е.Н.* Особенности функционирования растительных сообществ верхнего участка Каневского водохранилища / Е.Н. Цаплина // Гидробиол. журн. – 2005. - №2. - С. 17–28.

Функціональна роль макрофітів у екосистемі Київського водосховища

Цаплина К.М. Линчук М.І.

Досліджена функціональна роль макрофітів різних ділянок екосистеми Київського водосховища.

Ключеві слова : макрофіти, біотичний баланс, біогенні елементи, водосховище, екосистеми, функціонування.

Функциональная роль макрофитов в экосистеме Киевского водохранилища

Цаплина К.М. Линчук М.И.

Исследована функциональная роль макрофитов разных участков экосистемы Киевского водохранилища.

Ключевые слова: макрофиты, биогенные элементы, водохранилище, сообщества, функционирование.

Functional role of macrophytes in the Kyiv water – reservoir ecosystem

Tsaplina K.M., Lynchuk M.I.

The paper discussen the functional role of macrophytes in gifferent parst of the Kyiv water – reservoir ecosystem.

Key-words: macrophytes, nutrients, water-reservoir, communit, functioning.

Надійшла до редколегії 25.02.10

Холодцько О.П.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СУЧАСНІ ДЖЕРЕЛА ФОРМУВАННЯ ДОННИХ ВІДКЛАДІВ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Ключові слова: *Канівське водосховище, екосистема, донні відклади*

Вступ. Одним із важливих абіотичних компонентів водної екосистеми є донні відклади. Їх формування представляє собою характерний для будь-якого водосховища процес седиментації і накопичення речовини, що протікає в його чаші. Разом з тим донні відклади приймають активну участь у внутрішньоводойменному кругообігу речовини та енергії і слугують середовищем життєдіяльності численної групи тварин – організмів бентосу, продуктивність яких суттєво впливає на інші складові ланцюга живлення, включаючи рибу. Нарешті, кількісна оцінка джерел надходження речовини, що формує відклади, необхідна для об'єктивної оцінки строків замулення водосховищ. Узагальнення даних по замуленню водосховищ, проведене у роботі Г.І. Шамова [7], показало, що в крупних рівнинних водосховищах темпи замулення настільки низькі, що воно ще довгий час не буде утворювати перешкод гідроенергетичному і транспортному використанню цих водойм. У зв'язку з цим в подальшому набув розвитку інший аспект дослідження донних відкладів водосховищ, який передбачає комплексне їх вивчення як компонента гідроекосистеми.

Мета роботи. Проаналізувати внесок кожного з джерел надходження речовин, що формують донні відклади, до чаші Канівського водосховища і визначити кількісні величини кожного з них користуючись даними інженерно-геологічного моніторингу, що виконується органами Держводгоспу України, та інформацією з відповідних фондів та літературних джерел.

Матеріал дослідження. Ємність водосховища, яка регулює стік річки, у зв'язку з різким зменшенням проточності (іноді в 100 і більше разів) автоматично стає акумулятором речовин, що приносяться річкою і притоками (аллохтонний матеріал), та утвореної в межах самої водойми (автохтонний матеріал). Як в першому, так і в другому випадках можна виділити мінеральну і органічну складові, внесок яких у формування донних відкладів різний.

Вибір Канівського водосховища як об'єкту для вивчення балансу наносів не випадковий. По-перше, це водосховище являється наймолодшим у каскаді, що дає змогу кількісно оцінити величину автохтонних надходжень як у період становлення комплексу донних відкладів так і після його стабілізації, тобто у сучасний період. По-друге, у нього впадає велика

кількість значних і середніх за водністю приток, що дозволяє оцінити внесок аллохтонних надходжень у загальний баланс наносів.

З 1972 року комплексним дослідженням донних відкладів дніпровських водосховищ займався відділ гідрології, а нині лабораторія гідрології та управління водними екосистемами Інституту гідробіології НАН України. Програма цих досліджень передбачала детальне вивчення ґрунтового комплексу, визначення закономірностей його формування і розподілення, виявлення внутрішніх взаємозв'язків між окремими водно-фізичними властивостями і компонентами хімічного складу і, в кінцевому випадку, комплексну характеристику донних відкладів як абіотичного компоненту водної екосистеми цих водних об'єктів.

Аллохтонні джерела формування донних відкладів. Аллохтонний матеріал – це зважені і пересувні по дну наноси, причому в число перших входять і частинки органічного походження. Крім того, до нього можна віднести матеріал, що надходить до водойми шляхом вітрового (еолового) переносу та різноманітні розчинені речовини, які можуть адсорбуватися ґрунтом.

До Канівського водосховища аллохтонний матеріал потрапляє зі стоком Десни і з вище розташованого Київського водосховища. Джерелом аллохтонного матеріалу є також стік приток, що впадають до середньої частини водосховища (Козинка, Стугна, Красна, Леглич – праві притоки і Павлівка, Трубіж – ліві притоки).

Щорічно з водним стоком через Київський гідровузол і з водами Десни надходить 428 тис. т аллохтонного матеріалу [1]. Частка матеріалу, що надходить з іншими притоками, незначна. Загалом до водосховища щорічно надходить близько 450 тис. т продуктів аллохтонного походження.

Крім того зважені частинки можуть надходити до водосховища за допомогою вітрового переносу, що є також джерелом аллохтонного матеріалу. За даними досліджень П.В. Сіпченко [5] в середньому за рік на 1 км² водного дзеркала Київського водосховища надходить 45 т еолового матеріалу, Кременчуцького – 75, Каховського – 100 т. Тобто спостерігається чітка тенденція до збільшення кількості еолового матеріалу від «головного» у каскаді Київського водосховища до замикаючого Каховського. Таким чином, можна припустити, що на 1 км² водного дзеркала Канівського водосховища надходить близько 60 т матеріалів еолового походження. Таке збільшення кількості матеріалу даної аллохтонної складової можна пояснити зменшенням залісненості території, що охоплює цю водойму, зменшенням кількості опадів, які випадають над цією ж територією, а також діяльністю людини, насамперед, намівом великих площ на заплавних землях Дніпра в районі Конча-Заспи і Козина. Загалом же до Канівського водосховища у сучасних умовах за допомогою еолового переносу надходить близько 40,5 тис. т матеріалів мінерального та органічного походження.

Автохтонні джерела формування донних відкладів. Порівняно з аллохтонним комплекс автохтонного матеріалу є дещо складнішим.

Прийнято вважати, що основну його масу складають продукти розмиву берегів водосховищ. Однак, крім берегів розмиваються острови, дно на мілководдях, трансформуються і переходять у склад відкладів речовини із затоплених ґрунтів, надходить продукція вищої водної рослинності, фітопланктону, бентосних та інших організмів.

Як матеріал для проведення аналізу автохтонних джерел формування донних відкладів використані дані інженерно-геологічного моніторингу відділу технічного забезпечення моніторингу та вишукувальних робіт Дніпровського басейнового водогосподарського об'єднання (нині Дніпровського басейнового управління водних ресурсів (далі ДБУВР)) за 1994-2005 рр. [6], власні дослідження автора та необхідні дані з літературних та фондових джерел.

Із всіх елементів гідрологічного режиму найбільше значення для процесів розвитку нових берегів у нижній глибоководній зоні Канівського водосховища відіграє хвилювання. Однак в силу значної різноманітності літологічної будови, берегові схили руйнуються по різному: у вигляді обвалів, зсувів, осипів і т. д. У верхів'ях водосховища, в умовах близьких до річкових, переробка берегів відбувається значною мірою під впливом ерозійних процесів.

Згідно даних ДБУВР [6] на протязі останнього десятиріччя спостерігається зменшення щорічної величини переробки берегів (табл. 1). Це викликано дотриманням рівня води у водоймі на стабільних відмітках, вирівнюванням берегової лінії водосховища, збільшенням ширини берегової відмілини і значною кількістю вищої водної рослинності. Стабільною у часі і до сьогодні являється величина щорічної переробки лише абразійно-ерозійно-осипних і абразійно-ерозійно-денудаційних берегів.

Таблиця 1. Щорічна величина переробки берегів різних типів Канівського водосховища, м (за даними ДБУВР)

Тип берега	Переробка берегів за рік в період 1994 – 1999 рр., м	Переробка берегів за рік в період 2000 – 2005 рр., м
Абразійно-осипний	0,1 – 5,3	0,1 – 4,4
Абразійно-обвальний	0,3 – 2,1	0,3 – 1,8
Абразійно-обвально-осипний	0,0 – 2,5	0,0 – 1,6
Абразійно-ерозійно-осипний	0,0 – 1,0	0,0 – 1,1
Абразійно-ерозійно-обвальний	0,0 – 5,8	0,0 – 2,7
Абразійно-ерозійно-обвально-осипний	0,0 – 0,5	0,0 – 0,3
Абразійно-ерозійно-денудаційний	0,2 – 1,6	0,0 – 1,6
Абразійно-ерозійно-зсувний	0,0 – 1,4	0,2 – 1,0
Техногенний	0,0 – 10,0	0,0 – 9,5

На основі даних щодо переробки берегів, протяжності різних типів берегової лінії водосховища і морфометричних показників кожної із досліджених ділянок (висота берегового схилу, його крутизна), а також

геотехнічних властивостей ґрунтів, що складають ці береги, встановлено, що щорічно до Канівського водосховища надходить близько 1 млн. т продуктів такої переробки. Порівнюючи отримані результати з даними отриманими раніше [3], можна констатувати, що щорічна величина розмиву берегів на початок 2000-х років зменшилася приблизно у 2 рази.

Основна маса фітопланктону Канівського водосховища, що також є джерелом автохтонних наносів, утворюється в самій чаші водойми в період вегетації. Від початку наповнення водосховища до 1981 року у водоймі спостерігався масовий розвиток синьозелених, діатомових і зелених водоростей. Сумарна середньорічна продукція фітопланктону в Канівському водосховищі на той час складала близько 26,2 тис. т. [4].

З часом інтенсивність розвитку фітопланктону зменшилася і у період 1981 – 1985 рр. його біомаса становила близько 17 тис. т за рік (при середній величині біомаси водоростей у вегетаційний період $5,8 - 6,2 \text{ г/м}^3$ [8]).

Внаслідок відмирання вищої водної рослинності, при повільному її розкладі і мінералізації утворюються осади, які також накопичуються на дні водойми.

За даними А.Д. Приймаченко [4] продукція вищої водної рослинності Канівського водосховища складає близько 13,5 тис. т. За результатами інших досліджень [2] у водоймі щорічно утворюється близько 11,4 тис. т продуктів життєдіяльності вищої водної рослинності. Загалом ці величини співставні, що дозволяє об'єктивно і успішно оцінювати вклад зазначеного елемента балансу у формування донних відкладів.

Таким чином, просумувавши величини цих складових формування донних відкладів отримуємо, що до водойми щорічно потрапляє близько 1,52 млн. т продуктів аллохтонного і автохтонного походження (табл. 2).

Таблиця 2. Середньорічні величини надходження, стоку і акумуляції речовини у Канівському водосховищі (тис. т/рік)

Складові балансу донних відкладів	Надходження	Стік	Акумуляція
Продукти аллохтонного походження: в тому числі:	490,5	121,5	369
- зі стоком Десни і Дніпра	428	106	322
- з малими притоками	22	5,5	16,5
- матеріали еолового переносу	40,5	10	30,5
Продукти автохтонного походження: в тому числі:	1028,4	251,2	777,2
- продукти розмиву берегів	1000	248	752
- продукція фітопланктону	26,2 до 1981 р. (за А.Приймаченко) 17,0 після 1981 р. (за В.Щербаком)	0,26 0,35	25,9 16,65
- продукти заростання і заболочування	11,4 (за І.Кореляковою) 13,5 (за А.Приймаченко)	2,85 3,35	8,55 (за І.Кореляковою) 10,15 (за А.Приймаченко)
Всього:	1519	373	1146

Акумуляуюча здатність Канівського водосховища [3] складає близько 75%. Оскільки продукція вищої водної рослинності майже повністю залишається у водоймі, а середній скид фітопланктону з водосховища складає близько 2 %, що становить лише 250–340 т в рік [3, 4], встановлено, що у водоймі може седиментувати близько 1,15 млн. т зависей і продуктів розкладу вищої водної рослинності і фітопланктону. До розміщеного нижче Кременчуцького водосховища виносяться близько 373 тис. т продуктів різного походження.

Висновки. Останніми роками спостерігається тенденція до зменшення кількості формуючого донні відклади матеріалу, насамперед через зниження темпів переробки берегів.

Щорічно Канівське водосховище акумулює близько 1,15 млн. т продуктів автохтонного і аллохтонного походження.

Із акумульованих у водосховищі матеріалів доля автохтонних наносів у сучасний період складає 67,8%. Частка аллохтонних надходжень 32,2%. Співвідношення аллохтонного матеріалу до автохтонного становить 1:2,1.

У Канівському, як і в інших дніпровських водосховищах, спільна діяльність “успадкованого” геологічного і нового, тобто викликаного створенням водосховища гідродинамічного фактору визначає превалювання в формуючому матеріалі продуктів розмиву берегів, дна і островів.

Список літератури

1. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / [Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др.] – К. : Наук. думка, 1989. – С. 55-56.
2. Корелякова И.Л. Высшая растительность крупных равнинных водохранилищ / И.Л. Корелякова. // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, №1. – С. 10-11.
3. Новиков Б.И. Донные отложения днепровских водохранилищ / Б.И. Новиков. – К. : Наук. думка, 1985. – С. 32-36.
4. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ / А.Д. Приймаченко. – К. : Наук. думка, 1981. – 276 с..
5. Сипченко П.В. Баланс и динамика взвесей днепровских водохранилищ : автореф. дис.на здобуття наук. ступ. канд. геогр. наук. – Харків, 1987. – 14 с.
6. Технічний звіт «Інженерно-геологічні умови прибережної зони Канівського водосховища у 2001-2005 рр.» – Вишгород : ДБУВР, 2006.
7. Шамов Г.И. Заиление водохранилищ / Г.И. Шамов. – Л. : Гидрометеиздат, 1939. – 139 с.
8. Щербак В.И. Фитопланктон Днепра и его водохранилищ / В.И. Щербак // Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ – К. : Наук. думка, 1989 – С. 77-87.

Сучасні джерела формування донних відкладів Канівського водосховища

Холодько О.П.

Дана кількісна оцінка основних джерел формування комплексу донних відкладів Канівського водосховища в період його стабілізації на сучасному етапі.

Ключові слова: Канівське водосховище, екосистема, донні відклади.

Современные источники формирования донных отложений Каневского водохранилища

Холодько О.П.

Дана количественная оценка основных источников формирования комплекса донных отложений Каневского водохранилища в период его стабилизации на современном этапе.

Ключевые слова: Каневское водохранилище, донные отложения.

Resent sources of the Kanev reservoir bottom sediments forming

Holod'ko O.P.

The quantitative assessment of basic sources of forming of the Kanev reservoir bottom sediments for present-day stage has been given.

Keywords: Kanev reservoir, bottom sediments.

Надійшла до редколегії 24.02.10

УДК [(546.72:546.18):556.531.4] (282.247.32)

Морозова А.А.

Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев

**ВЗВЕШЕННЫЕ ФОРМЫ ЖЕЛЕЗА И ФОСФОРА В ВОДЕ
КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА**

Ключевые слова: Киевское водохранилище, взвешенные формы железа и фосфора, пространственно-временное распределение

Ключові слова: Київське водосховище, завислі форми заліза та фосфору, просторово-часовий розподіл

Взвешенное вещество в природных водоемах представляют собой сложную систему, в значительной степени определяющую многие биологические, физические и геохимические процессы, и поэтому является неотъемлемой частью круговорота вещества и энергии, происходящего в них. Взвешенные частицы обеспечивают транспорт многих химических элементов от поверхностных горизонтов к придонным, которые, проходя через стадию взвеси, в дальнейшем аккумулируются на дне водоемов, образуя донные отложения. От количественного и качественного состава взвешенных веществ зависят такие оптические и акустические свойства водных масс как поглощение и рассеяние звука, а также цветность и прозрачность [8].

Взвешенному веществу принадлежит особая роль в процессах самоочищения природных водоемов. Преобладание тонкодисперсных частиц в составе взвешенного вещества делает взвесь прекрасным адсорбентом. С уменьшением размера частиц сильно увеличивается «активная» площадь их поверхности, а, следовательно, и потенциальная возможность частиц сорбировать загрязняющие вещества, попадающие в водоем. С другой стороны, высокие концентрации взвешенного вещества органического происхождения могут существенным образом влиять на химический состав воды и, в частности, ухудшать кислородный режим водоема. С точки зрения гидробиологии органическая часть взвеси является источником питания многих гидробионтов [1].

Железо и фосфор являются необходимым биоэлементами и имеют большое значение для развития, роста и жизнедеятельности водных

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

организмов. Железо активно участвует в окислительных и энергетических обменах, происходящих в водоеме, а фосфор является одним из важнейших показателей качества воды, определяющих уровень развития водных организмов и степень трофности водоема [5]. Известные данные о содержании и распределении этого очень важного для водной биоты компонента подтверждают важную роль взвешенного фосфора в поддержании высокой биологической продуктивности водоемов. Вместе с тем, до последнего времени не выяснено, какая его часть доступна для биологического усвоения. Так как основная масса взвешенного фосфора связана с жизнедеятельностью планктонных организмов, то совершенно очевидно их влияние на его содержание и динамику в природных водоемах [7]. Известно также, что в начале вегетационного периода железо интенсивно потребляется как планктонными организмами, так и высшей водной растительностью, при этом гидробионты утилизируют железо не только в растворенной форме, но и во взвешенной [9,11]. Наиболее требовательны к содержанию железа диатомовые водоросли.

В связи с этим исследование качественного и количественного состава взвешенного вещества, а в его составе железа и фосфора позволяет глубже раскрыть процессы трансформации многих химических компонентов в системе «вода – донные отложения», от которых, в свою очередь, зависит качество водных масс природных водоемов, а также направленность процессов загрязнения и самоочищения.

Материал и методика исследований. Исследования закономерностей пространственно-временной изменчивости содержания взвешенного железа и фосфора, а также взаимосвязи между ними в воде Киевского водохранилища проводили в экспедиционных условиях посезонно на протяжении нескольких лет. Работы были начаты в 1993 г., а затем продолжались в 2008-2009 гг.

Пробы отбирали по стандартной сетке станций Института гидробиологии НАН Украины с двух горизонтов (поверхностного и придонного). Взвесь выделяли из воды методом мембранной фильтрации через фильтры типа “Synpro” с размером пор 0,45 мкм. Фильтрация проб проводилась сразу же после их отбора. В зависимости от содержания взвешенного вещества и для большей достоверности результатов через фильтр пропускали от 0,5 до 1,0 дм³ воды. Для определения общего взвешенного железа и фосфора в исследованиях был использован метод персульфатного окисления. Общее взвешенное железо после его перевода в ионную форму определяли по окраске Fe-O-фенантролинового комплекса [6]. Общий взвешенный фосфор определяли методом персульфатного окисления с последующим окончанием по методике Морфи и Райли [10].

Результаты исследований и их обсуждение. Киевское водохранилище – головное в каскаде днепровских водохранилищ. Формирование режима и динамики взвешенного железа и фосфора в его воде определяется одновременным воздействием многочисленных факторов, основными из которых являются факторы природного характера. К ним в первую очередь относятся физико-географические и гидрометеорологические условия

региона, которые в значительной степени определяют как величину и внутригодовое распределение стока Днепра и его основных притоков, так и химический состав их водных масс. С другой стороны немаловажное значение имеют и морфометрические особенности водохранилища, характер и направленность внутриводоемных процессов, а также уровень развития и жизнедеятельности гидробионтов. Влияние антропогенного фактора в меньшей степени сказывается на пространственно-временной изменчивости содержания взвешенного железа и фосфора в воде Киевского водохранилища.

Проведенные исследования позволили установить, что р. Припять является основным источником поступления взвешенного железа ($Fe_{взв.}$) и фосфора ($P_{взв.}$) в Киевское водохранилище. Это в полной мере определяет закономерности как временной, так и пространственной изменчивости их содержания. Вследствие этого концентрации $Fe_{взв.}$ и $P_{взв.}$ в воде Киевского водохранилища остаются достаточно высокими на протяжении всего периода наблюдений, изменяясь в пределах от 0,04 до 13,83 мг/дм³ и от 0,021 до 3,56 мг P/дм³, соответственно.

Наличие сезонных пиков содержания взвешенного железа и фосфора – факт, характерный для водоемов разного типа. Наши наблюдения показали схожесть сезонной динамики взвешенных форм железа и фосфора в воде Киевского водохранилища, которая характеризовалась максимальными концентрациями в период прохождения весеннего половодья (рис.1).

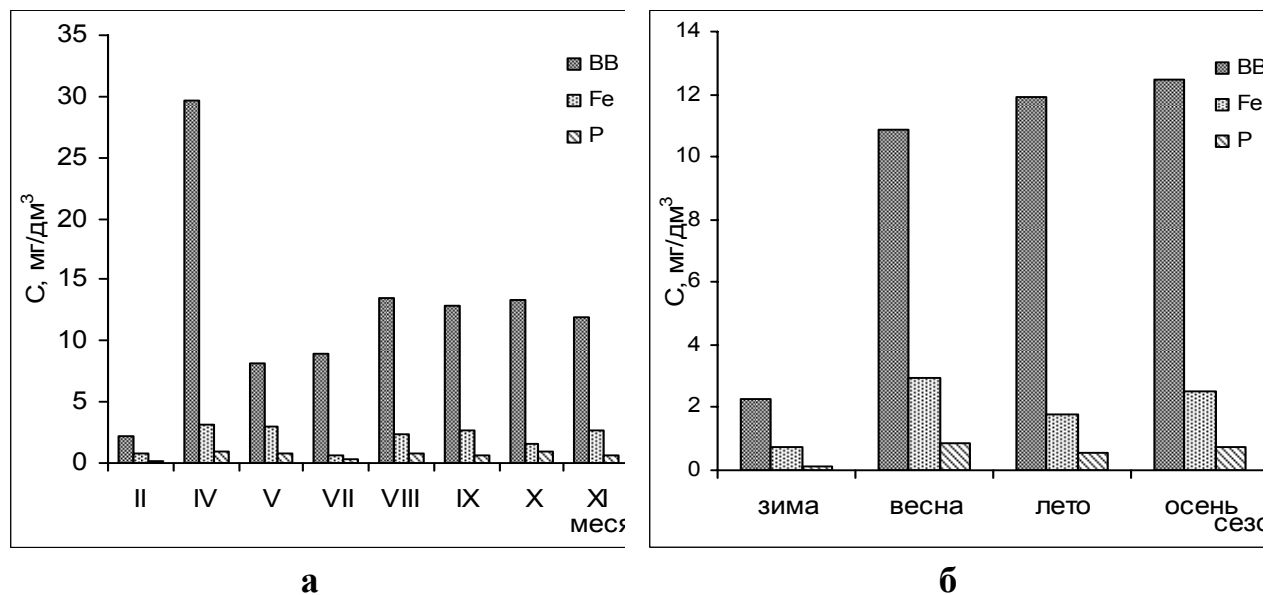


Рис. 1. Внутригодовая (а) и сезонная динамика (б) содержания взвешенного вещества (1), железа (2) и фосфора (3) в воде Киевского водохранилища

В дальнейшем их содержание в водоеме резко снижается, достигая своего минимума к середине лета. Это, с одной стороны, обусловлено как гидрологическими факторами, а именно, водностью р. Припяти, а с другой стороны, интенсификацией внутриводоемных процессов, в том числе и процессов коагуляции и седиментации. Немаловажная роль в уменьшении содержания взвешенных форм железа и фосфора в воде Киевского

водохранилища принадлежит и биологическим факторам. Установлено, что железо активно потребляется не только планктонными организмами, но и высшей водной растительностью, причем гидробионтами утилизируется не только в растворенная форма, но и взвешенная [9,11]. Так как основная масса взвешенного фосфора связана с жизнедеятельностью планктонных организмов, то совершенно очевидно их влияние на его содержание и динамику в природных водоемах [7]. Вместе с тем, до последнего времени не выяснено, какая его часть доступна для биологического усвоения.

Осенью усиление ветровой деятельности способствует повышению содержания взвешенного $Fe_{взв}$ и $P_{взв}$ в воде водохранилища, главным образом, за счет взмучивания донных отложений. С другой стороны, улучшение гидродинамических условий в период осенней циркуляции способствует повышению концентрации растворенного в воде кислорода. Проведенные нами экспериментальные исследования показали, что кислород интенсивно расходуется на окисление гумусовых веществ, в комплексе с которыми в воде Киевского водохранилища находится большая часть железа [3]. Кроме того, поступающие в водоем гумусовые вещества активно сорбируют фосфат-ионы. Вместе с тем, известно, что круговорот железа тесно связан с круговоротом фосфора, а образование железофосфатных комплексов является важнейшим процессом, характерным для всех пресноводных экосистем [4]. Вероятно, это является еще одним фактором повышения содержания взвешенных форм железа и фосфора в осенний период наблюдений. Источником обогащения взвеси железом и, особенно, фосфором выступают и гидробионты, которые, отмирая, проходят стадию взвешенного вещества.

Формирование режима взвешенного вещества, а вместе с ним и взвешенного железа в воде Киевского водохранилища происходит под воздействием двух генетически различных водных масс – р. Припяти и р. Днепра, что в значительной степени определило особенности распределения их содержания по акватории водохранилища. Гидрохимический режим, а вместе с ним и режим взвешенных форм Fe и P правобережной части водохранилища определяется притоком Припяти, левобережной – Днепра. Из-за повышенного содержания гумусовых веществ в припятской воде, концентрации взвешенного железа в ней, как правило, превышают таковые в днепровской. Поэтому водные массы правобережья водохранилища отличаются более высокими концентрациями взвешенного железа, чем левобережные. Подобная тенденция сохраняется и в отношении пространственной изменчивости взвешенного фосфора (рис.2). При этом, как концентрации $Fe_{взв.}$, так и $P_{взв.}$ в правобережной части водохранилища более чем в два раза превышают таковые в левобережной части водоема составляя 3, 576 и 1, 357 мг/дм³ и 0,879 и 0,349 мгP/дм³, соответственно.

Морфометрические особенности водохранилища также играют определенную роль в изменении взвешенных форм железа и фосфора по его акватории. Наличие узких вытянутых заливов, характеризующихся затрудненным водообменом и пониженным содержанием растворенного

кислорода (Тетеревский, Глебовский) способствует накоплению взвешенного вещества, а в его составе железа и фосфора. Подобная картина распределения их содержания по акватории водохранилища сохранялась практически неизменной на протяжении всего периода наблюдений (рис. 3).

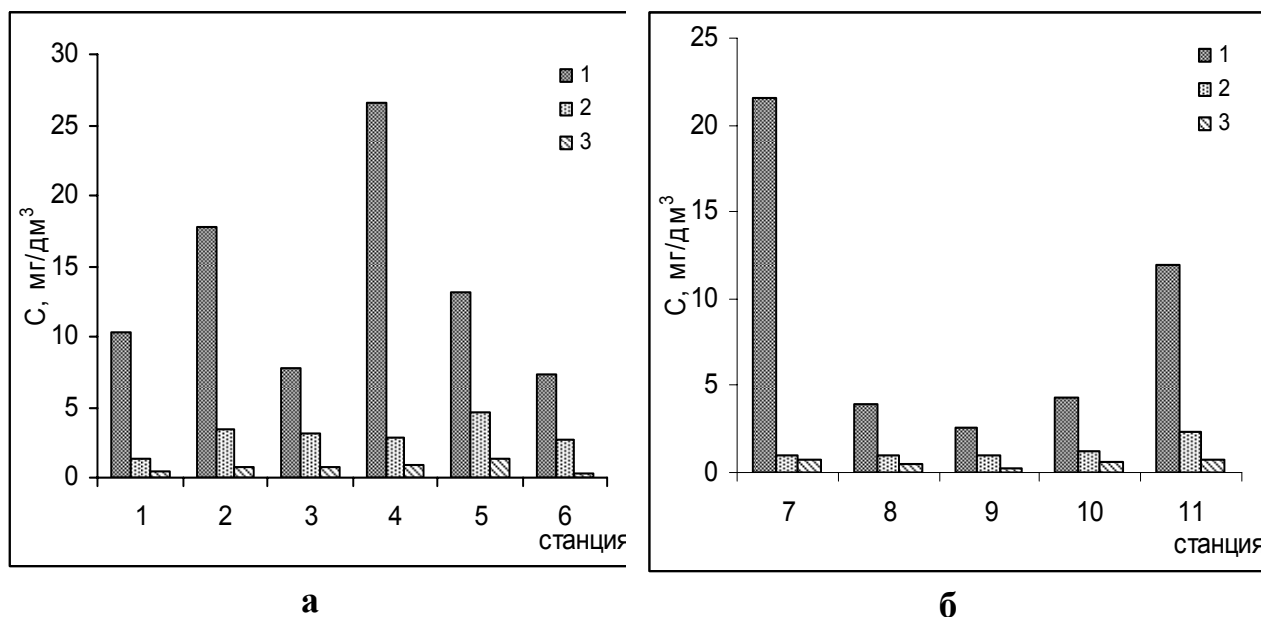


Рис.2. Изменение содержания взвешенного вещества, железа и фосфора по продольному профилю Киевского водохранилища: а – правобережная часть, б – левобережная часть;

1 – Припятский отрог, 2 – с. Сухолучье, 3 – с.Толокунь, 4 – выход из Глебовского залива, 5 – Глебовский залив, 6 – с. Лютеж, 7 – Днепровский отрог, 8 – с. Ровжи, 9 – с. Лебедевка, 10 – нижний бьеф Киевского водохранилища, 11 – верхний бьеф

Однако не следует недооценивать влияния гидробионтов на содержание взвешенных форм железа и фосфора. Затрудненный водообмен заливов с водохранилищем определили степень зарастания их акватории высшей водной растительностью, которая способствует накоплению взвешенного вещества, а в его составе и взвешенных форм железа и фосфора. Эти факторы, в совокупности с антропогенным влиянием, и определили повышенные концентрации исследуемых компонентов в воде заливов (см. рис. 3).

Вследствие работы Киевской ГЭС существенным образом повышается содержание $Fe_{взв.}$ и $P_{взв.}$ в нижнем бьефе водохранилища, а именно: концентрация $Fe_{взв.}$ и $P_{взв.}$ увеличивается от 1,20 и 0,572 в створе верхнего бьефа до 2,29 мг/дм³ и 0,699 мгР/дм³ в створе нижнего бьефа, соответственно (см. рис.2).

Однако изучение только изменчивости абсолютного содержания взвешенных форм железа и фосфора не в полной мере отражает характер и направленность процессов, формирующих их режим и динамику в Киевском водохранилище. Еще одним ключом к пониманию происходящих в водоеме процессов может служить изменчивость относительного содержания ($C_{относит.}$) $Fe_{взв.}$ и $P_{взв.}$ во взвеси, а также величина соотношения между ними ($Fe_{взв.}:P_{взв.}$). Установлено, что $C_{относит.}$ взвешенного железа остается

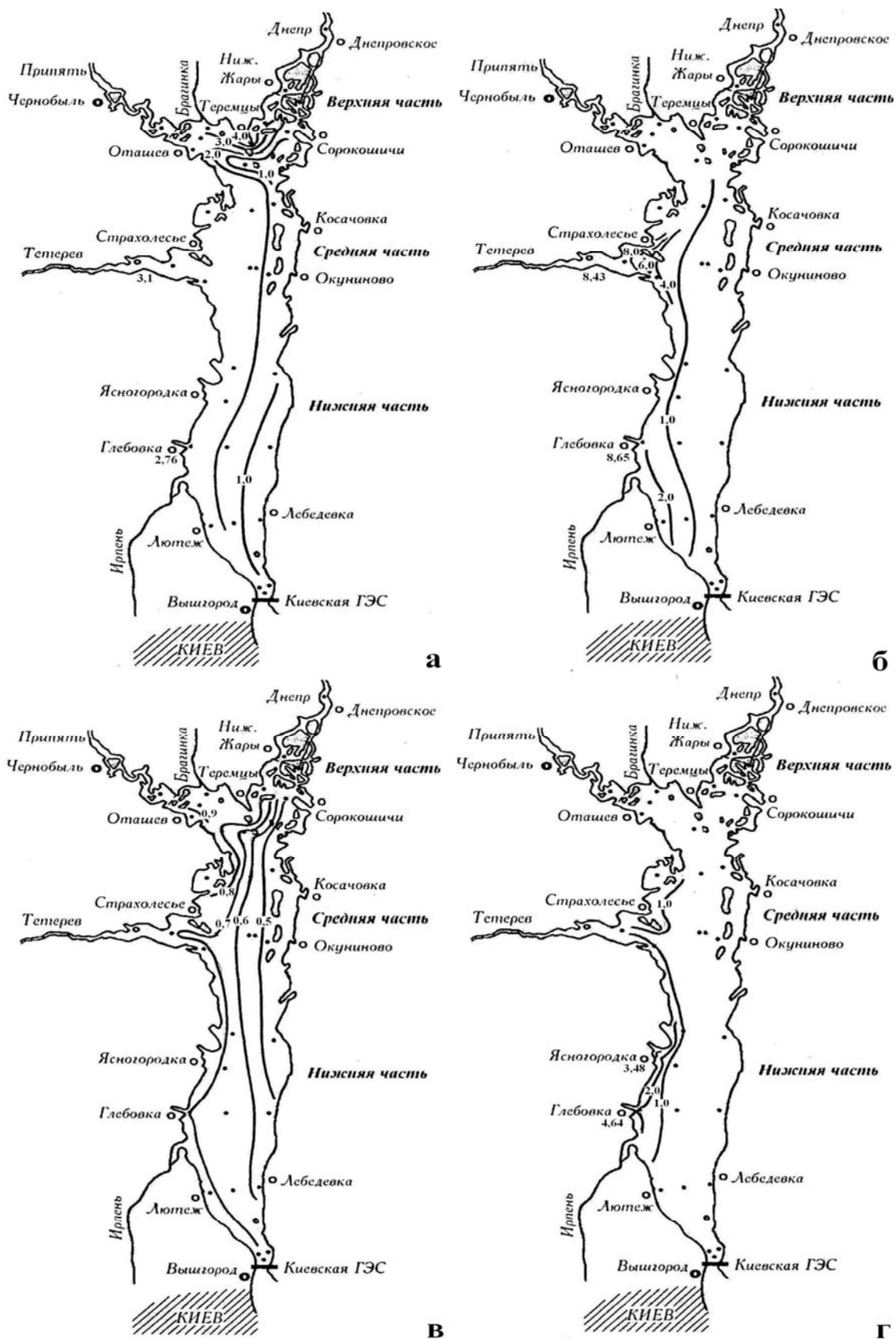


Рис.3. Пространственная изменчивость содержания Fe_{vzv} (а, б) и P_{vzv} (в, г) в поверхностном слое воды Киевского водохранилища:

а, в – август 2008 г., б, г – ноябрь 2009 г.

практически постоянной величиной на протяжении осенне-весеннего периода и лишь летом, при усилении внутриводоемных физико-химических и гидробиологических процессов оно снижалось. Вместе с тем сезонная изменчивость $C_{\text{относит}}$ взвешенного фосфора имела несколько иной характер и характеризовалась двумя максимумами в весенний и осенний периоды и двумя минимумами в зимний и летний (рис. 4, а).

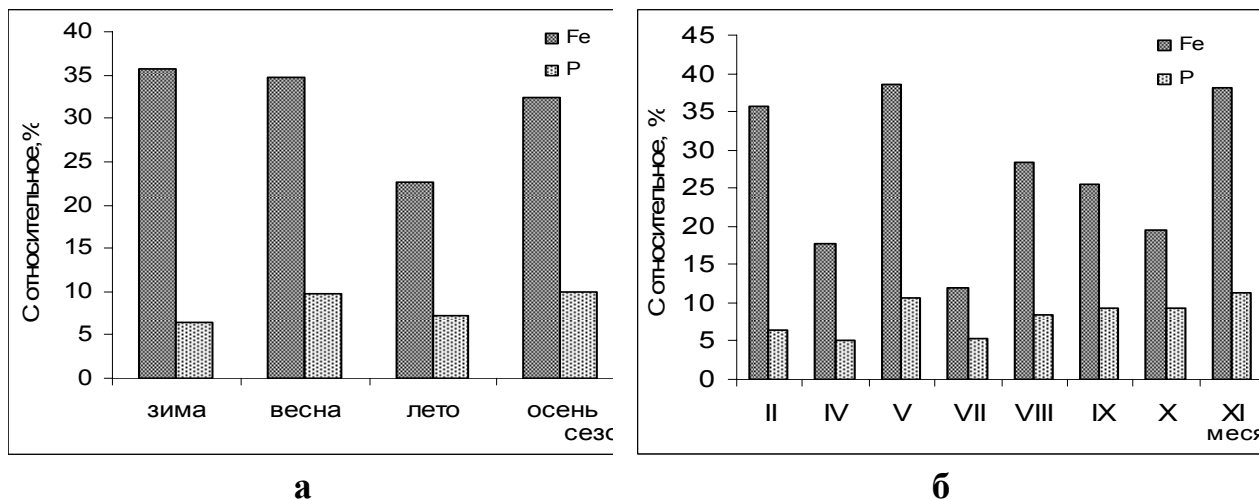


Рис.4. Сезонная (а) и внутрigoдовая (б) динамика относительного содержания взвешенных форм железа (1) и фосфора (2) в воде Киевского водохранилища

Относительное содержание позволяет определить происхождение самой взвеси в воде Киевского водохранилища. Так, в начале вегетационного периода в водоеме преобладают частицы аллохтонного происхождения с доминированием минеральной составляющей, тогда как во второй половине года преобладает взвесь, а в ее составе железо и фосфор автохтонного происхождения с преобладанием органической составляющей (см. рис.4,б). Не менее интересным представляется изменение $C_{\text{относит.}}$ взвешенного железа и фосфора по продольному профилю водохранилища. На фоне постепенного снижения $C_{\text{относит.}}$ взвешенного железа отмечается повышение $C_{\text{относит.}}$ взвешенного фосфора, с максимумом в районе левобережных станций с. Ровжи и с. Лебедевка (рис.5,а). На данном участке водохранилища расположена зона обширных мелководий, для которых характерен более высокий уровень развития и жизнедеятельности гидробионтов.

Особого внимания заслуживает исследование динамики соотношения $Fe_{\text{взв.}}$ и $P_{\text{взв.}}$. Ранее было установлено, что образование комплексных железофосфорных соединений происходит при превышении концентрации железа над фосфором в соотношении 10:4 [2, 12]. Установлено, что максимальная величина Fe:P наблюдалась в зимний период (более 8), а минимальная весной (более 4). Пространственная изменчивость Fe:P определялась неоднородностью водных масс. В правобережной части водохранилища, где доминируют воды р. Припять, величина Fe:P практически вдвое превышала таковую в левобережной, где располагается днепровская водная масса, составляя в среднем, соответственно 6,3 и 3,2 (Рис.5, б).

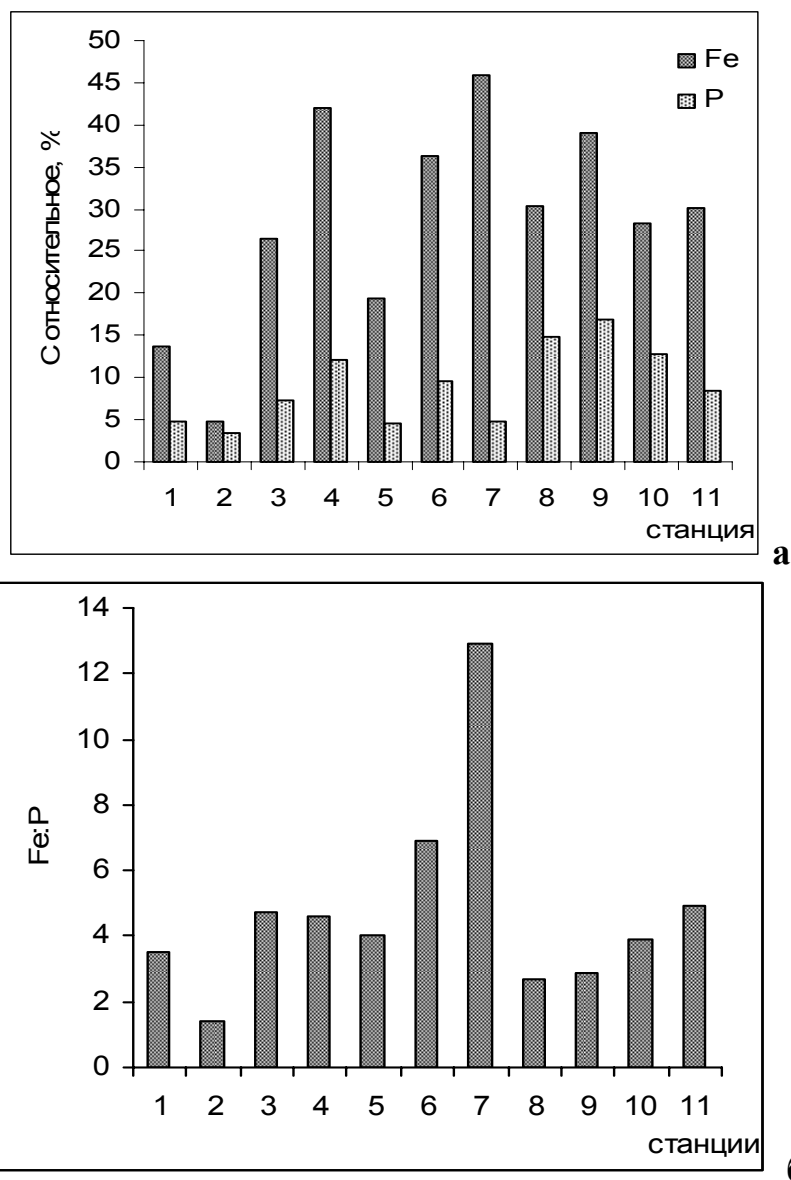


Рис. 5. Изменение $S_{\text{относит. Fe}_{\text{взв.}}$ и $P_{\text{взв.}}$ (а) и соотношения между ними (б) по продольному профилю Киевского водохранилища: 1 – Припятский отрог, 2 – Днепровский отрог, 3 – с. Сухолучье, 4 – Толокунь, 5 – выход из Глебовского залива, 6 – Глебовский залив, 7 – с. Лютеж, 8 – с. Ровжи, 9 – с. Лебедевка, 10 – Верхний бьеф, 11 – Нижний бьеф Киевского водохранилища

Висновки. Таким образом, формирование режима и динамики взвешенного железа и фосфора в воде Киевского водохранилища зависит от многочисленных факторов, основным из которых является взаимодействие двух генетически разных водных масс – рек Припяти и Днепра. Это в полной мере определяет особенности пространственно-временной изменчивости их содержания по акватории водоема.

Список литературы

1. Витюк Д.М. Некоторые данные о стоке органической взвеси рек в Черное море / Витюк Д.М., Добржанская М.Л., Чистенко В.М. // Биология моря. – 1972 – Вып.27. – С. 143-153.
2. Кузнецов С.И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность / С.И. Кузнецов. – Л. : Наука, 1970. – 440 с.
3. Линник П.Н. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор) / Линник П.Н., Васильчук Т.А., Линник Р.П. // Гидробиол. журн. – 2004. – Т.40, № 1. – С.81-107.
4. Мартынова М.В. Особенности

формирования и величина потоков Fe в системе вода-донные отложения (аналитический обзор) / М.В. Мартынова // Экологическая химия. – 2009. – 18(3). – С.148-161. **5.** Мокиевская В.В. К вопросу о геохимии железа в морской воде / В.В. Мокиевская // Тр. Ин-та океанологии. – 1959. –33. – С.114-125. **6.** Степанова И.К. Определение железа во взвешях / И.К. Степанова // Инф.бюллетень ИБВВ. – 1976. – №32. – С.68-71. **7.** Химия океана. – М.: Наука, 1979. – Т. 1. Химия вод океана. – 520 с. **8.** Хорн Р. Морская химия / Р. Хорн. – М. : Мир, 1972. – 398 с. **9.** Holdberg E.D. Assimilation by Marine Diatoms / Holdberg E.D. // Biological Bulletin, 1952. – V.102, № 2. – P.243-248. **10.** Morphy J., Riley D.A. Modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters / Morphy J., Riley D.A. // Anal.Chim.Acta. – 1962. – V.27, №1. – P.31-36. **11.** Harvey H.W. The supply of Iron to Diatoms / H.W. Harvey // J. of the Marine Biological Association of the UK. – 1937. – V.22. – P.205-218. **12.** Williams J.D. Forms of phosphorus in surficial sediments of lane Eric / Williams J.D., Laquet J.M., Thomas R.S. // J.Fish Res.Board.Can. – 1976 a – V. 33, №3. – P. 413-429.

Завислі форми заліза та фосфору у воді Київського водосховища

Морозова А.О.

В роботі наведено результати натурних досліджень вмісту завислих форм заліза та фосфору у воді Київського водосховища. Встановлено фактори формування їх режиму та закономірності розподілу в просторово-часовому аспекті.

Ключові слова: Київське водосховище, завислі форми заліза та фосфору, просторово-часовий розподіл.

Взвешенные формы железа и фосфора в воде Киевского водохранилища

Морозова А.А.

В работе представлены результаты натурных исследований содержания взвешенных форм железа и фосфора в воде Киевского водохранилища. Установлены факторы формирования их режима и закономерности распределения в пространственно-временном аспекте.

Ключевые слова: Киевское водохранилище, взвешенные формы железа и фосфора, пространственно-временное распределение.

Suspended iron and phosphorus in the water of the Kiev reservoirs

Morozova A.A.

In the work the results of natural researches investigation of the suspended iron and phosphorus contents in water of the Kiev reservoirs are presented. The regularities of distribution of suspended iron and phosphorus in spatio-temporal are established.

Keywords: Kiev reservoirs, suspended iron and phosphorus, phosphorus in spatio-temporal.

Надійшла до редколегії 26.02.10

УДК 551.49

Ганущак М.М. Тарасюк Н.А.

Волинський національний університет імені Лесі Українки, м. Луцьк

АЛГОРИТМ ІСТОРИКО-ГЕОГРАФІЧНОГО АНАЛІЗУ БАСЕЙНОВОЇ СИСТЕМИ Р. СТИР

Ключові слова: історико-географічний аналіз, алгоритм, басейнова система

Постановка проблеми. Існуючі наукові підходи при проведенні досліджень ландшафтів басейнів річок - вибіркового моніторингу і відсутність комплексності при аналізі – не забезпечують отримання науково обґрунтованих рекомендацій щодо сталого розвитку територій. Тому доцільно використати басейновий підхід та провести комплексну характеристику стану природних компонентів, їх взаємозв'язку для цілей формування діючої моделі функціонування.

Об'єкт дослідження – басейн річки Стир, є одним з найбільш трансформованих регіонів в межах Західного Полісся, осередком розвитку землеробства (V тис. до н.е.), а у його верхів'ї - багаті знахідки трипільської культури. Тривалий історичний період заселення та освоєння земель в межах досліджуваної території зумовлює строкатість сучасної ландшафтної структури.

Впродовж багатьох століть домінуючим видом природокористування було землеробство. У XVIII ст. починає розвиватись цукрова та вовняна промисловість. На початку XX ст., внаслідок розвитку деревообробної та поліграфічної промисловості, на півночі басейну відбувається широкомасштабна вирубка лісу. В 50-60 роках в межах басейну розвинулись машино-, приладобудівна, електротехнічна галузі промисловості. В цей же час виникла велика кількість заводів, локальні антропогенні впливи яких хоча не завжди мали і мають значний територіальний прояв, але розглядаються як джерела найбільш концентрованого впливу на ландшафти, що викликає значні несприятливі наслідки [1, 30].

Зважаючи на давню історію освоєння досліджуваної території, особливої уваги заслуговує вивчення чинників формування сучасної екологічної ситуації в межах території дослідження. Надійним інструментом вивчення цих проблем та обґрунтування шляхів їх розв'язання є історико-географічний аналіз території на основі басейнового підходу. У зв'язку з цим сформулюємо концепцію та обґрунтуємо алгоритм історико-географічного аналізу на прикладі басейну річки Стир [5, 27].

Аналіз публікацій та проблеми досліджень. Початок вивченню території Волині та басейну р. Стир поклали ще слов'янські племена, які мешкали тут з найдавніших часів. Перші ж писемні згадки про досліджувану територію знаходимо в творах Геродота, а пізніше в літописах Київської Русі. Накопичення знань про басейн р. Стир йшло дуже повільно. Це пояснюється великою заболоченістю території та наявністю непрохідних лісів.

Особливо інтенсивне дослідження території вивчення відбулося в кінці XIX на початку XX століття. Озера та болота басейну, а також особливості геологічної будови вивчав В.Хорошевський, весняна повінь у Луцьку в 1845 році описана Г.І. Швецем. З ім'ям Й.І. Жилінського пов'язаний небувалий розмах меліоративно-осушувальних робіт на Поліссі у 70-х роках XIX ст. Перші відомості про флору знаходимо в працях Гюльденштенда, В.Г.Бессера, Анджієвського, Годе. Дослідження ґрунтів і складанням ґрунтових карт займалися В.К.Веселовський, В.І.Чаславський. Геологію краю вивчав Г.Оссовський, О.П.Карпінський, П.А.Тутковський [3 6-12].

Разом з тим природні особливості басейну р. Стир описано в різних наукових виданнях, але цілісної характеристики басейну не знаходимо, оскільки річка протікає в різних природних зонах – витoki в лісостепу, пониззя в поліських болотах.

Стаціонарні спостереження проводяться лише на гідропостах Волинського центру з гідрометеорології та на метеостанціях. В басейні річки немає географічних стаціонарів, тому комплексні стаціонарні дослідження території для цілей раціонального природокористування та оптимізації виробництва не проводяться.

Мета і завдання. Мета дослідження – просторово-часовий аналіз трансформацій компонентів природного середовища в умовах антропогенного навантаження. Основне завдання, на даному етапі, обґрунтування алгоритму історико-географічного аналізу басейнової системи. Вважаємо, що наданому етапі вивчення басейнової системи слід вирішити наступні завдання:

- виділити етапи формування та історії розвитку басейнової системи;
- дати характеристику традиційних та сучасних видів природокористування;
- провести оцінку інтенсивності та ступеню трансформаційних процесів;
- підготувати та апробувати комп'ютерну модель функціонування басейну;
- обґрунтувати прогноз розвитку ландшафтної структури та компонентів середовища.

Матеріали та методи дослідження. В основу вивчення басейнової системи покладено ландшафтну концепцію, яка ґрунтується на уявленні про ландшафт як про природне середовище, що історично сформувалося на геологічно однорідній поверхні з тісним взаємозв'язком компонентів і здатністю до саморегуляції, самовідновлення та стійкості до впливу зовнішніх (антропогенних) факторів [4].

Річка Стир, довжиною 494 км, бере початок у заболоченій балці на пд-сх від с. Поникви Бродівського району Львівської області і є правою притокою р. Прип'ять. Площа басейну становить 12,9 тис. км² [2]. Басейн річки (від франц. *bassine* – водойма) – частина суходолу з якої відбувається природний стік води в річку (річкову систему) [7]. Басейн річки Стир лежить в межах двох фізико географічних зон: мішаних лісів і широколистяних лісів та лісостепу. Ландшафтне різноманіття басейну річки зумовлене значною його протяжністю з півдня на північ – від зони лісостепу, широколистяних лісів до мішаних лісів Полісся. На півночі Волинського Полісся поширені заплавні лучно-болотні ландшафти. На другому ландшафтному рівні виділяють місцевості надзаплавних терас і древніх річкових долин, третій ландшафтний рівень представлений моренно-зандровими місцевостями, південніше виділяється четвертий ландшафтний рівень – місцевості моренних гряд та горбів, найвищий ландшафтний рівень представлений місцевостями денудаційних хвилястих рівнин. В межах Малого Полісся поширені заплавні лучно-болотні місцевості. Височинна область Волинського Опілля характеризується домінуванням лесових розчленованих височин, структурно-денудаційних, сильно розчленованих піднять, слабохвилястих і рівнинних мало розчленованих лесових рівнин з місцевостями річкових заплав[3].

Історико-географічний аналіз басейну річки Стир включає характеристику якісних змін, що відбулися за історичний період. Основні етапи вивчення території визначаються наступними чинниками: природними умовами регіону, історією заселення, видами природокористування, традиціями та культурою населення. Аналіз антропогенної складової басейнової системи зумовлює вивчення демографічного та економіко-географічного факторів, що передбачає дослідження властивостей і характеру локалізації давніх культур, а також виявлення факторів, що визначають їх розвиток, включаючи аналіз розвитку господарства регіону[8].

Важливою складовою історико-географічного аналізу є фондові матеріали державних установ та науково дослідницьких організацій, архівні матеріали, результати археологічних досліджень.

Басейновий підхід в конструктивних географічних дослідженнях сприяє впровадженню отриманих результатів та висновків в практику районного планування, інвестиційних програм.

Результати дослідження та їх обговорення. Історико–географічний аналіз басейнової системи (ІГАБС) – це комплекс досліджень, спрямованих на відтворення історичних умов та оцінки сучасного стану природного середовища басейну, вивчення показників антропогенного навантаження на різних етапах розвитку, вияв масштабів трансформаційних процесів та їх інтенсивності, прогноз стану довкілля. Метою ІГАБС є виявлення основних етапів розвитку природного середовища в порівнянні з динамікою заселення території і розвитком господарської діяльності, а також вивчення видів впливу на природне середовище та його компоненти для цілей оптимізації природних компонентів.

Досліджувана територія характеризується поєднанням природних та антропогенних чинників трансформації середовища, тому історико-географічний аналіз басейнової системи [51] доцільно проводити з використанням:

- палеогеографічних даних, що відтворюють кліматичні і ландшафтно-географічні умови, які передували етапу заселення території;
- археологічних даних, які дозволяють встановити дату виникнення поселень –відтворити природні умови того часу, особливості розміщення поселень, їх вплив на природне середовище;
- історичних фактів, зафіксовані в літописах та інших письмових документах, які відображають специфічні риси природокористування на різних етапах розвитку басейнової системи;
- архівних документів, що стосуються історії заселення краю, виникнення міст, землеволодіння, будівництва і функціонування об'єктів різного призначення на території басейну річки Стир;
- різночасових планів, топографічних і тематичних карт, які відображають будову рельєфу, розташування елементів гідрографічної мережі, лісів, луків, сільськогосподарських угіль, міст, доріг;
- аеро- і космознімків різних років і сезонів знімання, які передають ландшафтну мозаїку басейнової системи, екологічний стан її компонентів, тенденції розвитку тощо;
- картографічного матеріалу, що відображає розвиток осушувальної меліорації;
- статистичної інформації, що дає уяву про природно-ресурсний, екологічний, демографічний, господарський, туристський потенціал басейну;
- літератури (монографії, статті, альбоми, довідники, путівники тощо);
- інформація, зібраної на гідропостах протягом багаторічних спостережень;
- моніторингової інформації, яка в багаторічному аспекті відображає стан і зміни як компонентів ландшафтної структури, так і чинників, що впливають на її функціонування.

Дослідження басейнової системи, особливо її розвитку в історико-географічному аспекті, однозначно потребує застосування алгоритмізації процесу вивчення. Алгоритмізація досліджень забезпечує логічно-послідовне виконання дослідницьких-процедур на кожному з етапів дослідження. При цьому кожний наступний етап дослідження ґрунтується на попередньому. Алгоритм (латинізов. *Algorithmi*, від імені узбецького математика IX ст. Аль-Хорезмі) – точний набір інструкцій, що описують послідовність дій виконавця для досягнення результату при вирішенні певного виду задач[9]. Отже, алгоритм – це строго детермінована послідовність дій, що описує процес перетворення об'єкта з початкового стану в кінцевий.

На основі історико-географічного аналізу урбосистем, запропонованого І.П. Ковальчуком [5], пропонуємо наступний алгоритм аналізу досліджуваної території (рис.). Такий алгоритм дає можливість дати оцінку стану басейнової системи загалом та її компонентів зокрема. Дані отримані в ході

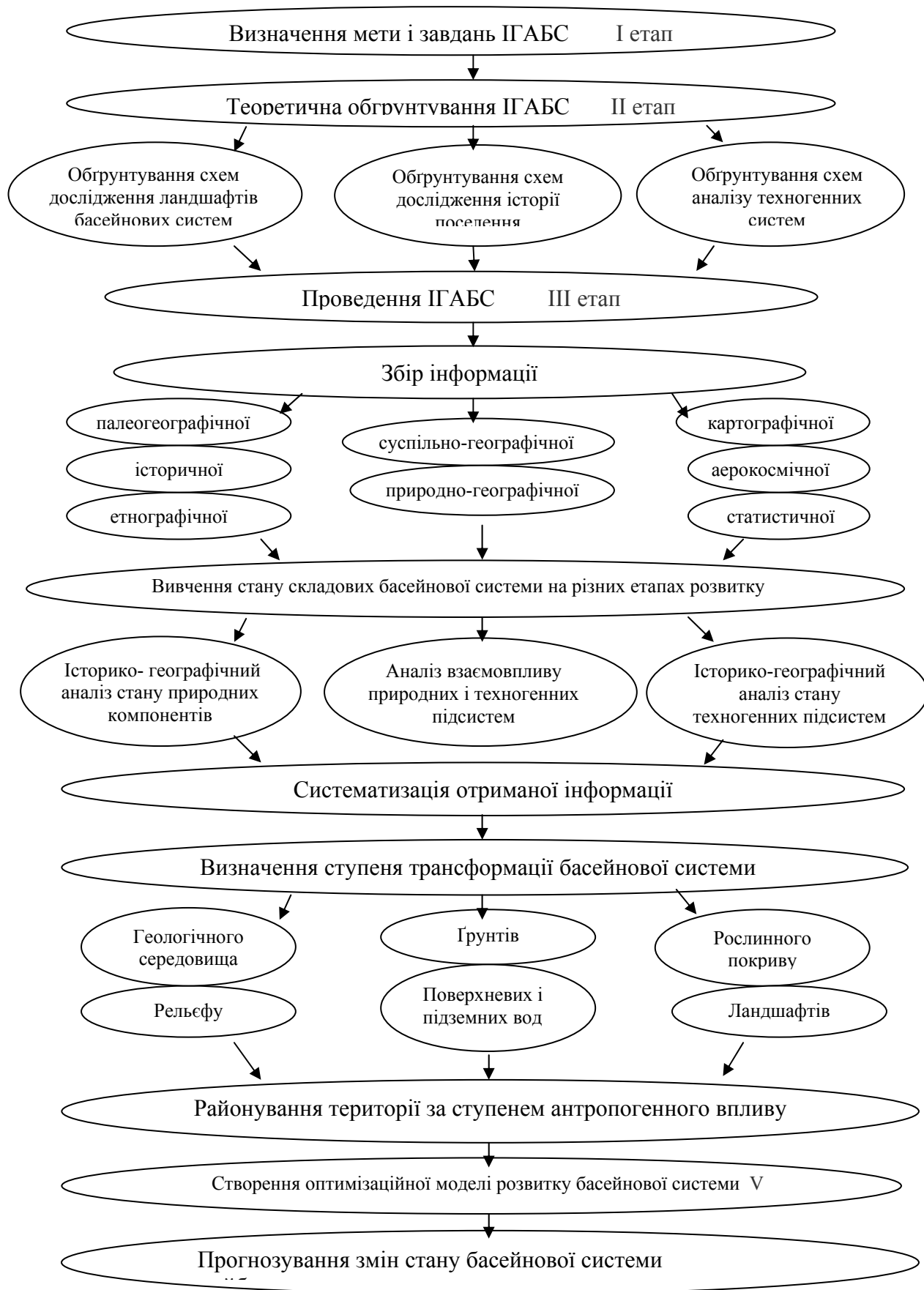


Рис. Алгоритм історико-географічного аналізу басейнової системи

такого аналізу можуть слугувати в якості фактологічної бази для прогнозування змін компонентів довкілля, планування природоохоронних заходів, оцінки екологічного потенціалу ландшафтів басейнових систем.

Алгоритм ІГАБС складається з п'яти основних етапів: перший – визначення мети, завдань, об'єктів і природи досліджень; наступний – теоретичне обґрунтування аналізу; третій – це власне історико-географічний аналіз, який базується на обробці фондових матеріалів, їх систематизації, узагальненні; четвертий – передбачає обробку зібраного матеріалу з використання сучасних методів географічних досліджень; заключним етапом алгоритму є формування моделі та прогноз розвитку басейнової системи.

Перспективи подальших досліджень. При виконанні ІГАБС слід враховувати:

- складність відтворення стану басейнової системи на ранніх етапах її розвитку, що в першу чергу пов'язано з недостатньою кількістю і неповнотою історичних відомостей стосовно стану природи, особливостей розселення і діяльності людей [6];

- неточність перших картографічних зображень; відсутність загальнодоступних комп'ютеризованих інформаційних баз даних, а також достатньої кількості програм, що дозволило б створити ГІС річкового басейну;

- нерегулярне проведення аерокосмічних фотозйомок, а також висока їх вартість;

- необхідність використання отриманої при історико-географічному аналізі інформації для вирішення регіональних екологічних проблем;

- прогнозування шляхів розвитку басейнової системи внаслідок дії антропогенного фактору, спираючись на ІГАБС;

- для успішного здійснення аналізу необхідне використання сучасних інформаційних технологій та нових методів абсолютного датування.

Висновки. Історико-географічний аналіз регіонального плану доцільно проводити в межах басейну річки. Басейновий підхід є найбільш раціональним в умовах антропогенного навантаження, оскільки на території дослідження можна виділити чинники трансформації природного середовища, джерела забруднення.

Кожен наступний етап розвитку басейнової системи нерозривно пов'язаний з попереднім, а тому проведення ІГАБС неможливе без чіткого алгоритму. Пропонована схема ІГАБС включає найбільш важливі складові комплексного географічного дослідження, і є основною для формування ГІС басейну річки та окремих адміністративних виділів. Історико-географічний аналіз можна вважати першим етапом регіонального геоекологічного моніторингу басейнової системи.

Організація комплексних регіональних досліджень басейнової системи, необхідна для обґрунтування заходів, спрямованих на прогноз та ліквідацію негативних наслідків втручання людини в навколишнє природне середовище і покращення екологічної ситуації, розробки методів оптимізації природокористування.

Список літератури

1. Атлас історії культури Волинської області / [відп. Ред.. Ф.В. Зузук]. – Луцьк; Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2008. – 112 с. 2. Географічна енциклопедія України; В 3-х т. / [Редкол :О.М.Маринич (відп.ред.)та ін.]. – К. : Укр. енциклопедія ім. М.П. Бажана, 1989-1993. Т.3: П-Я. – 480с. С. 237. 3. Євро регіон Буг: Волинська область/ [За ред. Б.П. Клімчука, П.В. Луцишина, В.Й. Лажніка]. – Луцьк: РВВ. Волин. ун-ту, 1997. – 448 с. 4. Исаченко А.Г. Ресурсный потенциал ландшафта и природно-ресурсное районирование / А.Г. Исаченко // Известия РГО. – 1992. – Т. 124, вып. 3. – С. 219-232. 5. Ковальчук І.П. Історико-географічний аналіз урбосистем: концепція, алгоритми, проблеми / І.П. Ковальчук // Проблеми урбоекології та фітомеліорації. – 2003. – Вип. 13.5. –С.27-34. 6. Ковальчук І.П. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз / І.П.Ковальчук. – Львів : Інститут українознавства. 1997. – 440 с. 7. Ротанова И.Н. Историко-географический анализ воздействия человека на ландшафты Алтайского края / И.Н. Ротанова, А.А. Дьяченко // История. Карта. Компьютер : Сб. науч. статей. – Барнаул : Изд-во Алт. ун-та, 1998. – 176 с. 8. Соколов Ю.М. Басейн річки (озера) /Ю.М. Соколов // Географічна енциклопедія України. Редкол: О.М.Маринич (відп.ред.) та ін.: У 3-х тт. – К. : Укр. енциклопедія ім. М.П. Бажана,1989. – Т.І. А-Ж. – С. 72. 9. УРЕ. – К. : УРЕ, 1974–1985. – Т.1. Алгоритм.

Алгоритм історико-географічного аналізу басейнової системи р. Стир

Ганущак М.М., Тарасюк Н.А.

У статті пропонується алгоритм історико-географічного аналізу басейнової системи і виділені напрямки вивчення сучасних ландшафтів на прикладі басейну р. Стир.

Ключові слова: історико-географічний аналіз, алгоритм, басейнова система.

Алгоритм историко-географического анализа бассейновой системы р. Стырь

Ганущак М.М., Тарасюк Н.А.

В статье предлагается алгоритм историко-географического анализа бассейновой системы и выделены направления изучения современных ландшафтов на примере бассейна р. Стырь.

Ключевые слова: бассейновая система, алгоритм, историко-географический анализ.

Historico-geographical analysis algorithm of the drainage-basin of Styr River

Hanuschak M.M., Tarasiuk N.A.

Historico-geographical analysis algorithm of the drainage-basin system and directions of modern landscapes investigation on example of Styr River basin are offered in this article.

Keywords: drainage-basin system, algorithm, historico-geographical analysis.

Надійшла до редколегії 05.02.10

Гребенюк Н.П.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

ДИНАМІКА ТЕМПЕРАТУРИ ПОВІТРЯ ТА ОПАДІВ У КИЄВІ В УМОВАХ СУЧАСНОГО КЛІМАТУ

Ключові слова: *зміни клімату, режим температури, режим опадів, умови життєдіяльності*

Вступ. В теперішній час деякі політики вважають, що разом зі світовою економічною кризою, ще більшу небезпеку становить можлива криза в кліматичній системі, та закликають до продовження боротьби проти глобального потепління.

Об'єктивну оцінку змін, що відбулися в кліматичній системі, періодично надає Міжурядова група експертів зі змін клімату (МГЕЗК). У 2007 році була прийнята Четверта доповідь з оцінки змін клімату МГЕЗК [1] у підготовці якої взяли участь 130 авторів. Між Третьою та Четвертою доповіддю пройшло 6 років. Відбулися зміни методичних підходів та накопичена нова інформація, яка підтверджує антропогенну природу змін клімату.[2]

Відмічено, що одинадцять з останніх 12 років (1995-2006) були найтепліші за всю історію інструментальних спостережень за температурою поверхні Землі. За оновленим графіком 100-річного періоду (1906-2005) зростання глобальної температури за лінійним трендом дорівнює 0.74°C . Це свідчить про подальше підвищення температури в планетарному масштабі порівняно з матеріалами Третьої доповіді МГЕЗК за період 1901-2000 років, де підвищення глобальної температури дорівнювало 0.6°C .

Динаміка клімату України значною мірою уособлює характерні риси змін глобального клімату. При дослідженні потепління клімату України та кількісної його оцінки у теперішній час, і особливо у майбутньому, виникає припущення, що потепління пов'язане з процесами глобального масштабу і впливом локальних змін, таких наприклад, як урбанізація.

У зв'язку з цим цікаво розглянути віковий хід температури повітря і кількості опадів у Києві та виявити його особливості на фоні глобальних змін. Для цього було проведено дослідження багаторічних даних інструментальних вимірів температури повітря та кількості опадів у Києві з 1880 р. по теперішній час.

Актуальність дослідження полягає у необхідності вивчення особливостей температурного режиму та режиму зволоження у м. Києві в порівнянні з невеликим містом при глобальному потеплінні клімату. Підвищення температури повітря в Україні відбувається більш швидкими темпами, ніж у планетарному масштабі. Тому вивчення сучасних змін клімату у найближчому майбутньому в країні, та, зокрема у м. Києві є важливим.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.3(20)

Мета роботи . Виявлення тенденції змін режиму температури повітря та опадів у м. Києві на рубежі XX–XXI ст. Аналіз вікової динаміки річної та сезонної температури повітря і кількості опадів та визначення впливу промислового комплексу на зміни клімату.

Методика дослідження. В роботі були використані дані з температури повітря та кількості опадів за період 1880-2008 рр. по станціях Київ та Житомир, які не мали пропусків у спостереженнях. У основу роботи покладено емпірико-статистичний метод досліджень.

Для аналізу вікового ходу температури повітря та кількості опадів і виявлення тенденції їх змін використано метод побудови трендів за фактичними даними для річних значень та п'ятирічних ковзних для сезонних значень, що дозволило частково позбутися випадкових флуктуацій (шумів). При розрахунках тренду використовувався поліном I ступеня для температури повітря та 2 ступеня для кількості опадів, а його параметри визначалися за допомогою використання методу найменших квадратів.

Виклад матеріалу досліджень. Велике місто, як відомо, підвищує температуру оточуючого повітря завдяки тепловим викидам промислових підприємств, роботі транспорту, прогріву будівель та асфальтового покриття у результаті перерозподілу енергії між окремими складовими радіаційного балансу та під дією прямої сонячної радіації. [3]

В УкрНДГМІ проводилися подібні дослідження Логвіновим К.Т. та Барабаш М.Б. за більш ранній період (80-роки XX ст.).

Характерні особливості динаміки річної та сезонної температури повітря та кількості опадів доцільно було дослідити в умовах сучасного клімату.

На рис. 1 представлено віковий хід середньої річної температури повітря у Києві за період 1880-2008 рр., а також його осереднена величина (тренд), що характеризує основну закономірність зміни річної температури у часі.

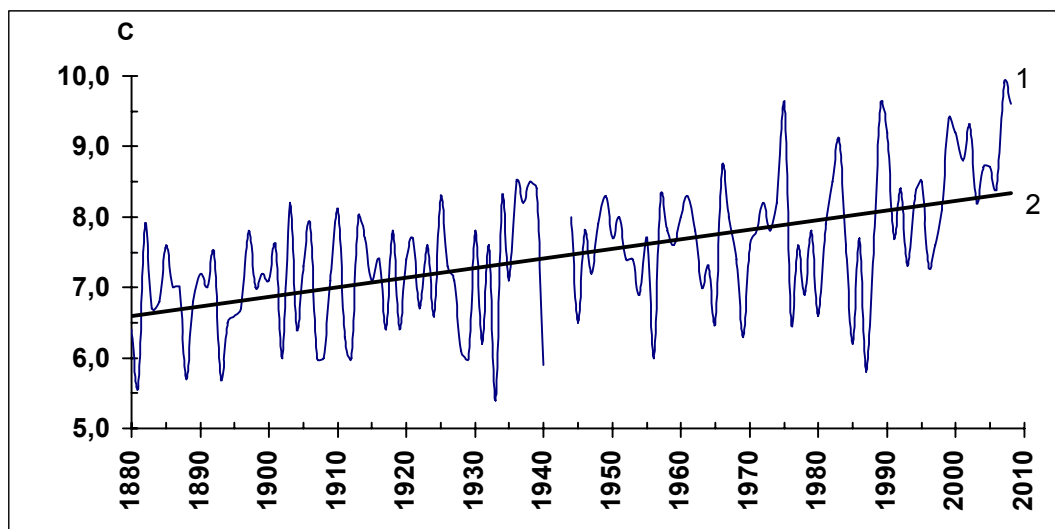


Рис.1. Зміни річної температури повітря (°C) за даними м/с Київ за період 1880-2008 рр.: 1- фактичний хід, 2- тренд

Протягом визначеного періоду величина середньої річної температури підвищувалася і це збільшення становить $1,5^{\circ}$. З рис. 1 видно, що величини середньої річної температури мають відхилення від лінії тренду на $2-2,5^{\circ}$ C.

Починаючи з середини минулого століття по теперішній час найбільш холодними роками були: 1956, 1965, 1969, 1976, 1980, 1985, 1987 рр., найбільш теплі роки - 1966, 1975, 1983, 1989, 1990, 1999, 2000, 2001, 2002, 2005, 2007, 2008. На початку ХХІ ст. значних від'ємних аномалій середньої річної температури повітря не спостерігалось. Найбільше підвищення температури відмічається саме в останні роки. Так було виявлено, що середня річна температура становила за період 1880-1960 рр – 7.1°C, 1961-1990 – 7,7 °C, 1991-2007 -8.6 °C.

За всю історію метеорологічних спостережень у Києві найтеплішим став 2007 рік, коли середнєбагаторічне значення було перевищене на 2.2°C. У 2008 році аномалія середньої річної температури повітря дещо зменшилася і становила 1,9°C, тобто досягла рівня 1975, 1989 років, які вважалися найтеплішими до 2007 року.

Якщо розглянути зміни середньої температури повітря за окремі сезони, то можна визначити внесок окремого сезону у зміни річної температури повітря.

Найбільші зміни середньої температури повітря відмічаються у зимовий та весняний сезони. Підвищення температури повітря за трендом взимку складає 2,3°, а у весняний період 2,1°. В літній сезон температура підвищилася, але дещо менше, ніж навесні, і підвищення становить 1,3°. Більш стійкий до змін клімату виявився осінній сезон, але і в цей період відбулося підвищення температури до 0,8°. Таким чином, за розглянутий період у Києві потепління відбулося у всі сезони року.

В даній роботі не приведено середньої місячної температури повітря, але треба зазначити, що відхилення від середніх значень у окремі місяці досить суттєво перевищує відхилення середньої сезонної температури, особливо у останні десятиріччя. У січні аномалії можуть становити 7-8°C, у квітні, липні та жовтні 4-5°C. Добові температури повітря зазнали теж значних змін. Відмічається збільшення випадків екстремальних значень добової температури повітря.[4]

Процеси зміни середньої температури повітря мають значний вплив на режим зволоження. Місто має певні відмінності у режимі зволоження відносно прилеглих територій.

На рис.2 наведено віковий хід річної кількості опадів, а також його осереднене значення (тренд).

Період до 1975 р. характеризувався значними коливаннями опадів відносно тренду як у бік збільшення, так і зменшення. У 1909, 1921, 1934, 1946, 1950, 1963, 1972 та 1975 рр. відмічалась недостатня кількість опадів. У весняний та літній сезони у зазначених роках в Україні відмічалась засуха. Мінімум кількості опадів спостерігався у 1975 р. (396 мм). У 1905, 1906, 1916, 1933, 1947, 1960, 1968 та 1970 рр. відмічалася найбільша кількість опадів. Максимум опадів за рік спостерігався у 1933 році (995 мм).

Після 1975 р. деякий дефіцит опадів (відносно тренду) був у 1983 та 1991 рр., а підвищена кількість опадів -у 1980, 2005, 2008 рр.

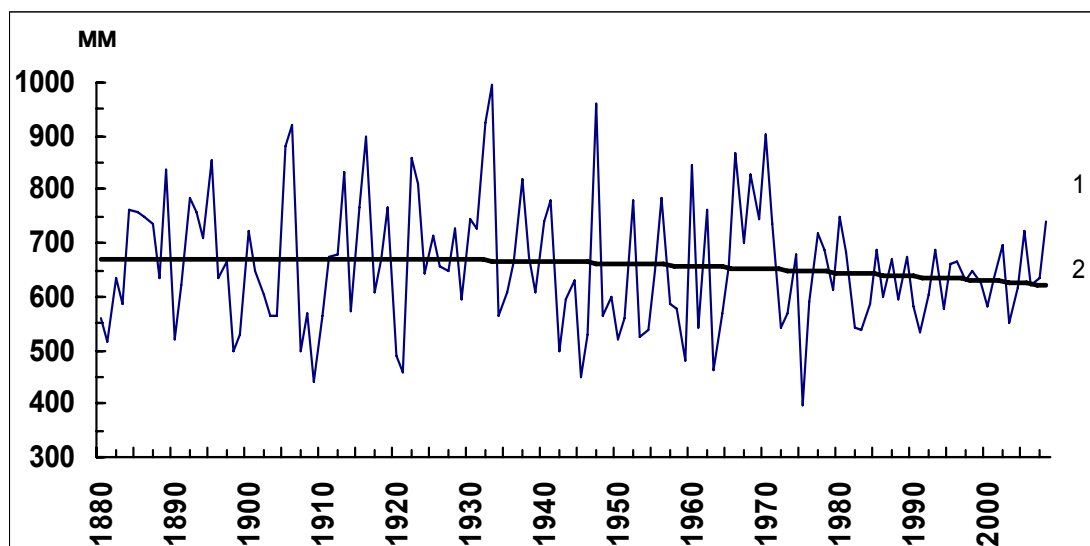


Рис. 2. Віковий хід кількості опадів (мм) за рік за даними м/с Київ:
1-фактичний хід опадів, 2 – тренд

У період найбільш інтенсивного глобального потепління (1975-2008 рр.) значно зменшилась амплітуда коливань кількості опадів відносно тренду, що свідчить про деяку стабілізацію режиму опадів в окремі сезони року, особливо помітна вона у зимовий та літній сезони.

Узимку, починаючи з кінця XIX ст. до першої половини XX ст. відбувається збільшення кількості опадів, а в період інтенсивного глобального потепління – зменшення (більшість зим були малосніжні). У цілому за розглянутий період кількість опадів за сезон незначно змінилася порівняно з початковим значенням тренду.

Весняний сезон характеризується суттєвими відмінностями у віковому ході кількості опадів. У цей сезон відзначається більша мінливість з року в рік порівняно з зимовим сезоном. У віковому ході відмічаються періоди з підвищенням (до 25 мм відносно тренду) або зі зниженням кількості опадів. У цілому за розглянутий період у весняний сезон кількість опадів зменшилася (на 30 мм відносно тренду). У літній сезон суттєвих змін у кількості опадів відносно тренду не відмічається. Восени спостерігається незначне зменшення кількості опадів (близько 15 мм).

Слід відмітити, що розрахунки зміни кількості опадів (за трендом) в різні періоди дають не однакові кількісні оцінки. За один період спостерігається підвищення кількості опадів, за інший зниження. Це свідчить про відсутність стійкої тенденції зміни кількості опадів.

У результаті проведеного аналізу за період 1881-2008 рр. можна зазначити, що річна та сезонна кількість опадів на фоні підвищення середньої річної температури повітря зазнала незначних змін, проте у межах окремого місяця мінливість опадів залишається значною. Особливо це характерно для весняних та осінніх місяців на початку XXI ст.

Найбільша кількість опадів, що значно перевищує середнє значення, починаючи з 1975 р. до теперішнього часу, спостерігалася у березні 2001 р. (228% норми), травні 2006 р. (245% норми), вересні 2008 р. (321% норми),

жовтні 2003 року (314% норми). А також можливе випадання сильних дощів за окрему добу.

Ймовірно, що зміни клімату у мегаполісі, яким є Київ, обумовлена сумарним парниковим ефектом: глобальним, регіональним, та сформованим «островом тепла».

Для виявлення впливу промислового комплексу на температурний режим міста розглянуто багаторічний хід річної температури повітря на станції Житомир, що знаходиться на відстані 130 км, та проведено порівняння з аналогічними даними Києва. Із рис. 3 слідує, що з початку минулого століття і до теперішнього часу середня річна температура повітря у містах, які досліджувалися, поступово зростала. В теперішній час різниця між двома станціями складає $0,9^{\circ}\text{C}$ (за трендом). Протягом розглянутого періоду ст. Житомир та Київ змінювали місце розташування. Так з 1962 до 2004 рр. спостереження на ст. Житомир велися на (АМСЦ) тобто за межами міста. Станція Київ у січні 1981 року теж була перенесена у межах міста.

Згідно з графіком, характер зміни температури повітря у цих містах за розглянутий період залишився однаковий, але крива температури повітря Києва увесь час знаходиться вище за криву середньої річної температури повітря станції Житомир, і відстань між ними зростає.

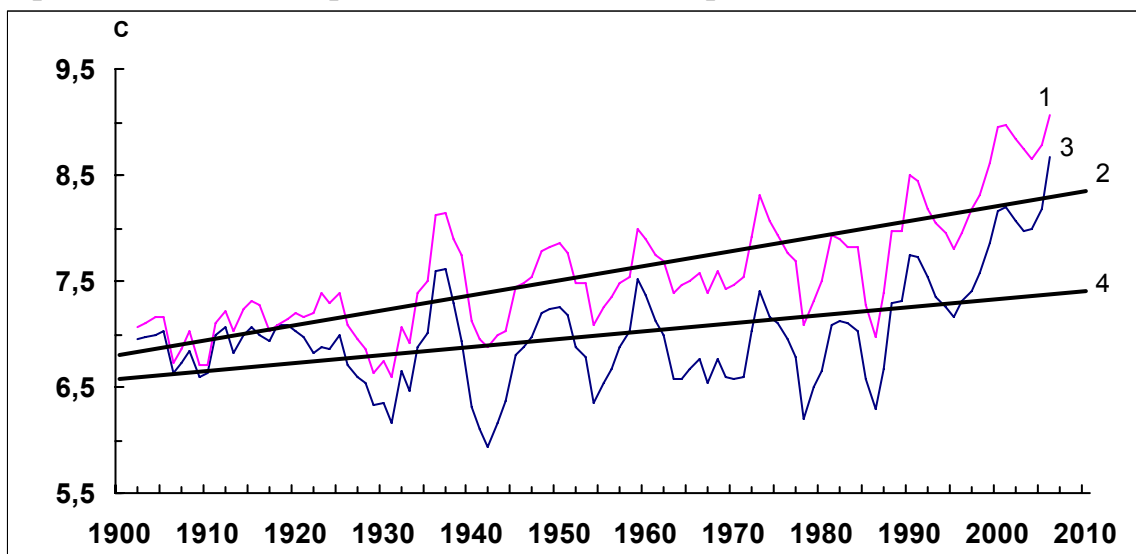


Рис. 3. Середня річна температура повітря ($^{\circ}\text{C}$). 1900-2008 рр.:

1-середня п'ятирічна ковзна, м/с Київ; 2- тренд, м/с Київ;

3- середня п'ятирічна ковзна, м/с Житомир; 4-тренд, м/с Житомир

З рис. 4 видно, що найбільші величини різниці температури повітря в період після 1951 р. спостерігаються в літній період ($1,3^{\circ}\text{C}$), весною та восени вони дорівнюють $0,4\text{--}1,1^{\circ}\text{C}$, взимку – зменшується від 0 до $0,6^{\circ}\text{C}$.

Що стосується опадів, то в цілому річна кількість опадів у Києві за розглянутий період стійко перевищує кількість опадів у Житомирі. Багаторічний хід річної кількості опадів двох міст дуже схожий. За період 1951-2008 рр. величина перевищення складає 30 мм. Аналіз сезонної кількості опадів показав, що у Києві до 90-х років минулого сторіччя відмічається значне перевищення опадів у порівнянні з Житомиром узимку,

та значне їх зниження влітку. У перехідні періоди року такі, як весна та осінь різниця незначна.

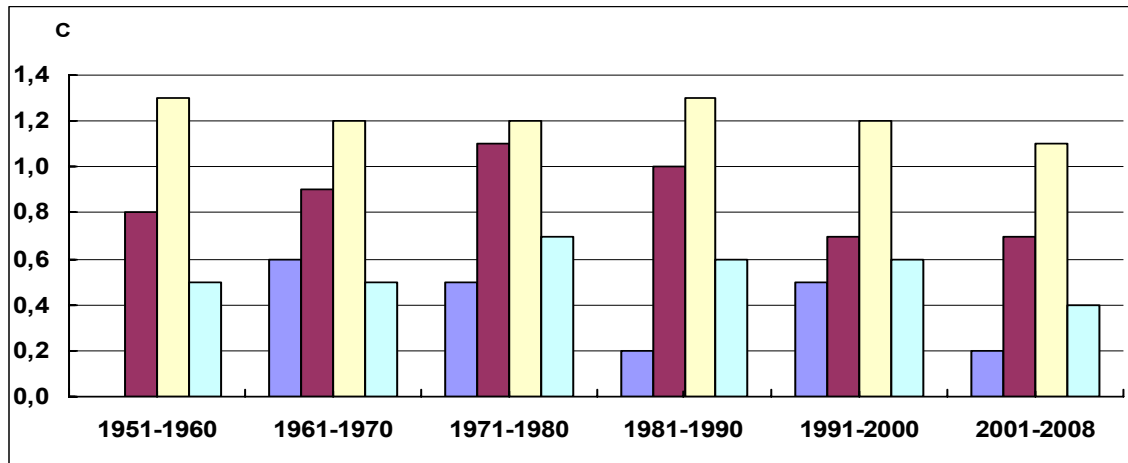


Рис. 4. Різниця середньої температури повітря ($^{\circ}\text{C}$) за даними м/с Київ та м/с Житомир осереднена по 10-річчям за сезонами (зима, весна, літо, осінь)

При порівнянні даних з середньої річної температури повітря 2-х міст (Києва та Житомира) зроблено висновок, що велике місто сприяє підвищенню температури повітря та формуванню локального «острова тепла». Без сумніву, при глобальному потеплінні клімат України відчуває його додатковий вплив.

Висновки. Відхилення глобальної температури повітря від середніх значень залишається позитивним. Що стосується можливих змін клімату у Києві в майбутньому, то глобальне потепління та значне антропогенне навантаження самого міста може підвищувати температуру повітря великого міста та створювати дискомфортні умови життєдіяльності. Має припущення можливість встановлення влітку довготермінових періодів з температурою $30\text{--}35^{\circ}\text{C}$. Підвищення температури в умовах збереження кількості опадів у тому ж обсязі, може призвести до їх швидкого випаровування.

Список літератури

1. IPCC, 2007: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
2. Гребенюк Н.П. Нове про зміни глобального та регіонального клімату в Україні на початку ХХІ ст. / Гребенюк Н.П., Корж Т.В., Яценко О.О. // Водне господарство України. – 2002. – № 5-6. – С.34-38.
3. Логвинов К.Т. Исследование периодических изменений температуры воздуха и осадков на Украине. / К.Т. Логвинов, М.Б. Барабаш // Труды УкрНИИ. – 1987. – Вып.224. – С.71-76.
4. Клімат України / За ред. В.М.Ліпінського, В.А.Дячука, В.М.Бабіченко. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 343 с.
5. Клімат України: у минулому і майбутньому? /За ред. Кульбиди М.І., Барабаш М.Б. : Монографія. – К. : Сталь, 2009. – 234 с.

Динаміка температури повітря і опадів у Києві в умовах сучасного клімату

Гребенюк Н.П.

Представлені результати досліджень і виявлено особливості зміни режиму температури та опадів Києва у порівнянні з великим містом в умовах сучасного клімату.

Ключові слова: зміни клімату, режим температури, режим опадів, умови життєдіяльності.

Динамика температуры воздуха и осадков в Киеве в условиях современного климата

Гребенюк Н.П.

В работе представлены результаты исследований и выявлено особенности изменений режима температуры и осадков Киева в сравнении с небольшим городом в условиях современного климата .

Ключевые слова: изменение климата, режим температуры, режим осадков, условия жизнедеятельности.

Dynamics of temperature of air and fallouts in Kiev in the conditions of modern climate

Grebenyuk N.

The results of research and peculiarities of changes of temperature and precipitation in Kyiv by comparison with a small town in modern climate conditions are represented in this article.

Key work: change of climate, mode of temperature, mode of fallouts, terms of vital functions.

Надійшла до редколегії 24.02.10

УДК 551. 4

Філоненко Ю.М., Світлична О.В.

Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя

Комлев О.О.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ДЕЯКИХ ЕКЗОГЕННИХ РЕЛЬЄФОУТВОРЮЮЧИХ ПРОЦЕСІВ У НИЖНІЙ ТЕЧІЇ РІЧКИ СНОВ

Ключові слова: обвал; осип; зсув; ерозія; яр

Постановка проблеми. Річка Снов до другої половини ХХ ст. мала значно більшу ніж нині водність. Для неї була характерна активна ерозійна діяльність і часта зміна розташування русла. Свідченням цього є велика кількість меандр та озер-стариць у її заплаві. Крім того, бокова ерозія посилювала інтенсивність протікання гравітаційних процесів на берегах, що зазнавали підмивання, а також стимулювала розвиток тимчасових водотоків різного розміру. На жаль, водність річки знизилась після проведення меліоративних робіт з осушення болотних масивів у межах її басейну. Про це свідчить хоча б той факт, що протягом останніх 20-30 років водопілля на Снові траплялися лише в окремі роки. Крім того, останнім часом спостерігається зниження зволоження території басейну річки і посилюється антропогенне навантаження на її береги та прилеглі території.

Очевидно, що вказані причини можуть суттєво впливати на динаміку діючих на берегах Снові екзогенних рельєфоутворюючих процесів (зокрема, ерозійних та часто спричинених ними гравітаційних). Саме тому досить важливим і актуальним є вивчення особливостей протікання таких процесів, а також дослідження форм рельєфу ними створених.

Мета дослідження. Метою дослідження є вивчення впливу гравітаційних та ерозійних рельєфоутворюючих процесів на формування особливостей рельєфу берегів у нижній течії річки Снов.

Об'єкт дослідження. Об'єктом дослідження є долина річки Снов у її нижній течії.

Виклад основного матеріалу. Результати проведених протягом 2007-2009 років польових досліджень дозволяють стверджувати, що у межах нижньої течії Снові активність прояву екзогенних рельєфоутворюючих процесів на її берегах залишається досить високою і з часом зазнає лише не суттєвих змін. Домінують тут гравітаційні та ерозійні процеси рельєфоутворення, причому каталізатором розвитку перших, серед яких

мають місце обвали, осипи та зсуви, часто виступає річкова ерозія.

Активний розвиток обвалів спостерігається на правому березі річки в районі села Снов'янка. Обвальний процес тут тісно пов'язаний з наявною у цій частині русла інтенсивною боковою ерозією. Він активно проявляється на березі висотою від 3 до 10 м і поширюється більш як на 1 км. В результаті обвалювання досить значних (інколи до кількох десятків м³) блоків гірських порід, формуються карнизи та ніши зривання. Виникають вони головним чином у товщах лесів, рідше – суглинків та пісків. Існують такі форми рельєфу недовго. Вони швидко деформуються під впливом опадів та еолової діяльності.

На решті дослідженої території берегові обвали охоплюють значно менші ділянки, а об'єм блоків пухких порід, що обвалюються, не перевищує кількох м³.

Крім того, слід відзначити також, що всі, виявлені в межах нижньої течії річки Снов, обвали мають чітко виражений сезонний характер. Найбільш активно вони розвиваються у другій половині весни та на початку літа.

Осипи, як і обвали, також приурочені переважно до правого берега річки і лише в окремих місцях зустрічаються на лівому. Висота більшості осипних схилів становить близько 10 м. Серед них зустрічаються такі, де процес осипання уламків припинився вже досить давно, але осипні конуси та лотки ще зберегли, і такі, де проходить активне осипання дрібних уламків.

Прикладом перших є схил розташований поблизу мосту через Снов (шосе Чернігів - Новгород-Сіверський) на відстані 1 км на захід від села Снов'янка. Він складений в основному лесовими відкладами. У верхній частині цього схилу чітко прослідковуються досить густо покриті трав'янистою рослинністю осипні лотки. Їх наявність свідчить про те, що порівняно недавно тут відбувалось активне осипання уламків. Біля підніжжя схилу знаходиться кілька десятків, складених дрібними уламками, конусів осипу. Вони злилися в суцільну смугу довжиною майже 600 м.

Приблизно за 500 м нижче за течією від описаного осипного схилу знаходиться ділянка берега довжиною майже 1200 м і висотою до 10 м, де осипний процес відбувається досить активно. Це найбільший за розміром осипний схил на берегах у межах нижньої течії річки Снов. Тут, завдяки інтенсивному переміщенню вниз по схилу дрібноуламкового матеріалу, біля підніжжя сформувалися досить значні за об'ємом конуси осипу, розміри яких постійно збільшуються..

Слід відзначити, що описані рельєфоутворюючі процеси значно поступаються за масштабами свого прояву *зсувам*. Останні зустрічаються на обох берегах Снові. Висота схилів, на яких вони мають місце досягає 9.5 м, а крутизна найчастіше становить 45–60, рідше – понад 60°. На схилах крутизною більше 60° переміщення зсувних блоків, особливо за умов майже повної відсутності деревної і чагарникової рослинності, проходить значно швидше, ніж на схилах меншої крутизни, завершується потраплянням тіла зсуву безпосередньо до річкового русла.

На зарослих схилах, де зсувний процес гальмується кореневою системою дерев і на багатьох ділянках (особливо на правому березі Снові) переміщення зсувних тіл значно затримується, а інколи й зупиняється на тривалий час, виникають «завислі» зсуви. Часто такі зсуви займають на схилах ділянки шириною від кількох десятків до сотні метрів і мають східцеподібний вигляд.

Ближче до гирла річки кількість зсувів на обох схилах збільшується. Тут навіть зустрічається таке явище, як «п'яний ліс», що виникає біля підніжжя зсувних схилів на поверхні зміщених і деформованих гірських порід язика.

Крім того, результати польових досліджень дають підстави стверджувати, що протягом останніх років затухання розвитку зсувів на дослідженій території не спостерігається. Навпаки, порушення природної стійкості схилів через перезволоження, весняні водопілля (навіть незначні) та внаслідок антропогенного навантаження на прилеглі земельні ділянки сприяє масовому поширенню зсувів у нижній течії річки Снов.

Загалом, можна стверджувати, що гравітаційні форми рельєфу досить часто зустрічаються на дослідженій території, але кількісно вони значно поступаються ерозійним (борознам, вимоїнам та ярам). Ерозійні борозни зустрічаються практично повсюдно і береги р. Снов досить густо розчленовані. Вимоїни ж та яри значно менш поширені.

Так, станом на травень 2009 року, у межах нижньої течії річки Снов виявлено понад 40 ерозійних вимоїн. Для них характерна постійна зміна розташування вершин і низька стійкість схилів. Причому схили досить часто є майже вертикальними. Глибина досліджених ерозійних вимоїн коливається від 0.9 до 2 м, але найчастіше становить 1.3-1.5 м, а їх ширина знаходиться в межах від 1 до 2.5 м.

Слід відзначити, що не завжди глибока вимоїна має велику ширину. Кілька вимоїн глибиною близько 2 м мають ширину, яка не перевищує 1м. Довжина більшості виявлених вимоїн становить 5-7 м, але зустрічаються й вимоїни довжиною 10, 12 і, навіть, 15м.

Необхідно також підкреслити, що всі досліджені вимоїни досить активно зростають. Спостереження, проведені протягом 3-х років, дозволяють стверджувати, що їх вершини переміщуються на 0.2, рідше 0.4 м, а інколи й на 0.7 м. В перспективі деякі з них, особливо ті що не мають поблизу вершин стійкого рослинного покриву, можуть перетворитися на яри, адже геологічна будова та кліматичні умови даної території цьому сприяють, а роботи по нейтралізації вимоїн взагалі не проводяться.

Щодо самих ярів, то під час проведення польових робіт було виявлено та досліджено 7 подібних форм рельєфу. Вони майже рівномірно розташовані по обох берегах нижньої течії річки Снов (3 – на лівому та 4 – на правому) і досить активно розвиваються. Всі досліджені яри є береговими. Більшість з них має V – подібний профіль. Показники їх глибини коливаються від 2.5 до 8 м, а ширини від 3 до 9м. Найкоротший яр має довжину близько 30 м, а найдовший – майже 700 м.

Для всіх ярів характерна відсутність чітко вираженого водобійного колодязя. Це, скоріше за все, можна пояснити двома причинами. По-перше,

наявністю 2-3 вершин через які до ярів з, розташованих вище, улоговин поверхневого стоку потрапляє вода, а по-друге тим, що майже всі вершини розташовані на ділянках зайнятих лісом і коренева система дерев, незважаючи на порушений дерновий покрив, суттєво гальмує їх розвиток.

Схили ярів, через майже повну відсутність рослинного покриву, є нестійкими. Це створює сприятливі умови для розвитку обвалів, зсувів та осипів, наявність яких встановлено у кожному з досліджених ярів. Крім того, більшість ярів не мають чітко виражених конусів виносу, оскільки під час водопілля значна частина матеріалу, що їх складає змивається водним потоком. Необхідно також відзначити, що яри досить часто використовуються місцевими жителями для прогону худоби на водопій. Внаслідок цього схили більшості ярів руйнуються, а їх дно вирівнюється.

Наприкінці відмітимо, що розглянуті вище процеси екзогенного рельєфоутворення характеризуються досить високою активністю, а форми рельєфу ними створені мають значне поширення на дослідженій території.

Висновки. Досить значне зменшення водності річки Снов і посилення антропогенного навантаження на її береги та прилеглі ділянки, яке відбувається протягом останнього часу, поки що не призводить до відчутного зниження активності діючих, на дослідженій території, екзогенних рельєфоутворюючих процесів.

Особенности развития деяких экзогенных рельефообразующих процессов у нижней течи́и реки Снов

Филоненко Ю.М., Світлична О.В., Комлев О.О.

Наведено короткий опис особенностей развития доминирующих, в пределах территории исследования, процессов экзогенного рельефообразования. Названы основные формы рельефу, созданные этими процессами и указаны участки их распространения. Приведены морфометрические параметры некоторых форм рельефу, что возникли в результате эрозийной деятельности.

Ключові слова: обвал; осип; зсув; ерозія; яр.

Особенности развития некоторых экзогенных рельефообразующих процессов в нижнем течении реки Снов

Филоненко Ю.Н., Свитлычна О.В., Комлев А.А.

Сделано краткое описание особенностей развития доминирующих, в пределах исследуемой территории, процессов экзогенного рельефообразования. Названы основные формы рельефа созданные этими процессами и указаны участки их распространения. Приведены морфометрические параметры некоторых форм рельефа, возникших в результате эрозионной деятельности.

Ключевые слова: обвал; осыпь; оползень; эрозия; овраг.

Features of development of some external relief-creative processes in the bottom watercourse of the Snov river.

Filonenko J.M., Switljchna O.W., Komlev O.O.

The short description of features of development dominating, within investigated territory, processes external relief creation is made. The basic forms of a relief created by these processes are named and sites of their distribution are specified. Are resulted morfmetrics parametres of some forms of the relief which has resulted erosive activity.

Keywords: collapse; a talus; a landslip; erosion; a ravine.

Надійшла до редколегії 08.02.10

ВИЙШЛИ З ДРУКУ

ВОДНІ РЕСУРСИ ТА ЯКІСТЬ РІЧКОВИХ ВОД БАСЕЙНУ ПІВДЕННОГО БУГУ/ [В.К.Хільчевський, О.В.Чунарьов, М.І.Ромась та ін.] за ред. Хільчевського. – К. : Ніка-Центр, 2009. – 184 с.

В монографії розглядаються питання загального впливу господарської діяльності на водні ресурси Південного Бугу, окремо – Південно-Українського енергокомплексу. Охарактеризовано гідрологічний та гідрохімічний режим річок басейну, антропогенна складова їх іонного стоку. Наведена екологічна оцінка якості вод.

М.М.Сусідко, О.І.Лук'янець. КАРПАТИ – ПАВОДКОНЕБЕЗПЕЧНИЙ РЕГІОН УКРАЇНИ. КОМПЛЕКСНА БАСЕЙНОВА СИСТЕМА ПРОГНОЗУВАННЯ ПАВОДКІВ У ЗАКАРПАТТІ: МЕТОДИЧНА ТА ТЕХНОЛОГІЧНА БАЗА ЇЇ СКЛАДОВИХ. – К. : Ніка-Центр, 2009. –88 с.

Розглянуто науково-методичні засади створення басейнових прогностичних систем. На прикладі басейну р. Тиси показано застосування математичних моделей формування стоку води як основи методичної бази системи та її функціональних складових. Неоднорідність ландшафтних і гідрометеорологічних умов ураховується в системі через просторову структуру, яка складається із об'єктів трьох рівнів. Прийняті технологічні рішення дозволяють отримувати прогнозу продукцію з детальним просторово-часовим поданням. Викладені пропозиції щодо підвищення рівня ефективної реалізації можливостей прогностичної системи.

В.М.Струтинська, В.В.Гребінь. ТЕРМІЧНИЙ ТА ЛЬОДОВИЙ РЕЖИМИ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА З ДРУГОЇ ПОЛОВИНИ ХХ СТОЛІТТЯ. – К.: Ніка-Центр, 2010. – 196 с.

У монографії розглядаються питання впливу кліматичних змін на термічний та льодовий режими річок басейну Дніпра починаючи з другої половини ХХ століття. Обґрунтовано та реалізовано ландшафтно-гідрологічний метод дослідження характеристик термічного та льодового режимів річок басейну у зв'язку із змінами клімату.

Досліджено закономірності просторово-часової динаміки та розподілу температури повітря і характеристик термічного та льодового режимів річок басейну Дніпра в межах окремих ландшафтно-гідрологічних провінцій в умовах кліматичних змін. Здійснено оцінку можливості прогнозування окремих характеристик термічного та льодового режимів річок басейну залежно від температури повітря.

Для фахівців – гідрологів, гідроекологів, гідротехніків, студентів-гідрометеорологів.

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДОТОКІВ БАСЕЙНУ ВЕРХНЬОЇ ТИСИ (УКРАЇНСЬКО-РУМУНСЬКА ДІЛЯНКА) / [Ярошевич О.Є., Ободовський О.Г., Летицька О.М. та ін.] За ред. С.О.Афанасьєва. – Ужгород : Інформаційно-видавниче агентство «ІВА». 2010. – 36 с.: іл., табл.

Наведено результати комплексної оцінки екологічного стану водотоків басейну Верхньої Тиси (українсько-румунська ділянка) відповідно до положень Водної Рамкової Директиви ЄС та вимог Міжнародної комісії із захисту річки Дунай. Виконано ідентифікацію та типологію річок басейну Верхньої Тиси. Містяться дані щодо гідрохімічного стану гирлових ділянок Тиси та її приток за біогенними речовинами, кисневим режимом та важкими металами. На основі вивчення біотичних угруповань, аналізу складу та розповсюдження гідро біонтів визначено якість води та екологічний стан для даної ділянки. Розглянуто сценарій суцільного одамбування лівого берега Тиси та зроблено прогноз змін гідроморфологічного та екологічного стану річки.

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 розмішуватись 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 **3 анотації** – українською, 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 (кегель 14)

Петренко М.І. (кегель 14, напівжирний, нахилений)

Інститут гідробіології НАН України, м.Київ (кегель 14, нахилений)

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА

(кегель 14, **напівжирний**)

Через інтервал – **Ключові слова:** не більше 5 слів (кегель 12, нахилений)

Далі через інтервал починається текст статті. Після нього через інтервал підзаголовок "**Список літератури**" (кегель 12, **напівжирний**), а потім власне список за його наявності. Список літератури має бути оформлений згідно вимог ДСТУ ГОСТ 7.1-2006 та вимог ВАК України («Бюлетень ВАК України , № 3 від 2008).

Після "Списку літератури" через інтервал – анотації українською, російською і англійською мовами: назва статті, прізвище та ініціали автора, короткий текст анотації, ключові слова.

Редакційна колегія

Наукове видання

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Науковий збірник

2010 рік

Том 3(20)

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – Є.Цвелих

Підписано до друку 08.06.2010 р.
Авт.друк.арк. 10,9. Обл.-вид. арк 11,3.
Формат 60х90/16. Наклад 300 прим. Зам. **22.**



Видавництво географічної літератури “Обрії”
Свідоцтво Держкомінформ України
ДК № 23 від 30.03.2000 р.
Київ, вул. Старокиївська, 10
Телефон 521-32-28