

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

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

Періодичний науковий збірник
Том 1 (32)

Київ
2014

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

Наук. збірник / Гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2014. – Т. 1(32). – 110 с.

HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:

The scientific collection / The editor-in-chief V.K. Khilchevskiy. – 2014. – Vol. 1(32). – 110 p.

У збірнику вміщено статті, в яких викладено методичні розробки, а також результати теоретичних та прикладних гідрологічних, гідрохімічних і гідроекологічних досліджень, що виконано в різних установах України.

- Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” засновано у травні 2000 р.
 - Зареєстровано Міністерством юстиції України 8 жовтня 2009 р. (наказ № 1806/5).
 - Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації КВ № 15819-4291Р від 8 жовтня 2009 р.
 - Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. включено 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 р.
-
- **Видавець:** Київський національний університет імені Тараса Шевченка.
 - Виходить чотири рази на рік.

*Рекомендовано до друку Вченою радою
географічного факультету
Київського національного університету
імені Тараса Шевченка
(17 березня 2014 р., протокол № 3)*

Адреса видавця та редколегії:

*м. Київ, МСП-680, проспект Глушкова, 2-А,
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: gidrolog@niv.kiev.ua
luko15_06@ukr.net*

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

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

Гребінь В. В., доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка (заступник головного редактора)*;

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

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

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, член-кореспондент НАН України, *Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут*;

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*;

Цюпа Тадеуш, доктор габілітований, *Інститут географії Університету Яна Кохановського в Кельцах (Польща)*;

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

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

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

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., Малярєнко О. С.

Розвиток концептуальних підвалин моделювання регіональної екологічної мережі..... 8

Горбачова Л. О.

Методичні підходи щодо оцінки стаціонарності і однорідності гідрологічних рядів спостережень..... 22

ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

Лобода Н. С., Божок Ю. В.

Оцінка водних ресурсів річок басейну Тилігульського лиману в умовах змін глобального клімату..... 32

Чорноморець Ю. О., Лук'янець О. І.

Просторово-часова характеристика основних чинників формування весняного водопілля в басейні річки Десна..... 41

Липистій О. В., Лук'янець О. І.

Оцінка сучасних змін характеристик водно-теплого балансу річкових басейнів (на прикладі річок Велика Вись та Золота Липа)..... 47

ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Жежеря Т. П., Линник П. М.

Особливості міграції силіцію в системі «донні відклади – вода» за дії різних чинників середовища..... 54

Жовнір В. В., Курило С. М.

Аналіз багаторічних змін мінералізації і вмісту головних іонів у воді річки Південний Буг – смт. Олександрівка..... 64

ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

**Васенко О. Г., Верніченко Г. А., Верниченко-Цветков Д. Ю.,
Лунгу М. Л.**

Оцінка рівня трофності вод української частини Дунаю та його дельти..... 69

Білоус О. П., Барінова С. С., Клоченко П. Д.

Біоіндикаційний аналіз верхньої ділянки річки Південний Буг по фітопланктону..... 76

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Пясецька С. І.

Спрямованість тенденцій у змінах величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів у західній частині Кримських гір у другій половині XX - початку XXI сторіччя.....

89

Гребенюк Н. П.

Характеристика повторюваності сильних злив на території України в умовах сучасних змін клімату.....

96

ІНФОРМАЦІЯ

Хільчевський В. К., Соколов В. В.

Відзначення 145-ї річниці від дня народження академіка ВУАН та ВАСГНІЛ Євгена Володимировича Оппокова (1869-1937).....

102

Пам'яті Василя Іларіоновича Пелешенка.....

106

Порядок подання і оформлення статей до періодичного наукового збірника "Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія".....

108

CONTENTS

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

Samoylenko V. M., Malyarenko O. S.

Development of conceptual bases for regional ecological network modeling..... 8

Gorbachova L. O.

Methodical approaches the assessment of the homogeneity and stationarity of hydrological observation series..... 22

HYDROLOGY. WATER RESOURCES

Loboda N., Bozhok Y.

Assessment of water resources in the basin of Tyligul estuary in the conditions of global climate change..... 32

Chornomorets Yu. O., Lukianets O. I.

Spatiotemporal characteristics of the major factors shaping the spring flood in basin Desna river..... 41

Lypystiy O. V., Lukianets O. I.

Evaluation of modern changes in the characteristics of water-heat balance of river basins (for example rivers Welyka Wys and Zolota Lipa)..... 47

HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

Zhezherya T. P., Linnik P. N.

Peculiarities of silicon migration in the system «bottom sediments – water» under influence of different factors of environment..... 54

Zhovnir V. V., Kurilo S. M.

Analysis of long-term changes in salinity and major ion content in the water of the river Southern Bug..... 64

HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

Vasenko A. G., Vernichenko A. A., Vernichenko-Tsvetkov D. Ju., Lungu M. L.

Water trophity level assessment of the Ukrainian part of the Danube River and delta..... 69

Bilous O. P., Barinova S. S., Klochenko P. D.

Bioindication analysis of the upper part of the Southern Bug River based on phytoplankton..... 76

GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROLOGICAL RESEARCH

Pyasetskaya S. I.

Direction of trends in the changes in magnitude of daily maximum rainfall during the months of cold season and months of central spring and autumn seasons in the western part of the Crimean Mountains in the second half of the XX-early XXI st. century.....

89

Grebenyuk N. P.

Description of repetition of sil'nikh thundershowers on territory of Ukraine in conditions of modern changes of climate.....

96

INFORMATION

Khilchevskyi V.K., Sokolov V.V.

Celebrating the 145th anniversary of the birth of Academician of AUAS and ASAAC Evgen Oppokov (1869–1937).....

102

Memory of Vasyl Peleshenko.....

106

The presenting and official registration of the articles for the scientific periodical collection «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology».....

108

УДК 911.9 [502.35 : 502.6 + 502.7]

Самойленко В. М., Малярєнко О. С.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

РОЗВИТОК КОНЦЕПТУАЛЬНИХ ПІДВАЛИН МОДЕЛЮВАННЯ РЕГІОНАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ МЕРЕЖІ

Ключові слова: *біоландшафтна територіальна структура, (квазі)геосистема, регіональна екологічна мережа, моделювання, алгоритм*

Стан проблеми. Обґрунтування створення екологічних мереж різного рівня наразі є **актуальною проблемою** природничої географії, позаяк такі мережі є дійсно поступальною природоохоронною комплексною технологією, що власне й реалізує принцип геоекологічно-економічного збалансованого (усталеного) розвитку територій та досягнення консенсусу між потребами розвитку суспільства та збереження й відновлення довкілля. При цьому особливу вагу мають регіональні екомережі, що, з одного боку, істотно змістово доповнюють екомережі структури національного та міжнародного рангу, а, з іншого, боку, правлять за "дороговказ" для імплементації локальних екомереж.

У монографії [1] було зроблено **огляд існуючого досвіду** з моделювання та проектування екомереж. У цій же праці та наступних наших публікаціях ([2-7, 18]) було розроблено теоретично-прикладні основи геоінформаційного моделювання екомережі регіонального рівня, а саме у середніх за площею водозбору річкових басейнах. Задовільне тестування запропонованих при цьому підходів було здійснено стосовно басейну Росі, розташованого в лісостеповій зоні з близьким до пересічного рівнем економічного освоєння території. Такі аспекти й визначають низку **невирішених наразі завдань** в царині моделювання регіональних екомереж, які потребують новітніх досліджень. Головним з цих завдань є удосконалення методики моделювання екомереж регіонального рівня в напрямку збільшення її формалізованої універсалізації для застосовності в різноманітних природних умовах і при різних ступенях антропізації території. Звідси, **головною метою даної роботи**, як і поєданого з нею наступного циклу розвідок, є удосконалення концепції моделювання регіональної екомережі зі створенням можливості застосування цієї концепції для структурно багатоманітних регіонів, зокрема специфічних за складом, насамперед, (квазі)природної підсистеми та способами їхнього вирізнення (задавання), що має бути підтверджено й відпрацюванням відповідних моделей на репрезентативних об'єктах.

Основні результати. Спираючись на результати наших розробок, розглянутих в працях [1-11, 18], зокрема на основи гідроінвайронментології ([8-11]) та методичні основи моделювання басейнових екомереж ([1-7, 18]), а також на розробки інших авторів (узагальнені у [12, 13] і ін.), можна сформулювати такі **концептуальні підвалини моделювання регіональної екологічної мережі**.

З огляду на кінцеву цільову функцію цього дослідження – збереження й відновлення і біотичного, і ландшафтного різноманіття – доцільно розглядати територіальну структуру регіону, досліджуваного з метою математично-геоінформаційного моделювання екомережі, тобто регіону моделювання

екомережі (**PME**) як комбінацію вирізнених за генетично-еволюційними ознаками (квазі)природної (**KPRM**), природно-антропогенної (**PARM**) і антропогенної (**ARM**) структур (підсистем), а отже

$$\{PME\} \in \{KPRM, PARM, ARM\}, \quad (1)$$

або

$$\{PME\} \in \{KPRM \cap (PARM \cup ARM)\}. \quad (2)$$

Динаміку щойно зазначених структур регіону моделювання екомережі (регіонального рівня, що скрізь і буде розумітися) можна подати, згідно з основами гідроінвайронментології ([8-11]), як

$$D \{PME\} = \{KPRM(\omega_{KPRM}, R_{KPRM}, t) \cap (PARM(\omega_{PARM}, R_{PARM}, t) \cup ARM(R_{ARM}, t))\}, \quad (3)$$

де **KPRM**($\omega_{KPRM}, R_{KPRM}, t$) і **PARM**($\omega_{PARM}, R_{PARM}, t$) – сукупність випадкових полів (квазі)природної та природно-антропогенної підсистем **PME**; **ARM**(R_{ARM}, t) – сукупність "антропогенно"-детермінованих (див. [8-10]) полів антропогенної підсистеми **PME**; ω загалом – сукупність елементарних результатів дослідження, тобто ω_{KPRM} і ω_{PARM} – кількість фіксацій зазначених випадкових полів (за їхніми значеннями та/або координатами); **R** у цілому – загальна просторова область усіх полів моделі (3), тобто загальні межі досліджуваного регіону при $R \in (x, y)$ у прямокутній системі координат обраного при моделюванні ГІС-інструментарію, звідки ця область містить власні просторові області (різнорангові субобласті) полів структур-складників **PME**, тобто, зважаючи на моделі (2)-(3), $R \in \{R_{KPRM} \cap (R_{PARM} \cup R_{ARM})\}$; **t** – параметр неперервного часу.

Формалізовані схеми подальшої диференціації структур вищезазначеного регіону досліджень за моделями (1)-(3) мають наступний вигляд.

(Квазі)природна структура **PME** поділяється на (квазі)природні сингулярні субструктури (**СГС**) (другопорядкові підсистеми) – площинні (**СГСП**) і мережну біоцентричну (**СГСМ_{кп}**), а також на інтегровану мережну біоландшафтну субструктуру (**ІСМ_{кп}**) за загальним записами, враховуючи й динаміку їхніх субполів,

$$\{KPRM\} \in \{СГС \cap ІСМ_{кп}\} \in \{(СГСП \cap СГСМ_{кп}) \cap ІСМ_{кп}\}, \quad (4)$$

$$\begin{aligned} D \{KPRM\} &= \{KPRM(\omega_{KPRM}, R_{KPRM}, t)\} = \\ &= \{СГС(\omega_{СГС}, R_{СГС}, t) \cap ІСМ_{кп}(\omega_{ІСМ_{кп}}, R_{ІСМ_{кп}}, t)\} = \\ &= \{(СГСП(\omega_{СГСП}, R_{СГСП}, t) \cap СГСМ_{кп}(\omega_{СГСМ_{кп}}, R_{СГСМ_{кп}}, t)) \cap \\ &\quad \cap ІСМ_{кп}(\omega_{ІСМ_{кп}}, R_{ІСМ_{кп}}, t)\}, \end{aligned} \quad (5)$$

де $\omega_{СГС}$, $\omega_{СГСП}$, $\omega_{СГСМ_{кп}}$ і $\omega_{ІСМ_{кп}}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (4); $R_{СГС}$, $R_{СГСП}$, $R_{СГСМ_{кп}}$ і $R_{ІСМ_{кп}}$ – просторові субобласті субполів цих субструктур за умови, що $R_{KPRM} \equiv R \in \{(R_{СГСП} \cap R_{СГСМ_{кп}}) \cap R_{ІСМ_{кп}}\}$; $R_{СГСП} = R$; $R_{СГСМ_{кп}} \neq R$; $R_{ІСМ_{кп}} \neq R$.

Примітка. Під площинними субструктурами маються на увазі ті, що сформовано площинними просторовими об'єктами (областями, полігонами), а під мережними – ті, що сформовано просторовими об'єктами високого рівня, – мережами (див. детальніше нашу працю [15]).

У свою чергу, по-перше, (квазі)природні сингулярні площинні субструктури відповідають такому запису, як

$$\{СГС\} \in \{ЛС \cap \Phi ГС \cap БС \cap ПДС \cap ГБС \cap ЗГС \cap ІСГС\}, \quad (6)$$

тобто об'єднують такі субструктури (підсистеми) регіону моделювання екомережі, як:

1) ландшафтні субструктури (ЛС). За них править сукупність типізованих за відповідними класифікаційними ознаками геосистем, що відповідають таксономічним одиницям генетико-морфологічної ландшафтно-територіальної структури (надалі – ЛТС) заданого рангу ([12]), а саме, зважаючи на регіональний рівень екомережі, найчастіше підурочищ (ПУГ) і урочищ (УРГ). Звідси формалізація цієї субструктури та її динаміки буде спиратися на моделі

$$\{ЛС\} \in \{ПУГ \cap УРГ\}, \quad (7)$$

$$D \{ЛС\} = \{ЛС(\omega_{ЛС}, R_{ЛС}, t)\} = \{ПУГ(\omega_{ПУГ}, R_{ПУГ}, t) \cap УРГ(\omega_{УРГ}, R_{УРГ}, t)\}, \quad (8)$$

де $\omega_{ЛС}$, $\omega_{ПУГ}$ і $\omega_{УРГ}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (7); $R_{ЛС}$, $R_{ПУГ}$ і $R_{УРГ}$ – просторові субобласті цих субполів з огляду на те, що загальна просторова область ландшафтних субструктур $R_{ЛС} \equiv R \in \{R_{ПУГ} \cap R_{УРГ}\}$, а $R_{УРГ} \in \{R_{ПУГ}\}$;

2) фізико-географічні субструктури (ФГС). Сюди належать ідентифіковані для досліджуваного регіону таксони фізико-географічного районування певного рівня ([14]), а отже, з огляду на "мірильність" досліджень, насамперед, фізико-географічні області (ФГО) та райони (ФГР) з урахуванням їхньої належності до зон (ФЗ), підзон (ФГПЗ) і країв (ФГК), чому відповідають зведені формалізовані записи

$$\{ФГС\} \in \{ФЗ \cap ФГПЗ \cap ФГК \cap ФГО \cap ФГР\}, \quad (9)$$

$$\begin{aligned} D \{ФГС\} &= \{ФГС(\omega_{ФГС}, R_{ФГС}, t)\} = \\ &= \{ФЗ(\omega_{ФЗ}, R_{ФЗ}, t) \cap ФГПЗ(\omega_{ФГПЗ}, R_{ФГПЗ}, t) \cap ФГК(\omega_{ФГК}, R_{ФГК}, t) \cap \\ &\quad \cap ФГО(\omega_{ФГО}, R_{ФГО}, t) \cap ФГР(\omega_{ФГР}, R_{ФГР}, t)\}, \end{aligned} \quad (10)$$

де $\omega_{ФГС}$, $\omega_{ФЗ}$, $\omega_{ФГПЗ}$, $\omega_{ФГК}$, $\omega_{ФГО}$ і $\omega_{ФГР}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (9); $R_{ФГС}$, $R_{ФЗ}$, $R_{ФГПЗ}$, $R_{ФГК}$, $R_{ФГО}$ і $R_{ФГР}$ – просторові субобласті цих субполів, зважаючи на те, що загальна просторова область фізико-географічних субструктур $R_{ФГС} \equiv R \in \{R_{ФЗ} \cap R_{ФГПЗ} \cap R_{ФГК} \cap R_{ФГО} \cap R_{ФГР}\}$, а $R_{ФГО} \in \{R_{ФГР}\}$, $R_{ФГК} \in \{R_{ФГО} \cap R_{ФГР}\}$, $R_{ФГПЗ} \in \{R_{ФГК} \cap R_{ФГО} \cap R_{ФГР}\}$ і $R_{ФЗ} \in \{R_{ФГПЗ} \cap R_{ФГК} \cap R_{ФГО} \cap R_{ФГР}\}$;

3) басейнові субструктури (БС). За них править, по-перше, сукупність басейнових територіальних субструктур (БТС), що адекватні ідентифікованим у регіоні таксонам басейнової ЛТС ([12]), тобто русловим і нерусловим басейнам і суббасейнам різного порядку (від вищих за порядком басейнів, $БТС_1$, до нижчих за порядком суббасейнів, $БТС_n$, які, за потреби, можна вирізняти й орієнтуючись на задані створи головного в басейні водотоку тощо, див. нашу працю [11]). По-друге, розрізняють басейнові морфологічно-позиційні субструктури (БМПС), тобто вирізнені в межах БТС обраного порядку вододільно-рівнинні (ВРГ), схилів (СХГ), терасові (ТРГ), заплавні (ЗПГ) та руслові (РСГ) геосистеми, а також, найчастіше,

можливі їхні поєднання (**ПМПС**), насамперед такі, як терасово-заплавні, заплавно-руслові тощо. За цими умовами, дотримуючись логіки системної формалізації, прийнятої в цій статті, можна записати, що

$$\{БС\} \in \{БТС \cap БМПС\}, \quad (11)$$

$$\{БТС\} \in \{БТС_1 \cap \dots \cap БТС_n\}, \quad (12)$$

$$\{БМПС\} \in \{ВРГ \cup СХГ \cup ТРГ \cup ЗПГ \cup РСГ \cup (\cap) ПМПС\}, \quad (13)$$

$$D \{БС\} = \{БС(\omega_{БС}, R_{БС}, t)\} = \{БТС(\omega_{БТС}, R_{БТС}, t) \cap БМПС(\omega_{БМПС}, R_{БМПС}, t)\}, \quad (14)$$

$$D \{БТС\} = \{БТС(\omega_{БТС}, R_{БТС}, t)\} = \{БТС_1(\omega_{БТС,1}, R_{БТС,1}, t) \cap \dots \cap БТС_n(\omega_{БТС,n}, R_{БТС,n}, t)\}, \quad (15)$$

$$D \{БМПС\} = \{БМПС(\omega_{БМПС}, R_{БМПС}, t)\} = \{ВРГ(\omega_{ВРГ}, R_{ВРГ}, t) \cup \dots \cup (\cap) ПМПС(\omega_{ПМПС}, R_{ПМПС}, t)\}, \quad (16)$$

де $\omega_{БС} \dots \omega_{ПМПС}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (11)–(13); $R_{БС} \dots R_{ПМПС}$ – просторові субобласті цих субполів з огляду на те, що загальна просторова область субполів басейнових субструктур $R_{БС} \equiv R \in \{R_{БТС} \cap R_{БМПС}\}$, субполів басейнових територіальних субструктур $R_{БТС} \equiv R \in \{R_{БТС,1} \cap \dots \cap R_{БТС,n}\}$ і субполів басейнових морфологічно-позиційних субструктур $R_{БМПС} \equiv R \in \{R_{ВРГ} \cup \dots \cup (\cap) R_{ПМПС}\}$;

4) **позиційно-динамічні субструктури (ПДС)**. Вони уособлюють ідентифіковані для регіону моделювання та ідентичні, насамперед, геосистемам позиційно-динамічної ЛТС, таксони позиційно-динамічного районування ([12]), а саме парадинамічні райони (**ПДРА**) та підрайони (**ПДПР**), ландшафтні яруси (**ПДЯР**), басейнові та парагенетичні сектори (**ПДСЕ**), а також ландшафтні смуги (**ПДСМ**), що робить правомірним формалізований запис

$$\{ПДС\} \in \{ПДРА \cap ПДПР \cap ПДЯР \cap ПДСЕ \cap ПДСМ\}, \quad (17)$$

$$D \{ПДС\} = \{ПДС(\omega_{ПДС}, R_{ПДС}, t)\} = \{ПДРА(\omega_{ПДРА}, R_{ПДРА}, t) \cap ПДПР(\omega_{ПДПР}, R_{ПДПР}, t) \cap ФГК(\omega_{ПДЯР}, R_{ПДЯР}, t) \cap ПДСЕ(\omega_{ПДСЕ}, R_{ПДСЕ}, t) \cap ПДСМ(\omega_{ПДСМ}, R_{ПДСМ}, t)\}, \quad (18)$$

де $\omega_{ПДС} \dots \omega_{ПДСМ}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (17); $R_{ФГЗ}, R_{ФГПЗ}, R_{ФГК}, R_{ФГО}$ і $R_{ФГР}$ – просторові субобласті цих субполів, зважаючи на те, що загальна просторова область позиційно-динамічних субструктур $R_{ПДС} \equiv R \in \{R_{ПДРА} \cap R_{ПДПР} \cap R_{ПДЯР} \cap R_{ПДСЕ} \cap R_{ПДСМ}\}$ тощо.

Примітка. За необхідності більш детального дослідження берегових зон водосховищ і морів регіону моделювання екомережі можна також вирізняти згідно з вищенаведеними підходами **берегові субструктури**, що відповідають типізованим таксонам геоекологічно-функціонального районування берегової зони, а саме береговим парадинамічним районам і підрайонам, береговим ландшафтним ярусам тощо згідно з нашою монографією [10];

5) **геоботанічні субструктури (ГБС)**. Вони містять поєднані з регіоном моделювання екомережі, по-перше, типізовані таксони геоботанічного районування визначеного рівня ([14]) (**ГБР**), насамперед, геоботанічні округи

(ГБОК) з огляду на їхню належність до адекватних геоботанічних підобластей (ГБПО) та областей (ГБОВ), підпровінцій (ГБПП) і провінцій (ГБПР). По-друге, сюди відносяться й інші геоботанічні територіальні субструктури (ГБІН), що можуть характеризувати різноманітні фітоценотичні атрибути регіону, в т.ч. у межах певних ГБР, зокрема типологічний склад його рослинності в цілому або його лісів тощо. Усе це формалізовано виглядає як

$$\{ГБС\} \in \{ГБР \cap ГБІН\}, \quad (19)$$

$$\{ГБР\} \in \{ГБОВ \cap ГБПО \cap ГБПР \cap ГБПП \cap ГБОК\}, \quad (20)$$

$$D \{ГБС\} = \{ГБС(\omega_{ГБС}, R_{ГБС}, t)\} = \{ГБР(\omega_{ГБР}, R_{ГБР}, t) \cap ГБІН(\omega_{ГБІН}, R_{ГБІН}, t)\}, \quad (21)$$

$$\begin{aligned} D \{ГБР\} &= \{ГБР(\omega_{ГБР}, R_{ГБР}, t)\} = \\ &= \{ГБОВ(\omega_{ГБОВ}, R_{ГБОВ}, t) \cap ГБПО(\omega_{ГБПО}, R_{ГБПО}, t) \cap ГБПР(\omega_{ГБПР}, R_{ГБПР}, t)\} \cap \\ &\cap ГБПП(\omega_{ГБПП}, R_{ГБПП}, t)\} \cap ГБОК(\omega_{ГБОК}, R_{ГБОК}, t)\}, \end{aligned} \quad (22)$$

де $\omega_{ГБС} \dots \omega_{ГБОК}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (19)-(20); $R_{ГБС} \dots R_{ГБОК}$ – просторові субобласті цих субполів, зважаючи на те, що загальна просторова область субполів геоботанічних субструктур $R_{ГБС} \equiv R \in \{ГБР \cap ГБІН\}$, а субполів таксонів геоботанічного районування $R_{ГБР} \equiv R \in \{Р_{ГБОВ} \cap R_{ГБПО} \cap R_{ГБПР} \cap R_{ГБПП} \cap R_{ГБОК}\}$, при цьому $R_{ГБПП} \in \{R_{ГБОК}\}$, $R_{ГБПР} \in \{R_{ГБПП} \cap R_{ГБОК}\}$, $R_{ГБПО} \in \{R_{ГБПР} \cap R_{ГБПП} \cap R_{ГБОК}\}$ і $R_{ГБОВ} \in \{R_{ГБПО} \cap R_{ГБПР} \cap R_{ГБПП} \cap R_{ГБОК}\}$;

6) зоогеографічні субструктури (ЗГС). Сюди входять адекватні регіону моделювання, з одного боку, типізовані таксони зоогеографічного районування певного рівня ([14]) (ЗГР), передусім зоогеографічні підділянки (ЗГПД) і ділянки (ЗГДІ), які належать до відповідних зоогеографічних районів (ЗГРА), округів (ЗГОК), провінцій (ЗГПР), підобластей (ЗГПО) та областей (ЗГОВ). З іншого боку, сюди відносяться й інші зоогеографічні територіальні субструктури (ЗГІН), які характеризують тваринний компонент біотопів тощо. Відповідні формалізовані записи будуть мати вигляд

$$\{ЗГС\} \in \{ЗГР \cap ЗГІН\}, \quad (23)$$

$$\{ЗГР\} \in \{ЗГОВ \cap ЗГПО \cap ЗГПР \cap ЗГОК \cap ЗГРА \cap ЗГДІ \cap ЗГПД\}, \quad (24)$$

$$D \{ЗГС\} = \{ЗГС(\omega_{ЗГС}, R_{ЗГС}, t)\} = \{ЗГР(\omega_{ЗГР}, R_{ЗГР}, t) \cap ЗГІН(\omega_{ЗГІН}, R_{ЗГІН}, t)\}, \quad (25)$$

$$\begin{aligned} D \{ЗГР\} &= \{ЗГР(\omega_{ЗГР}, R_{ЗГР}, t)\} = \{ЗГОВ(\omega_{ЗГОВ}, R_{ЗГОВ}, t) \cap \\ &\cap ЗГПО(\omega_{ЗГПО}, R_{ЗГПО}, t) \cap ЗГПР(\omega_{ЗГПР}, R_{ЗГПР}, t)\} \cap \\ &\cap ЗГОК(\omega_{ЗГОК}, R_{ЗГОК}, t)\} \cap \\ &\cap ЗГРА(\omega_{ЗГРА}, R_{ЗГРА}, t) \cap ЗГДІ(\omega_{ЗГДІ}, R_{ЗГДІ}, t) \cap ЗГПД(\omega_{ЗГПД}, R_{ЗГПД}, t)\}, \end{aligned} \quad (26)$$

де $\omega_{ЗГС} \dots \omega_{ЗГПД}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (23)-(24); $R_{ЗГС} \dots R_{ГБОК}$ – просторові субобласті цих субполів з урахуванням того, що загальна просторова область субполів зоогеографічних субструктур $R_{ЗГС} \equiv R \in \{ЗГР \cap ЗГІН\}$, а субполів таксонів зоогеографічного районування $R_{ЗГР} \equiv R \in \{Р_{ЗГОВ} \cap R_{ЗГПО} \cap R_{ЗГПР} \cap R_{ЗГОК} \cap R_{ЗГРА} \cap R_{ЗГДІ} \cap R_{ЗГПД}\}$, при цьому $R_{ЗГДІ} \in \{R_{ЗГПД}\}$, $R_{ЗГРА} \in \{R_{ЗГДІ} \cap R_{ЗГПД}\}$, $R_{ЗГОК} \in \{R_{ЗГРА} \cap R_{ЗГДІ} \cap R_{ЗГПД}\}$, $R_{ЗГПР} \in \{R_{ЗГОК} \cap R_{ЗГРА} \cap R_{ЗГДІ} \cap R_{ЗГПД}\}$; $R_{ЗГПО} \in \{R_{ЗГПР} \cap R_{ЗГОК} \cap R_{ЗГРА} \cap R_{ЗГДІ} \cap R_{ЗГПД}\}$ і $R_{ЗГОВ} \in \{R_{ЗГПО} \cap R_{ЗГПР} \cap R_{ЗГОК} \cap R_{ЗГРА} \cap R_{ЗГДІ} \cap R_{ЗГПД}\}$;

7) **інші**, допоміжні при моделюванні екомережі, (квазі)природні сингулярні площинні субструктури (**ІСГСП**), зокрема формалізовані за необхідності згідно з вищенаведеними підходами субструктури, що характеризують геологічні, гідрогеологічні, інженерно-геологічні, рельєфотвірні, ґрунтові та інші, в т.ч. комбіновані за атрибутами, особливості регіону.

По-друге, **(квазі)природну сингулярну мережну біоцентричну субструктуру (СГСМ_{кп})** можна ототожнити з реконструйованими (скрізь далі в значенні ретроспективного відтворення рис "неантропізованої" будови, див. нашу працю [9]) елементами **(квазі)природної біоцентрично-сітьової ЛТС** регіону (див. [12]) (**БСЛТС_{кп}**), а отже з біоцентрами (**БЦ_{кп}**), біокоридорами (**БК_{кп}**) та інтерактивними елементами (**ІЕЛ_{кп}**), звідки матимемо відповідно формалізований запис

$$\{СГСМ_{кп}\} \equiv \{БСЛТС_{кп}\} \in \{БЦ_{кп} \cap БК_{кп} \cap ІЕЛ_{кп}\}, \quad (27)$$

$$\begin{aligned} D \{СГСМ_{кп}\} &\equiv D \{БСЛТС_{кп}\} = \{БСЛТС_{кп}(\omega_{БСЛТС_{кп}}, R_{БСЛТС_{кп}}, t)\} = \\ &= \{БЦ(\omega_{БЦ_{кп}}, R_{БЦ_{кп}}, t) \cup БК(\omega_{БК_{кп}}, R_{БК_{кп}}, t) \cup ІЕЛ(\omega_{ІЕЛ_{кп}}, R_{ІЕЛ_{кп}}, t)\}, \quad (28) \end{aligned}$$

де $\omega_{БСЛТС_{кп}} \dots \omega_{ІЕЛ_{кп}}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (27); $R_{БСЛТС_{кп}} \dots R_{ІЕЛ_{кп}}$ – просторові субобласті цих субполів з огляду на те, що $R_{БСЛТС_{кп}} \neq R$.

По-третє, ми будемо оперувати з **(квазі)природною інтегрованою мережною біоландшафтною субструктурою (ІСМ_{кп})**, яку можна ототожнити з сукупністю мережно поєднаних елементів **(квазі)природної біоландшафтної територіальної структури (БІЛТС_{кп})** регіону. Під останньою будемо розуміти (на розвиток концепції наших праць [1, 18]) мережну структуру біоландшафтного різноманіття, за елементи ((квазі)геосистеми) якої правлять поєднані між собою реконструйовані фрагменти синергічно інтегрованих певних складників ландшафтних і басейнових субструктур і (квазі)природної біоцентрично-сітьової ЛТС з урахуванням загального тла (квазі)природних сингулярних площинних субструктур. При цьому, з одного боку, зважаючи "регіональність" модельної екомережі, до щойно зазначених складників належать, насамперед, геосистеми підурочищ і урочищ і поєднань басейнових морфологічно-позиційних субструктур (терасово-заплавні, заплавно-руслові тощо) та/або відповідні частини таких геосистем. З іншого боку, власне (квазі)геосистемами **БІЛТС_{кп}** є **регіональні (квазі)природні ядра (КПЯ) та коридори (КПКР) біоландшафтного різноманіття (або ядра та коридори БІЛТС_{кп})**, які правлять за **(квазі)природний (реконструйований) каркас біоландшафтного різноманіття (РКБР_{рме})** обраного для моделювання екомережі регіону. Звідси

$$\{ІСМ_{кп}\} \equiv \{БІЛТС_{кп}\} \in \{ПУГ \cap УРГ \cap (\cup) ПМПС \cap БСЛТС_{кп}\} \vee \{СГСП\}, \quad (29)$$

$$\{БІЛТС_{кп}\} \equiv \{РКБР_{рме}\} \in \{КПЯ \cap КПКР\} \vee \{СГСП\}, \quad (30)$$

$$\begin{aligned} D \{БІЛТС_{кп}\} &\equiv D \{РКБР_{рме}\} = \{БІЛТС_{кп}(\omega_{БІЛТС_{кп}}, R_{БІЛТС_{кп}}, t)\} = \\ &= \{РКБР_{рме}(\omega_{РКБР_{рме}}, R_{РКБР_{рме}}, t)\} = \\ &= \{КПЯ(\omega_{КПЯ}, R_{КПЯ}, t) \cap КПКР(\omega_{КПКР}, R_{КПКР}, t)\} \vee \{СГСП(\omega_{СГСП}, R_{СГСП}, t)\}, \quad (31) \end{aligned}$$

де $\omega_{БЛТС_{КП}} \dots \omega_{СГСП}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (29)-(30); $R_{БЛТС_{КП}} \dots R_{СГСП}$ – просторові субобласті цих субполів, зважаючи на те, що $R_{БЛТС_{КП}} \neq R$ тощо (див. попередні моделі).

Природно-антропогенну та антропогенну структури (підсистеми) регіону моделювання екомережі доцільно спільно розглядати, з певним спрощенням у порівнянні з КПРМ, як **регіональну функціональну структуру природокористування (РФСП)** (за аналогією до нашої праці [11]) з поділом останньої на **природно-антропогенні та антропогенні регіональні функціонально-природокористувальні субструктури (РФПС)** (точкові, лінійні, площинні, комбіновані, просторові високого рівня тощо, див. нашу працю [15]) згідно з головним видом природокористування. До складу РФПС можуть входити, за їхньої наявності в регіоні моделювання, такі субструктури (підсистеми), як агропромислові (**АВС**), промислові (**ПРС**), селитебні (**СЕС**), транспортні (**ТРС**), природоохоронні (**ПОС**) та полірекреаційні (**ПЛС**) з вирізненням, за необхідності, різновидів цих підсистем різного рангу, а отже

$$\begin{aligned} \{ПАРМ \cup АРМ\} \in \{РФСП\} \in \\ \in \{РФПС\} \in \{АВС \cup ПРС \cup СЕС \cup ТРС \cap ПРС \cup ПОС\}, \end{aligned} \quad (32)$$

$$\begin{aligned} D \{РФПС\} = \{РФПС((\omega_{РФПС}), R_{РФПС}, t)\} = \\ = \{(АВС(\omega_{АВС}, R_{СЕС}, t) \cup ПРС((\omega_{ПРС}), R_{ПРС}, t) \cup \\ \cup СЕС(R_{СЕС}, t) \cup ТРС(R_{ТРС}, t) \cup ПОС(\omega_{ПОС}, R_{ПОС}, t)) \cap ПРС(\omega_{ПРС}, R_{ПРС}, t)\}, \end{aligned} \quad (33)$$

де $\omega_{РФПС} \dots \omega_{ПРС}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (32); $R_{РФПС} \dots R_{ПРС}$ – просторові субобласті цих і "антропогенно"-детермінованих субполів за (32) з огляду на те, що $R_{РФПС} \equiv R$.

Згідно з спрямованістю наших досліджень, розглянемо вибірково подальший поділ **природоохоронних субструктур у** (32). Таким чином, до їхнього складу увійдуть регіональні субструктури-складники, такі як об'єктів природно-заповідного фонду (від природних заповідників до парків-пам'яток садово-паркового мистецтва) (**ПЗФС**), біотично-охоронні (**БОС**), інші спеціальні охоронні (водоохоронні, санітарні, лісгосподарсько-охоронні, рибгосподарсько-охоронні, охорони водно-болотних угідь чи культурної спадщини тощо) (**ІСОС**) та екомережні (**ЕМС**) субструктури. При цьому, до складу біотично-охоронних субструктур доцільно віднести ті, що задаються електронними варіантами Червоної та Зеленої книг України ([16, 17]), а саме субструктури "червонокнижних" видів тварин (**ЧВТС**) і рослин (**ЧВРС**) і "зеленокнижних" рослинних асоціацій (**ЗРАС**), а отже, в цілому

$$\{ПОС\} \in \{ПЗФС \cap (\cup) БОС \cup (\cap) ІСОС \cap (\cup) ЕМС\}, \quad (34)$$

$$\begin{aligned} D \{ПОС\} = \{ПОС(\omega_{ПОС}, R_{ПОС}, t)\} = \\ = \{ПЗФС(\omega_{ПЗФС}, R_{ПЗФС}, t) \cap (\cup) БОС(\omega_{БОС}, R_{БОС}, t) \cup (\cap) \\ \cup (\cap) ІСОС(\omega_{ІСОС}, R_{ІСОС}, t) \cap (\cup) ЕМС(\omega_{ЕМС}, R_{ЕМС}, t)\}, \end{aligned} \quad (35)$$

$$\{БОС\} \in \{ЧВТС \cap (\cup) ЧВРС \cap (\cup) ЗРАС\}, \quad (36)$$

$$\begin{aligned} D \{БОС\} = \{БОС(\omega_{БОС}, R_{БОС}, t)\} = \{ЧВТС(\omega_{ЧВТС}, R_{ПЗФС}, t) \cap \\ (\cup) ЧВРС(\omega_{ЧВРС}, R_{ЧВРС}, t) \cup (\cap) ЗРАС(\omega_{ЗРАС}, R_{ЗРАС}, t)\}, \end{aligned} \quad (37)$$

де $\omega_{\text{Пос}} \dots \omega_{\text{ЗРАС}}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (34) і (36); $R_{\text{Пос}} \dots R_{\text{ЗРАС}}$ – просторові субобласті цих субполів з огляду на те, що $R_{\text{Пос}} \neq R$ і ін., і на те, що субструктури БОС задаються як точковими та площинними просторовими об'єктами, так і угрупованнями таких об'єктів [1, 15, 18].

Екомережні ж субструктури у (34) будуть відповідати загальному запису

$$\{EMS\} \in \{HLEM \cap (\cup) ISM_{APA} \cap (\cup) MEM\}, \quad (38)$$

а отже містити:

1) субструктури елементів національної (міжрегіональної) та локальних екомереж (**HLEM**) у регіоні моделювання із зважанням на рівень реалізації природоохоронного статусу цих елементів (запроектований, частково реалізований, реалізований тощо);

2) **актуальну природно-антропогенну** (слабко антропізовану й зредуковану за складом) **інтегровану мережну біоландшафтну субструктуру регіону** (ISM_{APA}), яка тотожна вже його **актуальній природно-антропогенній біоландшафтній територіальній структурі** ($БИЛТС_{APA}$) (див. попередній текст стосовно (29)-(31)). А отже, за (квазі)геосистеми останньої правлять вже поєднані та/або, частіше, роз'єднані між собою лише ті, що збереглися (насамперед "за сприяння" людини) в близькому до природного стані в умовах антропогенного тиску та дії структуро-деструкційних природних чинників, та/або вже відновлені фрагменти синергічно інтегрованих певних компонентів (квазі)природної структури RME , а саме ландшафтних і басейнових субструктур ($ПУГ_{APA}$, $УРГ_{APA}$ і $ПМПС_{APA}$) і актуальної природно-антропогенної біоцентрично-сітьової ЛТС ($БСЛТС_{APA}$), а також відповідні складники природоохоронних субструктур **ПЗФС**, **БОС** і **ІСОС**, зважаючи й на загальний склад інших елементів регіональної функціональної структури природокористування (див. (32)-(33)). Тобто, (квазі)геосистемами $БИЛТС_{APA}$ є **регіональні актуальні природно-антропогенні ядра** (**АПАЯ**) та **коридори** (**АПАКР**) біоландшафтного різноманіття (або **ядра** та **коридори** $БИЛТС_{APA}$), які утворюють той, що зберігся в близькому до природного стані, **актуальний каркас біоландшафтного різноманіття** ($АКБР_{RME}$) визначеного для моделювання екомережі регіону. Звідси

$$\{ISM_{APA}\} \equiv \{БИЛТС_{APA}\} \in \{ПУГ_{APA} \cap УРГ_{APA} \cap (\cup) ПМПС_{APA} \cap БСЛТС_{APA} \cap \cap ПЗФС \cap БОС \cup ІСОС\} \forall \{РФПС - ПОС\}, \quad (39)$$

$$\{БИЛТС_{APA}\} \equiv \{АКБР_{RME}\} \in \{АПАЯ \cap АПАКР\} \forall \{РФПС - ПОС\}, \quad (40)$$

$$\begin{aligned} D \{БИЛТС_{APA}\} &\equiv D \{АКБР_{RME}\} = \{БИЛТС_{APA}(\omega_{БИЛТС_{APA}}, R_{БИЛТС_{APA}}, t)\} = \\ &= \{АКБР_{RME}(\omega_{АКБР_{RME}}, R_{АКБР_{RME}}, t)\} = \\ &= \{АПАЯ(\omega_{АПАЯ}, R_{АПАЯ}, t) \cap АПАКР(\omega_{АПАКР}, R_{АПАКР}, t)\} \forall \\ &\forall \{РФПС ((\omega_{РФПС}), R_{РФПС}, t) - ПОС(\omega_{ПОС}, R_{ПОС}, t)\}, \end{aligned} \quad (41)$$

де $\omega_{БИЛТС_{APA}} \dots \omega_{\text{Пос}}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур за (39)-(40); $R_{БИЛТС_{APA}} \dots R_{\text{Пос}}$ – просторові субобласті цих субполів, зважаючи на те, що $R_{БИЛТС_{APA}} \neq R$ тощо (див. попередні моделі).

3) власне **регіональну екомережу, що моделюється** (**MEM**). Під нею (на розвиток [1, 18]) загалом буде розумітися, з одного боку й насамперед, обґрунтована за складом і модельно об'єднана в мережу сукупність

(квазі)геосистем актуальної природно-антропогенної та/або (квазі)природної біоландшафтно-територіальної структури, початково ідентифікованих і остаточно обраних за заданою системою критеріїв аналізу біоландшафтного різноманіття з метою поточного або перспективного збереження та/або ренатуралізувального реставрування й охорони цих (квазі)геосистем як екомережних складників. З іншого боку, до складу *МЕМ* може бути додатково модельно залучено й сукупність нових штучних, передбачених для створення, елементів природоохоронних субструктур (як ядер-складників або коридорів-складників *ПОС_{дод}*), які можуть і мають забезпечувати оптимальний склад і сформованість майбутньої екомережі (наприклад, нові штучні лісосмуги вздовж меліоративних каналів як коридори біорізноманіття – складники *ПОС_{дод}*, біоплато як штучні ядра біорізноманіття – складники *ПОС_{дод}* тощо). Обидві щойно зазначені сукупності спільно призначено для забезпечення реалізації й усталеного функціонування **оптимально сформованого** (відновленого й додатково створеного) **каркаса біоландшафтного різноманіття регіону (*ОСКБР_{РМЕ}*)**, який за структурою є максимально можливо (бажано) наближеним до (квазі)природного такого каркасу з урахуванням реальної регіональної геоecологічної ситуації та потреби в оптимальній будові й сформованості майбутньої екомережі. При цьому за власне **структурні елементи ((квазі)геосистеми) модельної екомережі** будуть правити її **регіональні екомережні ядра (*ЕМЯ*) й коридори (*ЕМКР*)**, а також їхні **буферні зони (*БУЗ*)**, а отже

$$\{MEM\} \in \{БІЛТС_{АПА} \cap (\cup) БІЛТС_{КП} \cup ПОС_{дод}\} \in \{ЕМЯ \cup ЕМКР \cup БУЗ\} = \\ = \{ОСКБР_{РМЕ}\} \forall \{lim (ОСКБР_{РМЕ}) = (РКБР_{РМЕ} \cup ПОС_{дод})\}, \quad (42)$$

$$D \{MEM\} = \{MEM(\omega_{MEM}, R_{MEM}, t)\} = \\ = \{ЕМЯ(\omega_{ЕМЯ}, R_{ЕМЯ}, t) \cup ЕМКР(\omega_{ЕМКР}, R_{ЕМКР}, t) \cup БУЗ(\omega_{БУЗ}, R_{БУЗ}, t)\} = \\ = \{ОСКБР_{РМЕ}(\omega_{ОСКБР_{РМЕ}}, R_{ОСКБР_{РМЕ}}, t)\} \forall \\ \forall \{lim (ОСКБР_{РМЕ}(\omega_{ОСКБР_{РМЕ}}, R_{ОСКБР_{РМЕ}}, t)) = \\ = (РКБР_{РМЕ}(\omega_{РКБР_{РМЕ}}, R_{РКБР_{РМЕ}}, t) \cup ПОС_{дод}(\omega_{ПОС_{дод}}, R_{ПОС_{дод}}, t))\}, \quad (43)$$

де $\omega_{MEM} \dots \omega_{ПОС_{дод}}$ – кількості фіксацій випадкових субполів відповідних субструктур і елементів за (42); $R_{MEM} \dots R_{ПОС_{дод}}$ – просторові субобласті цих субполів і елементів.

Стисло зупинимось на дещо модифікованих у порівнянні з [1, 18], з огляду на вищенаведені положення, **дефініціях структурних елементів регіональної екомережі, що моделюється**. Таким чином:

1) **регіональне екомережне ядро** (інколи, скорочено, **екоядро, *ЕМЯ***) – це ядро *БІЛТС_{АПА}* та/або *БІЛТС_{КП}* (чи ядро-складник *ПОС_{дод}*), обране як модельний елемент регіональної екомережі у вигляді її ядра з огляду на те, що властивості такого ядра за біоекосистемними, геосистемними та комплексними ознаками біоландшафтного різноманіття істотно регіонально вирізняються та є значущими й особливо цінними для функціонування оптимально сформованого каркаса біоландшафтного різноманіття регіону. Основними атрибутами екоядра є: сингулярна або інтегрована типовість ("еталонність") і/або унікальність для регіону головних ознак зазначеного різноманіття; цінність генофонду; високий ступінь біоландшафтно-натуральності; рівень стану (або технологічних рішень щодо нього), який забезпечує актуальну та/або перспективну можливість збереження та/або відновлення чи підтримання (при створенні) визначальних біоландшафтно-

різноманітних властивостей; супутні до вже зазначених і інші атрибути (зокрема, різноманітність едафічних умов і їхня привабливість для типових і/або рідких і тих, що зникають, регіональних біовидів і біоугруповань, достатність розмірів для виконання відповідних каркасотвірних функцій тощо);

2) **регіональний екомережний коридор** (інколи, скорочено, **екокоридор**, **ЕМКР**) – це коридор *БІЛТС_{АПА}* та/або *БІЛТС_{КП}* (чи коридор-складник *ПОС_{дод}*), визначений як модельний елемент екомережі у вигляді її коридору, зважаючи на те, що такий коридор є суттєво необхідним для підтримки регіональних просторових зв'язків між екоядрами та функціонування оптимально сформованого регіонального каркаса біоландшафтного різноманіття як мережного утворення в цілому, а також виконує певні регіонально значущі функції відтворення та охорони довкілля. Основними атрибутами екокоридору є: висока міра біоландшафтної натуральності; достатність ширини й протяжності та сприятливість едафічних особливостей для ефективного забезпечення потрібних функцій міграції та розселення біовидів і обміну їхнім генофондом; відсутність бар'єрів, що є непереборними для виконання таких функцій; адекватність едафічних умов або типу біоугруповань екокоридору таким же характеристикам екоядер, які від поєднує; рівень стану, достатній для збереження та/або відновлення чи створення як елемента екомережі; супутні та інші, зокрема спільні з екоядрами, корисні для довкілля та людини властивості, такі як естетичні тощо;

3) **буферна зона (БУЗ) елемента регіональної екомережі** (екоядра чи екокоридору, тобто $\{БУЗ\} \in \{БУЗ_{ЕМЯ}, БУЗ_{ЕМКР}\}$) – змодельована навколо такого елемента захисна межева субструктура (див. нашу монографію [10]) у вигляді вимірного (нормативного) буфера (див. [15]) з відповідним спеціальним режимом природокористування для забезпечення виконання основної функції – обмеження та подальшого зниження, аж до повної ліквідації, несприятливого для стану та статусу екоядра чи екокоридору зовнішнього впливу прилеглих до них функціонально-природокористувальних субструктур (крім, зрозуміло, природоохоронних, див. (32)). Основними атрибутами буферної зони є: достатність ширини та/або площі для ефективної реалізації заданих буферно-захисних функцій; реальність чинного або перспективного виконання таких функцій з огляду на рівень стану та склад об'єктів тощо у власних межах; системна сполучність як з об'єктами захисту (екоядрами й екокоридорами), так і з зовнішніми субструктурами, вплив яких на екомережу має бути знижено чи ліквідовано; інші корисні межові властивості (див. [10]). Слушним під час визначення буферних зон може стати використання певних принципів класифікації ландшафтних меж, запропонованих у нашій праці [19]. Згідно з ними, по-перше, *БУЗ* можна одразу кваліфікувати як природно-антропогенну, суходільну або суходільно-акваторійну, структуро-розподільну, зазвичай поліморфну ландшафтну межу. По-друге, подальша типологічна деталізація буферних зон з метою їхнього коректного моделювання залежить від реальної геоекологічної ситуації, згідно з чим ці зони може бути змодельовано як клінальні або геотонні (континуальні, синергічні чи стріальні), бар'єрно-переборні, бар'єрно-непереборні чи мембранні тощо (див. [10, 19]). Такі міркування, до речі, одночасно можуть правити за підґрунтя удосконалення підходів до класифікації буферних зон, орієнтовно наведених нами в [1, 18].

В усіх випадках слід мати на увазі, що під час моделювання регіональної екомережі її щойно означені екоядра й екокоридори підлягають певному модельному обиранню й аналізу як можливі, а згодом остаточні основні структурні екомережні елементи з подальшим поділом їх на першочергові й перспективні з відповідними *БУЗ* (див. далі), що концептуально відрізняється від наших розробок

[1, 18] тощо, де вирізнялися т.зв. екомережні зони потенційної ренатуралізації як основний, а не другопорядковий за змістом і черговістю вибору, елемент екомережі.

У цілому ж, з огляду на вищенаведені засновки, **алгоритм моделювання регіональної екомережі** містить низку критеріально обумовлених операцій, реалізацію яких спрямовано на послідовне (поетапне) створення, узгодження й трансформацію визначених модельних структур регіону моделювання екомережі з одночасним створенням і інформаційним насиченням відповідних зазначеним структурам блоків електронної бази даних (ЕБД) "Екомережа регіону". До таких модельних структур належать:

1) **модельна структура МС-1**, яка є наслідком задавання меж досліджуваного регіону, що є окремою змістовою задачею, й у цілому відповідає запису

$$\{МС-1\} \equiv \{R\} \in \{R_{КПРМ} \cap (R_{ПАРМ} \cup R_{АРМ})\}; \quad (44)$$

2) **модельна структура МС-2**, яка містить набір певних упорядкованих (квазі)природних сингулярних субструктур згідно з моделлю

$$\{МС-2\} \in \{КПРМ(\omega_{КПРМ}, R_{КПРМ}, t) - (БІЛТС_{КП}(\omega_{БІЛТС_{КП}}, R_{БІЛТС_{КП}}, t))\}; \quad (45)$$

3) **модельна структура МС-3** як **модельна структура "каркасної" реконструкції біоландшафтного різноманіття та початкового обирання можливих елементів МЕМ**, що адекватно запису

$$\begin{aligned} \{МС-3\} \in \{БІЛТС_{КП}(\omega_{БІЛТС_{КП}}, R_{БІЛТС_{КП}}, t)\} &= \{РКБР_{МЕ}(\omega_{РКБР_{МЕ}}, R_{РКБР_{МЕ}}, t)\} = \\ &= \{КПЯ(\omega_{КПЯ}, R_{КПЯ}, t) \cap КПКР(\omega_{КПКР}, R_{КПКР}, t)\} \equiv \\ &\equiv \{ЕМЯ_{МКП}(\omega_{ЕМЯ_{МКП}}, R_{ЕМЯ_{МКП}}, t) \cup ЕМКР_{МКП}(\omega_{ЕМКР_{МКП}}, R_{ЕМКР_{МКП}}, t)\}; \quad (46) \end{aligned}$$

де $ЕМЯ_{МКП}(\omega_{ЕМЯ}, R_{ЕМЯ}, t)$ і $ЕМКР_{МКП}(\omega_{ЕМКР}, R_{ЕМКР}, t)$ – перша сукупність можливих екоядер і екокоридорів **МЕМ**, за які правлять модельно реконструйовані ядра та коридори **БІЛТС_{КП}**;

4) **модельна структура МС-4** як **модельна структура антропізації регіону**, подана як

$$\{МС-4\} \in \{РФПС((\omega_{РФПС}), R_{РФПС}, t) - БІЛТС_{АПА}(\omega_{БІЛТС_{АПА}}, R_{БІЛТС_{АПА}}, t) - МЕМ(\omega_{МЕМ}, R_{МЕМ}, t)\}; \quad (47)$$

5) **модельна структура МС-5** як **модельна структура актуалізації каркасних (квазі)геосистем біоландшафтного різноманіття та подальшого вибору можливих елементів МЕМ**, що адекватно запису

$$\begin{aligned} \{МС-5\} \in \{БІЛТС_{АПА}(\omega_{БІЛТС_{АПА}}, R_{БІЛТС_{АПА}}, t)\} &= \{АКБР_{МЕ}(\omega_{АКБР_{МЕ}}, R_{АКБР_{МЕ}}, t)\} = \\ &= \{АПАЯ(\omega_{АПАЯ}, R_{АПАЯ}, t) \cap АПАКР(\omega_{АПАКР}, R_{АПАКР}, t)\} \equiv \\ &\equiv \{ЕМЯ_{МАПА}(\omega_{ЕМЯ_{МАПА}}, R_{ЕМЯ_{МАПА}}, t) \cup ЕМКР_{МАПА}(\omega_{ЕМКР_{МАПА}}, R_{ЕМКР_{МАПА}}, t)\} \forall \\ &\quad \forall \{МС-3\}; \quad (48) \end{aligned}$$

де $ЕМЯ_{МАПА}(\omega_{ЕМЯ}, R_{ЕМЯ}, t)$ і $ЕМКР_{МАПА}(\omega_{ЕМКР}, R_{ЕМКР}, t)$ – друга сукупність можливих екоядер і екокоридорів **МЕМ**, якими є модельно вирізнені ядра та коридори **БІЛТС_{АПА}**;

6) **модельна структура МС-6** як модельна структура аналізу рівня природно-каркасної значущості та рівня стану обох сукупностей можливих екоядер і екокоридорів *МЕМ* за (47) – (48) і обирання першої сукупності остаточних (основних) екоядер і екокоридорів цієї екомережі відповідно до запису

$$\begin{aligned} \{МС-6\} \in & \{(ЕМЯ_{МКП}(w_{ЕМЯ}, R_{ЕМЯ}, t) \cup ЕМКР_{МКП}(w_{ЕМКР}, R_{ЕМКР}, t)) \cap (\cup) \\ & \cap (\cup) (ЕМЯ_{МАПА}(w_{ЕМЯ}, R_{ЕМЯ}, t) \cup ЕМКР_{МАПА}(w_{ЕМКР}, R_{ЕМКР}, t)) \cap \\ & \cap (РФПС((w_{РФПС}), R_{РФПС}, t) - ПОС(w_{ПОС}, R_{ПОС}, t))\} = \\ & = \{(МС-3) \cap (\cup) (МС-5) \cap (МС-4)\} \equiv \\ & \equiv \{ЕМЯ_{ОСТ,О,1}(w_{ЕМЯ_{ОСТ,О,1}}, R_{ЕМЯ_{ОСТ,О,1}}, t) \cup \\ & \cup ЕМКР_{ОСТ,О,1}(w_{ЕМКР_{ОСТ,О,1}}, R_{ЕМКР_{ОСТ,О,1}}, t)\} ; \end{aligned} \quad (49)$$

7) **модельна структура МС-7** як модельна структура створення першого варіанта оптимально сформованого каркаса біоландшафтного різноманіття регіону шляхом додавання й узгодження з МС-6 необхідних елементів *ПОС*_{дод} і розрахунку, хоча б орієнтовного, відповідних буферних зон (що може теж далі вплинути на рішення за (50)), а отже за адекватності запису

$$\begin{aligned} \{МС-7\} \in & \{(МС-6) \cup ПОС_{дод}(w_{ПОС_{дод}}, R_{ПОС_{дод}}, t) \cup БУЗ(w_{БУЗ}, R_{БУЗ}, t)\} \equiv \\ & \equiv \{ОСКБР_{РМЕ}(w_{ОСКБР_{РМЕ}}, R_{ОСКБР_{РМЕ}}, t)\}_{ВАР1} ; \end{aligned} \quad (50)$$

8) **модельна структура МС-8** як модельна структура створення другого варіанта оптимально сформованого каркаса біоландшафтного різноманіття регіону шляхом поділу екоядер і екокоридорів з їхніми буферними зонами за (50) на першочергові (з індексом "пш") й перспективні (з індексом "пп"), зокрема й з огляду на загальне планування й реалізацію природоохоронних заходів у регіоні, в т.ч. щодо *НЛЕМ*, а отже за відповідності запису

$$\begin{aligned} \{МС-8\} \equiv & \{ОСКБР_{РМЕ}(w_{ОСКБР_{РМЕ}}, R_{ОСКБР_{РМЕ}}, t)\}_{ВАР2} \in \\ & \in \{(ЕМЯ_{ПШ}(w_{ЕМЯ_{ПШ}}, R_{ЕМЯ_{ПШ}}, t) \cup \\ & \cup ЕМКР_{ПШ}(w_{ЕМКР_{ПШ}}, R_{ЕМКР_{ПШ}}, t) \cup БУЗ_{ПШ}(w_{БУЗ_{ПШ}}, R_{БУЗ_{ПШ}}, t) \cup \\ & \cup (ЕМЯ_{ПП}(w_{ЕМЯ_{ПП}}, R_{ЕМЯ_{ПП}}, t) \cup \\ & \cup ЕМКР_{ПП}(w_{ЕМКР_{ПП}}, R_{ЕМКР_{ПП}}, t) \cup БУЗ_{ПП}(w_{БУЗ_{ПП}}, R_{БУЗ_{ПП}}, t))\} . \end{aligned} \quad (51)$$

Подальші операції з моделювання регіональної екомережі може бути зумовлено необхідністю вирізнення підсистем змодельованої за (51) регіональної екомережі, регіональних і підсистемних "ключових" екоядер, підсистемосполучних і ймовірних регіоносполучних екокоридорів тощо (див. [1, 18]).

Крім того, по-перше, потребує удосконалення, в порівнянні з [1, 18], систематизації критеріїв аналізу біоландшафтного різноманіття, з огляду на поділ їх на критерії індикації, ідентифікації й рівня природно-каркасної значущості (квазі)геосистем цього різноманіття та критерії рівня стану об'єктів моделювання регіональної екомережі, в аспекті особливостей застосування цих критеріїв стосовно модельних структур за (45) – (50). По-друге, відповідно має бути модифіковано й геоінформаційно-технологічні підходи до реалізації запропонованого алгоритму моделювання регіональної екомережі.

Висновки та перспективи досліджень.

1. Розвинено концептуальні підвалини математично-геоінформаційного моделювання регіональної екологічної мережі, створення якої належить наразі до одного з найбільш поступальних природоохоронних заходів. При цьому запропоновано способи формалізованого структурування регіону, обраного для моделювання екомережі, з його вихідним поділом на (квазі)природну, природно-антропогенну й антропогенну структури та їхнім подальшим диференціюванням на субструктури й модельним задаванням динаміки цих субструктур.

2. (Квазі)природна структура регіону поділяється на (квазі)природні сингулярні субструктури – площинні (ландшафтні, фізико-географічні, басейнові, позиційно-динамічні, геоботанічні, зоогеографічні та інші) й мережну біоцентричну, а також на інтегровану мережну біоландшафтну субструктуру, що дозволяє модельно відтворювати елементи (ядра й коридори) (квазі)природного (реконструйованого) каркаса біоландшафтного різноманіття.

3. Природно-антропогенна й антропогенна структури регіону ототожнюються з регіональною функціональною структурою природокористування з огляду на поділ останньої на функціонально-природокористувальні субструктури згідно з головним видом природокористування. Серед них особливе місце посідають природоохоронні субструктури – об'єктів ПЗФ, біотично-охоронні, інші спеціальні охоронні та екомережні. Останні, в свою чергу, диференціюються на субструктури елементів національної (міжрегіональної) та локальних екомереж, елементи (ядра й коридори) актуального каркаса біоландшафтного різноманіття та власне регіональну екомережу, що моделюється.

4. Модельна регіональна мережа тлумачиться, з одного боку й насамперед, як обґрунтована за складом і модельно об'єднана в мережу сукупність (квазі)геосистем актуальної природно-антропогенної та/або (квазі)природної біоландшафтно-територіальної структури, початково визначених і остаточно обраних за заданою системою критеріїв аналізу біоландшафтного різноманіття з метою поточного або перспективного збереження та/або ренатуралізувального реставрування й охорони цих (квазі)геосистем як екомережних складників. З іншого боку, до складу екомережі може бути додатково модельно залучено й сукупність нових штучних, передбачених для створення, елементів природоохоронних субструктур, які можуть і мають забезпечувати оптимальний склад і сформованість майбутньої екомережі.

5. Обидві, зазначені в п.4, сукупності спільно призначено для забезпечення реалізації й усталеного функціонування оптимально сформованого (відновленого й додатково створеного) каркаса біоландшафтного різноманіття регіону, який за структурою є максимально можливо (бажано) наближеним до (квазі)природного такого каркаса з урахуванням реальної регіональної геоекологічної ситуації та потреби в оптимальній будові й сформованості майбутньої екомережі. При цьому за власне структурні елементи ((квазі)геосистеми) модельної екомережі будуть правити її регіональні екоядра й екокоридори та їхні буферні зони. Ці екоядра й екокоридори підлягають певному модельному обиранню й аналізу як можливі а згодом остаточні основні структурні екомережні елементи з подальшим поділом їх на першочергові й перспективні з відповідними буферними зонами.

6. Розроблено алгоритм моделювання регіональної екомережі, який містить низку критеріально обумовлених операцій, реалізацію яких спрямовано на послідовне (поетапне) створення, узгодження й трансформацію визначених модельних структур регіону моделювання екомережі з одночасним створенням і

інформаційним насиченням відповідних зазначеним структурам блоків електронної бази даних (ЕБД) "Екомережа регіону".

7. Перспективами подальших досліджень є, по-перше, удосконалення систематизації критеріїв аналізу біоландшафтного різноманіття в аспекті особливостей застосування цих критеріїв стосовно відповідних запропонованому алгоритму модельних структур, по-друге, модифікація геоінформаційно-технологічних підходів до реалізації такого алгоритму, а також, по-третє, відпрацювання обґрунтованих модельних рішень на прикладі екомережі репрезентативного регіону.

Список літератури

1. *Самойленко В. М.* Геоінформаційне моделювання екомережі / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода. – К. : Ніка-Центр, 2006. – 224 с.
2. *Samoylenko V. M.* Procedure for geo-informative modeling of designed ecological network in river basins // Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management. UNESCO/WMO. – 2006. – XXIII. – CD. – 9 p.
3. *Самойленко В. М.* Теоретично-прикладні основи та способи геоінформаційного моделювання екомережі / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода // Географія в інформаційному суспільстві : зб. наук. праць у 4-х т. – К. : ВГЛ "Обрії", 2008. – Т. IV. – С. 60-62.
4. *Самойленко В. М.* Оптимізація вимірювання розрахункових показників при моделюванні басейнової екомережі / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – Т. 17. – С. 15-26.
5. *Самойленко В. М.* Тестування методики геоінформаційного математично-картографічного моделювання екомережі на прикладі басейну Росі / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода // Фізична географія та геоморфологія. – 2009. – Вип. 55. – С. 140-149.
6. *Самойленко В. М.* Критерії рівня природно-каркасної значущості та стану об'єктів моделювання екомережі в річкових басейнах / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3(20). – С. 8-21.
7. *Самойленко В. М.* Визначення розрахункових показників при моделюванні екомережі в басейнах річок на різних територіальних рівнях проектування / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода // Фізична географія та геоморфологія. – 2010. – Вип. 3(60). – С. 57-62.
8. *Самойленко В. М.* Гідроінвайронментологія: становлення і перспективи / В. М. Самойленко // Фізична географія та геоморфологія. – 2005. – Вип. 47. – С. 69-78.
9. *Самойленко В. М.* Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем / В. М. Самойленко, К. О. Верес. – К. : Ніка-Центр, 2007. – 296 с.
10. *Самойленко В. М.* Модельна ідентифікація берегових геосистем / В. М. Самойленко, І. О. Діброва. – К. : Ніка-Центр, 2012. – 328 с.
11. *Самойленко В. М.* Розвиток теоретично-прикладних основ моделювання стану геосистем басейнової ландшафтної територіальної структури: базові підходи та фазова стійкість / В. М. Самойленко, Д. В. Іванок // Фізична географія та геоморфологія. – 2012. – Вип. 1(65). – С. 6-25.
12. *Гродзинський М. Д.* Пізнання ландшафту: місце і простір : [у 2-х т.] / М. Д. Гродзинський. – К. : Київський університет, 2005. – Т. 1. – 431 с. ; Т. 2. – 503 с.
13. *Шищенко П. Г.* Принципы и методы ландшафтного анализа в региональном проектировании / П. Г. Шищенко. – К. : Фитосоциоцентр, 1999. – 284 с.
14. *Національний атлас України. Електронна версія* / Інститут географії НАНУ, "ІС ГЕО", ДНВП "Картографія", ДСГКК. – К., 2007.
15. *Самойленко В. М.* Географічні інформаційні системи та технології / В. М. Самойленко. – К. : Ніка-Центр, 2010. – 448 с.
16. *Червона книга України. Електронна база даних* / Грачов А. П. та ін. – К., 2002.
17. *Зелена книга України. Електронна база даних* / Грачов А. П. та ін. – К., 2001.
18. *Самойленко В. М.* Регіональні та локальні екомережі / В. М. Самойленко, Н. П. Корогода. – К. : Логос, 2013. – 192 с.
19. *Самойленко В. М.* Класифікація меж елементів позиційно-динамічної структури ландшафту / В. М. Самойленко, О. С. Маляренко // Фізична географія та геоморфологія. – 2013. – Вип. 3(71). – С. 62-72.

Розвиток концептуальних підвалин моделювання регіональної екологічної мережі

Самойленко В. М., Маляренко О. С.

Розвинено концептуальні підвалини математично-геоінформаційного моделювання регіональної екологічної мережі. Запропоновано новий алгоритм, згідно з яким екомережа послідовно моделюється з сукупності (квазі)геосистем актуальної природно-антропогенної та/або (квазі)природної біоландшафтної територіальної структури з додаванням нових штучних природоохоронних елементів. Результатом моделювання є оптимально сформований (відновлений і додатково створений) каркас біоландшафтного різноманіття регіону.

Ключові слова: біоландшафтна територіальна структура, (квазі)геосистема, регіональна екологічна мережа, моделювання, алгоритм.

Развитие концептуальных основ моделирования региональной экологической сети

Самойленко В. Н., Маляренко А. С.

Получили развитие концептуальные основы математико-геоинформационного моделирования региональной экологической сети. Предложено новый алгоритм, в соответствии с которым экологическая сеть последовательно моделируется из (квази)геосистем природно-антропогенной и/или (квази)природной биоландшафтной территориальной структуры с добавлением новых искусственных природоохранных элементов. Результатом моделирования является оптимально сформированный (восстановленный и дополнительно созданный) каркас биоландшафтного разнообразия региона.

Ключевые слова: биоландшафтная территориальная структура, (квази)геосистема, региональная экологическая сеть, моделирование, алгоритм.

Development of conceptual bases for regional ecological network modeling

Samoylenko V. M., Malyarenko O. S.

It was developed the conceptual bases for regional ecological network mathematical-geo-informative modeling. It was proposed the new algorithm, according to which ecological network has to be simulated from set of quasi-geosystems of actual natural-anthropogenic and/or (quasi)natural bio-landscape territorial structure with extension by new artificial environmental elements. Modeling result is optimal generated (restored and additionally created) frame of regional bio-landscape diversity.

Keywords: bio-landscape territorial structure, quasi-geosystem, regional ecological network, modeling, algorithm.

Надійшла до редколегії 05.03.2014

УДК 556.012

Горбачова Л.О.

Український гідрометеорологічний інститут ДСНС України та НАН України, м. Київ

МЕТОДИЧНІ ПІДХОДИ ЩОДО ОЦІНКИ ОДНОРІДНОСТІ І СТАЦІОНАРНОСТІ ГІДРОЛОГІЧНИХ РЯДІВ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

Ключові слова: методика; стаціонарність; однорідність; гідрологічні ряди; статистичні критерії; гідролого-генетичні методи

Вступ. Вчені в усьому світі досліджують вплив змін клімату на водний стік річок. Виконується достатньо багато різноманітних наукових проєктів. У сучасних гідрологічних дослідженнях найбільше застосування отримали саме статистичні методи. Однак, формування водного стоку є надзвичайно складним багатофакторним процесом, який на сучасному розвитку науки в світі майже неможливо повністю описати аналітичними методами. Зрозуміло, що застосування останніх до гідрологічної інформації вимагає введення певних припущень, спрощень, умовностей і т.п., що без сумніву призводить до нехтування впливом

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

деяких чинників формування водного стоку і, звичайно, відбивається на результатах статистичного аналізу [1].

Загальноживим методом при дослідженні впливу змін клімату на водний режим річок є поділ рядів спостережень на два періоди з подальшою оцінкою змін характеристик водного стоку в цих періодах. Зазвичай, використовують як періоди ті, що рекомендовані ВМО, так і ті, що визначені авторами самостійно [2-5]. І в першому, і в другому випадках такі періоди пов'язані зі зміною температури повітря. Періоди, які рекомендує ВМО, відносяться до кліматичної норми, яка встановлюється єдиною для всіх фізико-географічних зон на Земній кулі. Звичайно, такий підхід є дуже зручним при використанні (розрахунках), але зовсім не може відображати реальних коливань кліматичних показників у різних регіонах. Крім того, гідрологічні норми стоку є індивідуальними для кожної річки і розраховуються з врахуванням циклічних коливань водного стоку. У різних дослідників і періоди зовсім різні. Зрозуміло, що в природі, коли вже й відбуваються зміни, то вони мають тільки одну якусь точку відліку, яка, звісно, може змінюватися в залежності від фізико-географічних зон та місцевих особливостей району досліджень.

Зазвичай дослідження виконується з застосуванням одного, іноді двох статистичних методів. З одного боку такі підходи вважаються начебто прийнятними, але з іншого, це не дозволяє достовірно визначити причини порушення стаціонарності рядів спостережень, оскільки статистичні методи не враховують фізичних умов формування стоку річок. Зазвичай автори виявлену неоднорідність рядів пояснюють винятково впливом кліматичних змін [2-5].

Таким чином, в сучасних дослідженнях питанням достовірності отриманих оцінок належної уваги не приділяється. Сьогодні як в світі, так і в Україні майже не існує чітких методичних рекомендацій щодо отримання обґрунтованих і достовірних оцінок сучасних змін водних ресурсів в умовах кліматичних змін. Отже, поряд з питанням необхідності отримання кількісних величин змін водного стоку річок постає не менш важливе завдання щодо отримання саме достовірних оцінок таких змін. Зрозуміло, що зважаючи на те, що в світі застосовується чимала кількість методів, достовірні оцінки можна отримати шляхом розробки уніфікованих та обґрунтованих методів і методик.

Метою роботи є розробка методики оцінки стаціонарності і однорідності гідрологічних рядів, яка враховує їхні особливості і відповідно дозволяє отримувати більш обґрунтовані і достовірні оцінки.

Виклад основного матеріалу досліджень. Аналізуючи методичні надбання у світі щодо аналізу часових гідрологічних рядів можна зробити наступні висновки. Більшість країн світу користується методами і способами, які викладені в керівництві з гідрологічної практики ВМО [6]. Методичні підходи країн колишнього Радянського Союзу (розробник Державний гідрологічний інститут (ДГІ, м. Санкт-Петербург, Росія), а в теперішній час, країн СНД, дещо відрізняються, хоча й мають загальні риси [7-10]. Зазначимо, що в Україні також використовуються методичні розробки ДГІ, оскільки оновлення нормативних та методичних підходів не відбулося. Отже, до спільних підходів можна віднести переважаючу роль в дослідженнях виключно статистичних методів. Необхідно також зазначити, незважаючи на те, що методичні рекомендації ДГІ [9] містять інформацію про гідролого-генетичні методи оцінки часових рядів спостережень і навіть підкреслюють, що вони повинні застосовуватися разом зі статистичними методами, однак, в нормативних документах [8, 10] в явному виді це не прописано. Мабуть, саме це і є основною причиною того, що майже у всіх наукових

дослідженнях таке положення не виконується. Інша причина, може полягати в тому, що в тих же методичних рекомендаціях ДГІ не наведено жодного прикладу, що роботи у випадках, коли спостерігається явне протиріччя в оцінках однорідності за статистичними та гідролого-генетичними методами і, коли, і в яких випадках можуть виникати такі протиріччя. Аналіз наукових публікацій показує, що такі дослідження не виконувалися, окрім наших праць [11-17]. Рекомендації ДГІ щодо застосування гідролого-генетичних методів розроблені тільки для виявлення генетично неоднорідних вибірок. В керівництві з гідрологічної практики ВМО гідролого-генетичні методи взагалі не розглядаються. Розбіжності ж в методичних підходах ВМО та ДГІ полягають у тому, що за кордоном зазвичай рекомендують використовувати статистичні непараметричні методи (не залежать від законів розподілу), а ДГІ – навпаки параметричні, адаптуючи їх до гідрологічних рядів.

У гідрологічних дослідженнях за допомогою статистичних методів зазвичай вирішуються три основні задачі [1]:

- оцінка однорідності та стаціонарності часових рядів спостережень;
- визначення розрахункових характеристик різної ймовірності;
- моделювання та прогнозування характеристик.

При використанні статистичних методів гідрологічна інформація повинна відповідати певним вимогам. Так, емпіричні ряди спостережень повинні бути *випадковими, незалежними у часі, однорідними та стаціонарними* [6]. Крім того, бажано, щоб гідрологічні ряди ще й підпорядковувалися *нормальному закону розподілу*, оскільки більшість статистичних методів розроблена саме для цього закону. Також, більш достовірні оцінки можна отримати використовуючи тільки *тривалі ряди* (бажано 100 років і більше) спостережень. Розраховані ж статистики повинні мати такі необхідні властивості як *незміщеність, спроможність, ефективність, достатність* [1, 18]. У дослідженнях багатьох гідрологів світу доведено [1, 6-10, 19, 20 та ін.], що гідрологічні ряди не відповідають вищенаведеним вимогам.

Перевірку часових рядів на випадковість можна здійснити за критеріями випадковості, а саме критеріїв серій (загального числа серій та найбільшої довжини серій), кількості підвищень та знижень, кількості екстремумів [19]. Однак, такі критерії застосовуються до рядів спостережень, які мають нормальний закон розподілу. Гідрологічні ряди зазвичай не підпорядковуються цьому закону [1, 6-10, 19, 20 та ін.]. Мабуть саме тому, сьогодні керівництво з гідрологічної практики ВМО не наводить жодного статистичного методу, за допомогою якого можна було б визначити випадковість формування гідрологічних величин [6]. Гідрологічні величини не є незалежними у часі. Так, наприклад, у роботах Рождественського А.В. та ін., Robson A.J. at all [7, 21] показано, що гідрологічним рядам притаманні автокореляційні зв'язки.

За кордоном найбільш розповсюдженими методами оцінки однорідності і стаціонарності є непараметричні критерії. Серед них найбільш вживаними є тести Terry, Spearman, Wald-Wolfowitz, Mann–Kendall та ін. У керівництві з гідрологічної практики ВМО зазначено, що статистична перевірка часового ряду не завжди може надати достовірний результат і, саме тому, для отримання більш надійних результатів рекомендується використовувати декілька методів. При цьому, зрозуміло, що статистичні тести не повинні бути ідентичними, тобто мати однакові характеристики, а саме чутливість до закону розподілу, автокореляційних зв'язків і т.п. Однак, незважаючи на те, що непараметричні статистичні критерії є більш придатними до застосування у гідрологічних дослідженнях, все ж таки, вони мають

один суттєвий спільний недолік – не враховують довгоперіодичних циклічних коливань [6].

Найбільш розповсюдженими параметричними статистичними критеріями є критерії Фішера та Стюдента. Проте, застосування цих критеріїв передбачає, що ряд, який досліджується, має нормальний розподіл. Саме тому, керівництво з гідрологічної практики ВМО і не рекомендує їхнього застосовувати у гідрологічних дослідженнях. В світі адаптацією цих критеріїв до гідрологічних рядів, які мають зовсім інші закони розподілу довгий час займався і зараз займається виключно ДГІ. Фахівцями ДГІ [7-10] були розроблені *узагальнені критерії Фішера та Стюдента*, які й були внесені в нормативні документи, що й надало цим критеріям обов'язково статусу для застосування і, надалі, забезпечило широке використання у гідрологічних дослідженнях. Необхідно зазначити, що такі узагальнені критерії розроблені переважно за короткими рядами спостережень до 1975 р. включно. Незважаючи на те, що у Росії у 2004 році вийшов новий нормативний документ, в ньому оновлення цих критеріїв не відбулося. У нашій роботі [22] показано, що з моменту розробки узагальнених критеріїв тривалість рядів спостережень суттєво збільшилися (в двічі і більше), що призвело до зміни їхніх характеристик (середніх значень, коефіцієнтів варіації та асиметрії). Саме за цими параметрами і відбувалося моделювання рядів при розробці узагальнених критеріїв [7]. До того ж, для коротких рядів не притаманні прояви циклічних коливань, за винятком короткоперіодичних, але такі коливання не призводять до колізії, коли, як показано у роботі [12], за наявності тільки одного повного або майже завершеного циклу водності (наприклад, для пункту р. Студений – с. Верхній Студений) застосування критеріїв Фішера та Стюдента призводить фактично до порівняння дисперсій та середніх значень багатоводної та маловодної фаз, що є зовсім некоректно і призводить до отримання недостовірної оцінки – однорідні дані визнаються як неоднорідні. Крім того, незважаючи на значні зусилля по адаптації критеріїв Фішера та Стюдента до гідрологічних рядів, нові узагальнені критерії можуть працювати в досить обмеженому діапазоні. Так, наприклад узагальнений критерій Стюдента розроблявся для рядів з коефіцієнтом асиметрії від 0 до 4 [7]. Є ще один суттєвий недолік, цих узагальнених критеріїв. У роботі [12] показано, що гідрологічним рядам притаманні автокореляційні зв'язки вищих порядків, які виникають внаслідок циклічних коливань. Однак, узагальнені критерії враховують тільки автокореляцію суміжних років. Таким чином, враховуючи вищенаведене, вочевидь стає зрозумілим, що *узагальнені критерії Фішера та Стюдента* мають набагато більше недоліків, ніж переваг і зовсім не є придатними для оцінки однорідності і стаціонарності гідрологічних рядів.

В методичних рекомендаціях ДГІ [9] досить значна увага приділяється оцінці статистичної значимості лінійних трендів за методом Поляк І.І. [23]. Водночас зазначається, що такий метод застосовується для рядів, які мають нормальний закон розподілу [6, 9, 26]. Зрозуміло, що застосування цього методу до гідрологічних рядів, які мають зовсім інші закони розподілу навряд чи можуть надати достовірні результати. У наших роботах [11-17] показано, що статистично значимі тренди носять тимчасовий характер, оскільки вони пов'язані як з тривалістю спостережень, так і з довжиною окремих повних циклів та їхніх фаз водності. Направленість тренду залежить як від того в яку фазу водності були розпочаті спостереження, так і від того яку фазу водності охоплюють дані спостережень на момент виконання оцінки.

Таким чином, враховуючи вищенаведене, можна зробити наступні висновки:

- отримані різними методами різними авторами оцінки змін водних ресурсів річок України мають істотні розбіжності між собою за періодом настання змін, їхніми значеннями та тенденціями;

- зазвичай результати досліджень базуються на твердженні про порушення стаціонарності та однорідності рядів спостережень, при цьому оцінка стаціонарності і однорідності виконується з застосуванням одного або двох ідентичних статистичних методів;

- гідрологічні ряди мають наступні особливості – є залежними, мають закони розподілу, які відрізняються від нормального та мають довгоперіодичні циклічні коливання;

- зазвичай в дослідженнях використовуються тільки статистичні (параметричні та непараметричні) критерії оцінки однорідності та стаціонарності рядів, незважаючи на те, що їхнє застосування через особливості гідрологічних рядів є досить умовним;

- більшість дослідників виявлену неоднорідність або нестаціонарність рядів, на основі використання тільки статистичних методів, пояснюють виключно впливом кліматичних змін;

- найбільш поширеними статистичними критеріями, що застосовуються у вітчизняних дослідженнях є узагальнені критерії Стюдента і Фішера, які, також як і класичні, не є придатними для гідрологічних досліджень;

- методи виявлення часових трендів (параметричні і непараметричні) у рядах спостережень, які останнім часом є дуже популярними у дослідженнях, не можуть надати достовірної оцінки, оскільки вони не здатні враховувати циклічних коливань водного стоку річок;

- майже у всіх дослідженнях не виконується фізичного аналізу однорідності гідрологічних рядів.

Виходячи з цих висновків, можна припустити, що загальноновживані методичні підходи щодо оцінки однорідності і стаціонарності рядів спостережень, які базуються переважно на використанні як параметричних, так і непараметричних статистичних методах, не забезпечують обґрунтованих і достовірних оцінок.

Сучасні тенденції гідрологічних досліджень повертають дослідників до використання на деякий час забутого, внаслідок інтенсивного розвитку та застосування статистичних методів, географо-гідрологічного методу досліджень (Глушков В.Г., 1933 р.). Цей метод закладає підвалини генетичного аналізу дослідження гідрологічних об'єктів та явищ. Дмитрієва В.А. у роботі [24] пояснює повернення до методів, які вивчають на фізичному рівні закономірності умов формування водного стоку тим, що, перш за все, статистичні методи спрощують природу водного стоку, прив'язуючи його в залежність від одного, іноді двох-трьох чинників. Зрозуміло, що такий підхід не в змозі вирішити більшість задач гідрологічної науки.

Гідролого-генетичні методи оцінки однорідності і стаціонарності рядів розкривають фізичні причини неоднорідності. Існує значний перелік гідролого-генетичних прийомів та методів, які дозволяють виявити неоднорідність гідрологічних рядів. Основні з них наступні:

- побудова та аналіз сумарних кривих;
- побудова та аналіз різницево-інтегральних кривих гідрологічних та кліматичних характеристик;
- побудова та аналіз подвійних різницево-інтегральних кривих гідрологічних та кліматичних характеристик;

- побудова та аналіз суміщених хронологічних графіків гідрологічних характеристик для декількох пунктів, розташованих в межах однорідного гідрологічного району;
- побудова та аналіз графіків зв'язку гідрологічних характеристик для декількох пунктів, розташованих в межах однорідного гідрологічного району;
- побудова та аналіз графіків зв'язку гідрологічних характеристик та метеорологічних факторів стоку;
- побудова та аналіз кривих витрат води;
- побудова та аналіз комплексних графіків хронологічних коливань різних гідрометеорологічних характеристик та їхніх чинників.

У [11-13, 16, 17] показано, що при застосуванні комплексного аналізу, тобто декількох статистичних (узагальнені критерії Фішера та Стюдента, лінійної регресії) і гідролого-генетичних методів (сумарна та різницово-інтегральна криві, суміщені хронологічні графіки) одночасно, результати цих методів надають протилежні результати. При цьому, при застосуванні двох-трьох статистичних методів, які є ідентичними за своїми характеристиками, іноді, було отримано протилежні результати. В той же час, за гідролого-генетичними методами ряди спостережень виявилися однорідними і стаціонарними. Виявлена ж неоднорідність і нестаціонарність за статистичними методами є результатом наявності в рядах спостережень довгоперіодичних циклічних коливань, тобто виникає виключно внаслідок порівняння різних фаз водності, а не однонаправленої зміни умов формування водного стоку. Отже, головною причиною, непридатності застосування як непараметричних, так і параметричних статистичних методів дослідження однорідності і стаціонарності гідрологічних рядів є наявність циклічних довгоперіодичних коливань. Зрозуміло, що деякі дослідники намагаючись позбутися цієї особливості гідрологічних рядів пропонують виконувати ряд перетворень (вилучення трендів, перестановки блоків, «розшнурування вибірки») [6]. Однак, по-перше, це набагато ускладнює дослідження, а по-друге, виникають сумніви щодо достовірності отриманих оцінок після всіх цих перетворень. По-третє, такі підходи все одно не в змозі надати відповідь на причину виникнення порушень однорідності і стаціонарності часового ряду і вимагають від дослідника аналізу ряду спостережень іншими методами з залученням додаткової інформації. Отже, стає зрозумілим, що застосування громіздкого, зовсім невідповідного статистичного апарату для оцінки однорідності і стаціонарності гідрологічних рядів є абсолютно невиправданим.

Таким чином, враховуючи все вищевикладене, для отримання достовірних та обґрунтованих оцінок часових рядів була розроблена методика на основі діалектичного методу пізнання, а саме застосування гідролого-генетичних методів. Методику розроблено за принципом «від простого до складного». Виконаний аналіз гідролого-генетичних методів дозволив визначити обов'язковий і, в той же час, мінімальний набір методів, але який, по-перше, повністю забезпечує отримання достовірної оцінки, а по-друге, значно спрощує та прискорює дослідження. У складних випадках, а також для підтвердження та обґрунтування результатів запропоновано використовувати інші методи. Деякі з них потребують залучення додаткової інформації. Зауважимо, що остання не завжди є доступною для дослідника (відсутність електронної бази даних гідрометеорологічних характеристик в Україні, наявність доступу до архівної інформації тощо). З переходом до застосування генетичного аналізу в дослідженнях потребують уточнення такі поняття як однорідність і стаціонарність гідрологічної характеристики.

Під *однорідністю* часового ряду будемо розуміти – відсутність однонаправлених змін гідрологічної характеристики, яка відноситься до однієї генетичної вибірки (водопілля, дощові паводки і т.п.) з часом на фоні її тимчасової зміни (мінливості) внаслідок циклічних довгоперіодичних коливань. *Стаціонарність* часового ряду це сталість середнього значення гідрологічної характеристики з часом за наявності хоча б одного повного замкнутого циклу (маловодна та багатоводна фази) довгоперіодичних коливань. Зрозуміло, що ці два визначення є тотожними поняттями, особливо у випадку, коли ряд має репрезентативний період для визначення сталого середнього значення, тобто норми. За відсутності репрезентативного періоду ряд може бути квазістаціонарним при умові, що він є однорідним. Обґрунтованість визначення сталого середнього значення гідрологічної характеристики наведено у [25].

Оцінку однорідності і стаціонарності рядів спостережень необхідно виконувати за гідролого-генетичними методами наступним чином:

1. Обов'язковими до застосування є наступні положення:

- у часових рядах необхідно відновлювати пропуски в спостереженнях та приводити їх до багаторічного періоду, що дозволяє простежити динаміку гідрологічної характеристики за більш тривалий часовий інтервал;

- за сумарною кривою дослідити однорідність гідрологічної характеристики з часом;

- за різницево-інтегральною кривою визначити репрезентативний період.

2. Для уточнення отриманих результатів (при необхідності) можна залучити до дослідження наступне:

- оцінку достовірності екстремальних (максимальних або мінімальних) значень необхідно перевіряти за даними суміжних постів спостережень, аналізом метеорологічних чинників їхнього формування;

- дослідити за п. 1 гідрологічну характеристику на суміжних гідрологічних постах та побудувати і проаналізувати суміщені графіки (хронологічні, різницево-інтегральні криві і т.п.);

- проаналізувати графіки зв'язку гідрологічної характеристики для пунктів-аналогів;

- дослідити за п. 1 динаміку кліматичних чинників (опадів, температури повітря і т.п.);

- проаналізувати за п. 1 елементи водного балансу;

- застосувати інші гідролого-генетичні методи.

Основні положення розробленої методики було апробовано при дослідженні багаторічної динаміки середньорічного стоку річок України за даними 87 гідрологічних постів, які відображують умови формування водного стоку на усій території України [26], а також у наших роботах [11-17]. Необхідно зазначити, що розроблена методика дозволяє виявляти основні прояви неоднорідності і нестационарності часових рядів, а саме тренди (зміни в кліматичних умовах, землекористуванні і т.п.), стрибки (введення в експлуатацію гідротехнічних споруд, каналів), а також наявність «викидів», тобто екстремальних значень (небезпечні природні гідрологічні явища, механічні помилки при обробці матеріалів спостережень, аварійні скиди або руйнація гідротехнічних споруд).

Висновки та перспективи подальших досліджень.

1. Аналіз методичних здобутків щодо оцінки змін в рядах гідрологічних спостережень виявив, що через особливості гідрологічних рядів (є залежними, мають закони розподілу, які відрізняються від нормального та мають

довгоперіодичні циклічні коливання), непараметричні і параметричні статистичні критерії є непридатними для отримання достовірних результатів.

2. Виявилось, що загальновживані у вітчизняних дослідженнях узагальнені статистичні критерії Фішера та Стюдента так само, як і класичні, не можуть бути рекомендовані для оцінки однорідності і стаціонарності гідрологічних рядів спостережень.

3. Розроблена методика оцінки однорідності і стаціонарності рядів спостережень за гідролого-генетичними методами дозволяє отримувати більш достовірні результати. Зрозуміло, що такі підходи необхідно використати при розробці нового національного нормативного документу щодо розрахункових гідрологічних характеристик.

4. Надалі необхідно розробити методичні вказівки, в яких на прикладах буде показана реалізація положень методики гідролого-генетичного аналізу однорідності і стаціонарності рядів спостережень.

5. Застосування вищенаведеної методики щодо аналізу можливих змін водного стоку річок України дозволить отримати більш достовірні і виважені оцінки.

Список літератури

1. Статистические методы в гидрологии // Под ред. Г. А. Алексеева. – Л. : Гидрометеиздат, 1970. – 270 с.
2. Вишневський В. І. Зміни клімату та річкового стоку на території України та Білорусі / В. І. Вишневський // Наук. пр. УкрНДГМІ. – 2001. – Вип. 249. – С. 89-105.
3. Гребінь В. В. Сучасні зміни стоку річок Прип'ятського Полісся / В. В. Гребінь // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 74-84.
4. Василенко Є. В. Характеристики весняного водопілля правобережних приток р. Прип'ять в сучасних кліматичних умовах : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / Є. В. Василенко. – К., 2012. – 20 с.
5. The variability of long-term runoff series in the Baltic Sea drainage basin / Gailiusis B., Kriaučiūnienė J., Jakimavičius D., Šarauskiene D. // Baltica. – June 2011. – V. 24, №1. – P. 45-54.
6. Руководство по гидрологической практике. – Т. II. Управление водными ресурсами и практика применения гидрологических методов. – Женева: ВМО. – № 168 – 2012.
7. Рождественский А. В. Оценка точности гидрологических расчётов / Рождественский А. В., Ежов А. В., Сахарюк А. В. – Л. : Гидрометеиздат, 1990. – С. 276.
8. Определение расчетных гидрологических характеристик СНИП 2.01.14-83. – М.: Госком СССР по делам строительства, 1983. – 97 с.
9. Методические рекомендации по оценке однородности гидрологических характеристик и определению их расчётных значений по неоднородным данным // ГУ «ГГИ», 2010. – С. 39-40.
10. Свод правил по проектированию и строительству. Определение расчетных гидрологических характеристик. СП 33-101-2003. – Л. : Госстрой России, 2004. – С. 5.
11. Горбачова Л. О. Часова однорідність характеристик водного стоку в басейні річки Боржава / Л. О. Горбачова, В. В. Бібік // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2012. – Вип. 262.
12. Горбачова Л. О. Динаміка середньорічного стоку води гірських річок (на прикладі Закарпатської воднобалансової станції) / Л. О. Горбачова, Т. О. Баужа // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2011. – Вип. 260. – С. 175-185.
13. Gorbachova L. O. The reasons of the instationarity of the seasonal runoff of rivers and streams in the Rika river basin / L. O. Gorbachova, T. O. Bauzha // Conference proceeding «Water resource and wetlands» : 14-16 September 2012, Tulcea, Romania, 2012. – P. 209-214.
14. Gorbachova L. O. Long-term dynamics of the main hydrometeorological characteristics of spring flood in the Desna River's basin / L. Gorbachova & O. Kolianchuk // Conference proceeding «Water resource and wetlands» : 14-16 September 2012, Tulcea, Romania. – P. 174-179.
15. Горбачова Л. О. Часові закономірності дат настання основних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна / Л. О. Горбачова, О. В. Кошкіна // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т. 2 (29). – С. 30-37.
16. Gorbachova L. The dynamics and probabilistic characteristics of the ice phenomena of the Danube River and its Kiliysky channel /

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т. 1(32)

L. Gorbachova & B. Khrystyuk // Conference proceeding «Water resource and wetlands»: 14-16 September 2012, Tulcea, Romania // In: Casretescu P, Lewis W., Bretcan P. (eds). – 2012. – P. 319-324. **17. Gorbachova L.** Complex analysis of stationarity and homogeneity of flash flood maximum discharges in the Rika River basin / L. Gorbachova, T. Bauzha // Energetika. – T. 59, Nr. 3. – 2013. – P. 167–174. **18. Самойленко В. М.** Ймовірнісні математичні методи в геоєкології / В. М. Самойленко. – К.: Ніка-Центр, 2002. – 404 с. **19. Дружинин В. С.** Методы статистической обработки гидрометеорологической информации / В. С. Дружинин, А. В. Сикан. – СПб: изд. РГГМУ, 2001. – 168 с. **20. Виноградов Ю. Б.** Современные проблемы гидрологии / Ю. Б. Виноградов, Т. А. Виноградова. – М.: Академия, 2008. – 319 с. **21. Robson A. J.** A study of national trend and variation in United Kingdom floods / Robson A.J., Jones T.A., Reed D.W. // International Journal of Climatology. – 1998. – 18 :165-182. **22. Горбачова Л. О.** Сучасні параметри кривих забезпеченостей максимальних витрат води весняної повені рівнинних річок України / Л. О. Горбачова // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія: Матеріали V Всеукр. наук. конф. – Чернівці: Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С.49-52. **23. Поляк И. И.** Оценивание линейных трендов временных метеорологических рядов / И. И. Поляк // Труды ГГО. – 1975. – Вып. 364. – С. 51-55. **24. Дмитриева В. А.** Географические основы гидрологических исследований / В. А. Дмитриева // Вестник ВГУ. Серия География. Геоэкология. – 2000. – № 4. – С. 40-43. **25. Андреянов В. Г.** Циклические колебания годового стока и их учет при гидрологических расчетах / В. Г. Андреянов // Труды ГГИ. – 1959. – Вып. 68. – С. 3-49. **26. Горбачёва Л. А.** Оценка однородности и стационарности рядов среднегодового стока воды рек Украины / Л.А. Горбачёва, Б.Ф. Христюк // Тез. Докл. 7-го Всерос. гидрологического съезда (19-21 нояб. 2013 г. Санкт-Петербург). – СПб., 2013.

Методичні підходи щодо оцінки стаціонарності і однорідності гідрологічних рядів спостережень

Горбачова Л. О.

Виконано аналіз методичних підходів щодо оцінки однорідності і стаціонарності гідрологічних рядів спостережень, які знайшли найбільше застосування в світі. Виявилось, що найбільш розповсюдженими є непараметричні та параметричні статистичні критерії. Показано, що через особливості гідрологічних рядів (є залежними, мають закони розподілу, які відрізняються від нормального та довгоперіодичні циклічні коливання) статистичні критерії є непридатними для отримання достовірних результатів. Розроблено методiku оцінки однорідності і стаціонарності рядів спостережень за гідролого-генетичними методами, яка дозволяє отримувати більш достовірні результати. Запропоновано такі підходи використати при розробці нового національного нормативного документу щодо розрахункових гідрологічних характеристик.

Ключові слова: методика; стаціонарність; однорідність; гідрологічні ряди; статистичні критерії; гідролого-генетичні методи.

Методические подходы оценки однородности и стационарности гидрологических рядов наблюдений

Горбачёва Л. А.

Выполнен анализ методических подходов оценки однородности и стационарности гидрологических рядов наблюдений, которые наиболее часто используются в мире. Оказалось, что наибольшее распространение имеют непараметрические и параметрические статистические критерии. Показано, что через особенности гидрологических рядов (являются зависимыми, имеют законы распределения, которые отличаются от нормального и долговременные циклические колебания) статистические критерии являются непригодными для получения достоверных результатов. Разработана методика оценки однородности и стационарности рядов наблюдений по гидролого-генетическим методам, которая позволяет получать более достоверные результаты. Предложено такие подходы использовать при разработке нового национального нормативного документа по расчётным гидрологическим характеристикам.

Ключевые слова: методика; стационарность; однородность; гидрологические ряды; статистические критерии; гидролого-генетические методы.

Methodical approaches the assessment of the homogeneity and stationarity of hydrological observation series

Gorbachova L. O.

The analysis of methodological approaches to assessment of homogeneity and stationarity of hydrological observations series that are the most usually used in the world. It turned out that the most accepted are nonparametric and parametric statistical tests. It is shown that through feature hydrological series (are non-independent, have distribution laws, which differ from normal law and have long-term cyclical fluctuations) statistical criteria are not suitable for obtaining reliable results. The methodology of assessment of homogeneity and stationarity series of observations for hydro-genetic research methods was developed, which allows obtaining the more reliable results. Such approaches need to use to develop new national rules of the calculation hydrological characteristics.

Keywords: methodology; homogeneity; stationarity; hydrological observation series; statistical criteria; hydro-genetic methods.

Надійшла до редколегії 14.01.2014

УДК 556.165

Лобода Н. С., Божок Ю. В.

Одеський державний екологічний університет

ОЦІНКА ВОДНИХ РЕСУРСІВ РІЧОК БАСЕЙНУ ТИЛІГУЛЬСЬКОГО ЛИМАНУ В УМОВАХ ЗМІН ГЛОБАЛЬНОГО КЛІМАТУ

Ключові слова: водні ресурси, Тилігульський лиман, водогосподарська діяльність, глобальне потепління, сценарії змін клімату

Вступ. Внаслідок антропогенної діяльності та кліматичних змін водні ресурси Тилігульського лиману перебувають під загрозою знищення. Зменшення кількості опадів та зростання випаровування як з поверхні суші, так і з водного дзеркала лиману, які відбуваються в умовах глобального потепління на території північно-західного Причорномор'я, у поєднанні із впливом водогосподарської діяльності обумовлюють зменшення водних ресурсів річок, що живлять лиман, та ініціюють процес обміління самого лиману [1]. Зменшення припливу прісних вод до Тилігульського лиману та значний прогрів води улітку викликають «цвітіння» водойми, що призводить до розвитку в її шарах гіпоксії та аноксії, й сприяють поступовому збільшенню солоності води (засоленню) лиману. У 1960-х роках при наявності епізодичного водообміну з морем через з'єднувальний канал (навесні та восени), солоність води в північній частині лиману коливалась у межах 1–14‰, а в центральній та південній – 10–15‰ (Розенгурт М. Ш., 1974). В сучасних умовах, наприкінці літа та початку осені солоність води як в південній, так і в північній частинах лиману може збільшуватись до 19–22‰. Зростання солоності води обумовлює зміни домінуючого солоновато-водного комплексу риб на морський, для якого характерне значно менше видове різноманіття.

У таких складних умовах формування гідрологічного, гідрохімічного та гідробіологічного режиму Тилігульського лиману особливу практичну значущість набуває задача установа припливу прісних вод від водотоків, які впадають у лиман, й впливають на його водно-сольовий баланс.

Науково-дослідні роботи по охороні та збереженню природних ресурсів басейну Тилігульського лиману підтримуються обласною державною адміністрацією Одеської області, Міністерством науки і освіти України, міжнародними організаціями (Сьома рамкова програма Європейського співтовариства).

Вихідні передумови. До Тилігульського лиману впадають річки: Тилігул, Балайчук, Царега та балка Хуторська. Найбільшою з них по довжині й площі водозбору ($F = 3550 \text{ км}^2$) є р.Тилігул. Відомості про надходження прісних вод зі стоком річок до Тилігульського лиману обмежуються, головним чином, даними про стік річки Тилігул (Швебс Г.І., Ігошин М.І., 2003). Окремі матеріали про річний, максимальний, мінімальний стік річки Тилігул наведені у “Ресурсах поверхностных вод” (1966) та довідковій літературі, серед яких важливе місце займає “Справочник по водным ресурсам” (1987). Гідрологічний пост р.Тилігул – с.Новоукраїнка був відкритий у 1955 р., а закритий у 1987 р. Його закриття привело до відсутності гідрологічних даних у верхній частині водозбору, де знаходиться область

формування стоку р.Тилігул. Гідрологічний пост р.Тилігул – смт Березівка був відкритий у 1953 р. та діє до сьогодні.

Гідрологічна вивченість річок, які живлять своїм стоком Тилігульський лиман, є недостатньою. На річках Царега ($F = 657 \text{ км}^2$), Балайчук ($F = 586 \text{ км}^2$), балка Хуторська ($F = 108 \text{ км}^2$) гідрологічні спостереження не організовані. Аналіз характеристик річного, максимального та мінімального стоку у створі р.Тилігул – с.Березівка за даними спостережень показав, що стік у цьому створі значно трансформований водогосподарською діяльністю. Точність визначення статистичних параметрів стоку у різні фази його формування не є задовільною через значну його мінливість. Відносні середні квадратичні похибки вибірових оцінок статистичних параметрів значно перевищують допустимі [1].

Визначення характеристик стоку невивчених у гідрологічному відношенні річок басейну Тилігульського лиману можливе лише на основі літературних джерел або за умови організації спеціальних експедиційних досліджень. При цьому існуючі просторово-часові узагальнення базуються на обмеженій кількості даних, у зв'язку з чим ізолінії характеристик стоку проводяться на картах пунктиром [8, 9].

В Одеському державному екологічному університеті розроблено метод розрахунків характеристик річного стоку річок України при відсутності або недостатності даних спостережень, а також при їх значній трансформації водогосподарською діяльністю [4]. Математична модель стоку, на основі якої розроблявся метод, включає до себе два блоки. У першому блоці виконується визначення характеристик природного річного стоку річок, а у другому – побутового (трансформованого водогосподарською діяльністю). Теоретичною базою першого блоку є водно-тепловий баланс водозбору. Другий блок являє собою результати імітаційного стохастичного моделювання в умовах водогосподарських перетворень [6]. Обидва блоки складають модель типу “клімат-стік”, яка дозволяє виконувати оцінки водних ресурсів України у природних та порушених водогосподарською діяльністю умовах на базі даних про клімат, включаючи дані сценаріїв змін глобального клімату. Стік, розрахований за метеорологічними даними, отримав назву “кліматичного”. Норми річного кліматичного стоку ототожнюються з зональним річним стоком. Для малих та середніх річок з нестабільним підземним живленням установлені коефіцієнти переходу від норм кліматичного до природного стоку, які ураховують вплив чинників підстильної поверхні на формування стоку.

Для розрахунків річного стоку за моделлю “клімат-стік” необхідні дані про такі метеорологічні характеристики як середні місячні температури повітря, суми опадів, дефіцит насичення повітря вологою, відомості про природні та антропогенні чинники підстильної поверхні. За цими даними визначаються теплоенергетичні ресурси клімату та зволоженість території, а також норми кліматичного й природного річного стоку [4].

У роботі [2] для території північно-західного Причорномор'я розроблена карта ізоліній річних норм кліматичного (розрахованого за кліматичними показниками) стоку та регіональні розрахункові формули для визначення характеристик природного й побутового річного стоку. На матеріалах минулих років підтверджена адекватність розрахункових та фактичних даних. Точність розрахунків характеристик річного стоку за моделлю “клімат-стік” становить $\pm 10\%$.

Аналіз водогосподарських перетворень у межах басейну Тилігульського лиману дозволив установити, що основними чинниками, які обумовлюють втрати природних водних ресурсів, є випаровування з поверхні водного дзеркала штучних

водойм та заповнення їх об'ємів. Загальна кількість водойм за уточненими даними Одеського управління по водному господарству (нині – Одеське обласне управління по водним ресурсам) та Миколаївського обласного виробничого управління меліорації й водного господарства на 2012 р. становить близько 140. Ставки розташовані здебільшого у руслах річок та наповнюються за рахунок місцевого стоку. Багато з них обладнано водоскидами автоматичної дії, але є такі, що мають зруйновану греблю та потребують ремонту. Ставки використовуються для риборозведення, водопою скота. Наповнення штучних водойм відбувається не щорічно, а тільки у багатоводні роки. За даними Одеського обласного управління по водному господарству близько 80% штучних водойм річок щорічно пересихає. Це означає, що побудовані ставки акумулюють поверхневий дощовий та повеневий стік, який майже не потрапляє до гирла, й виконують роль штучних випарників. За рахунок господарської діяльності балка Хуторська пересихає як у маловодні, так і багатоводні роки. Практично наближається до нульових значень річний стік на річках Балайчук та Царега як у маловодні, так і у середні за водністю роки. Річка Тилігул характеризується відсутністю стоку у маловодні роки.

Сумарний приплив поверхневих вод від водотоків до Тилігульського лиману становив у природних умовах минулого сторіччя 56 млн.м³; за наявності на водозборах штучних водойм об'єм припливу він зменшився до 38,9 млн.м³. За умов зміни температур повітря й випаровування та опадів може відбутися відповідно й зміна припливу прісних вод до лиману.

Роботи по дослідженню впливу змін глобального клімату на стан навколишнього середовища виконуються в Одеському державному екологічному університеті з 80-х років минулого сторіччя за замовленнями Міністерства науки і освіти України, управління освіти і науки Одеської обласної державної адміністрації та у межах міжнародних програм [5, 7, 12].

Метою представленої роботи є установлення водних ресурсів річок басейну Тилігульського лиману у майбутньому за даними сценаріїв глобального потепління на основі моделі “клімат-стік”, розробленої в ОДЕКУ.

Поставлені завдання: визначення кліматичних чинників та річного стоку за періоди 2001-2041, 2041-2070, 2071-2098 рр. на основі даних сценарію глобального потепління для подальшої оптимізації функціонування Тилігульського лиману.

Виклад основного матеріалу. Для оцінки наслідків глобального потепління був розглянутий сценарій змін глобального клімату М10. Обраний сценарій належить сценарній родині А1, яка передбачає високі темпи економічного росту, досягнення максимуму населення планети у середині сторіччя з наступним зниженням його чисельності, а також швидке упровадження нових та ефективних технологій. Сценарна родина А1 розбита на три групи. Група А1В передбачає використання різних видів палива, як викопного, так і не викопного. Першорядним питанням згідно із цим сценарієм буде поступове зближення різних регіонів, активізація культурних та соціальних взаємозв'язків за умов значного зменшення регіональних відмінностей у доході на душу населення. Сценарій зміни клімату А1В реалізований в регіональній кліматичній моделі REMO, яка розроблена в Інституті метеорології імені Макса Планка в Гамбурзі (Німеччина). REMO об'єднує колишню чисельну модель прогнозу погоди EUROPA-MODELL для розрахунків термодинамічних характеристик і блоку глобальної кліматичної моделі ECHAM4 (Roeckner E., K. Arpe L. Bengtsson M. Cristoph M. Claussen L. Dumenil M. Esch, U. Schlese, U. Schulzweida, 1996). Сценарій М10 був обраний при виконанні робіт в

ОДЕКУ із 15 запропонованих у межах сценарію А1В як найбільш адекватний фактичним даним гідрометеорологічних спостережень за період 1998-2007 рр.

Для аналізу змін основних кліматичних чинників на основі обраного сценарію глобального потепління М10 у межах басейну річки Тилігул були виділено 5 точок, розташованих у вузлах сітки з кроком 25 км (рис. 1).

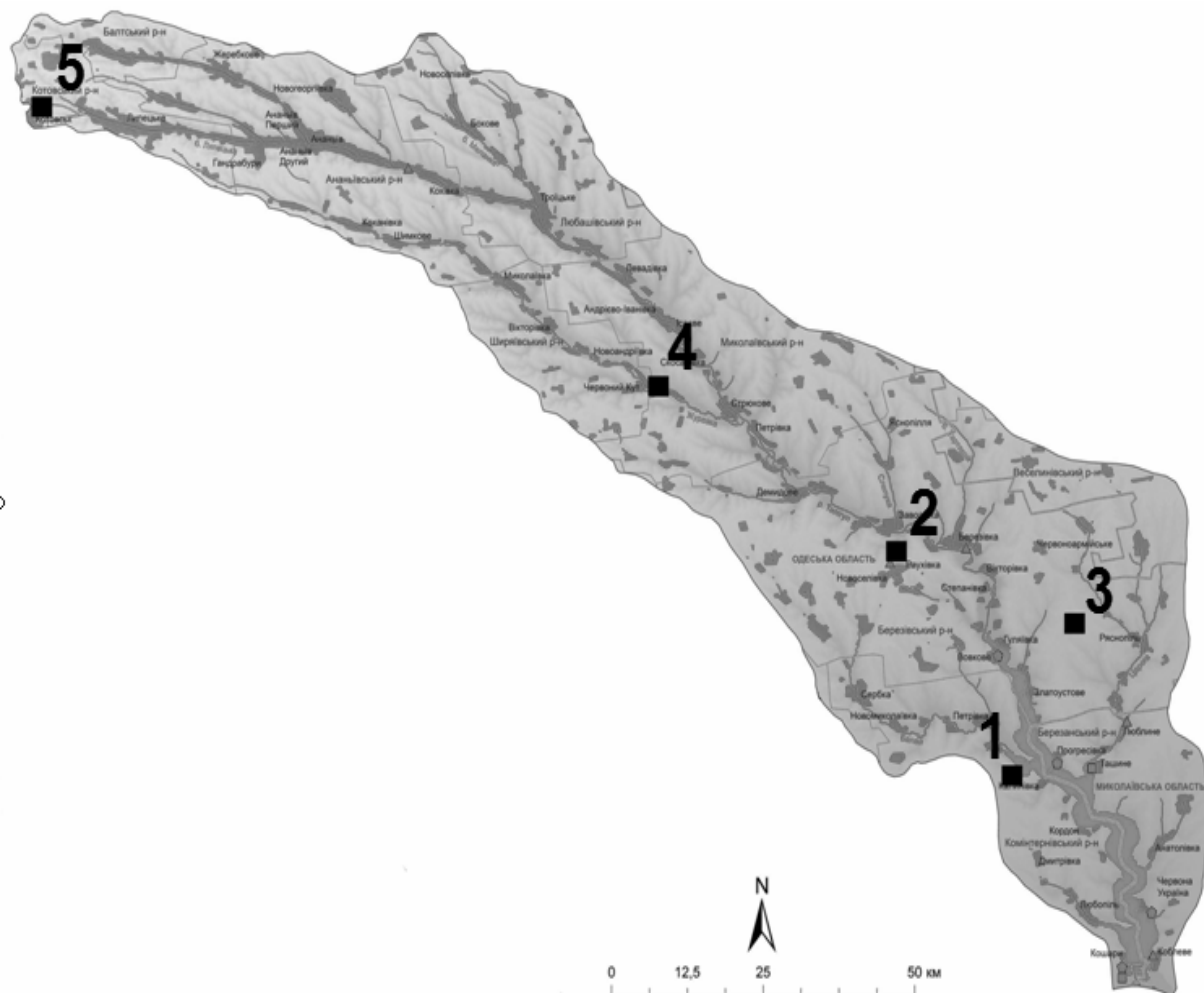


Рис.1. Карта розташування вузлових точок на території водозбору р. Тилігул

У кожній із точок були вивчені та проаналізовані основні метеорологічні характеристики, які визначають складові водно-теплогового балансу за наступні розрахункові періоди: 2001-2041, 2041-2070, 2071-2098 рр. Установлене існування статистично значущого тренду у ході температур повітря (рис. 2), який обумовлює збільшення максимально можливого випаровування з поверхні суші (рис. 3). У хронологічному ході річних сум опадів виявлений статистично значущий тренд у період 2031-2070 рр. (рис. 4). При розгляді усього розрахункового періоду у цілому тренду не встановлено. Теж саме можна сказати про суми опадів теплого періоду (рис. 5). Проте у хронологічному ході сум опадів холодного періоду року можна тренди (рис. 6) у період 2031-2070 рр. та 2071-2090рр.

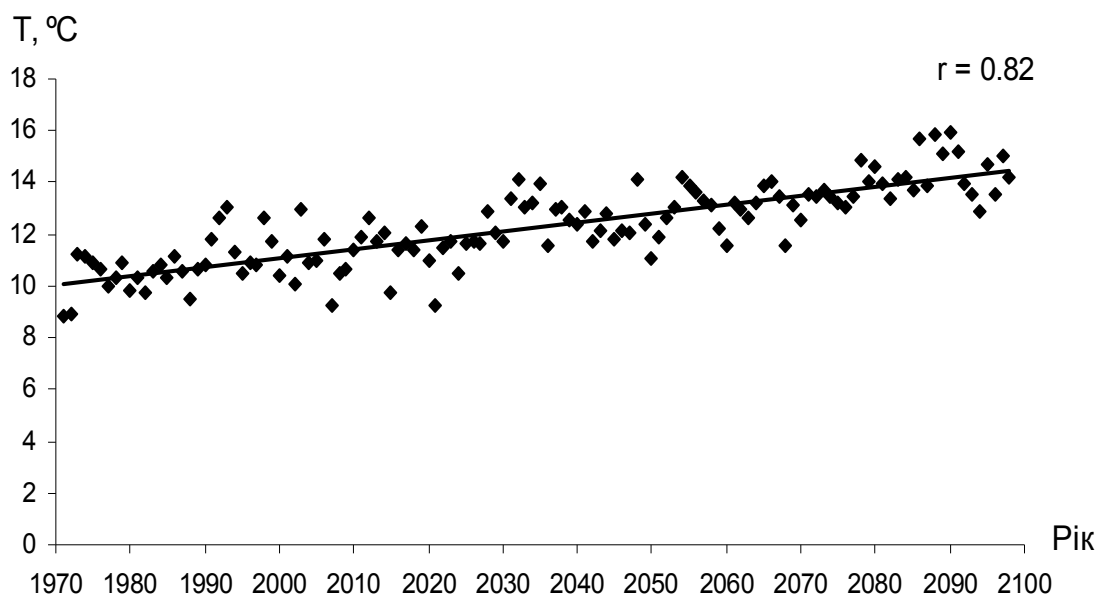


Рис. 2. Хронологічний хід середніх річних температур повітря, точка №2, 1971-2098 рр. (r - коефіцієнт кореляції)

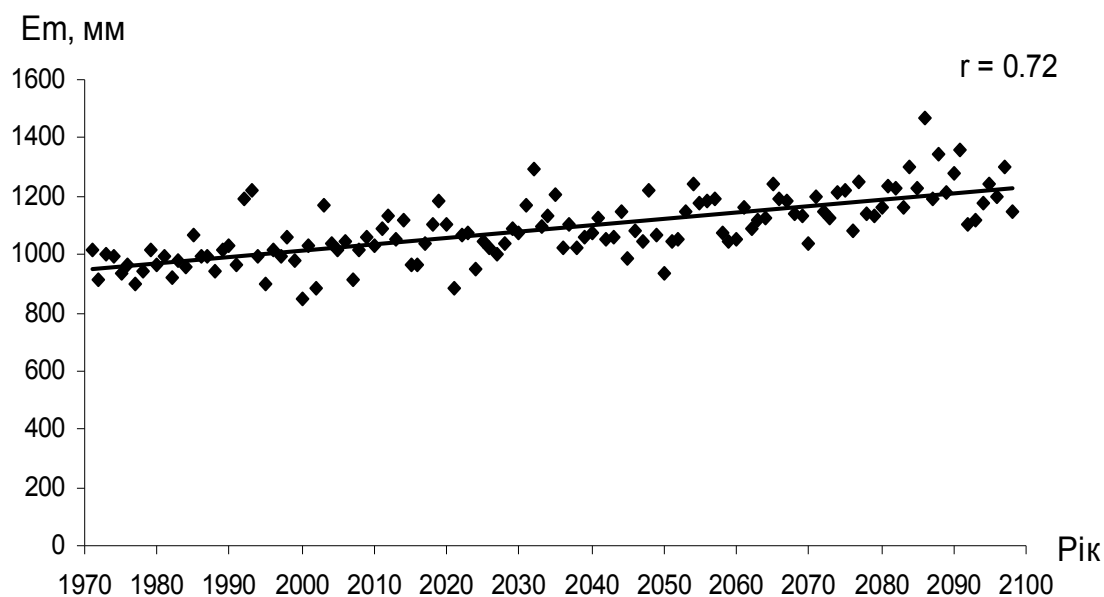


Рис. 3. Хронологічний хід середніх річних значень максимально можливого випаровування, точка №2, 1971-2098 рр. (r - коефіцієнт кореляції)

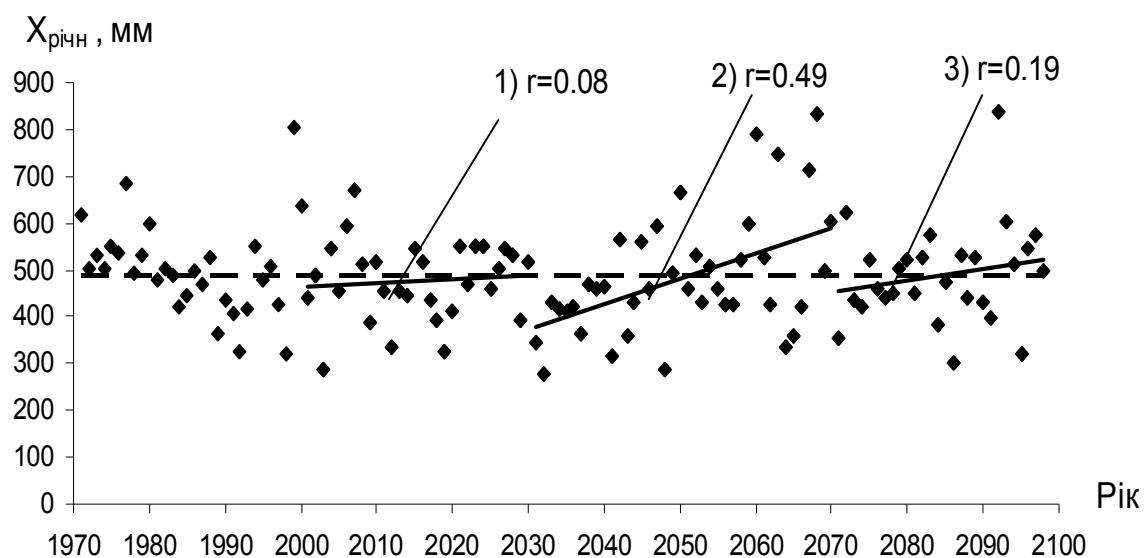


Рис. 4. Хронологічний хід середніх річних сум опадів, точка № 2, 1971-2098 рр.
 (- - - - середнє багаторічне значення, ——— лінія тренду,
 1 – 2001-2030 рр., 2 – 2031-2070 рр., 2071-2098 рр.
r - коефіцієнт кореляції)

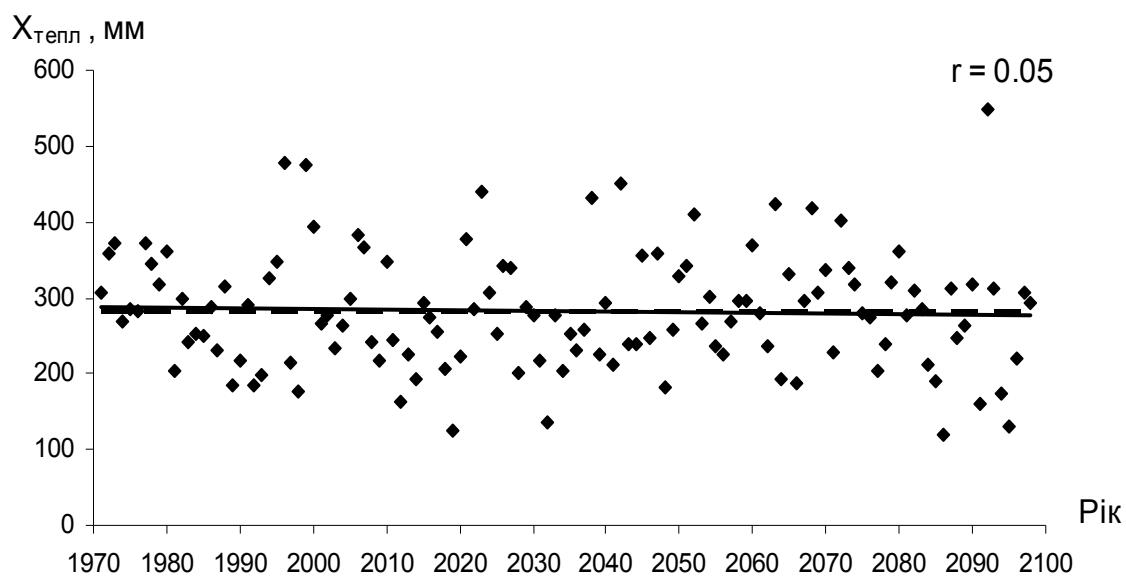


Рис. 5. Хронологічний хід сум опадів теплого (IV-X міс.) періоду, точка №4, 1971-2098 рр.
 (——— лінія тренду, - - - - середнє багаторічне значення;
r - коефіцієнт кореляції)

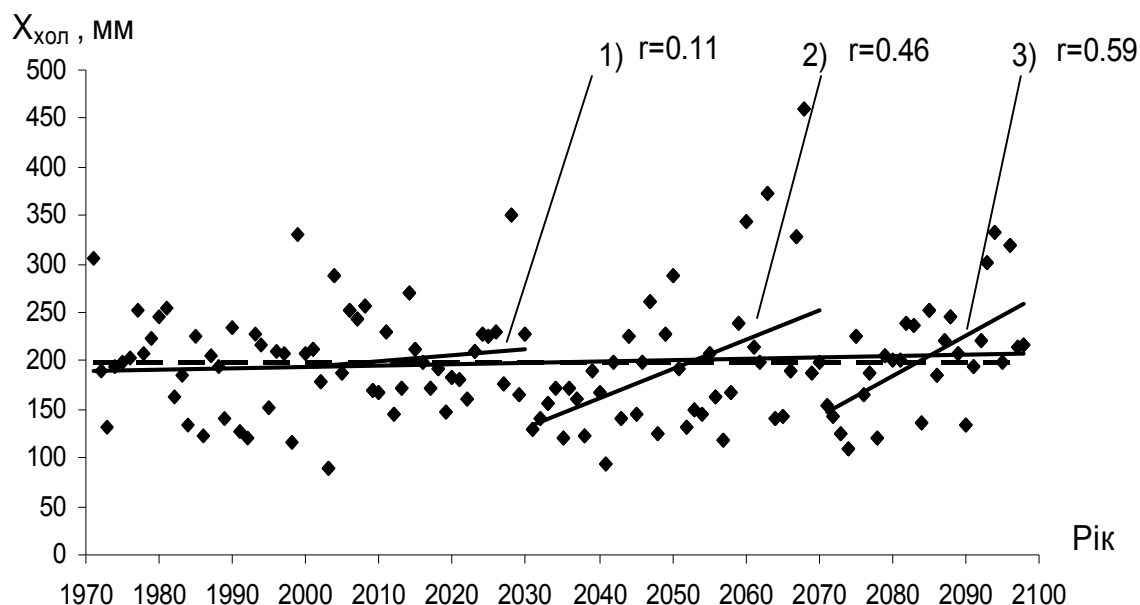


Рис. 6. Хронологічний хід сум опадів холодного (XI-III міс.) періоду, точка №4, 1971-2098 рр.

(- - - середнє багаторічне значення, ——— лінія тренду,
1 – 2001-2030 рр., 2 – 2031-2070 рр., 2071-2098 рр.)

Аналіз отриманої інформації дозволив зробити висновки, що у межах басейну Тилігульського лиману по мірі переходу від кінця ХХ (1971-2000 рр.) до ХХІ сторіччя середня багаторічна величина максимального можливого випаровування буде зростати до 20%. Суми річних опадів будуть варіювати: суттєве їх зменшення відбудеться у 2001-2040 рр. і досягне 9% у порівнянні із періодом 1971-2000 рр.; у період 2001-2040 рр. середня багаторічна сума опадів зростає на 1,8%, а у 2071-2090 рр. знов відбудеться зменшення опадів до 3%, якщо за базис брати 1971-2000 р.

На основі моделі “клімат-стік” були визначені об’єми припливу прісних вод до Тилігульського лиману у природних (табл. 2) та порушених (табл. 3) водогосподарською діяльністю умовах. За початок періоду значущих змін водних ресурсів України згідно із рекомендаціями В. В.Гребіня [3] прийнятий 1989 р. Отримано, що за сценарієм глобального потепління М10 приплив прісних вод зі стоком річок, режим яких непорушений водогосподарською діяльністю, буде зменшуватися в усі розглянуті розрахункові періоди при порівнянні із періодом до 1989 р.(табл.1). У період 2001-2040рр. очікується зменшення природних водних ресурсів на 48%. За рахунок збільшення опадів середня багаторічна величина річного стоку у 2041-2070рр. дещо зростатиме, проте у подальшому водні ресурси річок басейну Тилігульського лиману знов будуть зменшуватися.

При збереженні сучасного рівня водогосподарської діяльності у 2001-2040рр. надходження прісних вод від водотоків до Тилігульського лиману в умовах глобального потепління зменшиться на 64,8%; у 2041-2070рр. - на 72%; у 2071-2098рр. на 76% при порівнянні із нормою річного побутового стоку до 1989 р.(табл. 2). У 2071-2098 рр. надходження прісних вод від річок Царега, Балайчук, Хуторська та боковий приплив майже припиниться. При порівнянні із водними ресурсами минулого сторіччя надходження вод від р. Тилігул у природних умовах для періоду

2071-2098 рр. зменшиться на 61%, а в умовах водогосподарських перетворень – на 81%.

Таблиця 1. Зміни річного припливу прісних вод до Тилігульського лиману в природних (непорушених водогосподарською діяльністю умовах) у різні часові інтервали

Річка	Приплив прісних вод $\bar{W}_{пр}$, млн.м ³			
Часові інтервали	до початку впливу глобального потепління (до 1989р.)	2001-2040 рр.	2041-2070рр.	2071-2098рр.
Тилігул	46,0	24,1	28,4	17,8
Царега	3,9	1,91	2,63	1,97
Балайчук (Балай)	4,1	1,93	2,34	1,76
Хуторська	0,46	0,220	0,272	0,172
Боковий приплив	1,6	0,890	1,09	0,698
Сума	56	29,0	34,7	22,4

Таблиця 2. Річний приплив прісних вод до Тилігульського лиману при наявності на водозборі штучних водойм у різні часові інтервали

Річка	Приплив прісних вод за різні розрахункові періоди $\bar{W}_{поб}$, млн.м ³			
Часові інтервали	до початку впливу глобального потепління (до 1989р.)	2001-2040рр.	2041-2070рр.	2071-2098рр.
Тилігул	33,0	12,0	16,5	8,37
Царега	1,91	0,573	0,74	0,11
Балайчук (Балай)	2,75	0,64	1,05	0,47
Хуторська	0,00	0,00	0,00	0,00
Боковий приплив	1,06	0,36	0,545	0,175
Сума	38,7	13,6	18,8	9,12

Висновки. За даними кліматичного сценарію глобального потепління M10 (гілка сценаріїв A1B) на XXI сторіччя очікується зменшення стоку річок, які впадають в Тилігульський лиман та забезпечують існування приходної складової водного балансу лиману. Очікується повне і безповоротне руйнування їх водних ресурсів. Установлено, що наслідки глобального потепління будуть посилюватися через зростаючі втрати на додаткове випаровування з поверхні штучних водойм та їх заповнення при пересиханні (80% штучних водойм пересихають на протязі року). Для збереження природних ресурсів Тилігульського лиману рекомендується оптимізація розташування та експлуатації штучних водойм на сьогоднішній день. У

подальшому розглядається проект відновлення та оптимізації роботи з'єднувального каналу "лиман-море".

Список літератури

1. Актуальные проблемы лиманов северо-западного Причерноморья / Под ред. Ю. С. Тучковенко, Е. Д. Гопченко. – Одесса : ТЭС, 2011. – 224 с. 2. Гопченко Е. Д. Водные ресурсы северо-западного Причерноморья (в естественных и нарушенных хозяйственной деятельностью условиях) / Е. Д. Гопченко, Н. С. Лобода. – К. : КНТ, 2005. – 188 с. 3. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз) / В. В. Гребінь. – К. : Ніка-Центр, 2010. – 316 с. 4. Лобода Н. С. Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния / Н. С. Лобода. – Одесса : Экология, 2005. – 208 с. 5. Глобальные и региональные изменения климата / под ред. Шестопалова В. М., Логинова В. Ф., Осадчего В. И. и др. – К. : Ніка-Центр, 2011. – 448 с. 6. Лобода Н. С. Стохастичні моделі у гідрологічних розрахунках / Н. С. Лобода, Є. Д. Гопченко. – Одеса: Екологія, 2006. – 200 с. 7. Оцінка впливу кліматичних змін на галузі економіки України / Під ред. Степаненко С.М., Польового А.М. – Одеса : Екологія, 2011. – 605 с. 8. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик. – Л. : Гидрометеиздат, 1984. – 447 с. 9. Шерешевский А. И. Норма и изменчивость годового стока рек Украины / А. И. Шерешевский, П. Ф. Вишневский // Гидробиологический журнал. – 1997. – Т. 3. – С. 81-91.

Оцінка водних ресурсів річок басейну Тилигульського лиману в умовах змін глобального клімату

Лобода Н.С., Божок Ю.В.

Розрахований приплив поверхневих вод від водотоків до Тилигульського лиману за моделлю "клімат-стік" з використанням даних сценарію глобального потепління М10 інституту Макса Планка. Розглянуті періоди: до 1989 р. та 2001-2041, 2041-2070, 2071-2098. Показано, що об'єм надходження прісних вод до лиману в умовах глобального потепління буде зменшуватися, а вплив водогосподарських перетворень посилюватиметься, що приведе до подальшого засолювання лиману.

Ключові слова: водні ресурси, Тилигульський лиман, водогосподарська діяльність, глобальне потепління, сценарії змін клімату.

Оценка водных ресурсов рек бассейна Тилигульского лимана в условиях изменения глобального климата

Лобода Н.С., Божок Ю.В.

Рассчитан приток поверхностных вод от водотоков к Тилигульскому лиману по модели "климат - сток" с использованием данных сценария глобального потепления М10 института Макса Планка. Рассмотрены периоды: до 1989 г. и 2001-2041 гг., 2041-2070 гг., 2071-2098 гг. Показано, что объем поступления пресных вод к лиману в условиях глобального потепления будет уменьшаться, а влияние водохозяйственных преобразований будет усиливаться, что приведет к дальнейшему засолению лимана.

Ключевые слова: водные ресурсы, Тилигульский лиман, водохозяйственная деятельность, глобальное потепление, сценарии изменения климата.

Assessment of water resources in the basin of Tyligul estuary in the conditions of global climate change

Loboda N., Bozhok Y.

Surface water inflow from streams to Tyligul estuary by model "climate-runoff" with using data from the scenario of global warming M10 (Max Planck Institute) was determined. Considered periods: before 1989 and 2001-2041, 2041-2070, 2071-2098. It is shown that the amount of proceeds of fresh water to the estuary in conditions of global warming will be reduced, and the impact of water management reforms will increase. It will lead to salting of estuary.

Keywords: water resources, Tyligul estuary, water management, global warming, climate change scenarios.

Надійшла до редколегії 17.02.2014

Чорноморець Ю. О., Лук'янець О. І.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ПРОСТОРОВО-ЧАСОВА ХАРАКТЕРИСТИКА ОСНОВНИХ ЧИННИКІВ ФОРМУВАННЯ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ДЕСНА

Ключові слова: *весняне водопілля, умови і чинники формування, глибина промерзання, вологість ґрунту, запас води в снігові, просторово-часовий аналіз*

Стан проблеми. Весняне водопілля – характерна особливість внутрішньорічного водного режиму р. Десна, головною рисою якого є те, що при відносно невеликій його тривалості частка стоку водопілля в більшості випадків, становить біля 60% від загального річного об'єму. Причому витрати води навесні можуть в сотні разів перевищувати витрати межені. У багатоводні роки таке розлиття річок іноді набуває характеру стихійного лиха [8].

Стік р. Десна формує боковий притік до Канівського водосховища та обумовлює особливості проходження весняного водопілля на Дніпрі в районі Києва. Уже досить тривалий час світове наукове співтовариство говорить про спрямовані зміни клімату на нашій планеті. Очевидно, що ці зміни проявляються неоднорідно як в часі, так і в просторі. Тобто їх вплив присутній як в різних фізико-географічних зонах, так і в середині року, видозмінюючи таким чином внутрішньорічний розподіл стоку. Вплив клімату відбувається в першу чергу через зміну метеорологічних параметрів, які змінюють умови формування та розвиток весняного водопілля.

Зважаючи на це, особливо важливим для уточнення або розроблення довгострокових прогнозів характеристик весняного водопілля, є детальна оцінка просторово-часової динаміки основних чинників його формування.

Вихідні передумови. Весняне водопілля визначається трьома основними факторами: 1) кількістю снігу, що акумулюється протягом зимового періоду у межах річкового басейну, 2) кількістю опадів, що випадають у період формування водопілля та 3) водопоглинальною здатністю басейну, яка обумовлюється сумісною дією передвесняних запасів вологи в ґрунті та глибиною його промерзання. В свою чергу, вологонасиченість та водопроникливість ґрунтів є основними показниками у оцінці сумарних втрат.

Детальним вивченням умов формування весняних процесів та розробленням методик довгострокового прогнозування характеристик водопілля для р. Десни займалися М. В. Рудометов (1965, 1971) [6, 7], Л. Т. Пашова (1969, 1988) [3-5], Є. І. Кочелаба (1965-1970) [2, 3]. Для розуміння і виявлення характеру змін основних чинників весняного водопілля в останні 30 років та можливості доповнення даними та уточнення методик в роботі використано рекомендації попередніх авторів.

Так, за початок водопілля приймається дата, коли приріст добової витрати води по Чернігову досягає 5 м³/с. Дата кінця водопілля відноситься до моменту перетину гідрографа стоку лінією підземного живлення. Якщо стік на спаді водопілля різко уповільнюється або ж взагалі тримається на певній відмітці через випадіння опадів, тоді зрізання шару опадів (дощовий стік) робиться за типовою кривою спаду.

З фізичної точки зору будь-який річковий басейн являє собою динамічну систему, яка підпорядковується закону збереження маси [8]. По відношенню до

річкового басейну цей закон виражається у вигляді рівняння водного балансу та, щодо весняного водопілля, воно має наступний вигляд [4]:

$$S + x - (I + A + Z) - Y = 0, \quad (1)$$

де S - запас води в снігу та у льодовій кірці до моменту початку танення, x - додаткові опади, що приймають участь у формуванні водопілля, I - сумарна інфільтрація талої і дощової води в ґрунт, A - кількість води, що затримана на поверхні басейну, Z - сумарні втрати води на випаровування у період сніготанення, Y - тало-дощовий стік за період водопілля.

Рівняння водного балансу за період весняного водопілля р. Десна має наступний вигляд:

$$S + X_1 - Y_T - B_m = 0, \quad (2)$$

тоді

$$Y_T = f(S + X_1, B_m), \quad (3)$$

де Y_T - талий стік, що визначається як різниця між сумарним шаром стоку весняного водопілля $Y_{\text{сум}}$ та шарами підземного $Y_{\text{зр}}$ і дощового $Y_{\text{д}}$ стоку за відповідний період:

$$Y_T = Y_{\text{сум}} - Y_{\text{зр}} - Y_{\text{д}}. \quad (4)$$

У рівняннях (2)-(4) $S + X_1$ - величина вологозапасів на поверхні ґрунту, що являє собою сумарні запаси води в снігу та льодовій кірці (S) разом з опадами (X_1), що випали в межах водозбору річки за період від декади з максимальними снігозапасами до декади сходження стійкого снігового покриву, B_m - втрати талого стоку на інфільтрацію в ґрунт і поверхневе затримання.

Втрати води на випаровування під час сніготанення відносно невеликі [5] і, в основному, мають стабільну величину. Незначним воно є також з поверхні руслової мережі через невелику площу водного дзеркала.

Враховуючи те, що формування водопілля, як вже зазначалося, обумовлене кількістю снігу, що була акумульована протягом зимового періоду у межах даного річкового басейну, кількістю опадів, що випали у період формування водопілля та водопоглинальною здатністю басейну, в такому випадку за наявності відомостей про запаси води у сніговому покриві S та про опади X_1 завдання прогнозування стоку зводиться до оцінки сумарних втрат води B_m , тобто кількості води, яка буде поглинута ґрунтом, затримана на поверхні водозбору та втрачена на випаровування.

Результати роботи та їх обговорення. Річка Десна за загальною площею водозбору (88500 км²) відноситься до великих річок і тому характеризується досить різноманітними умовами формування весняного стоку. Для врахування неоднорідності факторів формування водопілля в межах такого досить значного річкового басейну розрахунки доцільно проводити по часткових басейнах основних приток. Басейн р. Десни до Чернігова, площа якого становить 81 400 км², поділено на три часткові водозбори:

- I - річка Десна – від витoku до с. Розльоти (37 600 км²);
- II - річка Десна – від с. Розльоти до м. Чернігів (23 900 км²);
- III - річка Сейм – від витoku до с. Мутино (25 600 км²).

Для того, щоб коректно співставляти результати спостережень у різних частинах басейну Десни приймаємо єдиний розрахунковий період 1961-2010 рр.

Першим етапом роботи з гідрологічною інформацією є визначення репрезентативності даної вибірки, її однорідності та стаціонарності. У роботі [1] басейн річки Десна відноситься до Деснянської ландшафтно-гідрологічної провінції, для якої там проведено оцінку гідрологічної інформації на однорідність та зафіксовано її порушення у рядах середньої річної температури повітря за параметричним критерієм Стюдента, у рядах річної суми опадів за параметричним критерієм Фішера та у рядах максимальних витрат води як за параметричними критеріями Стюдента і Фішера, так і за непараметричним критерієм Вілкоксона. Чітке порушення однорідності середніх річних температур повітря, зафіксовано в роботі [9] за відповідними різницевиими інтегральними кривими метеостанцій Остер, Чернігів, Покошичі та Щорс. Подібні висновки можна зробити і за оцінкою різницевих інтегральних кривих максимальних і мінімальних річних витрат води [9].

На наше глибоке переконання зміни гідрологічного режиму річки Десна, особливо зміни параметрів весняного водопілля в першу чергу викликані локальними проявами глобальних змін клімату. Тому в даній роботі розглядатимуться сучасні зміни параметрів весняного водопілля по відношенню до періоду кліматичної норми, визначеної ВМО як період 1961-1990 рр.

Басейн річки Десна відрізняється значним різноманіттям умов сніготанення. Глибина промерзання і вологість ґрунту також суттєво змінюються кожного року. Саме інфільтраційна здатність ґрунтів визначає об'єм і динаміку стоку весняного водопілля. Основними показниками, що визначають інфільтраційну здатність ґрунтового профілю є його температура та вологість. Оскільки загальна залісеність басейну р. Десна невисока і становить в середньому 15%, для цієї території промерзання ґрунту відіграє суттєву роль у формуванні втрат стоку водопілля. Для заболочених і залісених територій вологість і промерзання ґрунту особливо не впливають на втрати стоку. Найбільші коефіцієнти стоку спостерігаються при поєднанні глибокого промерзання зі значним зволоженням ґрунту.

Основні показники весняного водопілля визначаються за результатами гідрологічних, метеорологічних та агрометеорологічних спостережень. Гідрологічні спостереження аналізувалися відповідно до виділених часткових басейнів, тобто з постів на р. Десні біля с. Розльоти і м. Чернігіва, а також на р. Сейм – с. Мутин. Для аналізу глибини промерзання, вологості ґрунту, кількості опадів у період сніготанення, величини снігозапасів використані результати спостережень на станціях і постах Дружба, Глухів, Конотоп, Семенівка, Щорс, Покошичі, Чернігів та Ніжин. Досліджувані показники визначалися як середнє зважене значення з відповідними ваговими коефіцієнтами, визначеними для кожного зазначеного вище часткового басейну.

Глибина промерзання в басейні р. Десни протягом останніх двадцяти років часто досить незначна за рахунок відлиг, які призводять до перезволоження ґрунту та утворення льодової кірки з відповідним збільшенням втрат води і, як наслідок, спостерігаються більш розтягнені піки весняних водопіль. Порівняно з періодом кліматичної норми глибина промерзання ґрунту в басейні р. Десна знизилася в середньому на 25%. Більш суттєво ці зміни проявилися у нижній частині басейну. При цьому, якщо глибина промерзання до с. Розльот знизилася на 22%, то до м. Чернігова – на 30%. Отримана різниця у 8%, на нашу думку, співрозмірна зі зміною залісеності частини басейну на ділянці від с. Розльот до

Чернігова, оскільки на залісених територіях глибина промерзання фактично не впливає на величину втрат води, а тому такі ділянки слабо реагують на зміни температурного режиму.

Запас продуктивної вологи в шару ґрунту 0-100 см являється досить чутливим показником втрат вологи під час сніготанення та формування водопілля. Однак важливо наголосити, що його вплив не є однозначним, оскільки його можна вважати певним каталізатором загальної тенденції процесів за рахунок того, що він впливає на перерозподіл між складовими стоку періоду весняного водопілля на користь ґрунтової частки. Досить показовою для розуміння всього процесу формування та проходження водопілля є оцінка зміни вологості ґрунту під впливом змін клімату. Для періоду кліматичної норми характерною була відмінність у вологості між ділянками с. Розльоти та м. Чернігів в середньому на 10 мм. На сьогоднішній день така відмінність практично зникла за рахунок суттєвого зростання зволоженості у нижній частині басейну і тепер середня зволоженість басейну р. Десни до м. Чернігова без басейну р. Сейм становить 220 мм. Відносні зміни вологості становлять 20% до с. Розльот та 27% до м. Чернігова по відношенню до кліматичної норми. Зміни цього ж показника в басейні р. Сейм досягають 50%, тобто тут реакція на глобальні атмосферні процеси вдвічі інтенсивніша. Розрахунки по р.Сейм проводилися за даними метеостанцій Глухів та Конотоп і тут варто відмітити значне зростання саме по станції Глухів, тобто фактично басейн р. Сейм має відмінну від решти басейну р. Десни реакцію на зміни клімату. Така суттєва відмінність у 50% вимагає підтвердження. Для цього проведено аналіз середніх місячних витрат води, які більш чітко підв'язані до лінії часу. Стік зимових місяців на р. Сейм – с. Мутин зріс лише на 5 %, стік березня на 9%, однак при цьому саме на 51% знизився стік квітня, порівняно з періодом кліматичної норми, так само на 50% зменшився коефіцієнт стоку і на 30% знизився шар стоку періоду весняного водопілля. Прямопропорційна залежність зниження стоку квітня від зростання запасів вологи у шарі ґрунту 0-100 см свідчить про коректність наведених нами висновків.

Запас вологи в снігу. Сніговий покрив в басейні Десни є одним з найбільш стійких серед басейнів річок рівнинної частини України. Деяка його нестійкість спостерігається в південній та південно-східній частинах водозбору. Протягом останніх двадцяти років все частіше спостерігаються випадки, коли протягом зими сніговий покрив утворюється декілька разів через часті і тривалі відлиги. Снігозапаси в середньому за період спостережень становлять 60 мм та змінюються від 70 мм у верхній частині басейну до 50 мм у нижній. Досить характерною особливістю басейну р. Десна є те, що максимальні снігозапаси у верхів'ях Сейму значно нижчі, ніж у верхів'ях самої Десни. Порівняно з періодом кліматичної норми запаси вологи в снігу зменшилися в середньому на 20% по басейну р. Десни з максимумом 23% Розльоти та мінімумом 15% Сейм – с. Мутин. Така закономірність обумовлена тим, що запаси вологи в снігу за період кліматичної норми в басейні р. Сейм були на 10мм або на 15% нижчі ніж по решті басейну р. Десна і тому тут не виявилося суттєвого ресурсу для більш помітних змін, оскільки відлиги, порівняно з рештою басейну р. Десни тут спостерігалися більш часто і в попередній період.

Опади у період сніготанення. Для характеристики опадів розглянемо динаміку їх загальної кількості від 20 та 28 лютого до дати повного сходження снігового покриву, оскільки дати 20 та 28 лютого – основні дати прогнозу, а кількісні показники опадів є складовими водно-балансового співвідношення у період формування весняного водопілля. Порівняно з періодом кліматичної

норми, загальна кількість опадів від 20 лютого в межах досліджуваних водозборів до замикаючих створів с. Розльоти, м. Чернігів та с. Мути́н зросла на 35%, 45% та 55%; а в період від 28 лютого – на 30%, 40% та 50% відповідно. Зростання кількості рідких опадів призводить до відповідного йому зростання запасів вологи в ґрунті та зниження її запасів у сніговому покриві, про що вже наголошувалося вище.

Шар стоку за період весняного водопілля. Зміни весняного шару стоку в басейні р. Десна досить неоднорідні. Якщо говорити про його сумарні значення, то у створах постів с. Розльоти та м. Чернігів суттєвих змін не відбулося, однак на р. Сейм стік весняного водопілля знизився на 34%. При цьому відбувся його суттєвий перерозподіл за основними джерелами живлення.

В першу чергу розглянемо ґрунтове живлення. Для виділення ґрунтової складової застосовують різні підходи. За методикою Л. Т. Пашової [4], розчленування гідрографів здійснювалося шляхом зрізання по прямій лінії передвесняної витрати води за період від початку до кінця водопілля, з подальшим перерахуванням в шар ґрунтового стоку весняного водопілля. Для постів с. Розльоти і м. Чернігів характерним є зростання величини ґрунтового стоку на 12 мм, яке компенсується зниженням талого стоку на 10 мм та дощового на 4 мм. Отримана різниця у 2 мм знаходить у межах похибки вимірювань та свідчить про відсутність суттєвих спрямованих змін сумарного шару стоку періоду весняного водопілля для I та II часткових басейнів. Протилежна ситуація спостерігається на р. Сейм, де сумарний шар стоку зменшився на 22 мм переважно за рахунок талого стоку (21 мм), а перерозподіл змін ґрунтового (+3 мм) та дощового (–4 мм) фактично взаємно компенсувався. Якщо зростання величини ґрунтового стоку за даними постів с. Розльоти та м. Чернігів подати у % отримаємо відповідно, 50% та 60%. Приблизно на стільки ж (50% та 69%) зросла мінімальна зимова витрата води на вказаних постах, що свідчить про помітне посилення процесів інфільтрації води в ґрунт, порівняно з періодом кліматичної норми. Однак для р. Сейм така закономірність не виявлена.

Результатом локальних проявів глобальних кліматичних змін стало зменшення коефіцієнту стоку. Найбільш значне воно в III частковому басейні – у басейні Сейму. Причинами цього є зниження власне шару стоку за рахунок талої складової, обумовлене значним зростанням запасів вологи у шарі ґрунту 0-100 см у поєднанні із зменшенням глибини його промерзання. У свою чергу зміни вологості ґрунту викликані стабільним зростанням кількості опадів у період сніготанення та зниженнями максимальних запасів вологи в снігу. Результатом зміни вологості та глибини промерзання ґрунту, зростання кількості рідких опадів у період сніготанення та зниження запасів вологи у сніговому покриві стало зменшення абсолютної величини максимальної витрати води по с. Мути́н на 63% та середньої місячної витрати у квітні на 51%, порівняно з періодом кліматичної норми.

Коефіцієнт стоку знизився і за даними часткових басейнів I та II, але менш різко.

В цілому зміни кліматичних умов проявилися у формі зменшення максимальних запасів вологи в снігу на 10-15 мм у напрямку з південного заходу на північний схід; у зворотному напрямку відбулося зростання кількості рідких опадів періоду весняного водопілля на 17-22 мм. Найбільш чутливо на ці зміни відреагував басейн р. Сейм, сумарний шар стоку якого знизився на 23 мм. Можливо, це пов'язане також із наявністю карстових ділянок в басейні, однак головною причиною вважаємо те, що порівняно з рештою басейну Десни невеликі снігозапаси Сейму за таких значних весняних опадів в умовах рівнинного

водозбору майже повністю затримуються, навіть суттєво не підвищуючи ґрунтову складову.

Решта басейну Десни відреагувала на такі зміни кліматичних умов наступним чином: зростання рідких опадів призвело до зниження талого стоку з відповідним зростанням ґрунтового в поєднанні з суттєвим підняттям мінімальних зимових витрат води. При цьому для I та II часткових басейнів, як наслідок, характерним стало зростання середньої місячної витрати води кожного із зимових місяців на 25-30%.

За умови збереження тенденцій в змінах температури повітря, що намітилися в басейні р. Десна, можна зробити два основні припущення. Головну роль у формуванні весняного водопілля все більше будуть відігравати рідкі опади, при цьому за умови монотонного зниження запасів вологи в снігу, I та II часткові басейни почнуть реагувати подібно до III басейну, тобто уповільниться вирівнювання стоку всередині зимового сезону, а також зростання ґрунтової складової та розпочнеться зниження сумарного шару стоку.

Висновки. Таким чином, традиційний рух фронту сніготанення в басейні Десни від гирла до витoku, обумовлений його фізико-географічного положення додатково посилюється за рахунок накладання локальних проявів сучасних змін глобальних кліматичних процесів, що в кінцевому результаті призводить до проходження більш ранніх водопіль зі зниженими максимальними витратами води.

Список літератури

1. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз) / В. В. Гребінь. – К. : Ніка-Центр, 2010. – 316 с. 2. Кочелаба Е. И. Учет пространственной неравномерности притока воды в русловую сеть при прогнозе гидрографа половодья Десны у Чернигова по данным о снеготаянии / Е. И. Кочелаба // Труды УкрНИГМИ. – 1973. – Вып.123. – С. 3-20. 3. Кочелаба Е. И. Предвычисление стока Днепра у Речицы во втором квартале по стоку малых рек / Е. И. Кочелаба, Л. Т. Пашова // Труды УкрНИГМИ. – 1980. – Вып.175. – С.13-20. 4. Разработать метод долгосрочного прогноза весеннего стока рек бассейна Верхнего Днепра, формирующих приток воды в Киевское и Каневское водохранилища : отчет о НТР. – Ч. 3. НТП 0709, 1.05.01, задание 01.06. НИ – 1988. – 74 с. 5. Пашова Л. Т. Долгосрочный прогноз притока воды за период весеннего половодья к Киевскому водохранилищу / Л. Т. Пашова // Труды УкрНИГМИ. – 1969. – Вып.76. – С.3-16. 6. Рудометов М. В. Долгосрочный прогноз весеннего гидрографа р. Десны / М. В. Рудометов // Труды УкрНИГМИ. – 1965. – Вып. 51. – С.66-81. 7. Рудометов М. В. Об основных вопросах расчета и прогноза весеннего стока р. Десны / М. В. Рудометов // Труды УкрНИГМИ. – 1967. – Вып.73. – С. 26-42. 8. Руководство по гидрологическим прогнозам. – Вып. 1. Долгосрочные прогнозы элементов водного режима рек и водохранилищ – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – 246 с. 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.

Просторово-часова характеристика основних чинників формування весняного водопілля в басейні річки Десна

Чорноморець Ю.О., Лук'янець О.І.

У роботі розглядається просторово-часові зміни основних факторів весняного водопілля в сучасних умовах порівняно з періодом кліматичної норми в басейні річки Десни – глибини промерзання ґрунту, її вологості, опадів під час танення снігу, запасів води в снігу.

Ключові слова: весняне водопілля, умови і чинники формування, глибина промерзання, вологість ґрунту, запас води в снігові, просторово-часовий аналіз

Пространственно-временная характеристика основных факторов формирования весеннего половодья в бассейне реки Десна

Черноморец Ю.А., Лукьянец О.И.

В работе рассматриваются пространственные и временные изменения основных факторов весеннего половодья в современных условиях по сравнению с периодом климатической нормы в бассейне реки Десны - глубины промерзания почвы, ее влажности, осадков во время таяния снега, значений запасов воды в снегу.

Ключевые слова: весеннее половодье, условия и факторы формирования, глубина промерзания, влажность почвы, запас воды в снеге, пространственно-временной анализ.

Spatiotemporal characteristics of the major factors shaping the spring flood in basin Desna river

Chornomorets Yu. O., Lukianets O.I.

This paper considers in basin Desna river spatial and temporal changes in the current period compared with the period of climatic norm major factors spring flood - freezing depth of soil, its humidity, rainfall during snowmelt, value stocks of water in the snow.

Keywords: spring flood conditions and factors of formation, freezing depth, soil moisture, water supplies in the snow, spatio-temporal analysis:

Надійшла до редколегії 27.02.2014

УДК 551.55+556.047

Липистій О. В., Лук'янець О. І.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ОЦІНКА СУЧАСНИХ ЗМІН ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНО-ТЕПЛОВОГО БАЛАНСУ РІЧКОВИХ БАСЕЙНІВ (на прикладі річок Велика Вись та Золота Липа)

Ключові слова: водно-тепловий баланс, регіональні зміни клімату, водний режим

Актуальність досліджень. Для забезпечення життєвих потреб населення, економічного розвитку країни поряд з енергетичними ресурсами у ХХІ ст. є актуальними та набувають вирішального значення водні ресурси. Кількісні характеристики водних ресурсів, особливо щорічно відновлюваних вод, необхідні для рішення проблем сучасного та перспективного водозабезпечення населення, промисловості, сільського господарства, у розробці заходів охорони навколишнього середовища. При цьому потрібно не тільки середні багаторічні дані про водні ресурси, їх природну мінливість, але й оцінки сучасних і очікуваних в перспективі їх змін [1-4].

Матеріали і методи досліджень. У динаміці водних ресурсів, у просторово-часовій мінливості стоку річок визначальну роль відіграють кліматичні чинники. Відповідно до рівняння водного балансу, річковий стік є різницею між атмосферними опадами і випаровуванням з поверхні річкового басейну, що дає підставу на практиці розраховувати середній багаторічний стік по опадам і температурі повітря. Метеорологічні умови окремих років формують особливості клімату, які проявляють себе в сучасних рисах мінливості елементів водного режиму річок [3].

Зміни гідрологічного режиму річок прямо пов'язане з двома основними водно-балансовими факторами - змінами в термічному режимі і режимі зволоження.

Об'єктами дослідження є басейни річок Велика Вись і Золота Липа.

Річка Велика Вись тече територією Кіровоградської та Черкаської областей, розташована в південній частині лісостепової зони. Річка є лівою притокою Синюхи і відноситься до басейну Південного Бугу. Протікає в межах Придніпровської височини. Площа басейну складає 2820 км².

Річка Золота Липа — тече в межах Львівської та Тернопільської областей, її басейн розташований в південно-західній частині лісової зони. Є правобережною притокою Дністра. Площа басейну 1390 км². Протікає в межах Подільської височини. Відстань між басейнами досліджуваних річок становить приблизно 500 км [1, 2, 4] .

Для оцінки змін характеристик водно-теплогового балансу в сучасний період в роботі розглядаються зміни середньої річної, сезонної та місячної температури повітря, сум опадів в 1991-2010 рр. відносно періоду кліматичної норми (1961-1990 рр.) та характер реакції їх впливу на стік. Таким чином дається ретроспективний аналіз з метою отримання взаємозв'язку річкового стоку з визначальними його кліматичними факторами.

Результати досліджень і їх обговорення. У басейні р. Велика Вись спостерігається за останні двадцять років стійке зростання приземної температури повітря протягом усього року (рис.1). Середньорічна температура повітря у цей період зросла на 0,7-0,8 °С.

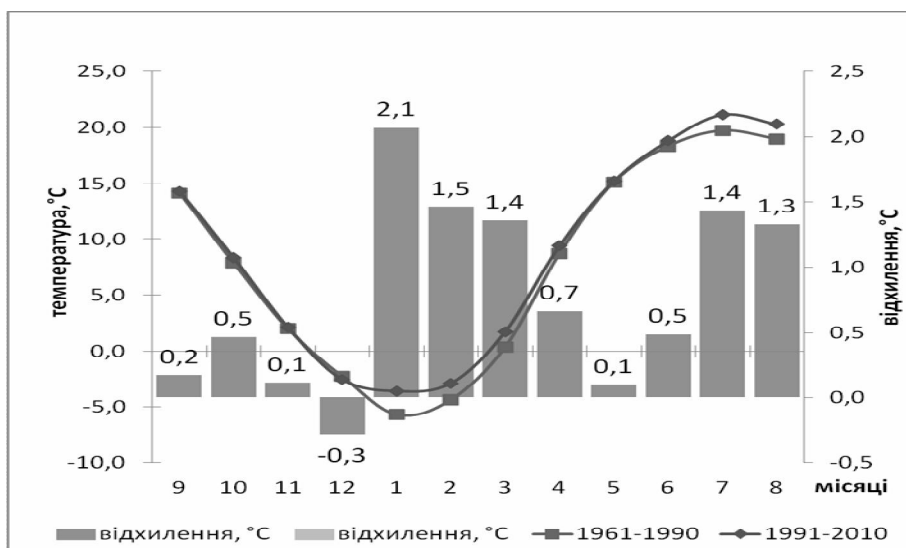


Рис.1. Зміна середньої місячної температури повітря в 1991-2010 рр. відносно кліматичної норми в басейні р. Велика Вись

Найбільший внесок у зміну річної температури мали літній та зимовий сезони (відповідно зростання на 1,1°С та 1,0 °С). При цьому найбільш суттєво підвищилась температура повітря у січні (2,1 °С), лютому (1,5 °С), березні та липні (1,5 °С). Середня температура повітря перехідних сезонів (осені та весни) зросла на 0,2 – 0,7 °С.

Зміни у термічному режимі викликає зміни режиму зволоження. Річна сума опадів у басейні змінилась не суттєво (1,3%), але відбувся їх перерозподіл між сезонами: влітку та взимку відповідно на 9% і 17% менше, а восени та навесні на 21% і 10% більше (рис.2).

Вищевикладені зміни атмосферних процесів і опадів зумовили зміну у стоковому режимі р. Велика Вись в останні десятиріччя. Хоча у сучасний період

середньорічний стік води збільшився лише на 6%, але відбувся чіткий його перерозподіл в році. Найбільш показовим для характеристики стоку є його сезонні зміни (рис.3).

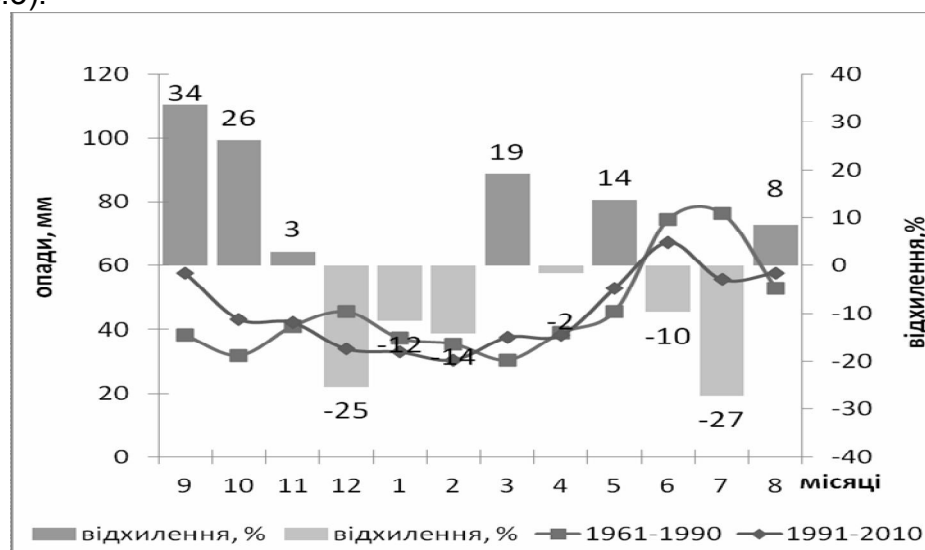


Рис.2. Зміна середньої місячної суми опадів в 1991-2010 рр. відносно кліматичної норми в басейні р. Велика Вись

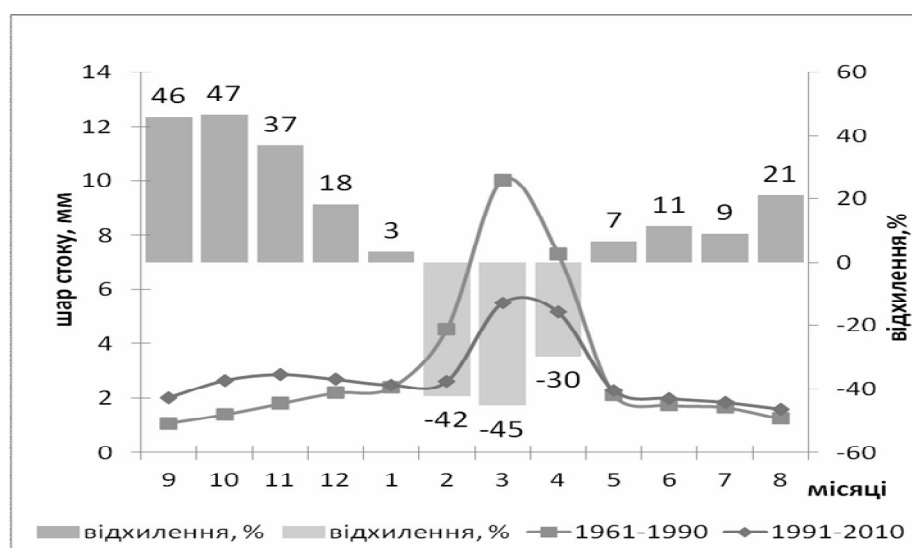


Рис.3. Зміна середнього місячного стоку в 1991-2010 рр. відносно кліматичної норми в басейні р. Велика Вись

В сучасний період відбувається збільшення стоку в меженні періоди (найбільше в осінні місяці – в середньому за сезон на 43%). Значне зменшення річкового стоку спостерігається й у весняний сезон – 23%.

У басейні р. Золота Липа теж спостерігається за останні двадцять років підвищення середньорічної температури повітря (рис.4), яка. у цей період зросла на 0,8-0,9 °С.

Найбільші зміни відбулися в літній та зимовий сезони – відхилення становить 1,2 °С в обидва періоди. Максимальне відхилення було відзначене в січні – збільшення на 2,1 °С. Теплішими стали також лютий, липень та серпень – середня місячна температура збільшилася на 1,4-1,5 °С.

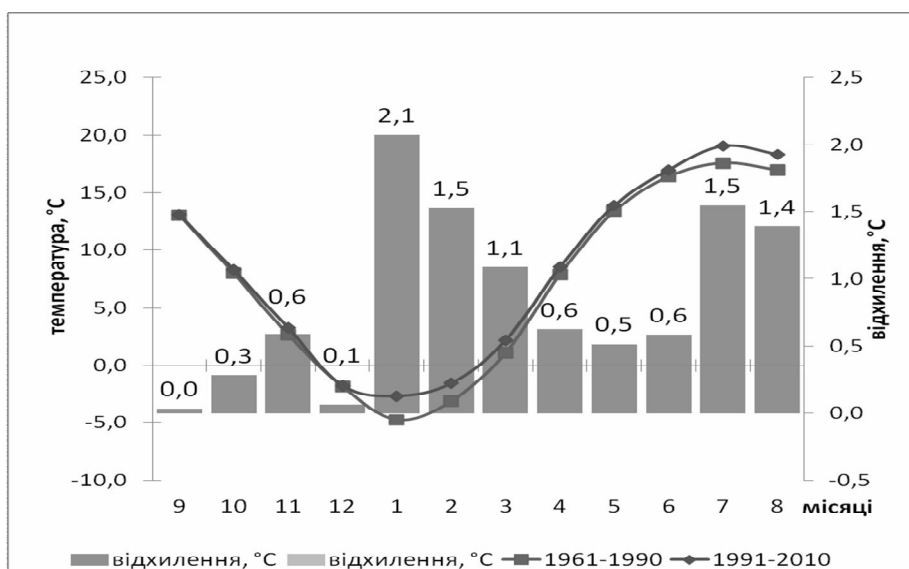


Рис.4. Зміна середньої місячної температури повітря в 1991-2010 рр. відносно кліматичної норми в басейні р. Золота Липа

Треба відмітити, що у двох досліджуваних басейнах спостерігається синхронність у змінах температурного режиму протягом року.

Щодо змін у зволоженості басейну р. Золота Липа, то вони в порівнянні зі змінами в басейні р. Велика Вись є теж синхронними, але менш різкими. Річна сума опадів у басейні майже не змінилась (0,9%), відбувся перерозподіл сум опадів між сезонами у сучасний період відносно періоду кліматичної норми: восени та навесні спостерігалось збільшення відповідно на 11% і 2%, влітку та взимку – зменшення відповідно на 1% і 8%. (рис.5). Найбільш зволоженими стали вересень (21%) та березень (18%). Найбільше зменшення опадів відбулось в грудні (20%), січні (16%) та в червні (12%).

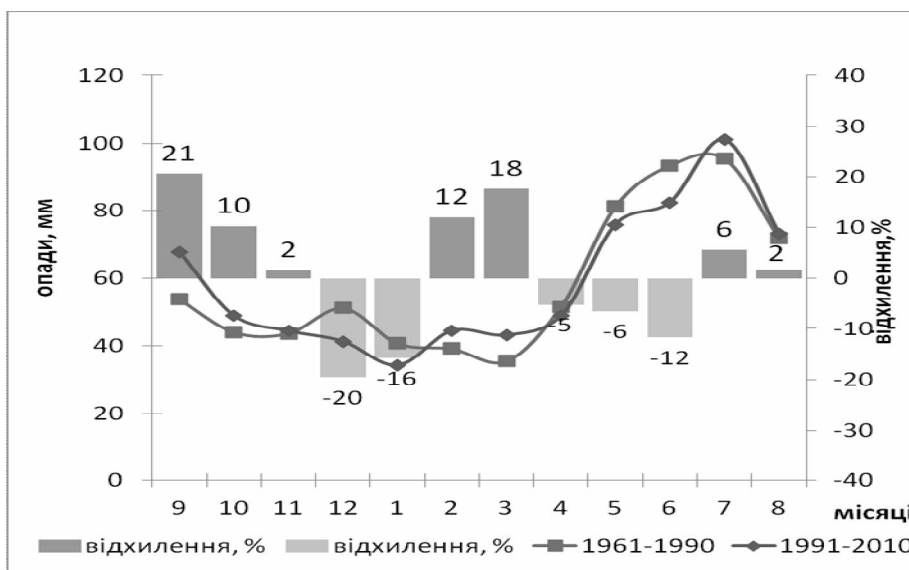


Рис. 5. Зміна середньої місячної суми опадів в 1991-2010 рр. відносно кліматичної норми в басейні р. Золота Липа

У сучасний період середньорічний стік води р. Золота Липа збільшився на 7% відносно періоду кліматичної норми (1961-1990 рр.) , у холодний період стік зріс на 11%, а за теплий – на 3%. Спостерігається збільшення стоку у всі сезони, особливо у зимовий період – на 15%, восени - на 8%, незначне збільшення навесні та влітку – на 3% (рис.6). Зменшення відбулось лише в квітні (на 3%).

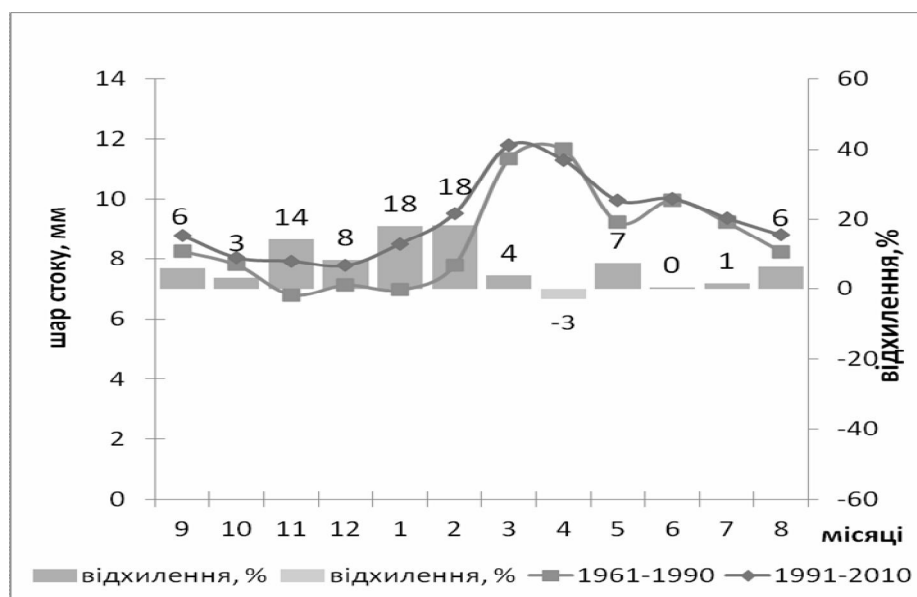


Рис.6. Зміна середнього місячного стоку в 1991-2010 рр. відносно кліматичної норми в басейні р. Золота Липа

Отримавши кількісні значення змін у температурі повітря, у зволоженості та режимі стоку води досліджуваних річок в 1991-2010 рр. відносно періоду кліматичної норми (1961-1990 рр.), проведена оцінка впливу змін кліматичних показників на річковий стік з метою отримання взаємозв'язку між ними [5-6] (табл.).

Таблиця. Оцінка взаємозв'язку змін річкового стоку ΔY зі змінами метеорологічних параметрів (кількості опадів ΔP , температури повітря ΔT) у басейнах р. Велика Вись та р. Золота Липа

період	Коефіцієнти множинної кореляції R_r залежності $\Delta Y = f(\Delta P, \Delta T)$	
	Велика Вись	Золота Липа
холодний період	0,66	0,68
теплий період	0,70	0,71
рік	0,70	0,84

Якщо розглядати міжрядні зв'язки для теплового та холодного періодів та року у цілому для р. Велика Вись, то зворотний зв'язок спостерігається між змінами в кількості опадів ΔP і температурному режимі повітря ΔT (з коефіцієнтами парної кореляції $r = -0,48 \dots -0,75$), також між змінами у температурі повітря ΔT та річковому стоці ΔY ($r = -0,51 \dots -0,80$). Прямий зв'язок проявляється між змінами у кількостях опадів ΔP і річковому стоці ΔY ($r = 0,44 \dots 0,64$). Якщо аналізувати залежності за зазначені періоди, то найбільш тісні зв'язки отримано для теплового періоду: для $\Delta P = f(\Delta T)$ коефіцієнт кореляції $-0,75$, $\Delta Y = f(\Delta T) - r = -0,80$, $\Delta Y = f(\Delta P) - r = 0,64$.

Коефіцієнти множинної кореляції (R_r) між змінами річкового стоку та визначальними його кліматичними факторами (температура повітря, кількість опадів) для теплого (ТП) та холодного (ХП) періодів та року у цілому (РІК) відповідно дорівнюють $R_{r\text{ТП}} = 0,70$, $R_{r\text{ХП}} = 0,66$, $R_{r\text{РІК}} = 0,70$.

Також проаналізуємо міжрядні зв'язки для р. Золота Липа. Майже всі зв'язки за холодний і теплий період та рік є прямими, зворотнім є зв'язок лише між кількістю опадів та температурою повітря в теплий період ($r=0,3$). Найбільш тісними виявились зв'язки в холодний період: для $\Delta P = f(\Delta T)$ коефіцієнт кореляції $0,33$, $\Delta Y = f(\Delta T) - r = 0,33$, $\Delta Y = f(\Delta P) - r = 0,57$.

Коефіцієнт множинної кореляції між змінами річкового стоку та температурою повітря, кількістю опадів в басейні р. Золота Липа є наступними: для теплого періоду (ТП) $R_{r\text{ТП}} = 0,71$, для холодного періоду (ХП) , $R_{r\text{ХП}} = 0,68$, та для року у цілому (РІК) дорівнює $R_{r\text{РІК}} = 0,84$.

Висновки. Виконані дослідження регіональних змін основних водно-теплових співвідношень у поточних умовах сприяють оцінці очікуваних їхніх змін у перспективі. Рівняння взаємозв'язку можуть бути використані в прогностичних цілях у змінах з використанням різних сценаріїв клімату. Такі дослідження треба проводити для різних річкових водозборів, тому що дія кліматичних факторів на річковий стік значною мірою коригується особливостями географічного положення території та її рельєфом.

Список літератури

1. Вишневський В. І. Річки і водойми України. Стан і використання / В. І. Вишневський. – К. : Віпол, 2000. – 376 с. 2. Вишневський В. І. Гідрологічні характеристики річок України / В. І. Вишневський, О. О. Косовець. – К. : Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 3. Гребінь В. В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз) / В. В. Гребінь. – К. : Ніка-центр, 2010. – 316 с. 4. Географічна енциклопедія України : у 3-х т. / відпов. ред. О. М. Маринич – К. : УРЕ, 1989 -1993. 5. Гидрологические и водобалансовые расчеты / под ред. Н. Г. Галущенко – К. : Вища школа, 1987. – 176 с. 6. Методичні вказівки до виконання практичних робіт з дисципліни «Математичні методи в гідрометеорології» / Упорядник О. І. Лук'янець. – К. : ВПЦ «Київ. університет», 2010. – 60 с.

Оцінка сучасних змін характеристик водно-теплого балансу річкових басейнів (на прикладі річок Велика Вись та Золота Липа)

Липистій О.В., Лук'янець О.І.

У роботі розглядаються оцінки зміни елементів водно-теплого балансу басейнів річок Велика Вись та Золота Липа за період ХХ ст. і дається ретроспективний аналіз з метою отримання взаємозв'язку річкового стоку з визначальними його кліматичними факторами. Зміни гідрологічного режиму річок прямо пов'язане з двома основними водно-балансовими факторами - змінами в термічному режимі і режимі зволоження. Дія цих факторів певною мірою коригується особливостями географічного положення території та її рельєфом.

Ключові слова: водно-тепловий баланс, регіональні зміни клімату, водний режим.

Оценка современных изменений характеристик водно-теплого баланса речных бассейнов (на примере рек Большая Вись и Золотая Липа)

Липистий А.В., Лукьянец О.И.

В работе рассматриваются оценки изменения элементов водно-теплого баланса бассейнов рек Большая Вись и Золотая Липа за период ХХ века и дается ретроспективный анализ с целью получения взаимосвязи речного стока с определяющими его климатическими факторами. Изменения гидрологического режима рек напрямую связано с двумя основными водно-балансовыми факторами - изменениями в термическом режиме и режиме увлажнения. Действие этих факторов в определенной степени корректируется особенностями географического положения территории и ее рельефом.

Ключевые слова: водно-тепловой баланс, региональные изменения климата, водный режим.

**Evaluation of modern changes in the characteristics of water-heat balance of river basins
(for example rivers Welyka Wys and Zolota Lipa)**

Lypystiy O.V., Lukianets O.I.

In this paper, we consider estimates change elements of water-heat balance basins of the rivers Welyka Wys and Zolota Lipa for the period of the twentieth century and provides a retrospective analysis in order to obtain the relationship streamflows determine its climatic factors. Changes in the hydrological regime of rivers is directly related to the two main water-balance factors - changes in the thermal regime and humidification mode . Effect of these factors to some extent corrected specific geographical situation of the territory and its topography.

Keywords: water-heat balance, regional climate change, water regime.

Надійшла до редколегії 04.03.2014

УДК [(556.114:546.28) 550.461] 001.891

Жежеря Т.П., Линник П.М.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ СИЛІЦІЮ В СИСТЕМІ „ДОННІ ВІДКЛАДИ – ВОДА” ЗА ДІЇ РІЗНИХ ЧИННИКІВ СЕРЕДОВИЩА

Ключові слова: силіцій; донні відклади; аеробні умови; анаеробні умови; рН

Постановка та актуальність проблеми. Донні відклади – це складна динамічна система, важливий чинник формування гідрохімічного режиму водойм та якості води в них зокрема, оскільки саме донні відклади здатні до накопичення у своєму складі значних кількостей хімічних елементів, у тому числі забруднювальних. У цьому, насамперед, і полягає їхня роль у самоочищенні водного середовища. Хоча, з іншого боку, за певних умов (зміна рН та окисно-відновного потенціалу (Eh) на межі розділення фаз „донні відклади – вода”, дефіцит розчиненого кисню у воді та самих донних відкладах тощо), коли відбувається порушення рівноваги в системі „донні відклади – вода”, ті ж самі донні відклади можуть бути потенційним джерелом вторинного забруднення водного середовища різними хімічними сполуками. Це, в свою чергу, розглядається як негативне явище у функціонуванні водних екосистем, що проявляється також і на життєздатності гідробіонтів. Силіцій не належить до забруднювальних хімічних елементів поверхневих природних вод, однак з’ясування особливостей його міграції в системі „донні відклади – вода” становить значний науковий інтерес для прогнозування його поведінки та трансформації співіснуючих форм за дії різних чинників. Найчастіше значно більшу увагу приділяють вивченню міграційної рухливості інших біогенних елементів (нітрогену, фосфору, феруму), деяких груп розчинених органічних речовин та сполук металів [3, 6–8, 11, 13, 15]. Однак подібні роботи, які б стосувалися дослідження міграції силіцію в системі „донні відклади – вода”, на жаль, відсутні. Тому **метою** нашої роботи було з’ясування особливостей міграції сполук силіцію з донних відкладів за дії аеробних і анаеробних умов та зміни рН водного середовища.

Матеріали і методи досліджень. Вивчення особливостей міграції силіцію в системі „донні відклади – вода” проводилось шляхом експериментальних досліджень, під час яких вивчався вплив кисневого режиму, зокрема аеробних і анаеробних умов, та змін рН природної води на його міграцію. Було також приділено увагу дослідженню сукупної дії чинників – зниження рН та аеробних умов, оскільки при зниженні рН самовільно виникає дефіцит кисню. Для експерименту використовували 6 пластикових ємкостей об’ємом 6 дм³ кожна.

В першій експериментальній системі знаходилася лише природна вода з верхньої ділянки Канівського водосховища (затока Собаче Гирло). У наступних п’яти акваріумах знаходились свіжовідібрані донні відклади і вода у співвідношенні 1:10. За результатами гранулометричного аналізу склад донних відкладів був таким: пісок (> 0,15 мм) – 19,6%, мул крупний (0,15–0,05 мм) – 40,2%, мул середній (0,05–0,015 мм) – 29,6%, мул дрібний (0,015–0,005 мм) – 7,7%, глина (0,005–

0,0015 мм) – 2,9%. Вміст води у донних відкладах становив 85,7%, а вміст органічних речовин у їхньому складі, за результатами визначення втрат при прожарюванні (ВПП), – 15,8%. У другій експериментальній системі досліджувався вплив аеробних, а в третій – анаеробних умов на міграцію силіцію з донних відкладів у водне середовище. Для створення анаеробних умов використовували сульфід натрію (Na_2SO_3). Дослідження впливу зміни рН води на міграцію силіцію в системі “донні відклади – вода” проводили в четвертій, п’ятій і шостій експериментальних системах. Для зниження величини рН води у четвертому та шостому акваріумах до значень $\sim 6,0$ краплинно додавали концентровану оцтову кислоту (CH_3COOH), а для її підвищення у п’ятій експериментальній системі до значення $\sim 9,5$ – відповідно 8 моль/дм³ розчин NaOH.

Дослідження сукупної дії чинників, зокрема зниження рН і формування аеробних умов здійснювали у шостій експериментальній системі, в якій при зниженні рН застосовували штучну аерацію води за допомогою електричного компресора. Швидкість подачі повітря становила 1,2 см³/с.

Протягом експерименту, який тривав 14 діб, контролювали рН води за допомогою рН-метра 150 МИ (Росія), вміст у воді розчиненого кисню визначали загальноприйнятим методом Вінклера, а концентрацію $\text{Si}_{\text{розч}}$ – фотометричним методом у вигляді відновленої форми силіціймолібденової гетерополікислоти [2]. Вміст завислої форми силіцію визначали у початковій природній воді і у воді з кожного акваріума через 14 діб експерименту. Додатково досліджували вміст силіцію у складі зависі, яка утворювалася протягом експерименту та седиментувала на дно експериментальної системи, а також у складі оксидної плівки. Для цього на початку експерименту на дні експериментальних систем встановлювали пластикові уловлювачі завислих речовин площею 60,8 см². Після закінчення експерименту уловлювачі обережно витягували із експериментальних систем та, застосовуючи мембранну фільтрацію з використанням фільтрів “Synpor” з діаметром пор 0,4 мкм (Чехія), відокремлювали завислу форму силіцію від розчиненої. Вміст силіцію у складі зависі визначали після “мокрого спалювання” мембранних фільтрів із зависсю та подальшої гідротермальної обробки залишку завислих речовин у сильнолужному розчині NaOH протягом 5 год при температурі 230°C.

Розподіл сполук силіцію за знаком заряду у поровому розчині донних відкладів досліджували за допомогою йонообмінної хроматографії шляхом послідовного його пропускання через колонки, заповнені йонообмінними целюлозами – діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ-целюлозою) та карбоксиметилцелюлозою (КМ-целюлозою). Для дослідження молекулярно-масового розподілу сполук розчиненого силіцію ($\text{Si}_{\text{розч}}$) використовували метод гель-хроматографії [10].

Гранулометричний склад донних відкладів досліджували за допомогою вагового седиментометра [14]. Вміст силіцію у складі різних фракцій донних відкладів знаходили фотометрично після застосування до кожної з них постадійного екстрагування згідно методики [17]. Концентрацію силіцію, що знаходився у залишковій фракції донних відкладів, визначали після її гідротермальної обробки, як зазначено вище.

Вміст силіцію, що входить до складу діатомових водоростей ($\text{Si}_{\text{діор}}$), які містяться у донних відкладах, визначали відповідно до методики, описаної в роботі [1].

Результати досліджень та їх обговорення. Як показали результати експериментальних досліджень, для природної води з першого акваріума,

порівняно з іншими експериментальними системами, характерні незначні коливання концентрації розчиненого кисню (рис. 1). Так, протягом усього експерименту вміст кисню знаходився в межах 5,1–6,7 мг/дм³, а насичення води киснем у цьому акваріумі становило відповідно 62,0–81,3%.

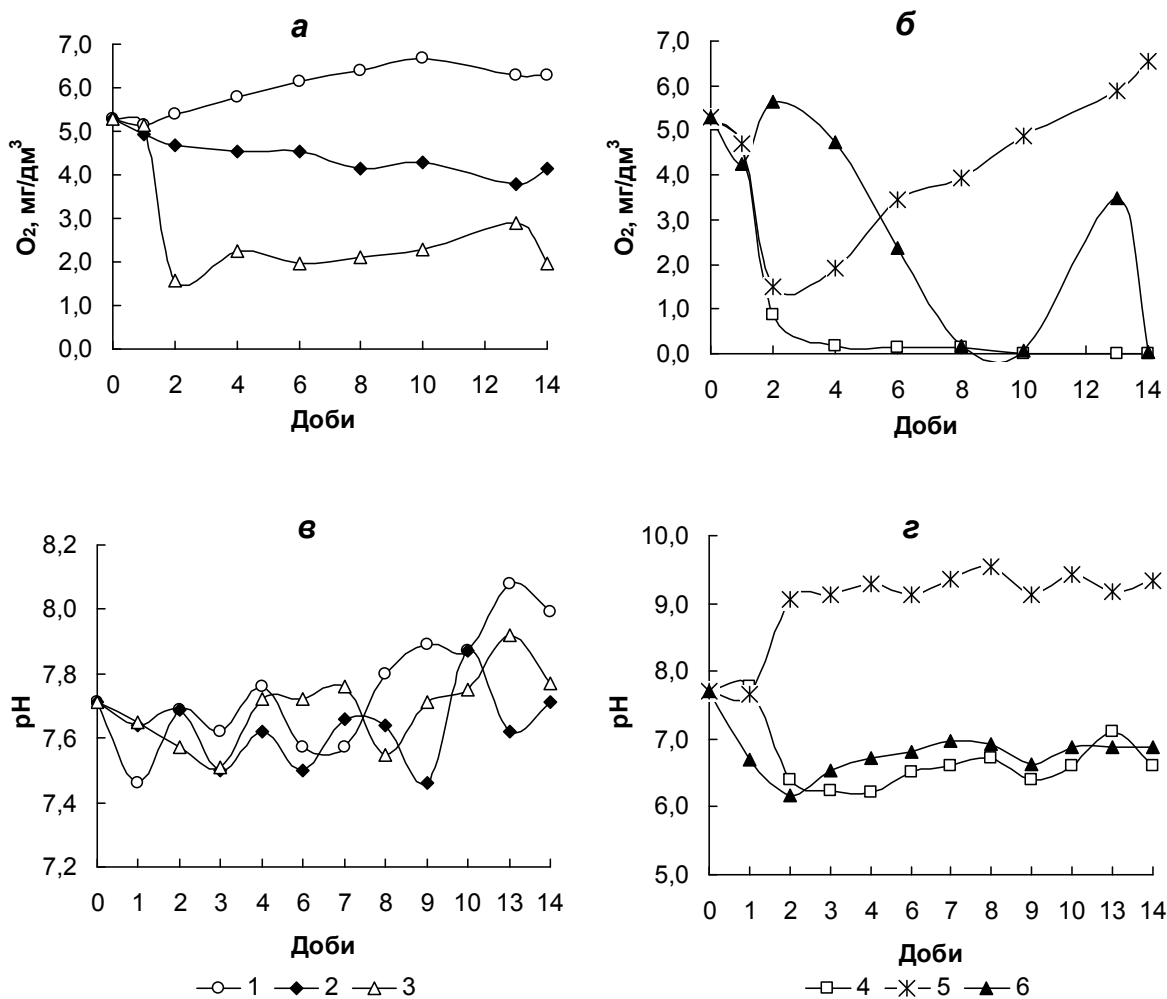


Рис.1. Зміна концентрації розчиненого кисню (а, б) і величини pH (в, г) у воді експериментальних систем після її взаємодії з донними відкладами (ДВ) за дії різних чинників

Тут і на рис. 2, 4 і 5: 1 – природна вода; 2 – природна вода + ДВ (аеробні умови; pH 7,5–7,9); 3 – природна вода + ДВ (анаеробні умови; pH 7,5–7,9); 4 – природна вода + ДВ (~pH 6,5); 5 – природна вода + ДВ (pH ~9,5); 6 – природна вода + ДВ (pH 6,2–6,9 + штучна аерація)

Слід зазначити, що вміст розчиненого кисню у початковій природній воді був недостатньо високим, що зумовлено, очевидно, порівняно високою кольоровістю води навесні (68,3°Cr–Co шкали), а отже, підвищеним вмістом у ній гумусових речовин, на окиснення яких, як відомо, також витрачається кисень. Водночас, у воді другого акваріуму внаслідок її взаємодії з донними відкладами, вміст розчиненого кисню з кожним днем помітно зменшувався. Це було зумовлено, насамперед, його витратами на процеси окиснення речовин як у самій воді, так і в донних відкладах, а також тих речовин, що мігрували з їхнього складу до водної товщі (див. рис. 1, а). Вже наприкінці експерименту концентрація розчиненого

кисню в цій системі становила $3,8 \text{ мг/дм}^3$, а насичення води киснем не перевищувало 44,8%. У третьому акваріумі, де штучно створювався дефіцит кисню, концентрація розчиненого кисню знижувалась до $1,6 \text{ мг/дм}^3$ з подальшим незначним її зростанням до кінця експерименту.

Стосовно величини рН у перших трьох акваріумах слід зазначити, що суттєвих відмінностей для цього показника нами не було відмічено (див. рис. 1 в). У решті систем значення рН води впродовж експерименту підтримувалося на певному рівні: у четвертій – $\sim 6,5$ з незначними коливаннями, у шостій – спочатку $\sim 6,5$, а в подальшому – ближче до 7,0, а у п'ятій – $\sim 9,5$ (див. рис. 1, г). Необхідно зауважити, що задані величини рН було важко підтримувати на потрібному рівні, що зумовлено впливом процесів, які постійно відбуваються в системі „донні відклади – вода”.

Стосовно вмісту кисню у воді четвертої системи слід зазначити, що різке зниження його концентрації (до $0,9 \text{ мг/дм}^3$) спостерігалось вже на 2-у добу експерименту, а починаючи з 10-ї доби, вона взагалі знизилась до аналітичного нуля (див. рис. 1, б). Порівняно з четвертим акваріумом, у воді шостого експериментального акваріума різкого зниження вмісту кисню ще на початку дослідження не спостерігалось. Це зумовлено, очевидно, додатковою штучною аерацією цієї експериментальної системи, яка створювала значне насичення води киснем. Різке зниження вмісту кисню (до $0,2 \text{ мг/дм}^3$) було відмічене лише на 8-у добу експерименту (див. рис. 1, б). Дещо інший характер змін вмісту кисню спостерігався у воді п'ятого акваріума. Тут вже на 3-ю добу експерименту його концентрація знизилася до $1,5 \text{ мг/дм}^3$, а починаючи з 6-ї доби, навпаки, відбулося помітне її зростання із досягненням максимальних значень ($6,5 \text{ мг/дм}^3$, 78,9% насичення) наприкінці дослідження (див. рис. 1, б).

Нижче (рис. 2) наведено результати експериментальних досліджень міграції силіцію з донних відкладів у водну товщу за дії різних чинників. Виявилось, що надходження силіцію з донних відкладів має свої особливості, відмінні від тих, що були раніше описані для інших біогенних елементів [8].

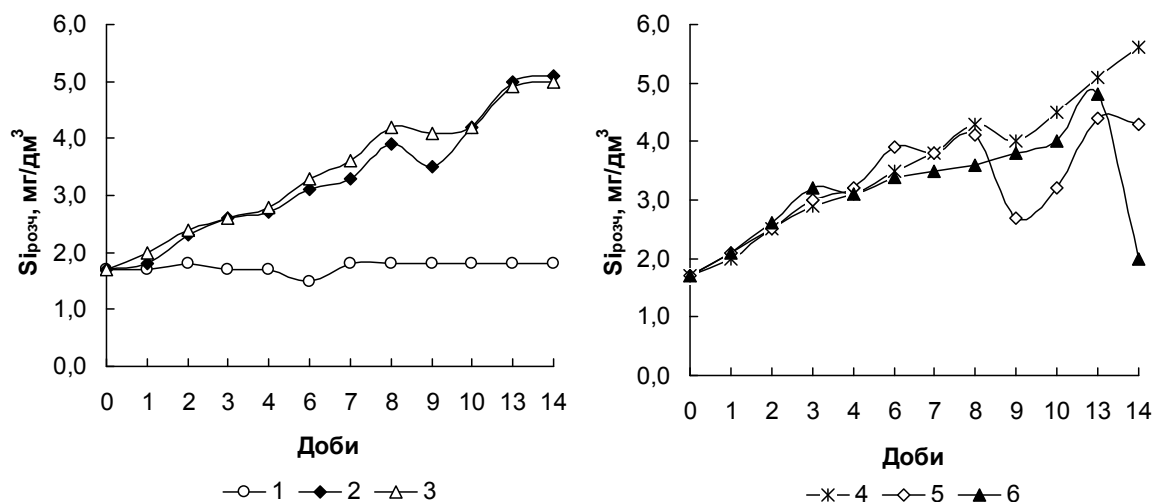


Рис.2. Зміна концентрації $Si_{розч}$ у воді експериментальних систем після її взаємодії з донними відкладами за дії різних чинників

За дії як аеробних, так і анаеробних умов щодня протягом експерименту до водної товщі з донних відкладів надходила майже однакова кількість $Si_{розч}$, що, очевидно, свідчить про відсутність впливу зміни вмісту розчиненого у воді кисню на

міграційну рухливість силіцію (рис. 3). Так, на 14-у добу експерименту було виявлено, що вміст $Si_{розч}$ у воді за дії як аеробних, так і анаеробних умов водного середовища був близьким і становив відповідно 5,1 і 5,0 $мг/дм^3$.

Аналізуючи вплив різних величин рН водної фази на надходження $Si_{розч}$ з донних відкладів, необхідно зазначити, що протягом перших 8-ми діб експерименту щоденно надходили майже однакові його кількості, а починаючи вже з 10-ї доби, вони дещо збільшилися і вміст $Si_{розч}$ за дії понижених значень рН був вищим, аніж при рН $\sim 9,5$ (див. рис. 3). Крім того, порівняно з іншими експериментальними системами, саме в четвертій із них було відмічено максимальні концентрації $Si_{розч}$ (див. рис. 2; 3).

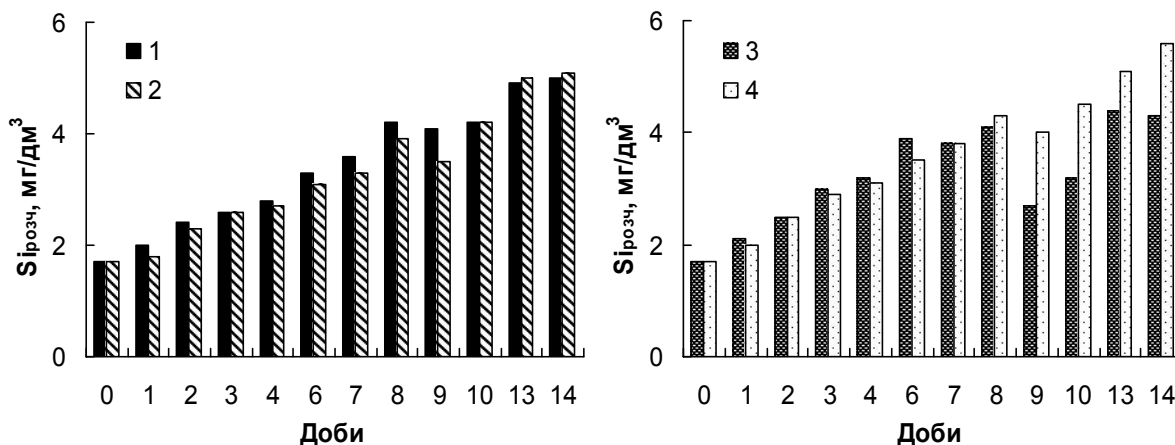


Рис. 3. Зміна концентрації $Si_{розч}$ у воді експериментальних систем за дії:
1 – анаеробних умов; 2 – аеробних умов; 3 – підвищення величини рН до $\sim 9,5$; 4 –
зниження величини рН до $\sim 6,5$

Для порівняльної оцінки та з'ясування ролі окремих чинників у міграції силіцію в системі „донні відклади – вода” нижче (рис. 4) наведено максимальні величини концентрації $Si_{розч}$ у воді експериментальних систем. Можна пересвідчитися, що зниження рН найбільше впливає на міграцію силіцію з донних відкладів.

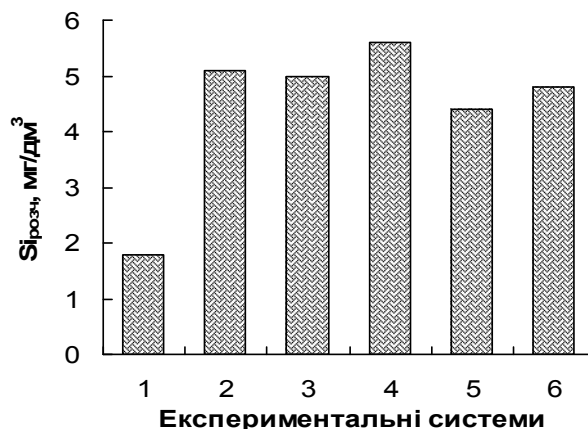


Рис. 4. Максимальні величини концентрації $Si_{розч}$ у воді експериментальних систем після її взаємодії з донними відкладами за дії різних чинників

З метою отримання повнішої інформації стосовно міграційної рухливості силіцію в системі “донні відклади – вода” та його надходження з донних відкладів до водної товщі нами було використано його загальну концентрацію на 14-ту добу

експерименту (рис. 5). Зумовлено це, насамперед, тим, що залежно від умов водного середовища може відбуватися трансформація співіснуючих форм силіцію, тобто перехід його розчинної форми у завислу чи навпаки. Так, концентрація загального силіцію ($Si_{\text{заг}}$) у початковій природній воді наприкінці експерименту становила лише $1,9 \text{ мг/дм}^3$, а максимальні величини його вмісту у воді четвертої і п'ятої експериментальних систем – відповідно $19,6$ і $14,1 \text{ мг/дм}^3$. Враховуючи також концентрацію силіцію, що знаходився у складі оксидної плівки ($0,4 \text{ мг/дм}^3$), утвореної на поверхні води четвертої експериментальної системи, загальний вміст силіцію збільшився до $20,0 \text{ мг/дм}^3$. Отже, протягом експерименту силіцій найінтенсивніше надходив з донних відкладів у водне середовище в експериментальній системі, де підтримувалось слабокисле середовище. Крім того, як показали результати експерименту, досить інтенсивно відбувалась міграція силіцію також і у п'ятій експериментальній системі, де було слаболужне середовище (див. рис. 5). Таким чином, на міграцію силіцію в системі „донні відклади – вода” найбільший вплив спричинює зміна рН водного середовища, аніж зміна кисневого режиму. Так, на 14-у добу експериментального дослідження у четвертій і п'ятій експериментальних системах концентрація $Si_{\text{заг}}$ збільшилася відповідно в $10,5$ і $7,4$ рази порівняно з контролем, тоді як у другій і третій експериментальних системах – відповідно лише в $3,5$ і $3,1$ рази порівняно із загальним його вмістом у природній воді. Отже, зниження рН води сприяло найбільшому надходженню силіцію з донних відкладів та його трансформації з розчинної форми у завислу, а також знаходженню певної частини силіцію у складі оксидної плівки, яку можна віднести до завислої форми досліджуваного елемента. Найвірогідніше, знаходження силіцію у складі утвореної оксидної плівки у четвертій експериментальній системі зумовлене процесами його адсорбції на аморфних частинках зависі, що утворилися на межі розділення фаз у процесі окиснення $Fe(II)$ і $Mn(II)$ відповідно до $Fe(III)$ та $Mn(IV)$.

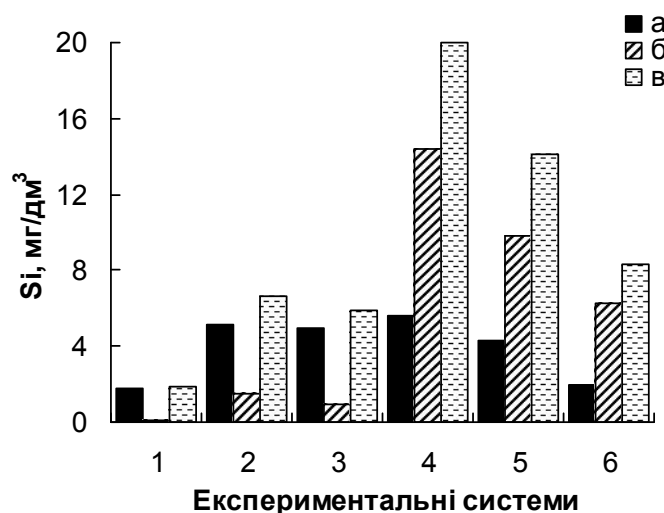


Рис. 5. Вміст розчиненого (а), завислого (б) та загального (в) силіцію у воді експериментальних систем після її взаємодії з донними відкладами через 14 діб експерименту за дії різних чинників

Як відомо, зниження рН водного середовища викликає самовільне зниження концентрації розчиненого кисню, тобто формування анаеробних умов. Звідси постає питання, як саме кисневий режим впливає на міграцію силіцію з донних відкладів до водного середовища за зниження рН? У зв'язку з цим виникла необхідність створення шостої експериментальної системи, в якій досліджувалася

сукупна дія чинників – зниження рН та формування аеробних умов. У даному випадку ця система була контрольною по відношенню до четвертої експериментальної системи. Згідно одержаних результатів досліджень (див. рис. 5) видно, що найкраще силіцій мігрував з донних відкладів у воду за сукупної дії чинників, коли при зниженні рН виникали також і анаеробні умови. В той же час, за понижених величин рН води (6,2–6,9) та штучної аерації, десорбція силіцію з донних відкладів у шостій експериментальній системі відбувалося меншою мірою, ніж у четвертій експериментальній системі. Так, за загальним вмістом силіцію, його концентрація при зниженні рН і додатковій аерації виявилася майже у 2,5 рази меншою порівняно із системою, де проводили лише зниження рН води (4-та система), а формування дефіциту кисню відбувалося самотовільно. Також ці результати досліджень дали змогу зрозуміти, що саме зниження рН води – це первинний чинник, який найбільше впливає на міграційну рухливість силіцію в системі „донні відклади – вода”, тоді як анаеробні умови, які при цьому виникають, лише підсилюють цей вплив. Однак самі по собі анаеробні умови впливають майже так само, як і аеробні на міграцію силіцію з донних відкладів у водне середовище (див. рис. 5).

Надходження речовин з донних відкладів у воду, що контактує з ними, відбувається переважно за рахунок їхньої молекулярної дифузії з порових розчинів. Швидкість останньої залежить від градієнта концентрації речовин, які містяться у поровому розчині донних відкладів і у самій воді, та від коефіцієнта дифузії [9]. У поровому розчині концентрація $Si_{розч}$ становила $10,0 \text{ мг/дм}^3$. Методом йонообмінної хроматографії встановлено, що переважна частина $Si_{розч}$ (майже 91%) знаходилася у складі сполук нейтральної фракції (рис. 6). Серед них домінували сполуки з молекулярною масою $<0,2 \text{ кДа}$ (92,4%), які цілком очевидно, характеризуються найбільшою швидкістю молекулярної дифузії. Оскільки концентрація $Si_{розч}$ у поровому розчині значно перевищує його вміст у природній воді, тому з донних відкладів до водної товщі він мігрує шляхом дифузії за градієнта концентрації.

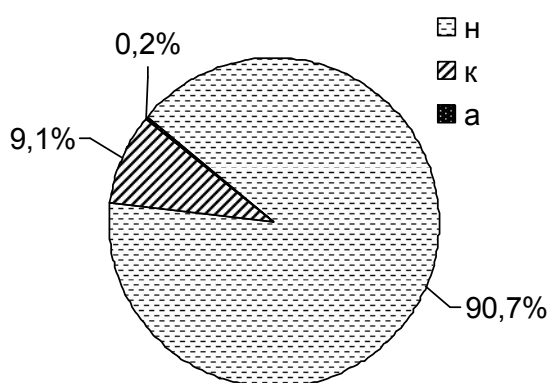


Рис. 6. Розподіл сполук силіцію за знаком заряду у поровому розчині досліджуваних донних відкладів: а, к, н – відповідно аніонна, катіонна і нейтральна фракції

В свою чергу, до порового розчину силіцій може надходити з твердої фази донних відкладів, насамперед, з обмінної, карбонатної і оксидної фракцій. Тому для з'ясування оцінки рухливості силіцію та його розподілу між різними фракціями донних відкладів, було проведено їхнє постадійне екстрагування згідно методики [17]. Як відомо, хімічні елементи у різних фракціях донних відкладів характеризуються різною рухливістю. Вони мають більшу рухливість, коли

містяться у складі обмінної, карбонатної та оксидної фракцій і вважаються малорухливими за умови переважного знаходження в органічній та залишковій фракціях донних відкладів. В зв'язку з цим виникла необхідність дослідження вмісту силіцію у складі вище зазначених фракцій донних відкладів. Згідно результатів наших досліджень, вміст силіцію у складі перших трьох фракцій становив 1,83 мг/г сухої маси донних відкладів. Зокрема, в обмінній фракції концентрація силіцію складала 0,03 мг/г, в карбонатній – 0,40 мг/г, а в оксидній – 1,40 мг/г. Оскільки силіцій – це основний мінералоутворюючий елемент, тому слід було очікувати, що серед усіх фракцій донних відкладів він домінує у складі залишкової фракції, де його концентрація складала 666,9 мг/г, що становить відповідно 99,7% від загального вмісту у донних відкладах (таблиця). Не зважаючи на те, що відносний вміст рухливого силіцію у складі донних відкладів не перевищував 0,3%, його абсолютна концентрація досягає немалих значень. Це означає, що за певних умов (зниження або зростання рН води) саме з цих фракцій донних відкладів силіцій буде надходити до порового розчину. Останній, як відомо, є своєрідним „депо” розчинених форм багатьох хімічних елементів, які в результаті молекулярної дифузії чи скаламучення донних відкладів можуть мігрувати у водне середовище [12]. Згідно проведених розрахунків, максимальна концентрація силіцію, який може надходити з перших трьох фракцій донних відкладів спочатку до порового розчину, а потім і до водного середовища експериментальних систем, становить майже 29,7 мг/дм³.

Таблиця. Фракційний розподіл силіцію у донних відкладах, що використовувались в експериментальних дослідженнях

Вміст силіцію у різних фракціях донних відкладів				
Обмінна	Карбонатна	Оксидна	Органічна	Залишкова
$\frac{0,03 \text{ мг/г}}{0,004\%}$	$\frac{0,4 \text{ мг/г}}{0,1\%}$	$\frac{1,4 \text{ мг/г}}{0,2\%}$	$\frac{0,01 \text{ мг/г}}{0,001\%}$	$\frac{666,9 \text{ мг/г}}{99,7\%}$

Примітка. Над рискою – абсолютні величини, під рискою – відносні значення з розрахунку до загальної концентрації силіцію в донних відкладах.

Результати досліджень показали, що найбільший вміст силіцію характерний для оксидної фракції. Це, вірогідно, пов'язано з тим, що за певних умов утворюються аморфні гідроксиди феруму і мангану, які є добрими сорбентами щодо інших хімічних елементів [4]. Не виключено, що до таких хімічних елементів належить і силіцій. В результаті виникнення відновлювальних умов ці гідроксиди можуть розчинятися, а сорбовані ними хімічні елементи – вивільнятися та мігрувати у водне середовище.

Враховуючи особливості силіцію як біогенного елемента та його здатність накопичуватися у складі діатомових водоростей, можна очікувати, що частина діатомового фітопланктону після відмирання депонуватиметься у донних відкладах. У подальшому, в результаті його розчинення, до порового розчину буде також надходити і розчинений силіцій [5]. До того ж відомо, що швидкість розчинення кремнезему, який входить до складу діатомей, на п'ять порядків величин вища, ніж силікатних мінералів [цит. за 16]. Тому для оцінки ролі біотичної складової у надходженні розчиненого силіцію з донних відкладів до водного середовища нами було використано величину концентрації $\text{Si}_{\text{біог}}$, що входить до складу діатомових

водоростей, які містяться у цих донних відкладах. Згідно результатів дослідження, вміст $\text{Si}_{\text{біог}}$ у складі досліджуваних донних відкладів становив 1,1 мг/г або 0,11% від їхньої сухої маси.

Висновки. На підставі результатів проведених експериментальних досліджень виявлено деякі особливості міграційної рухливості силіцію в системі „донні відклади – вода”. Встановлено, що зміна величини рН води в системі „донні відклади – вода” в бік зниження або підвищення – це найважливіший чинник, що сприяє інтенсивному надходженню силіцію з донних відкладів у водне середовище. Водночас, зміна кисневого режиму не проявляє помітного впливу на міграцію силіцію в системі „донні відклади – вода”, оскільки як за аеробних, так і за анаеробних умов до водної товщі надходить майже однакова кількість силіцію. Крім того, результати досліджень засвідчили, що максимальні кількості силіцію надходили за сумісної дії чинників – зниження рН і самовільного формування анаеробних умов. Так, за сумісної дії зазначених чинників концентрація $\text{Si}_{\text{заг}}$ збільшилася в 10,5 разів порівняно з його вмістом у початковій природній воді. Міграція силіцію з донних відкладів до водного середовища відбувається шляхом молекулярної дифузії з порового розчину сполук, молекулярна маса яких становить $< 0,2$ кДа, тобто у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти. Частка цих сполук у поровому розчині досягає 92,4% $\text{Si}_{\text{нейтр}}$. Вміст рухливого силіцію у складі донних відкладів становив 1,83 мг/г. Це, очевидно, дозволяє, за певних умов (зміна рН водного середовища), вивільнитися силіцію з донних відкладів та переходити в розчиненому стані до порового розчину, а надалі – до водної фази, що контактує з донними відкладами.

Список літератури

1. Аккумуляция биогенного кремнезема в донных отложениях Байкала / Гранина Л. З., Грачев М. А., Карабанов Е. Б. и др. // Геология и геофизика. – 1993. – Т. 34, №10. – 11. – С. 149–159.
2. Аналітична хімія поверхневих вод / Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б. – К.: Наук. думка, 2007. – 455 с.
3. Влияние рН на миграцию различных форм металлов в системе „донные отложения – вода” в экспериментальных условиях / Линник П. Н., Зубко А. В., Зубенко И. Б. и др. // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, №1. – С. 99–109.
4. Волков И. И. Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море (на примере рек Черноморского бассейна) / И.И. Волков // Проблемы литологии и геохимии осадочных пород и руд. – М.: Наука, 1975. – С. 85–113.
5. Выхристюк Л.А. Аморфный кремнезем в донных осадках Байкала / Л.А. Выхристюк // Литология и полезные ископаемые. – 1979. – №1. – С. 43–50.
6. Ігнатенко І.І. Міграція молібдену в системі „донні відклади – вода” за підвищеної мінералізації води / І. І. Ігнатенко, П. М. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 15. – С. 98–102.
7. Линник П.Н. Влияние различных факторов на десорбцию металлов из донных отложений в условиях экспериментального моделирования / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 2006. – Т. 42, №3. – С. 97–114.
8. Линник П.М. Десорбція сполук азоту, фосфору і заліза з донних відкладів за дії різних чинників / П.М. Линник, А.О. Морозова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 10. – С. 73–81.
9. Линник П.Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов / П. Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, №2. – С. 97–109.
10. Линник П.М. Методичні аспекти дослідження форм знаходження силіцію у природних поверхневих водах / П.М. Линник, Т.П. Дика // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. 1(26). – С. 8–18.
11. Линник П.Н. Особенности миграции металлов в системе „донные отложения – вода” при снижении рН и повышении концентрации фульвокислот / П.Н. Линник, В.А. Жежеря // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, №3. – С. 91–109.
12. Линник П.М. Особливості міграції речовин з донних відкладів водойм у водне середовище залежно від їх форм знаходження у порових розчинах / Линник П. М., Васильчук Т. О., Зубенко І. Б. // Наук. зап. Терноп. держ. пед. ун- Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

ту. Сер.: Біологія. Спец. вип. „Гідроекологія”. – 2001. – №3(14). – С. 208–211. **13. Линник П. М.** Особенности миграции разных форм металлов из донных отложений за действием некоторых факторов среды / П.М. Линник, О.В. Зубко // Гидрология, гидрохимия и гидроэкология. – 2010. – Т. 2(19). – С. 122–129. **14.** Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Арсан О. М., Давидов О. А., Дьяченко Т. М. та ін. ; за ред. В.Д. Романенка. – К. : Логос, 2006. – 408 с. **15. Осипенко В.П.** Влияние минерализации воды на поведение некоторых групп органических веществ в системе „донные отложения – вода” / В.П. Осипенко, Т.А. Васильчук // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, №1. – С. 105–114. **16. Conley D.J.** Riverine contribution of biogenic silica to the oceanic silica budget / D.J. Conley // Limnology and Oceanography. – 1997. – Vol. 42(4). – P. 774–777. **17. Tessier A.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals / A. Tessier, P.G.C. Campbell, M. Bisson // Analyt. Chem. – 1979. – Vol. 51. – P. 844–851.

Особенности миграции силиция в системе „донные отложения – вода” за действием разных факторов среды

Жежеря Т.П., Линник П.М.

Розглянуто результати експериментальних досліджень міграції силицію в системі „донні відклади – вода” за дії аеробних і анаеробних умов, а також за зниження та підвищення величини рН води. Встановлено, що за анаеробних умов надходження силицію з донних відкладів у водне середовище виявилось приблизно таким же, як і в аеробних умовах. Показано, що зниження рН води, яка контактує з донними відкладами, до 6,0–6,5, сприяє найбільшій міграції силицію у водне середовище. Наведено результати досліджень вмісту та розподілу силицію серед різних фракцій донних відкладів.

Ключові слова: силицій; донні відклади; аеробні умови; анаеробні умови; рН.

Жежеря Т.П., Линник П.Н.

Рассмотрены результаты экспериментальных исследований миграции кремния в системе „донные отложения – вода” под влиянием аэробных и анаэробных условий, а также при снижении и повышении величины рН воды. Установлено, что при анаэробных условиях поступление кремния из донных отложений в водную среду оказалось приблизительно таким же, как и в аэробных условиях. Показано, что снижение рН воды, контактирующей с донными отложениями, до 6,0–6,5, способствует наибольшей миграции кремния в водную среду. Приведены результаты исследований содержания и распределения кремния среди разных фракций донных отложений.

Ключевые слова: кремний; донные отложения; аэробные условия; анаэробные условия; рН.

Peculiarities of silicon migration in the system «bottom sediments – water» under influence of different factors of environment

Zhezherya T.P., Linnik P.N.

The results of experimental research of silicon migration in the system “bottom sediments – water” under influence of aerobic and anaerobic conditions, as well as decrease and increase of pH value of water are considered. It was established that under anaerobic conditions receipt of silicon from the bottom sediments in the water has appeared approximately same, as well as in aerobic conditions. It is shown that decrease of pH value of water contacting with bottom sediments to 6,0–6,5 contributes the largest of silicon migration in the water. The results research of content and distribution of silicon among different fractions of bottom sediments are shown.

Keyword: silicon; bottom sediments; aerobic conditions; anaerobic conditions; pH.

Надійшла до редколегії 10.02.2014

Жовнір В. В., Курило С. М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

АНАЛІЗ БАГАТОРІЧНИХ ЗМІН МІНЕРАЛІЗАЦІЇ І ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ВОДІ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Ключові слова: *гідрохімічний режим; мінералізація*

Вступ. Природний гідрохімічний режим багатьох річок України у значній мірі трансформувався як під впливом тривалого антропогенного навантаження, так і внаслідок зміни низки природних умов, що впливають на формування хімічного складу поверхневих вод. Складність і різноманіття впливу зазначених факторів на річкові води призвели до низки негативних наслідків, що ускладнює проблему використання водних ресурсів та вимагає відповідного і своєчасного реагування. У наш час фіксуються стійкі незворотні зміни у кількісному та якісному стані поверхневих вод України, які призводять до втрати водними екосистемами їх відновлювальної та очисної спроможності, зміни природної динамічної рівноваги, підтримуваної за рахунок взаємодії абіотичних та біотичних факторів в водних об'єктах, в тому числі і за показниками мінералізації.

Тож вельми актуальним питанням продовжує залишатися необхідність в дослідженні етапів довгострокових змін мінералізації у річкових водах під впливом зовнішніх факторів. В той же час слід наголосити, що зазначені односпрямовані зміни хімічного складу річкових вод відбуваються на тлі характерних для кожної річки періодичних коливань водного стоку.

Особливого значення набуває дослідження закономірностей зв'язку між ступенем зміни мінерального складу річкових вод і фазами водності (водопілля, паводковий та меженний періоди).

Постановка завдання та вихідні матеріали. Метою досліджень є оцінка якісних і кількісних змін гідрохімічного режиму р. Південний Буг – смт. Олександрівка. Трансформація хімічного складу оцінювалася за змінами загальних кількісних характеристик (загальна мінералізація) і змінами іонного складу на якісному рівні [3]. Для характеристики іонного складу була використана модернізована класифікація природних вод за хімічним складом О. О. Алєкіна (далі в таблицях МКА), де індикатором трансформації є зміна класифікаційних ознак [2]. Вихідними матеріалами послуговували дані Центральної геофізичної обсерваторії.

Основні результати. У даній роботі виконано аналіз багаторічних змін гідрохімічного режиму річки Південний Буг – смт. Олександрівка за середніми річними характеристиками мінералізації та вмісту головних іонів за багаторічний період (з 1951 по 2011 роки), а також відповідні дослідження за фазами водного режиму (весняне водопілля, літньо-осіння межень, зимова межень) [4].

Мінімальна річна мінералізація становить 390 мг/дм^3 (1960 р), максимальне середньорічне значення 763 мг/дм^3 (2010 р). Середня величина мінералізації води за багаторічний період становила 561 мг/дм^3 . В цілому середньорічні показники мають сталу тенденцію до зростання з невеликими циклічними коливаннями. Лінійний тренд, нівелюючи існуючі коливання, свідчить про стійке повільне зростання значень середньорічної мінералізації за період спостережень приблизно

у 1,9 рази. Графічне відображення часових змін величини мінералізації наведено на рис. 1.

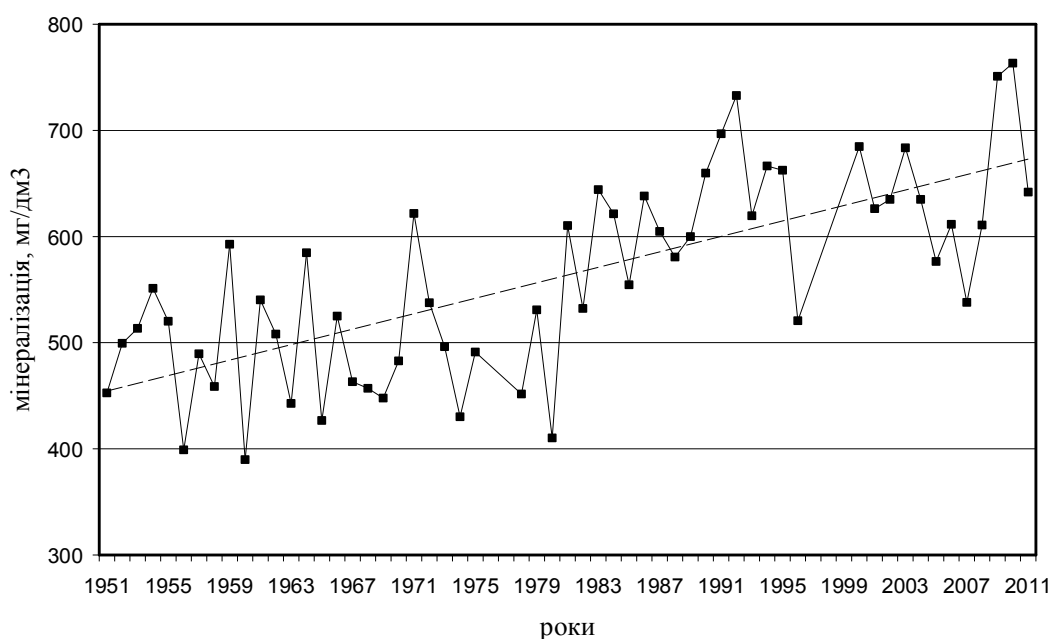


Рис.1. Часовий розподіл середніх річних величин мінералізації для р. Південний Буг - смт. Олександрівка за період досліджень

Аналіз багаторічних змін показника мінералізації у різні фази водного режиму повторив виявлені раніше особливості, характерні для р. Південний Буг (рис. 2).

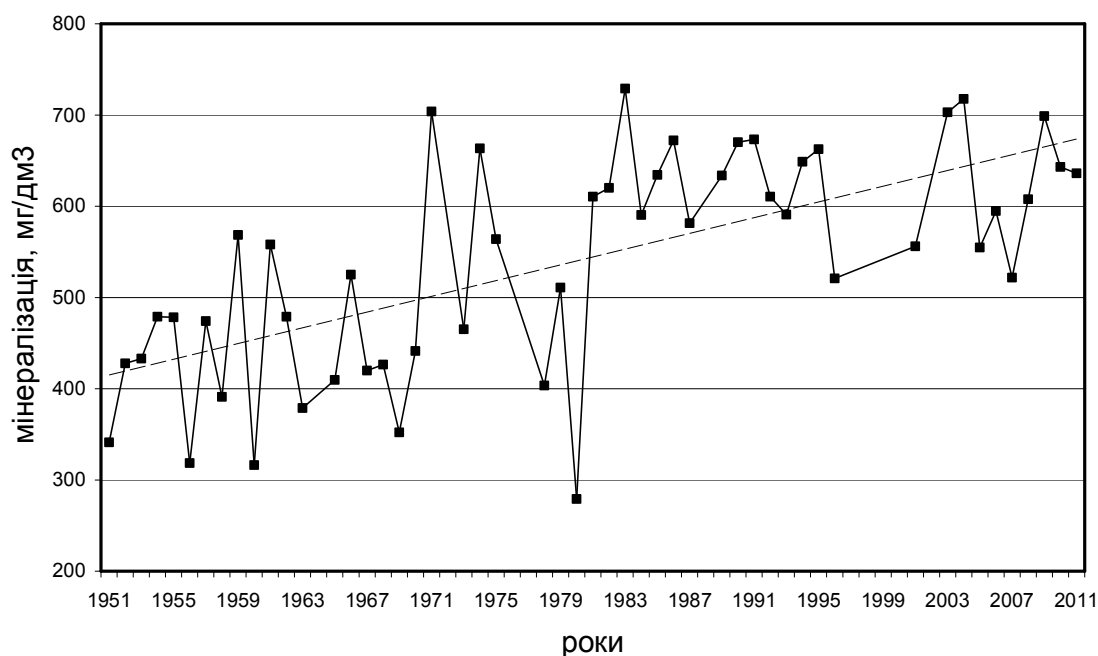


Рис. 2 . Часовий розподіл середніх річних величин мінералізації для р. Південний Буг – смт. Олександрівка в період весняного водопілля

Виявлено значну неоднорідність змін гідрохімічного режиму. Найбільше зростання мінералізації води характерне для періоду весняного водопілля. На

початку періоду спостережень характерними показниками мінералізації були величини 340-430 мг/дм³, починаючи з 1970-х років вміст головних іонів стрімко зростає, сягаючи свого максимуму у 1983 р., рівному 728 мг/дм³, мінімальне значення, зафіксоване у 1980 році становило 279 мг/дм³. Лінійний тренд, нівелюючи існуючі коливання, засвідчив стійке повільне зростання значень середньорічної мінералізації за весь період спостережень (приблизно у 2,6 рази).

Для періоду зимової межени характерні дещо інші особливості багаторічних змін мінералізації (рис. 3).

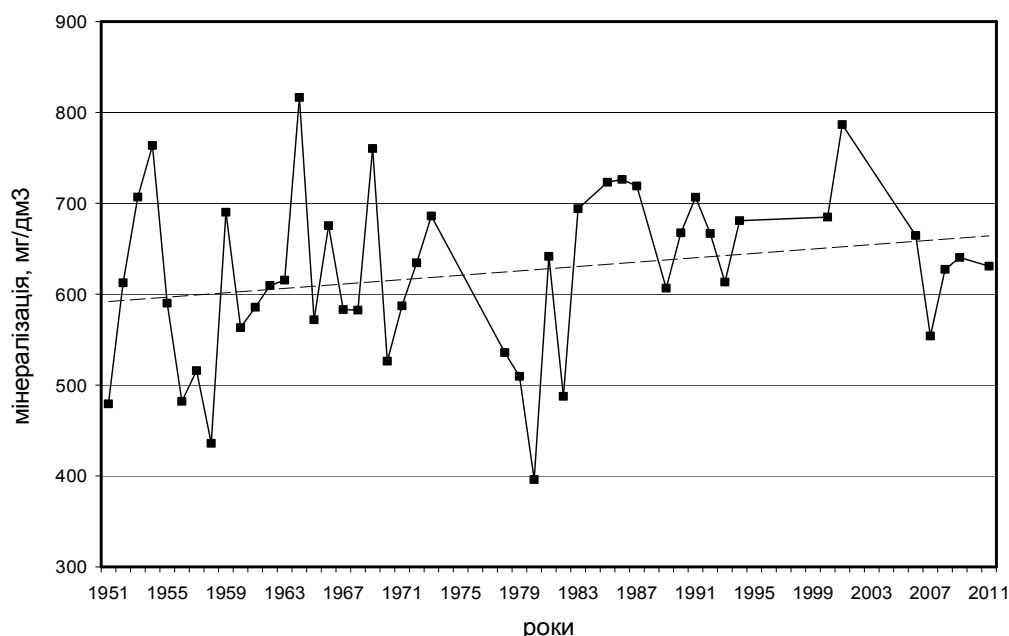


Рис. 3. Часовий розподіл середніх річних величин мінералізації для р. Південний Буг – смт. Олександрівка у період зимової межени

Абсолютні значення мінералізації води річки коливались в межах 396-816 мг/дм³. Найбільш відчутне збільшення цього показника у період зимової межени спостерігалось зафіксоване у середині 70-х років минулого століття. Зафіксовано різкий спад цього показника у 1980 р. (до 396 мг/дм³). Слід зазначити, що максимальна величина мінералізації для зимової межени становить 816 мг/дм³. Лінійний тренд, нівелюючи існуючі коливання, свідчить про стійке повільне зростання значень середньорічної мінералізації за весь період спостережень приблизно у 2 рази.

Для фази літньо-осінньої межени абсолютні величини показника мінералізації сягнули 1000 мг/дм³ в 2010 р. (рис. 4). Мінімальне значення спостерігалось в 1980 році і дорівнювало 372 мг/дм³. Середнє значення загальної мінералізації в цей період дорівнювала 544 мг/дм³. Лінійний тренд, нівелюючи існуючі коливання, свідчить про стійке повільне зростання значень середньорічної мінералізації за період спостережень приблизно у 2,7 рази.

Зміни хімічного складу води на якісному і кількісному рівні з використанням зазначених вище методичних підходів відображені у табл. 1.

Початковий період спостережень характеризувався домінуванням іонів HCO_3^- і Ca^{2+} у воді річки як для середньорічного розподілу, так і для окремих фаз водного режиму. За класифікацією Алексіна модернізованою – $C_{\text{Ia}}^{\text{CaNa}}$ – $C_{\text{Ia}}^{\text{MgCaNa}}$.

Починаючи з середини 70-х років минулого сторіччя спостерігалися значні зміни в гідрохімічному режимі річки, які знайшли своє відображення у збільшенні вмісту іонів Mg^{2+} та $Na^{+}+K^{+}$. Тип води змінився на C_{III6}^{CaMg} , C_{II6}^{CaMg} .

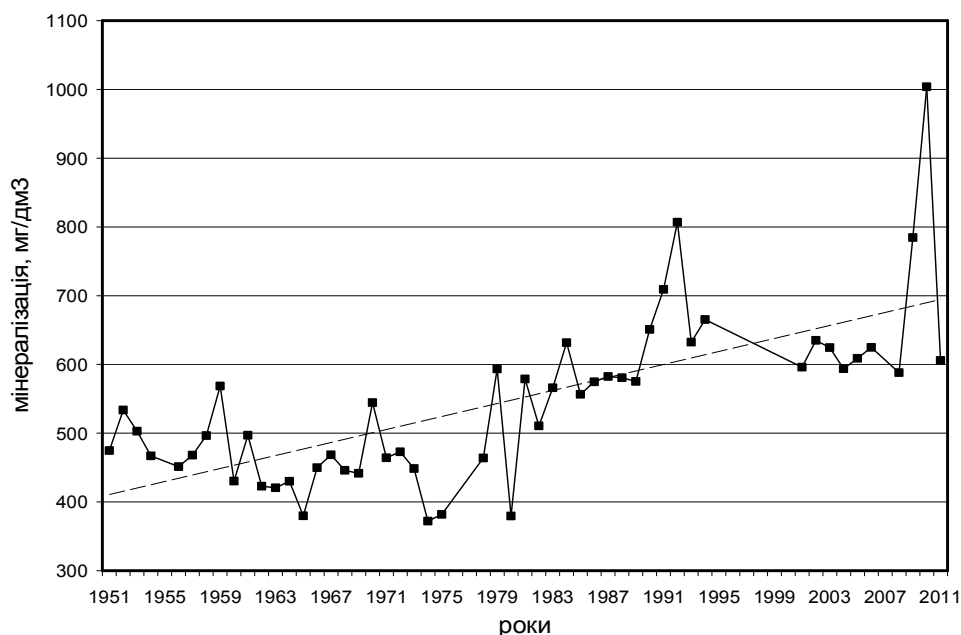


Рис. 4. Часовий розподіл середніх річних величин мінералізації для р. Південний Буг – смт. Олександрівка в період літньо-осінньої межень

Таблиця 1. Класифікація води за середньорічними значеннями вмісту головних іонів в різні фази водного режиму р. Південний Буг – смт. Олександрівка

Рік	Середньорічні	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень
1951	C_{Ia}^{CaNa}	C_{Ia}^{CaNa}	C_{Ia}^{CaNa}	C_{Ia}^{MgCaNa}
1955	C_{IIa}^{Ca}	C_{Ia}^{Ca}	C_{Ia}^{CaNa}	C_{Ia}^{CaMgNa}
1960	C_{Ia}^{Ca}	C_{IIa}^{Ca}	C_{IIa}^{CaMg}	C_{Ia}^{CaMg}
1965	C_{Ia}^{Ca}	C_{IIa}^{Ca}	C_{Ia}^{Ca}	C_{Ia}^{CaMg}
1970	C_{I6}^{CaNa}	C_{II6}^{CaNa}	C_{I6}^{CaNa}	C_{Ia}^{CaMg}
1975	C_{III6}^{CaMg}	C_{III6}^{CaMg}	C_{II6}^{CaMg}	C_{II6}^{CaMg}
1985	C_{II6}^{CaMg}	C_{II6}^{CaNa}	C_{IIa}^{CaMg}	C_{II6}^{CaMg}
1990	C_{II6}^{CaMgNa}	C_{II6}^{CaNaMg}	C_{II6}^{CaMgNa}	C_{II6}^{CaMgNa}
1995	C_{III6}^{CaMg}	C_{III6}^{CaMg}	C_{II6}^{CaNa}	C_{II6}^{CaMg}
2000	C_{II6}^{MgNaCa}	C_{I6}^{MgNaCa}	C_{II6}^{MgNaCa}	C_{I6}^{MgNaCa}
2005	C_{IIa}^{MgCa}	C_{IIIa}^{CaMg}	C_{II6}^{MgCa}	C_{III6}^{Mg}
2010	C_{II6}^{MgCaNa}	C_{II6}^{MgCaNa}	C_{II6}^{MgCa}	C_{III6}^{Ca}

На початку 2000-х років вміст іонів Mg^{2+} став домінуючим, що знайшло своє відображення у зміні типу та підтипу води – C_{II6}^{MgCaNa} , C_{I6}^{MgCaNa} .

Висновки. Встановлено, що найменші абсолютні значення мінералізації становлять 390 мг/дм³, а найбільші – 763 мг/дм³. У період весняного водопілля мінералізація знижується до значень від найменшого абсолютного значення – 279 мг/дм³ до найбільшого 728 мг/дм³. Для літньо-осінньої межень абсолютний максимум становить 1000 мг/дм³, найменше значення складає 372 мг/дм³. Найменше значення мінералізації в період зимової межень складає 396 мг/дм³, а найбільше – 816 мг/дм³.

Починаючи з середини 70-х років минулого сторіччя спостерігалися значні зміни в гідрохімічному режимі річки, які знайшли своє відображення у збільшенні вмісту іонів Mg^{2+} та $Na^{+}+K^{+}$. Тип води змінився на C_{III6}^{CaMg} , C_{III6}^{CaMg} . На початку 2000-х років вміст іонів Mg^{2+} став домінуючим, що знайшло своє відображення у зміні типу та підтипу води – C_{II6}^{MgCaNa} , C_{I6}^{MgCaNa} .

За внутрішньорічними показниками найбільші зміни мінералізації води характерні для періоду весняного водопілля.

Такі гідрохімічні зміни можна пояснити зменшенням обсягу поверхневого водного стоку під час весняної повені і зростанням його в меженні періоди, що пов'язано з кліматичними змінами. Відповідно, зростає роль підземного живлення в цей час. Як відомо, підземні води мають більшу мінералізацію, ніж поверхневі, що й позначається на хімічному складі річкових вод. Зрозуміло, що зростає також і середньорічна мінералізація води. Також значну роль у зростанні мінералізації річкової води відіграє і антропогенний чинник.

Список літератури

1. Ромась М.І. Особливості водокористування та гідроекологічні умови водних об'єктів Південно-Українського енергокомплексу / М. І. Ромась, О. В. Чунарьов // Вісник Харків. нац. ун-ту ім. В. Н. Каразіна – 2007. – №758. – С. 53. 2. Хільчевський В.К. Модернізація класифікації природних вод О.А. Алекіна для дослідження трансформації хімічного складу поверхневих вод / Хільчевський В. К., Курило С. М., Руденко Р. В. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 32-37. 3. Хільчевський В. К. Південний Буг – водогосподарська діяльність у басейні та оцінка впливу Південно-Української АЕС на водні ресурси / Хільчевський В. К., Ромась М. І., Чунарьов О. В. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія – 2006. – Т. 10. – С. 58-65. 4. Хільчевський В. К. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу / Хільчевський В. К., Ромась М. І., Чунарьов О. В. – К. : Ніка-Центр, 2009. – 184 с.

Аналіз багаторічних змін мінералізації і вмісту головних іонів у воді річки Південний Буг – смт. Олександрівка

Жовнір В. В, Курило С. М

Метою досліджень є оцінка якісних і кількісних змін мінералізації та гідрохімічного режиму р. Південний Буг – смт. Олександрівка. Для оцінки іонного складу була використана модернізована класифікація природних вод за хімічним складом О.О. Алекіна

Ключові слова: мінералізація; гідрохімічний режим.

Анализ многолетних изменений минерализации и содержания главных ионов в воде реки Южный Буг – пгт Александровка

Жовнір В. В, Курило С. М.

Целью исследований является оценка качественных и количественных изменений минерализации и гидрохимического режима реки Южный Буг - пгт. Александровка. Для оценки ионного состава была использована модернизированная классификация природных вод по химическому составу А.А. Алекин.

Ключевые слова: минерализация; гидрохимический режим.

Analysis of long-term changes in salinity and major ion content in the water of the river Southern Bug

Zhovnir V. V, Kurilo S. M.

The aim of the study is to assess the qualitative and quantitative changes in mineralization and hydrochemical regime of the Southern Bug River - Str. Alexandrovka. To assess the ionic composition was used modernized classification of natural waters chemical composition ОО Alekina

Keywords: mineralization; hydrochemical regime.

Надійшла до редколегії 18.12 2013

УДК 556.531: 556.54(282.243.7)

Васенко О. Г., Верніченко Г. А., Верниченко-Цветков Д. Ю., Лунгу М. Л.
Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків

ОЦІНКА РІВНЯ ТРОФНОСТІ ВОД УКРАЇНСЬКОЇ ЧАСТИНИ ДУНАЮ ТА ЙОГО ДЕЛЬТИ

Ключові слова: біогенні речовини, фітопланктон, рівень трофності, екологічний стан, р. Дунай, дельта

Суть проблеми та її актуальність. Пониззя Дунаю та його дельта у межах України відносяться до категорії транскордонних водних об'єктів. Оцінка екологічного стану цих вод представляє інтерес як на національному, так і на міжнародному рівні. Останнє пов'язано з виконанням плану дій Міжнародної Комісії по захисту ріки Дунай (International Commission for the Protection of the Danube River – *ICPDR*). Дослідження стану водних об'єктів цього басейну, до прийняття у 1994 році Конвенції по захисту Дунаю, виконувалися переважно у межах окремих країн. На теперішній час, маючи на увазі, що басейн Дунаю є цілісною системою, прийнято рішення про необхідність проведення комплексного моніторингу цих вод. Спостереження здійснюються у рамках міжнародної програми (Transnational Monitoring Network – *TNMN*) під керівництвом *ICPDR* [1]. Проведені комплексні міжнародні експедиції по Дунаю, його притокам та водним об'єктам дельти [2, 3]. Виконуються роботи, пов'язані з адаптацією програми спостережень до вимог Водної Рамкової Директиви ЄС (Directive 2000/60/EC). На основі даних моніторингу, а також досліджень різних екологічних організацій придунайських країн, у тому числі України [4-7], створюється сучасна інформаційна система екологічного стану водних об'єктів цього басейну.

Враховуючи біосферну значущість дельти Дунаю, а також особливий природоохоронний статус регіону, представляло інтерес проаналізувати мінливість гідрохімічних та альгологічних показників української ділянки пониззя Дунаю та його дельти в сучасних екологічних умовах і виконати оцінку трофності цих вод за вказаними параметрами.

Дельта Дунаю, як екотоп, є системою, для якої характерна суттєва мінливість більшості елементів як у просторі, так і у часі. Серед найбільш динамічних абіотичних факторів, які впливають на формування середовища мешкання водних організмів пониззя Дунаю та його дельти, можна відзначити зміну швидкості руху водних мас при переході від річки до моря, інтенсифікацію процесів осадження наносів, взаємодію прісних і морських вод та ін. Вказані процеси відбуваються на фоні сезонної та міжрічної мінливості гідрометеорологічних параметрів, коливання сонячної радіації, динаміки гідрологічного режиму, а також мінливості антропогенного навантаження, яке пов'язано з надходженням у дельту різноманітних забруднюючих речовин від розташованих вище за течію ділянок річки, суміжних водойм та інших джерел. Стік біогенних речовин та фітопланктону Дунаю суттєво впливає на рівень трофності північно-західної частини Чорного моря.

Оцінка трофності вод пониззя Дунаю та його дельти. Гідроекологічні дослідження виконувалися на українській ділянці Дунаю та його дельти посезонно у 2007, 2008, 2010 і 2011 роках. Вибір проб води здійснювався на постійних пунктах спостережень (у дужках вказано код пункту та відстань від моря):

- Дунай, вище м. Рені (R01, 131 км);
- Дунай, вище розподілу на Тульчинський та Ізмаїльський рукави (R03, 116 км);
- Кілійський рукав:
 - нижче м. Ізмаїл – (R06, 89 км);
 - вище м. Кілії (R07, 49 км);
 - нижче м. Кілії (R09, 32 км);
 - вище м. Вілково (R10, 21 км);
- Очаковський рукав, нижче м. Вілково (R11, 17 км; R14, 6 км);
- Старостамбульський рукав (R12, 11 км; R15/4, 4 км; R15/2, 2 км; R15/0, 0 км);
- Рукав Бистрий (R13/2, 2 км; R13/1, 1 км; R13/0, 0 км).

Комплекс гідрохімічних показників, які аналізувалися, включав такі параметри: прозорість, жорсткість, лужність, електропровідність, температура, pH, БСК₅, ХСК, вміст гідрокарбонатів, хлоридів, сульфатів, кальцію, магнію, кисню, завислих речовин, амонійного азоту, нітратів, нітритів, ортофосфатів, заліза, марганцю, цинку, міді, нікелю, нафтопродуктів. До переліку гідробіологічних показників, що аналізувалися, входили: таксономічний склад, чисельність і біомаса фітопланктону, а також вміст хлорофілу «а» і пігментний індекс.

Вибір проб води здійснювався з поверхневого та придонного шарів. У пунктах, що розташовані на Дунаї, проби відбиралися окремо біля правого берега, на фарватері та біля лівого берега. Гідрохімічний і гідробіологічний аналізи виконувалися за стандартними методами, що наведені у відповідних керівництвах [8-10]. Визначення вмісту хлорофілу «а» та пігментного індексу (відносного вмісту каротиноїдів) здійснювали стандартним спектрофото-метричним методом [11]. Оцінку трофності та екологічного стану досліджених водних об'єктів виконували за екологічною класифікацією поверхневих вод України [12], класифікацією вод басейну Дунаю [2] та класифікацією водних об'єктів, що запропонована фахівцями Інституту гідробіології НАН України [13]. Статистичну обробку даних здійснювали за методами, які представлені у роботі [14].

Показники вмісту біогенних речовин. Проведені дослідження показали, що вміст амонійного азоту у поверхневому шарі досліджених вод коливався у залежності від сезону та пункту контролю від 0,02 до 0,57 мг/дм³, складаючи у середньому 0,131 мг/дм³, що відповідає, згідно екологічній класифікації України [12], другому класу, тобто категорії чистих мезотрофних вод. За класифікацією вод басейну Дунаю [2], досліджені води за тим же параметром слід віднести до першого класу, тобто до вод відмінного екологічного стану. Вміст амонійного азоту в придонному шарі води суттєво не відрізнявся від такого у поверхневому шарі (табл. 1). Коефіцієнт варіації значень цього показника складав у середньому 54,8 % для вод поверхневого шару і 60,4% – придонного. Виявлені певні відмінності у вмісті амонійного азоту в досліджених водах у різні роки. Наприклад, середня його концентрація у 2007 році складала у поверхневому шарі води 0,114 мг/дм³, а у 2011 році – 0,180 мг/дм³.

Таблиця 1. Вміст біогенних речовин у водах пониззя Дунаю та його дельти, мг/дм³ (усереднені дані за період досліджень)

Код пункту	* Концентрація мінеральних форм біогенних елементів, мг/дм ³			
	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄ -P
Поверхневий шар				
R01	0,116±0,012	0,015±0,001	0,956±0,092	0,119±0,021
R03	0,173±0,026	0,016±0,001	1,008±0,100	0,113±0,018
R06	0,127±0,018	0,016±0,002	0,915±0,144	0,173±0,041
R07	0,146±0,026	0,018±0,003	1,063±0,168	0,100±0,008
R09	0,149±0,033	0,021±0,004	0,886±0,170	0,139±0,044
R10	0,143±0,016	0,017±0,002	1,025±0,065	0,112±0,014
R11	0,145±0,023	0,019±0,003	1,063±0,149	0,115±0,018
R12	0,134±0,024	0,018±0,003	0,867±0,143	0,106±0,021
R13/1	0,123±0,016	0,016±0,002	0,880±0,099	0,112±0,015
R13/0	0,123±0,019	0,016±0,003	0,815±0,113	0,083±0,011
R14	0,153±0,025	0,020±0,006	0,967±0,157	0,118±0,025
R15/4	0,149±0,026	0,020±0,004	0,971±0,161	0,087±0,014
Придонний шар				
R01	0,105±0,010	0,016±0,001	1,026±0,0	0,131±0,035
R03	0,254±0,063	0,017±0,002	0,975±0,0	0,109±0,016
R06	0,142±0,036	0,018±0,004	0,873±0,0	0,119±0,022
R07	0,133±0,034	0,018±0,004	1,050±0,0	0,112±0,015
R09	0,151±0,032	0,020±0,005	0,857±0,0	0,093±0,009
R10	0,130±0,017	0,016±0,002	1,003±0,0	0,122±0,018
R11	0,124±0,022	0,019±0,005	0,900±0,0	0,114±0,017
R12	0,105±0,016	0,018±0,004	0,824±0,0	0,121±0,023
R13/1	0,123±0,016	0,015±0,002	0,817±0,0	0,104±0,011
R13/0	0,176±0,034	0,013±0,003	0,529±0,0	0,096±0,034
R14	0,125±0,020	0,019±0,007	0,950±0,0	0,138±0,031
R15/4	0,103±0,033	0,021±0,007	0,950±0,0	0,090±0,013

Примітка: * – початкова інформація надана В.І. Асіним (УкрНДІЕП).

Вміст нітритного азоту в період проведення досліджень змінювався від 0,003 до 0,039 мг/дм³. Середні багаторічні значення цього показника були достатньо близькі у різних пунктах спостережень і у середньому дорівнювали 0,0165 мг/дм³, що характерно для вод 4 категорії III класу за екологічною класифікацією України [12], тобто для слабо забруднених евтрофних вод. Згідно класифікації вод басейну Дунаю [2], досліджені води за концентрацією нітритного азоту слід віднести до II класу, екологічний стан яких оцінюється як добрий. Коефіцієнт варіації значень цього показника складав у середньому 47,8% у поверхневому шарі води й 57,1% у придонному.

Концентрація нітратного азоту у водах пониззя Дунаю та його дельти у період проведення досліджень коливалася у широкому діапазоні значень: від 0,147 до 1,900 мг/дм³ у поверхневому шарі й від 0,140 до 2,000 мг/дм³ у придонному, при

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

цьому середні значення цього показника складали, відповідно, 1,038 і 0,978 мг/дм³. Слід відзначити, що, на відміну від амонійного азоту та азоту нітритів, вміст нітратів у досліджених водах суттєво знижувався у період масового розвитку водоростей фітопланктону. Середня багаторічна концентрація нітратів складала в поверхневому шарі води у квітні 1,040 мг/дм³, у серпні 0,572 мг/дм³, у жовтні 1,139 мг/дм³; у придонному шарі, відповідно, 1,017, 0,583 і 1,117 мг/дм³. За середніми концентраціями у воді нітратів води пониззя Дунаю та його дельти, керуючись українською класифікацією [12], слід віднести до 5 категорії III класу, що відповідає помірно забрудненим ев-політрофним водам. Згідно класифікації вод басейну Дунаю [2] вказані води належать до I класу, тобто до вод, екологічний стан яких вважається відмінним. Таким чином, можливо констатувати певні розбіжності в оцінках екологічного стану вод, які виконано за вказаними класифікаціями.

Для оцінки трофності поверхневих вод особливе значення має вміст у них фосфатів. Величина цього показника змінювалася у період досліджень залежно від сезону та пункту спостережень від 0,030 до 0,420 мг/дм³, складаючи у поверхневому шарі води в середньому 0,125 мг/дм³ (див. табл. 1), що відповідає, згідно українській екологічній класифікації, 5 категорії III класу, тобто помірно забрудненим ев-політрофним водам, а за класифікацією вод басейну Дунаю [2] – III класу якості вод, екологічний стан яких оцінюється як задовільний (посередній). Встановлено, що вміст фосфатів збільшується від весни до осені, що пов'язано, ймовірно, з динамікою споживання їх водоростями. Так, середня багаторічна концентрація фосфатів у поверхневому шарі води складала у квітні 0,084, у серпні 0,101, а у жовтні 0,171 мг/дм³. Середні багаторічні значення вмісту фосфатів у досліджених водах достатньо близькі (табл.1). Коефіцієнт варіації значень цього показника дорівнював для поверхневого шару – 56,7 %, для придонного – 54,3 %.

На основі отриманих даних, можна констатувати, що розвиток фітопланктону не лімітується вмістом у воді біогенних речовин. Розподіл же останніх у просторі пов'язаний, перш за все, з переміщенням води від річки до моря, процесами седиментації, продукції та трансформації органічної речовини, а також із біохімічною активністю мікроорганізмів, які приймають участь у біотичному кругообігу азоту та фосфору. Роль останнього фактору детально розглянуто у сумісній публікації українських та закордонних фахівців [15].

Порівняльний аналіз отриманих даних щодо вмісту біогенних речовин у водах української частини Дунаю та його дельти з ретроспективними матеріалами, що наведено у роботі [16], свідчить про те, що діапазон мінливості вказаних параметрів дуже великий. При цьому, вміст амонійного й нітратного азоту, як за середніми, так і за найгіршими значеннями, на сьогоднішній день суттєво не відрізняється від ретроспективних даних (табл. 2), проте концентрація нітратного азоту, хоча й знаходиться у межах ГДК, перевищує за середніми значеннями майже у два рази ретроспективні величини, що вказує на недостатню якість досліджених вод з екологічних позицій.

Не зважаючи на певне зниження вмісту фосфатів у воді порівняно з концентраціями, які спостерігалися у 1990-і роки, стан досліджених вод за вказаним показником все ще значно гірший, ніж спостерігався у 1960-і роки.

Показники водоростевих угруповань у воді. Характеристику розвитку фітопланктону в пониззі Дунаю та його дельті у період досліджень наведено у табл. 3.

Таблиця 2. Характеристика вмісту біогенних речовин у водах пониззя Дунаю та його дельти в різні періоди

Характер даних	Показники (середні значення)							
	NH_4-N		NO_2-N		NO_3-N		PO_4-P	
	мг/дм ³	катего рія	мг/дм ³	катего рія	мг/дм ³	катего рія	мг/дм ³	Катего рія
Ретро-спективні ¹	0,27	3	0,01	3	0,56	4	0,01	1
Ретро-спективні ²	0,50	4	0,080	6	0,60	4	0,25	6
Сучасні ¹	0,13	2	0,02	2	1,04	5	0,13	5
	Показники (найгірші значення)							
Ретро-спективні ¹	0,76	5	0,02	5	1,73	6	0,25	6
Ретро-спективні ²	1,50	6	0,41	7	1,20	6	0,78	7
Сучасні ¹	0,57	5	0,04	5	2,00	6	0,42	7

Примітка: ¹ - дані 50–60- х років [17], ² - дані 80–90- х років [17].

Таблиця 3 Структурні та функціональні показники фітопланктону досліджених вод (усереднені дані за період досліджень)

Код пункту	Показники			
	*Чисельність фітопланктону, млн кл./дм ³	*Біомаса фітопланктону, мг/дм ³	Хлорофіл «а», мкг/дм ³	Пігментний індекс**
R01	14,084±5,398	4,713±1,301	15,239±3,163	2,842±0,192
R03	18,756±7,024	3,355±0,832	14,568±3,979	2,828±0,258
R06	10,104±3,618	3,204±1,206	15,147±5,488	3,060±0,409
R07	19,104±7,668	4,417±1,422	14,241±3,488	2,654±0,200
R09	9,653±3,203	2,521±0,862	13,295±3,502	2,236±0,277
R10	13,279±4,519	3,150±0,835	13,762±2,804	2,916±0,207
R11	12,487±7,295	2,119±0,814	10,376±3,010	2,996±0,384
R12	13,500±4,706	2,919±0,843	15,073±3,267	2,813±0,352
R13/1	14,295±8,578	2,320±0,695	13,874±3,452	3,020±0,398
R13/0	19,546±9,542	2,748±1,074	12,936±4,513	2,840±0,758
R14	3,547±1,024	1,602±0,262	12,334±3,340	3,168±0,326
R15/4***	16,466±6,495	2,769±0,913	7,889±2,178	2,676±0,297

Примітки: * – початкова інформація надана А.Ю. Міланіч та А.С. Прістінською (УкрНДІЕП), ** – пігментний індекс – відношення вмісту каротиноїдів (за оптичною щільністю екстрактів на 430 нм) до концентрації хлорофілу «а» (за оптичною щільністю екстрактів на 665 нм), *** – у цьому пункті визначення хлорофілу «а» виконувалися не у всі строки.

Узагальнення результатів виконаних досліджень, а також літературних даних [5, 17], свідчить про те, що показники розвитку фітопланктону пониззя Дунаю і дельти суттєво змінюються у просторі та часі. Коефіцієнт варіації чисельності фітопланктону, визначеної у ході досліджень, у середньому складав 135,0 %, біомаси – 101,7 %, вмісту хлорофілу «а» – 79,6 %, що значно вище, ніж діапазон коливань концентрацій біогенних речовин у воді.

Як видно з даних табл. 3, спостерігаються певні відмінності у багаторічних значеннях величин як чисельності, так і біомаси фітопланктону в окремих пунктах спостережень, однак вони відносно невеликі. Виключенням слід вважати лише пункт, який розташований в Очаківському рукаві. У той же час, за функціональними показниками стану фітопланктону цей пункт не відрізнявся від інших.

Згідно українській екологічній класифікації поверхневих вод [12], води пониззя Дунаю та дельти за біомасою фітопланктону слід віднести до 4 категорії III класу, тобто до слабо забруднених евтрофних вод. За вмістом хлорофілу «а» досліджені води за класифікацією, що наведено у роботі [13], належать переважно до мезо-евтрофних вод, а згідно класифікації вод басейну Дунаю [2], вказані водні об'єкти відповідають водам I класу, тобто водам відмінного екологічного стану.

Сумісний аналіз гідрохімічних та гідробіологічних показників вод пониззя Дунаю та його дельти дозволяє зробити висновок про достатньо високий рівень їх трофності. Враховуючи роль стоку вод Дунаю в евтрофуванні північно-західної частини Чорного моря, слід звернути увагу на достатньо високі середні значення концентрацій нітратів і фосфатів у воді дельти Дунаю, які були зареєстровані у ході досліджень, що вказує на необхідність прийняття відповідних заходів щодо зменшення надходження біогенних речовин у води Дунаю.

Необхідно також відзначити, що класифікації поверхневих вод, які використовується в Україні і в системі моніторингу *TNMN* мають певні розбіжності. Можливо, для середньої частини Дунаю, де розташовані крупні джерела забруднення річки, наведені у класифікації вод Дунаю градації вмісту у воді біогенних речовин та концентрації хлорофілу «а» цілком справедливі, однак для оцінки стану таких водних об'єктів як дельта Дунаю, де розташовані український та румунський заповідники, вони представляються занадто м'якими і не сприяють захисту цих вод.

Висновки. Проведені дослідження свідчать, що води української частини пониззя Дунаю та його дельти як за вмістом біогенних речовин, так і за показниками розвитку фітопланктону, слід розглядати як евтрофні. Діапазон коливань досліджених характеристик у просторі та часі дуже значний, однак багаторічні величини показників у різних пунктах контролю достатньо близькі, що вказує на певну стійкість системи. Приймаючи до уваги деякі відмінності у системах оцінки екологічного стану поверхневих вод, яка діє в Україні та використовується Міжнародною Комісією по захисту річки Дунай, доцільно виконати роботи, спрямовані на зближення вказаних систем типізації та уточнення градацій окремих показників для дельти Дунаю, яка є унікальною природною системою і за Водною Рамковою Директивою ЄС (Directive 2000/60/EC) належить до водних об'єктів, що потребують особливої охорони.

Список літератури

1. Концептуальные основы мониторинга биоразнообразия и биоресурсов водных объектов нижнего Дуная / Романенко В. Д., Афанасьев С. А., Ляшенко А. В., Васенко А. Г. // Гидробиол. журн. – 2012 –Т.48. – №1. – С.45-65.
 2. Water Quality in the Danube River Basin – 2006 / Ed. I. Liška. – ICPDR – International Commission for the Protection of the
- Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

Danube River. – TNMN – Yearbook: Vienna, 2006 – 39 p. **3.** Joint Danube Survey – 2. Final Scientific Report /Ed. I. Liška, F. Vagner, Ja. Slobodnik. Viena: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River, 2008. – 242 p. **4.** Килийская часть дельты Дуная весной 2000 г.: состояние экосистем и последствия техногенных катастроф в бассейне / Под ред. Б.Г. Александрова ; НАН Украины, Одесский филиал ИБЮМ. – Одеса, 2001. – 128 с. **5.** Ляшенко А. В. Биоиндикация качества вод Килийской дельты Дуная по организмам макрофауны водных беспозвоночных / А. В. Ляшенко Е. Е. Зорина-Сахарова // Гидробиол. журн. – 2012 – Т.48, №4. – С. 45-66. **6.** Васенко О. Г. Просторовий розподіл показників розвитку фітопланктону української ділянки дельти Дунаю / Васенко О. Г., Верниченко-Цветков Д. Ю., Лунгу М. Л. // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: VIII Міжнародна наук.-практ. конфер. (12-16 вер. 2012 р., Алушта). – Харків : Райдер, 2012. – Т. 1. – С. 229-232. **7.** Garkavaya G. P. Dynamics of nutrient substances in the Kiliya delta of the Danube in conditions of reduced and regulated runoff / Garkavaya G. P., Bogatova J. I., Bulanaya Z. T. // Limnologische Berichte Donau 1997, Proc. 32 Konferenz der L.A.D. – Wien, 1997. Band II. – P. 37-41. **8.** Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 541 с. **9.** Унифицированные методы исследования качества вод. Методы химические анализа вод. – М. : СЭВ, 1987. – 300 с. **10.** Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В. А. Абакумова. – СПб. : Гидрометеиздат, 1992. – 318 с. **11.** ГОСТ 17.1.04.02-90 Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a* – М.: Гос. ком.СССР по охране природы, 1990. – 15 с. **12.** Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / Романенко В. Д., Жукинський В. М., Оксіук О. П. та ін. – К. : Символ-Т, 1998. – 28 с. **13.** Оценка состояния водных объектов по гидробиологическим показателям / Оксіук О. П., Жданова Г. А., Гусынская С. Л., Головки Т. В. // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, №3. – С.26-31. **14.** Лакин Г. Ф. Биометрия / Г. Ф. Лакин. – М. : Высш. школа, 1990. – 352 с. **15.** Ragueneau O. Biogeochemical Transformation of Inorganic Nutrients in the Mixing Zone between the Danube River and the North-western Black Sea / O.Ragueneau, C.Lancelot, V.Egorov et al. // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2002. – 54. – P.321-336. **16.** Харченко Т. А. Ретроспективний аналіз якості води низов'їв Дуная / Харченко Т. А., Ляшенко А. В., Башмакова І. Х. // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, №6. – С.3-16. **17.** Иванов А. И. Фитопланктон устьевых областей рек Северо-Западного Причерноморья / А. И. Иванов. – К. : Наукова думка, 1982. – 212 с.

Оцінка рівня трофності вод української частини Дунаю та його дельти

Васенко О.Г., Верниченко Г.А., Верниченко-Цветков Д.Ю., Лунгу М.Л.

Наведені результати гідроекологічних досліджень української частини низовий Дунаю і його дельти, що виконувалися в період з 2007 по 2011 рік. Проаналізовано просторово-часову мінливість показників вмісту у воді біогенних речовин і розвитку фітопланктону у зазначених водах. Виконана оцінка рівня трофності, а також екологічного стану вод низовий Дунаю і його дельти на основі використання двох екологічних класифікацій якості поверхневих вод: чинної в Україні і використовуваної Міжнародної Комісією з захисту Дунаю. Сформульовано пропозиції щодо гармонізації та деталізації зазначених систем типізації водних об'єктів.

Ключові слова: біогенні речовини, фітопланктон, рівень трофності, екологічний стан, р. Дунай, дельта.

Оценка уровня трофности вод украинской части Дуная и его дельты

Васенко А.Г., Верниченко А.А., Верниченко-Цветков Д.Ю., Лунгу М.Л.

Приведены результаты гидроекологических исследований украинской части низовий Дуная и его дельты, выполнявшихся в период с 2007 по 2011 год. Проанализирована пространственно-временная изменчивость показателей содержания в воде биогенных веществ и развития фитопланктона в указанных водах. Выполнена оценка уровня трофности, а также экологического состояния вод низовий Дуная и его дельты на основе использования двух экологических классификаций качества поверхностных вод: действующей в Украине и используемой Международной Комиссией по защите Дуная. Сформулированы предложения по гармонизации и детализации указанных систем типизации водных объектов.

Ключевые слова: биогенные вещества, фитопланктон, уровень трофности, экологическое состояние, р. Дунай, дельта.

Water trophity level assessment of the Ukrainian part of the Danube River and delta

Vasenko A.G., Vernichenko A.A., Vernichenko-Tsvetkov D.Ju., Lungu M.L.

The results of the waterecological researches of the Ukrainian part of the Danube River and delta during 2007-2011 years is reported. Time-placed changeability of the biogenic matters (nutrients) concentrations and the phytoplankton indicators was examined. Assessment of trophity level and ecological status of the Danube River and delta on the basis of two classifications, witch is follow in Ukraine and in International Commission for the Protection of the Danube River, has been fulfilled. The proposals for harmonization and specifying of water body typization systems were formulated.

Keywords: *biogenic matters (nutrients), phytoplankton, trophity level, the ecological status, River Danube, delta.*

Надійшла до редколегії 22.01.2014

УДК 581.526.325: 005.962 (282.247.318)

Білоус О.П.¹, Барінова С.С.², Клоченко П.Д.¹

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

²Інститут еволюції, Хайфський університет, м. Хайфа (Ізраїль)

БІОІНДИКАЦІЙНИЙ АНАЛІЗ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ ЗА ФІТОПЛАНКТОНОМ

Ключові слова: *фітопланктон, біоіндикація, екологічний стан, види-індикатори*

Постановка та актуальність проблеми. Відомо, що стан водних екосистем найбільш адекватно можна оцінити за складом угруповань їх організмів [1, 2, 4, 5, 9, 13]. Водорості, як автотрофи, формують основу трофічної піраміди, і, відповідно, першими використовують для синтезу органічних речовин неорганічні сполуки азоту та фосфору. Інтенсивність біогенного навантаження віддзеркалюється не тільки на кількісному розвитку водоростей, але й на їхньому видовому складі. Саме ці характеристики водоростей використовуються при біоіндикації водойм та водотоків [6]. Суттєвим є також те, що цей метод має певні переваги порівняно з хімічними контролем водного середовища, оскільки не потребує значних матеріальних затрат.

Досить чутливим до змін абіотичних чинників навколишнього середовища є фітопланктон, який чітко реагує на розмаїття антропогенного впливу. Особливо чутливі до такого навантаження річкові басейни.

Однією із нагальних проблем сьогодення є дослідження екологічного стану річки Південний Буг, що належить до основних водотоків України і за довжиною та площею басейну посідає третє місце після Дніпра та Дністра. Ця річка є досить важливою у господарському плані водною артерією України та забезпечує водопостачання низки її областей. Південний Буг, на ряду з іншими водотоками України, зазнає значного негативного впливу від людської діяльності та потребує всебічного вивчення його екологічного стану і залучення заходів щодо зменшення цього впливу.

Вивчення та аналіз цих проблем, з використанням індикаторних властивостей водоростей річки Південний Буг досі не проводилось. Таким чином, враховуючи, що річка простягається по території нашої держави на 806 км, на початковому етапі досліджень було обрано вивчення лише її частини – верхню ділянку.

Метою нашого дослідження стала характеристика умов місцезростань та оцінка якості води річки Південний Буг на основі встановленого видового складу планктонних водоростей. Окрім того, запропонований метод може слугувати

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

основою для розвитку та збагачення системи моніторингу річок на території України.

Матеріали та методи досліджень. На верхній ділянці річки обрано 15 станцій спостережень (Хмельницька та Вінницька обл.): 1 – с. Холодець, 2 – с. Вовча Гора, 3 – с. Олешин, 4 – м. Хмельницький, 5 – с. Копистин, 6 – с. Голосків, 7 – смт Меджибіж, 8 – смт. Летичів, 9 – с. Новокопистинів, 10 – с. Березна, 11 – м. Хмільник, 12 – с. Широка Гребля, 13 – с. Уладівка, 14 – с. Гушинці та 15 – смт. Стрижавка (рис. 1).

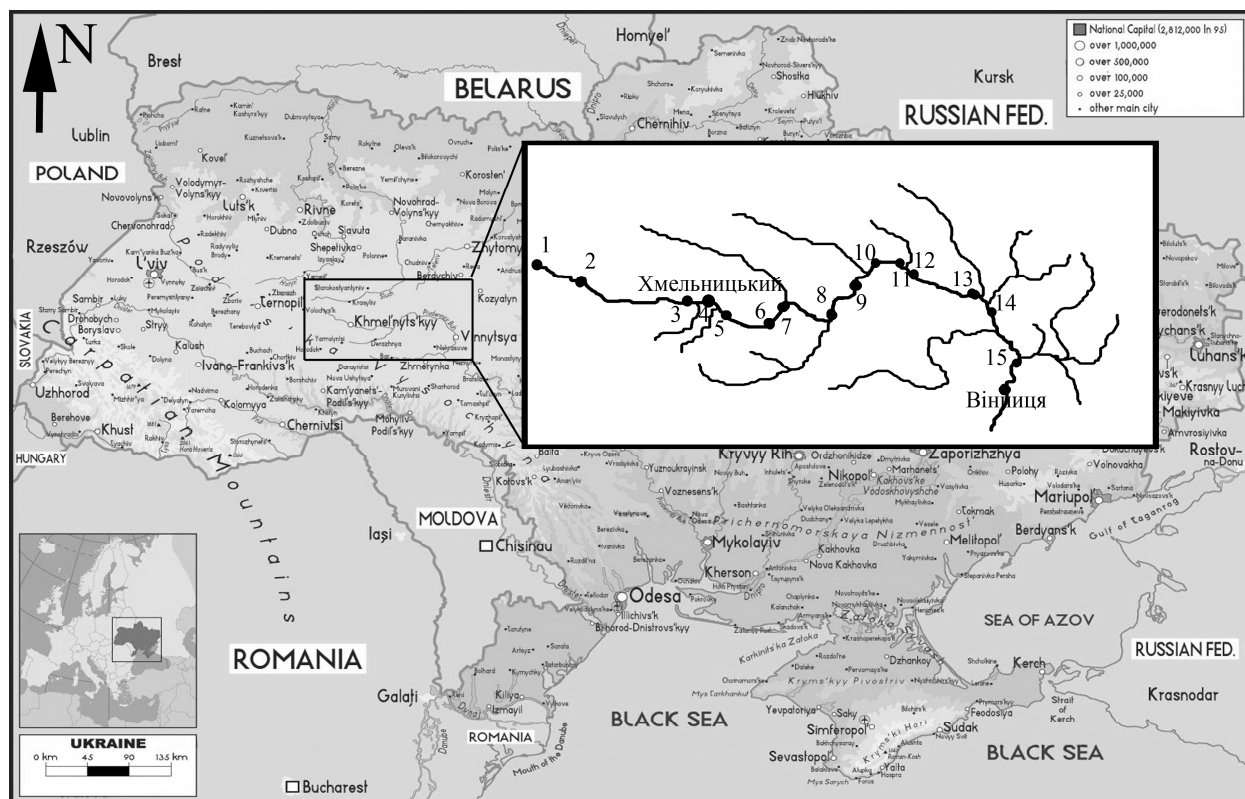


Рис. 1. Верхня ділянка річки Південний Буг

Задля виконання поставленої мети нами досить детально вивчено та проаналізовано видовий склад фітопланктону досліджуваної ділянки річки [3].

Ідентифіковані нами водорості є індикаторами за такими напрямками як: приуроченість до субстрату (місцезростання), текучість вод та їх насичення киснем, температурний режим, рН, солоність, органічне забруднення, трофність, тип живлення та відношення до кількості азотовмісних органічних сполук. Найчастіше, кожен із виявлених видів був індикатором декількох показників, проте ми згрупували види-індикатори за відношенням до конкретних показників.

Серед індикаторів місцезростань у водному середовищі слід зазначити планктонні (*P*), планктонно-бентосні (*P-B*), бентосні (*B*), епіфітні (*Ep*) та ґрунтові водорості (*S*). Види водоростей за відношенням до текучості вод та їх насичення киснем поділяють на індикаторів швидкотекучих (*str*), повільнотекучих (*st-str*) і стоячих (*st*) вод, а також відокремлюють аерофільні водорості (*ae*). Індикаторами температурного режиму є холодолюбні (*cool*), помірного діапазону (*temp*), евритермні (*etern*) та теплолюбні (*warm*) водорості. Вищезазначений поділ на ці категорії видів-індикаторів детально проаналізовано та узагальнено у монографії С. С. Баринової зі співавторами [2]. Індикація рН середовища базується на властивостях діатомових

водоростей [8]. При цьому виділяють такі групи як: ацидобіонти (*acb*) – ті, що мешкають у воді при рН від 5 і менше, ацидофіли (*acf*) – ті, що мешкають при рН від 5 до 6, індіференти (*ind*) – такі, що мешкають у воді, рН якої знаходиться в діапазоні рН 6–7, алкаліфіли (*alf*) – ті, що мешкають при рН 7–8 та алкалобіонти (*alb*) – ті, що виживають при рН 8 і вище. Індикацію рівня солоності води розроблено з використанням особливостей розвитку діатомових водоростей та деяких інших відділів [2, 7]. Зокрема види-індикатори у цій категорії поділено на такі групи: олігогалофи – тобто види водоростей прісноводних або солонуватих місцезростань (солоність 0–5 ‰). Їх в свою чергу поділяють на: галофобів (*hb*) (лише прісноводні види, які гинуть при незначних збільшеннях концентрацій NaCl), індіферентів (*i*) (типово прісноводні види, які можуть інколи траплятись у солонуватих водах проте незвичні для них), галофілів (*hl*) (власне прісноводні види, які можуть витримувати незначне збільшення вмісту NaCl), мезогалофів (*mh*) (мешканці слабосолоних морів та естуаріїв, а також континентальних водойм із солоністю 5–20‰), еугалофів (*e*) (мешканці морських вод із солоністю 20‰–40‰) та полігалофів (*pb*) (ті, що живуть у гіпергалійних водах із солоністю 40‰–300‰).

При індикації рівня органічного забруднення вод приймають до уваги дві системи. Перша із них – це система Пантле-Бук у модифікації Сладечека [10, 11, 12], а автором другої є Т. Ватанабе [15, 16]. Основою індикації органічного забруднення в системі Пантле-Бук в модифікації Сладечека є поняття про зони самоочищення, а саме: полісапробну (індекс сапробності $S = 3,5–4,0$), альфа-мезосапробну ($S = 2,5–3,5$), бета-мезосапробну ($S = 1,5–2,5$), олігосапробну ($S = 0,5–1,5$) та ксеносапробну ($S = 0–0,5$). В подальшому, отримані величини індексів можна співставити із класами якості вод і, таким чином, дати оцінку якості води того чи іншого водного об'єкту. Щодо індикації органічного забруднення в системі Т. Ватанабе, то в ній види-індикатори поділяють на 3 групи: сапроксени (*sx*) – індикатори чистих вод, еврисапроби (*e*) – індикатори помірно-забруднених вод та сапрофіли (*sp*) – індикатори забруднених вод.

Оцінка якості вод за типом живлення водоростей та відношенням їх до кількості азотовмісних органічних сполук [14] здійснюється на основі 4-х груп індикаторних видів, які належать до відділу Bacillariophyta. Перш за все, це автотрофи, що розвиваються за низької концентрації азотовмісних органічних сполук (*ats*). Друга група організмів – це автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (*ate*). Третя група організмів – це факультативні гетеротрофи (*hne*), які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації азотовмісних органічних сполук. І нарешті, облігатні гетеротрофи (*hce*) – організми, які розвиваються у воді за підвищених концентрацій азотовмісних органічних сполук. Серед індикаторів рівня трофності у водоймі, розрізняють оліготрофні види (*ot*), оліго-мезотрофні (*o-m*), мезотрофні (*m*), мезо-евтрофні (*me*), евтрофні (*e*), гіпертрофні (*he*) та широкої амплітуди трофності (*o-e*) [14].

Для кращого сприйняття отриманих результатів ми розподілили види-індикатори у групах за порядком посилення індикаторних властивостей. При цьому напрямок посилення індикаторної значимості позначили стрілкою. Оскільки аналізований показник був нормований, тобто групи індикаторів розташувались у порядку збільшення їх індикаторної значущості, це дало нам можливість побудувати лінії трендів щодо розподілу числа видів-індикаторів в окремих групах. Зважаючи на те, що цей розподіл наближується по формі до кривої Гауса, доцільніше було використання поліноміальних трендів. При цьому, лінія тренду має вершину, яка вказує на оптимум розподілу видів-індикаторів за відношенням

до конкретного чинника, що, відповідно, свідчить про найбільш характерні умови їх існування.

Результати досліджень та їх обговорення. Вперше проведено біоіндикаційні дослідження верхньої ділянки річки Південний Буг. Серед фітопланктону виявлено 256 видів (276 внутрішньовидових таксонів) індикаторів за різними групами та відзначено переважання відділу Chlorophyta.

Серед ідентифікованих водоростей верхньої ділянки р. Південний Буг у товщі води нами виявлено 235 видових і внутрішньовидових таксонів водоростей (84,2% від загальної кількості відзначених тут видів та внутрішньовидових таксонів), які є індикаторами приуроченості до певних місцезростань. Вони належали до 4-х екологічних категорій (рис. 2, А). Як бачимо, більшість із них були планктонно-бентосними (52,3%), дещо менше – планктонними (34,0%). При цьому вершина лінії тренду вказує на середню позицію між цими групами.

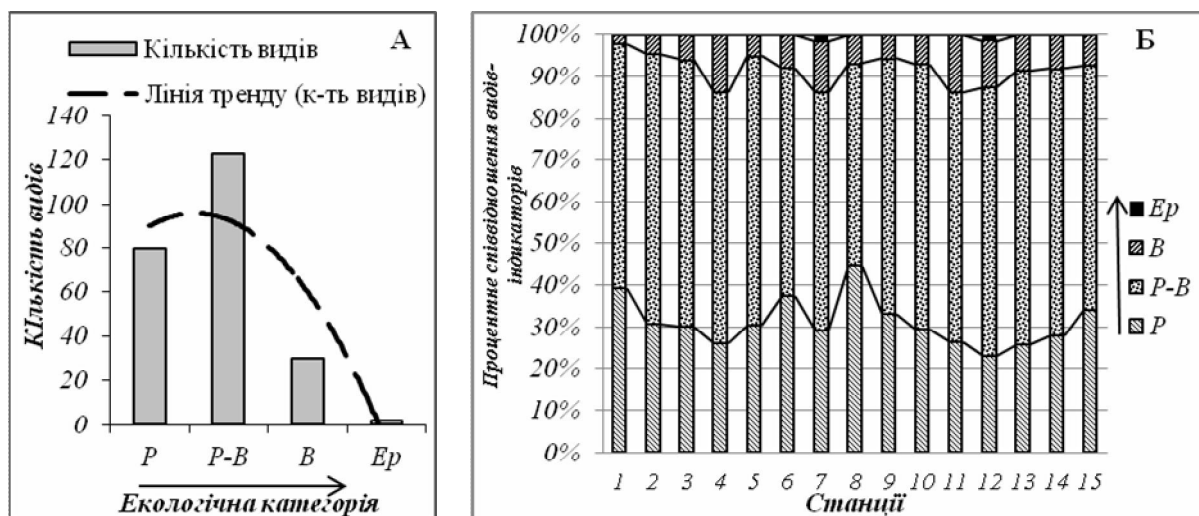


Рис. 2. Розподіл видів водоростей, які є індикаторами місцезростань:
А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг

Слід також зазначити, що на дослідженій ділянці річки відзначено й бентосні форми, а також епіфіти, які знайдені у невеликій кількості. Найчастіше серед планктонно-бентосних видів траплялися *Actinastrum hantzschii* Lagerh., *Aulacoseira granulata* (Ehrenb.) Simonsen, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Crucigenia tetrapedia* (Kirchn.) West et G.S. West, *Merismopedia punctata* Meyen та інші, а серед планктонних – *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Bornet et Flahault, *Desmodesmus communis* (E. Hegew.) E. Hegew., *Lepocinclis ovum* (Ehrenb.) Lemmerm., *Oocystis marssonii* Lemmerm., *Pediastrum duplex* Meyen, а серед бентосних – *Amphora ovalis* (Kütz.) Kütz., *Cymbella lanceolata* (C. Agardh) Ehrenb., *Navicula lanceolata* (C. Agardh) Ehrenb. та інші.

Із рис. 2, Б видно, що основна кількість індикаторних видів на всьому протязі дослідженої ділянки р. Південний Буг зосереджена у двох групах – планктонних та планктонно-бентосних водоростей. Флуктуації у процентному співвідношенні видів-індикаторів були незначними. При цьому, найбільшою кількістю планктонних водоростей характеризувались ст. 1, 6 та 8, а найбільшим числом планктонно-бентосних форм – ст. 9 та 15. Загалом, за кількістю видів-індикаторів верхня ділянка р. Південний Буг виявилася порівняно однорідною щодо приуроченості водоростей до певних місцезростань.

Група видів-індикаторів текучості вод та їх насичення киснем нараховувала 185 таксонів видового та внутрішньовидового рангу, що становило 66,3% від загального видового багатства водоростей верхньої ділянки р. Південний Буг. Виявлені організми належали до таких екологічних категорій: індикатори швидкотекучих, стоячих та повільнотекучих вод. Як видно із рис. 3 А, помітною перевагою характеризувались саме останні (80,0%). Це підтверджує і лінія тренду, вершина якої знаходиться саме над групою видів-індикаторів повільнотекучих вод. Як правило, водотоки із швидкою течією добре збагачені киснем, а ті що течуть повільніше характеризуються меншим вмістом кисню. Досить слабо насичені киснем стоячі води. Інколи вони мають навіть заморні зони, частіше – у придонному шарі. Отже, за кількістю індикаторів повільнотекучих вод, що переважали на верхній ділянці р. Південний Буг, можемо зробити висновок про те, що її води помірно мірою збагачені киснем.

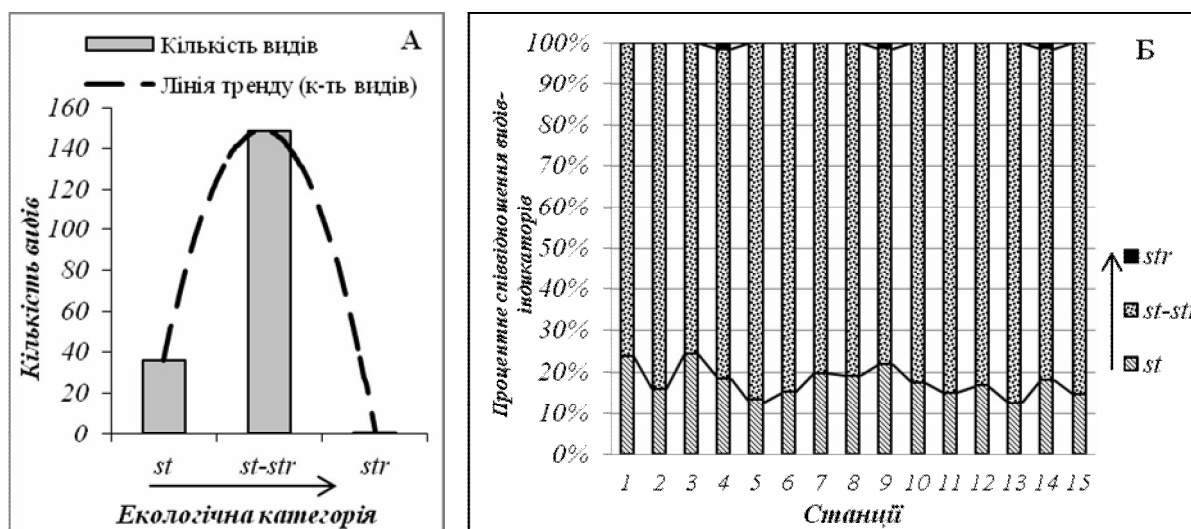


Рис. 3. Розподіл видів водоростей, які є індикаторами текучості вод та їх насичення киснем:

А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг

Серед видів цієї індикаторної групи, які траплялись найчастіше, слід відзначити *Actinastrum hantzschii*, *Coelastrum microporum*, *Euglena caudata* Hubner, *Melosira varians* C. Agardh, *Monoraphidium griffithii* (Berk.) Komárk.-Legn. та інші.

Процентний розподіл видів-індикаторів щодо вищезазначеного чинника свідчить про однорідність умов на всьому протязі дослідженої річкової ділянки (див. рис. 3, Б). Досить помітним є переважання тут організмів-індикаторів повільнотекучих вод. Таким чином, верхня ділянка р. Південний Буг характеризується відносно повільною течією, що створює сприятливі умови для розвитку водоростей у товщі води, які помірно збагачують її киснем.

Слід зазначити, що на сьогодні водоростей-індикаторів температурного режиму відомо досить мало. Саме тому нами на верхній ділянці р. Південний Буг виявлено лише 46 видових і внутрішньовидових таксонів водоростей (16,5% від загальної кількості знайдених тут видів), що є індикаторами температурного режиму водотоку. При цьому вони належали до 4-х екологічних категорій: холодолюбні, помірного діапазону, евритермні (індиферентні) та теплолюбні організми (рис. 4, А). Більшість серед виявлених водоростей-індикаторів

температурного режиму на цій ділянці річки складали евритермні види (54,3%). Дещо меншою кількістю характеризувалась група видів-індикаторів помірного температурного режиму (34,8%). Привертає увагу той факт, що серед видів-індикаторів у невеликій кількості наявні організми, які розвиваються у теплих (8,7%) і холодних (2,2%) водах. Однак вершина лінії тренду знаходиться посередині між індикаторами помірного температурного режиму та евритермними видами. Це є свідченням температурних умов, що характерні для р. Південний Буг у літній період.

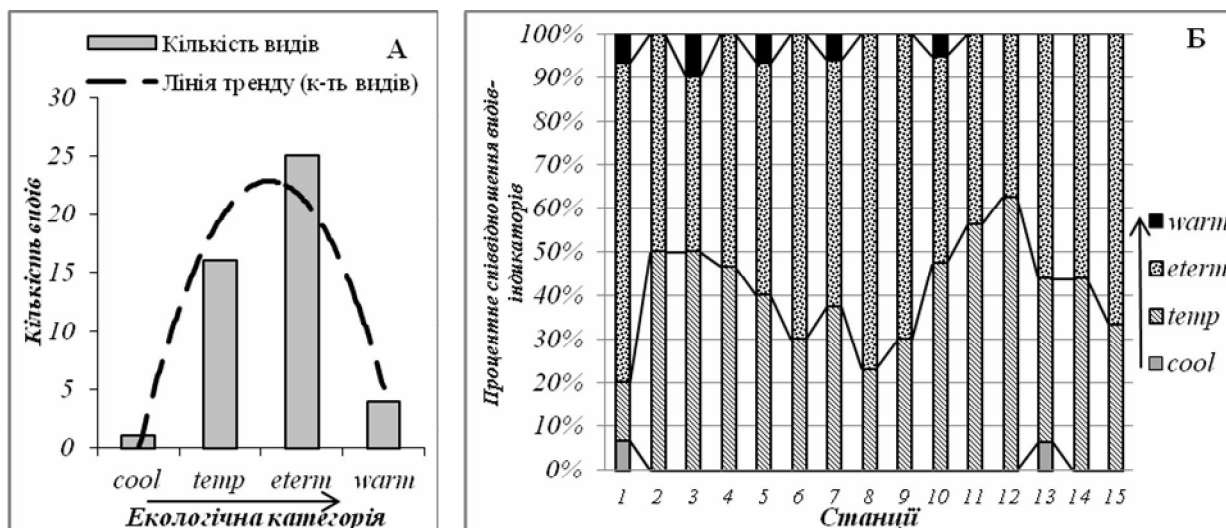


Рис. 4. Розподіл видів водоростей-індикаторів температурного режиму вод:
А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень
верхньої ділянки р. Південний Буг

Варто також зазначити, що серед евритермних водоростей досить часто траплялися *Euglena acus* Ehrenb., *Lepocinclis ovum*, *Phacus acuminatus* A. Stokes та *Trachelomonas volvocina* Ehrenb. Щодо індикаторів помірних вод високою частотою трапляння характеризувались *Amphora ovalis*, *Cyclotella meneghiniana* Kütz., *Melosira varians*, *Nitzschia palea* (Kütz.) W. Sm. та *Stephanodiscus hantzshii* Grunow.

Розподіл видів-індикаторів температурного режиму по станціях верхньої ділянки р. Південний Буг свідчить про те, що вода більше за все прогрівалась на ст. 1, 6 і 8, а також на тих станціях, які знаходилися ближче до кінця дослідженої ділянки, тобто на ст. 13, 14 і 15 (див. рис 4, Б).

Загалом, незважаючи на флуктуації розподілу індикаторних видів по станціях, води верхньої ділянки р. Пд. Буг протягом досліджуваного періоду характеризувались як такі, що сприяли розвитку фітопланктону.

Серед водоростей, які можуть свідчити про рівень рН води, у товщі води верхньої ділянки р. Пд. Буг нами виявлено 95 видів та внутрішньовидових таксонів (34,1% від загального видового багатства). Види-індикатори цієї групи належали до 4-х екологічних категорій. Зокрема, це були ацидофіли, індиференти, алкаліфіли та алкалобіонти (рис. 5, А). Як бачимо, найвагомішу частку складали індиференти (54,7%), хоча алкаліфіли також займали чільне місце (38,9%). Впадає у вічі досить низька кількість ацидофілів (3,2%) та алкалобіонтів (3,2%). Аналізуючи хід лінії тренду, можна бачити, що її вершина знаходиться між групою індиферентних видів та алкаліфілами, що свідчить про слабколужну реакцію водного середовища. Серед індиферентів досить часто зустрічалися *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, *Desmodesmus communis*, *Euglena gracilis* G.A.

Klebs та *Pediastrum duplex*, а серед алкаліфілів – *Cyclotella meneghiniana*, *Cymbella lanceolata*, *Melosira varians*, *Navicula lanceolata* та *Stephanodiscus hantzshii*.

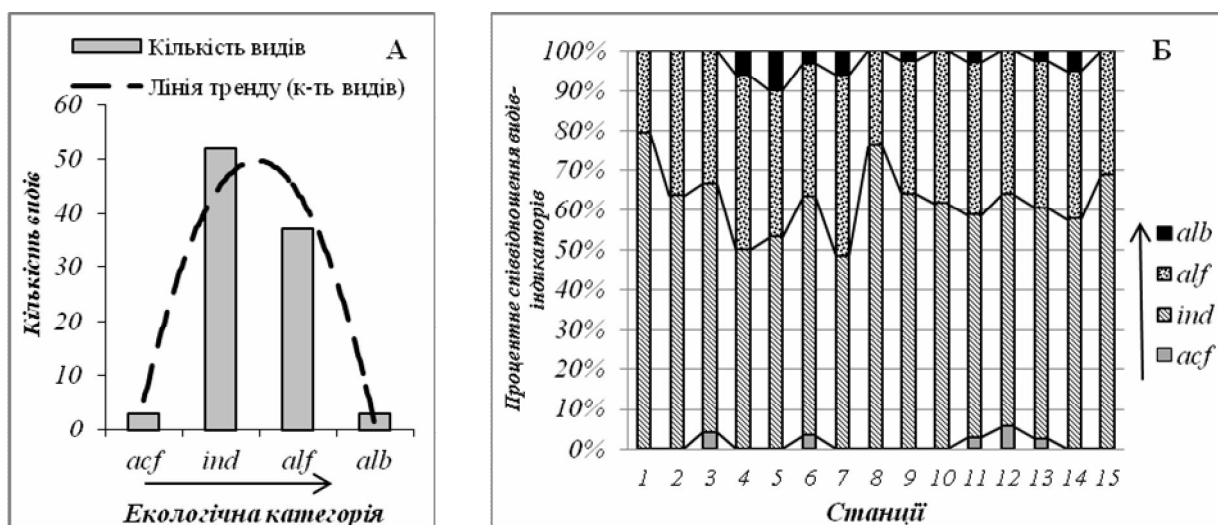


Рис. 5. Розподіл видів водоростей-індикаторів рН середовища:

А – кількість видів-індикаторів, **Б** – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг

Оцінюючи розподіл видів-індикаторів рН водного середовища на верхній ділянці р. Південний Буг можна пересвідчитись у переважанні індиферентів та алкаліфілів на всьому її протязі (див. рис. 5, Б).

Варто зазначити, що при цьому спостерігалися лише невеликі коливання процентного співвідношення видів-індикаторів. Так, верхня частина дослідженої ділянки річки мала слабколужну реакцію, проте із наявністю індикаторів більш кислих вод. Подалі (до ст. 7) спостерігалось збільшення кількості алкалофілів. На ст. 4–7 помітнішими були алкалібїонти, тобто мешканці сильнолужних вод. Далі за течією рН води дещо знижувалася, а починаючи зі ст. 9 вона відновлювалася, залишаючись слабколужною. Незважаючи на переважання видів-індиферентів, динаміка співвідношення індикаторних груп на станціях спостережень дозволяє звернути увагу на ст. 1 та 8, що мали більш кислі води. Ймовірно, це є результатом антропогенної ацидифікації або впливу приток, які несуть свої води із заболочених місцевостей. Отже, підсумовуючи отримані результати можна говорити про поступове підвищення рН води до ст. 7 після впливу більш кислих вод в районі ст. 3 і ст. 6. Однак в подальшому і аж до ст. 15 відбувалося збільшення кількості алкаліфілів, що є свідченням зростання величини активної реакції водного середовища.

Серед виявленого видового складу водоростей нами відзначено 147 індикаторів солоності вод, що складало 52,7% від усього видового багатства фітопланктону. Виявлені види відносилися до 4-х категорій: олігогалобів-галофобів, олігогалобів-індиферентів, олігогалобів-галофілів та мезогалобів. Як видно із рис. 6,А, більшість індикаторів солоності формувала група індиферентів (78,9%), тобто група олігогалобів або мешканців прісних вод, що можуть витримувати невелику кількість хлоридів.

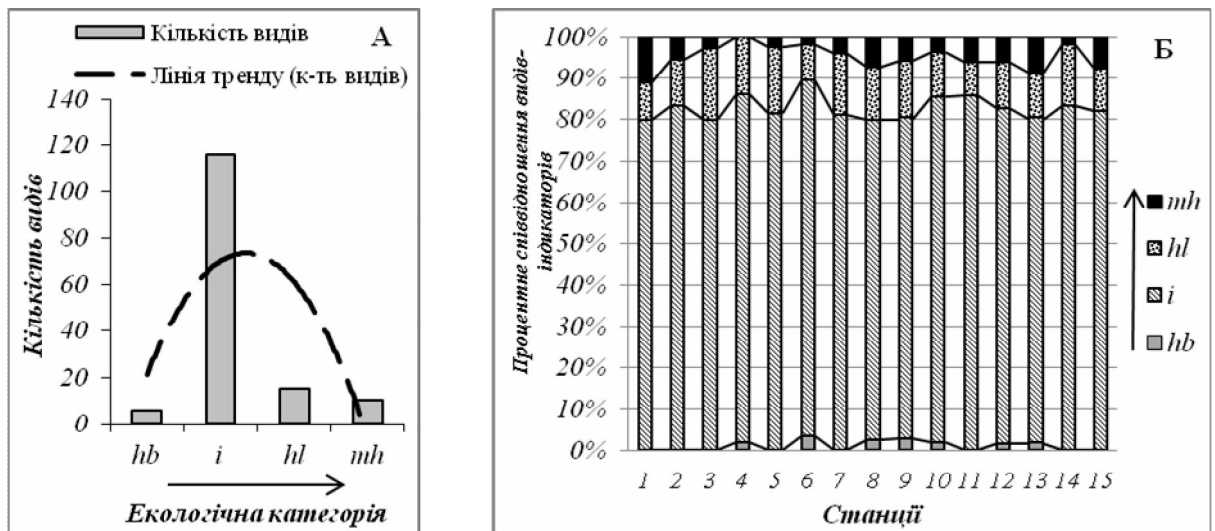


Рис. 6. Розподіл видів водоростей-індикаторів солонисті вод:

А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг

В свою чергу лінія тренду теж вказує на індиферентів як на домінуючу групу. Найчастіше серед представників цієї групи траплялися *Actinastrum hantzschii*, *Aulacoseira granulata*, *Desmodesmus communis*, *Dolichospermum flos-aquae* (Lyngb.) Wacklin, Hoffmann et Komarek та *Stephanodiscus hantzshii*.

Інші групи – галофоби та галофіли, були представлені незначною кількістю видів. Крім того, знайдено незначну кількість видів-мезогалобів. Розподіл індикаторних груп за станціями верхньої ділянки річки був практично однорідним, із помітним переважанням індиферентів по всій довжині річки (див. рис. 6, Б). Таким чином, солоність вод верхньої ділянки була досить стабільною, а її води – слабо мінералізованими.

Для оцінки ступеня органічного забруднення верхньої ділянки річки нами використано систему Пантле-Бук в модифікації Сладечека з урахуванням таких зон самоочищення як полісапробна, альфа- та бетамезосапробна, олігосапробна та ксеносапробна. Враховуючи кількість видів-індикаторів тієї чи іншої зони самоочищення, ми віднесли їх до відповідних класів якості вод.

Як видно із рис. 7, А індикаторні види водоростей розподілились між 5-ма класами якості вод. Вершина лінії тренду вказує на III клас якості вод як на найбільш представлений (65,4%). Йому відповідають представники бета-оліго-сапробіонтів, оліго-альфа-сапробіонтів, бета-мезо-сапробіонтів та бета-альфа-сапробіонтів. Серед них найчастіше траплялися *Crucigenia quadrata* Morren, *Desmodesmus armatus* (Chodat) E. Hegew., *Merismopedia punctata*, *Pediastrum duplex*, *Pseudopediastrum boryanum* (Turpin) E. Hegew. та деякі інші.

На рис. 7, Б зображено зміни якості вод на верхній ділянці р. Пд. Буг. Як бачимо, III клас якості вод був досить стабільним за виключенням ст. 13, де відбувалося незначне погіршення якості води. Проте все ж вона не виходила за межі III класу. Нижче по руслу річки екологічна ситуація на ній стабілізувалась.

Враховуючи особливості оцінки органічного забруднення за Ватанабе, на верхній ділянці р. Пд. Буг нами виявлено 36 видових та внутрішньовидових таксонів водоростей-індикаторів. Як видно із рис. 8, А, вершина лінії тренду вказує на домінування еврисапробів (66,7%), тобто таких водоростей, що можуть витримувати помірне органічне забруднення. Це, насамперед, *Aulacoseira granulata*, *Melosira varians*, *Stephanodiscus hantzshii*, *Ulnaria acus* (Kütz.) Aboal,

Ulnaria ulna (Nitzsch) Compere та *Nitzschia acicularis* (Kütz.) W. Sm. та інші. Серед сапроксенів варто відзначити: *Amphora pediculus* (Kütz.) Grunow, *Cocconeis pediculus* Ehrenb., *Cymbella lanceolata* та інші.

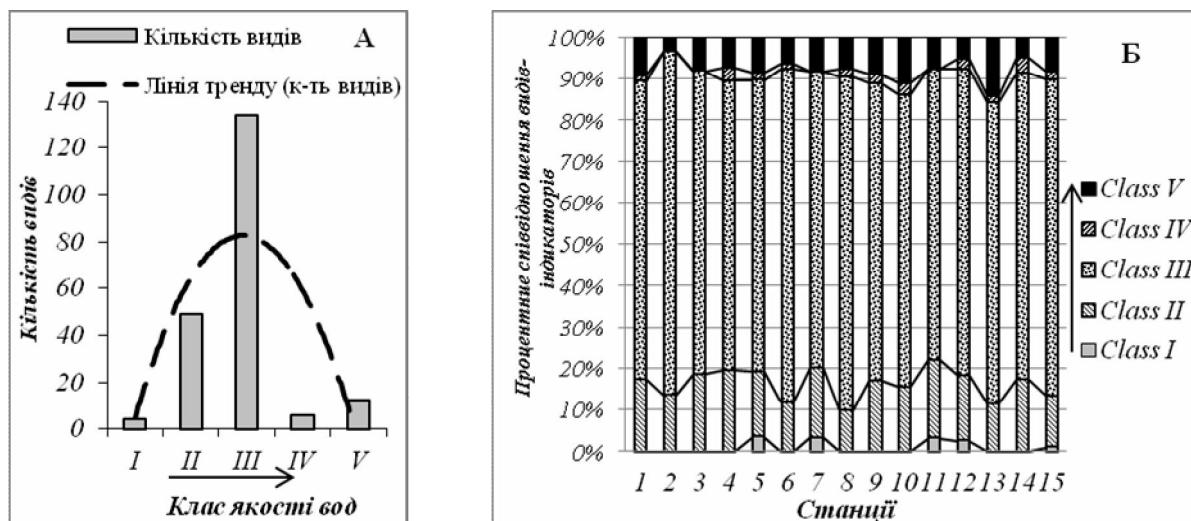


Рис. 7. Розподіл видів водоростей-індикаторів органічного забруднення вод (за системою Пантле-Бук):

А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг

Аналіз динаміки індикаторних видів на досліджуваних станціях засвідчив помітну перевагу сапроксенів та еврисапроків на всьому протязі річки (рис. 8, Б). Це особливо помітно на ст. 1, 4, 11 і 13 та свідчить про відносну чистоту води. Частка індикаторів помітного органічного забруднення (сапрофілів) була найвагомішою на ст.2 і 3.

Загалом, виявлені види-індикатори засвідчують відсутність сильного органічного забруднення на досліджуваній ділянці р. Пд. Буг, проте на деяких її частинах досить помітні коливання чистоти вод в напрямку її погіршення.

Основою системи індикаторів типу живлення, розробленої Г. Ван Дамом [14], є індикаторні властивості діатомових водоростей, зокрема, особливості їх живлення та відношення кількості у воді азотовмісних органічних сполук. У результаті проведеного аналізу, із 4-х категорій цієї системи на верхній ділянці р. Пд. Буг нами виявлено представників кожної із них. Як бачимо із рис. 9 А, переважають тут автотрофи, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук (67,6%). Друге місце належить автотрофам, що розвиваються за низької концентрації азотовмісних органічних сполук (18,9%). Дві інші сходинки належали факультативним гетеротрофам, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації азотовмісних органічних сполук та облігатним гетеротрофам, які розвиваються у воді за підвищених концентрацій азотовмісних органічних сполук. У цілому, індикатори типу живлення склали 13,3% від загальної кількості видових та внутрішньовидових таксонів водоростей, знайдених на верхній ділянці р. Південний Буг.

Серед видів, що належать до організмів з автотрофним типом живлення, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук, найчастіше відзначено *Aulacoseira granulata* var. *curvata* Grunow, *Cocconeis pediculus*, *Navicula lanceolata* та *Ulnaria ulna*.

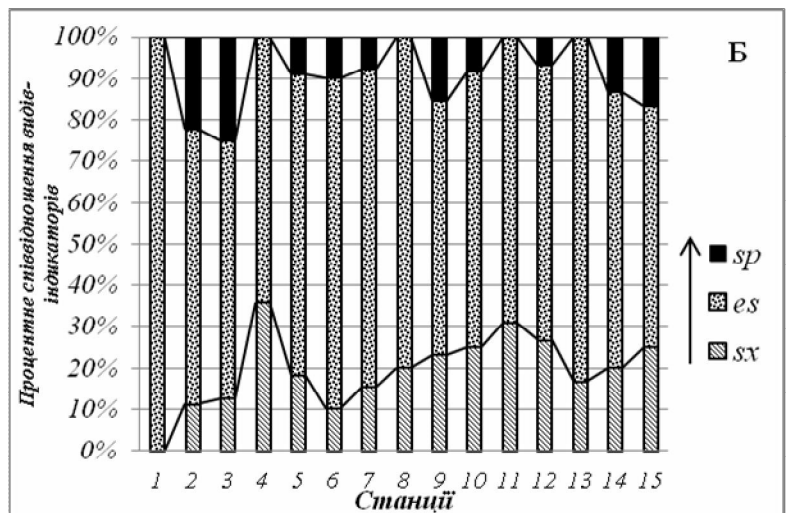
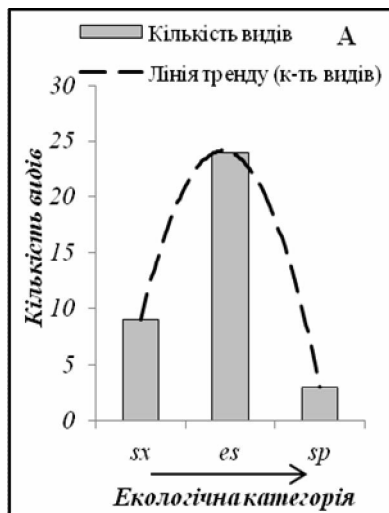


Рис. 8. Розподіл видів водоростей-індикаторів органічного забруднення вод (за системою Ватанабе):

А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг.

Оцінюючи розподіл цієї групи індикаторних організмів по руслу річки, слід зазначити, що біля її витoku (ст. 1) переважали факультативні гетеротрофи, які розвиваються у воді за періодичних підвищень концентрації азотовмісних органічних сполук (до 70% в угрупованні) (див. рис. 9, Б). На наступних станціях (ст. 2–4) вони поступово витіснялися автотрофними організмами, яких на ст. 4 вже було близько 90%.

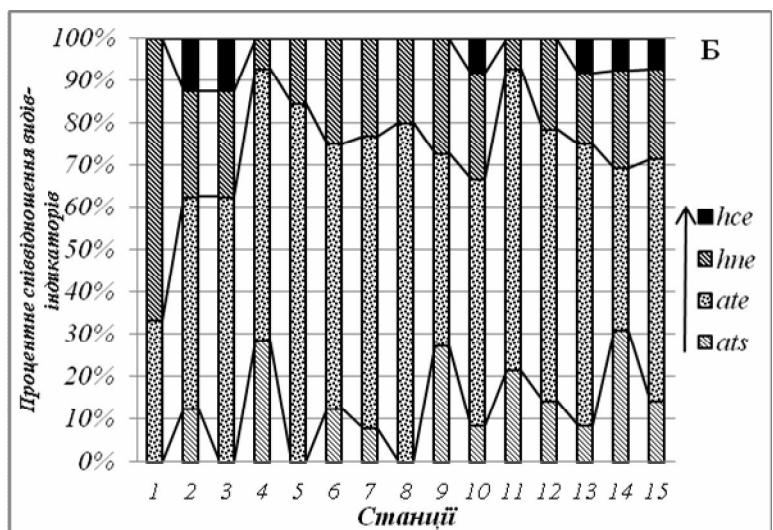
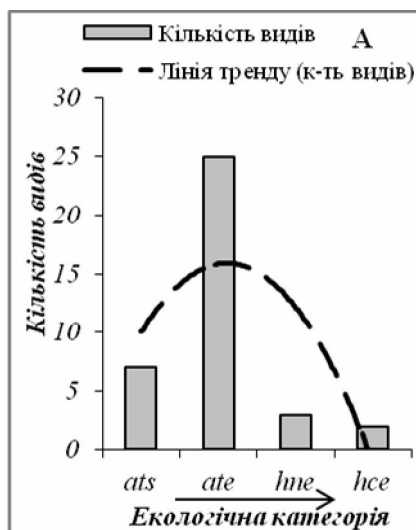


Рис. 9. Розподіл видів водоростей-індикаторів типу живлення та відношення до кількості азотовмісних органічних сполук:

А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг.

Починаючи із ст. 4 і до ст. 10 включно спостерігалось поступове витіснення автотрофів, частка яких на ст. 14 складала вже 67%. Виключення становила лише ст. 11, де автотрофи знову займали провідну позицію (більше 90%). Таким чином, динаміка індикаторних видів свідчить про те, що на дослідженій ділянці фотосинтетична діяльність водоростей р. Пд. Буг періодично пригнічувалася через

незначне забруднення верхньої та середньої частин досліджуваної ділянки водотоку.

Система оцінки трофічного стану вод, за Г. Ван Дамом [14], включає 7 категорій видів-індикаторів, що належать до відділу Bacillariophyta. Серед видового складу водоростей, виявлених нами на верхній ділянці р. Південний Буг, відзначено 37 видів і внутрішньовидових таксонів водоростей, які є індикаторами трофності вод. Як видно із рис. 10, А, за кількістю видів переважали організми-індикатори евтрофних вод (67,6%), на що також вказує і вершина лінії тренду. Серед них найчастіше траплялися *Amphora ovalis*, *Cocconeis pediculus*, *Melosira varians*, *Navicula veneta* Kütz. та ін.

Меншою мірою представлені інші категорії. Варто також відзначити відсутність видів, які є індикаторами оліготрофних вод. Натомість, були наявні види, які належать до категорії евтрофних вод. Це свідчить про різнотипні відгуки водоростевого угруповання річки на зміну умов, за яких можливий розвиток як мезотрофних, так і гіпертрофних видів.

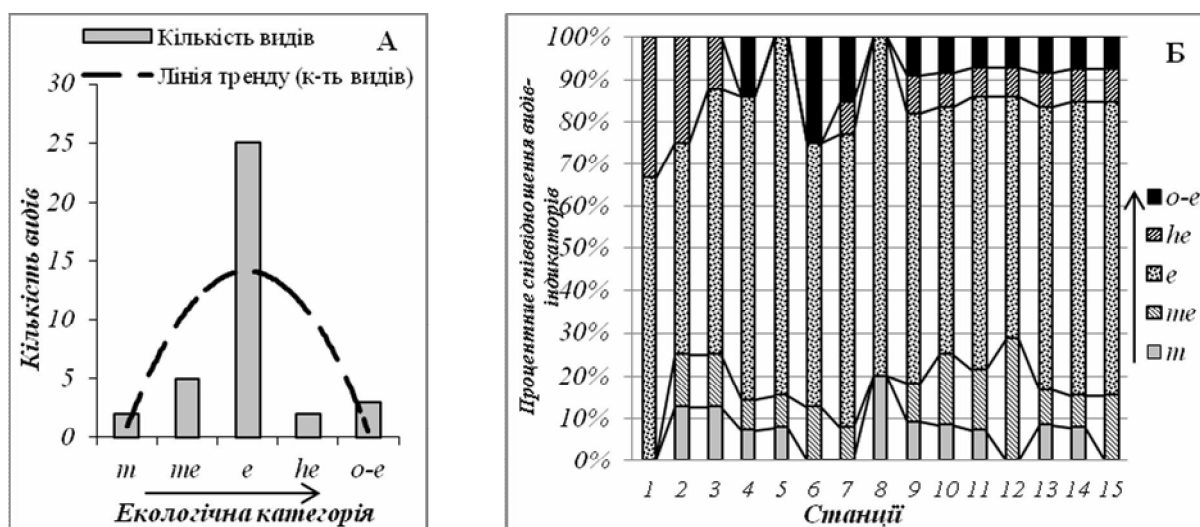


Рис. 10. Розподіл видів водоростей-індикаторів якості вод за рівнем трофності: А – кількість видів-індикаторів, Б – їх процентний розподіл на станціях спостережень верхньої ділянки р. Південний Буг.

Динаміка змін індикаторного складу за станціями річки засвідчує, що у верхів'ї (ст. 1) частка евтрофних видів досягала 35% (див. рис. 10, Б). Потім вони витіснялися мезотрофами (включно до ст. 5). На ст. 6 та 7 помітним було збільшення частки індикаторів гіпетрофії вод, проте вони складали не більше 25%. Починаючи від ст. 8 та до кінця верхньої ділянки річки рівень трофності залишався постійним із переважанням евтрофних видів та приблизно рівною кількістю індикаторів інших категорій трофності. Таким чином, проведена оцінка досліджуваної ділянки р. Південний Буг на основі біоіндикаційних характеристик водоростей свідчить про її евтрофний статус.

Висновки. У товщі води дослідженої ділянки річки Південний Буг, відзначено переважання планктонних та планктонно-бентосних видів водоростей, а також індикаторів середньої текучості вод, помірного температурного режиму, слабколужних вод та індиферентів за відношенням до рН і рівня солоності. Річкова вода верхньої ділянки за рівнем органічного забруднення за Пантле-Бук (в модифікації Сладечека) належить до III класу якості, а за системою Ватанабе – вона характеризується помірним вмістом органічних сполук. У її водній товщі переважали автотрофні

організми, які витримують підвищені концентрації азотовмісних органічних сполук та індикатори евтрофних вод.

Такий детальний біоіндикаційний аналіз фітопланктону верхньої ділянки Південного Бугу є досить важливим аспектом моніторингу і потребує продовження щодо усієї руслової частини річки.

Список літератури

1. Афанасьев С.А. Развитие европейских подходов к биологической оценке состояния гидросистем в мониторинге рек Украины / С.А. Афанасьев // Гидробиологический журнал. – 2001. – Т. 37, № 5. – С. 3–18.
2. Барінова С.С. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды / Барінова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. – Тель Авив : Pilies Studio, 2006. – 498 с.
3. Белоус Е.П. Таксономическая структура фитопланктона верхнего участка реки Южный Буг (Украина) / Е.П. Белоус // Альгология. – 2012. – 22, №4. – С. 393–401.
4. Водна Рамкова директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення / EU Water Framework Directive 2000/60/EC. Definitions of Main Terms. – К., 2006. – 240 с.
5. Рысин Л.П. Тип экосистемы как элементарная единица в оценке биоразнообразия на экосистемном уровне / Л.П. Рысин // Экология. – 1995. – № 4. – С. 259–262.
6. Словарь ботанических терминов / И.А. Дудка, С.П. Вассер, И.Н. Голубинский и др. [под ред. И.А. Дудки]. – К.: Наук. думка, 1984. – 308 с.
7. Hustedt F. Die Diatomeenflora des Flußsystems der Wasser im Gebiet der Hansestadt Bremen / F.Hustedt // Abhandlungen Naturwissenschaftlicher, Verein. – 1957. – Vol. 34. – S. 181–440.
8. Hustedt F. Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra / F. Hustedt // Archiv für Hydrobiologie, Suppl. – 1938. -1939. – Vol. 15. – S. 131–177.
9. Medvedeva L.A. Use of algae for monitoring rivers in the Monsoon climate areas (Russian part of Asian Pacific region) / L.A. Medvedeva, S.S. Barinova, A.A. Semenenko // International Journal of Environment and Resource. – 2012. – Vol.1, Issue 1 – P. 39–44.
10. Pantle R. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse / R. Pantle, H. Buck. – Gas- und Wasserbach. - 1955. – B. 96, № 18. – 604 S.
11. Sládeček V. Diatoms as indicators of organic pollution / V. Sládeček // Acta hydrochim. et hydrobiol. – 1986. – Vol. 14, N 5. – P. 555–566.
12. Sládeček V. System of water quality from the biological point of view / V. Sládeček // Ergebnisse der Limnologie. – 1973. – Vol. 7, N 1/4. – P. 1–128.
13. Tett R. Use of phytoplankton community index to assess the health of coastal waters / R. Tett, C. Carreira, D.K. Mills etc // ICES Journal of Marine Science/ – 2008. – Vol. 65. – P. 1475–1482.
14. Van Dam H. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands / H. Van Dam, A. Mertens, J. Sinkeldam // Netherlands Journal Aquatic Ecology. – 1994. – Vol. 28. P. 117–133.
15. Watanabe T. Biological indicator for the assessment of organic water pollution / T. Watanabe // Japan Journal of Water Pollution Research. – 1986. – Vol. 19. – P. 7–11.
16. Watanabe T. Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using the epilithic diatom assemblage – Diatom Assemblage Index (DAIpo) / T. Watanabae, K. Asai, A. Houki // Science Total Environment. – 1986. – Vol. 55. – P. 209–218.

Біоіндикаційний аналіз верхньої ділянки річки Південний Буг по фітопланктону

Білоус О.П., Барінова С.С., Ключенко П.Д.

Вперше на основі виявлених планктонних водоростей верхньої ділянки річки Південний Буг проведено її біоіндикаційний аналіз. Ідентифіковані нами водорості є індикаторами за такими напрямками як: приуроченість до субстрату (місцезростання), текучість вод та їх насичення киснем, температурний режим, рН, солоність, органічне забруднення, трофічність, тип живлення та відношення до кількості азотовмісних органічних сполук.

Ключові слова: фітопланктон, біоіндикація, екологічний стан, види-індикатори.

Биоиндикационный анализ верхнего участка реки Южный Буг по фитопланктону

Белоус Е.П., Барінова С.С., Ключенко П.Д.

Впервые на основании выявленных планктонных водорослей верхнего участка реки Южный Буг проведен биоиндикационный анализ. Идентифицированные нами водоросли

являлись индикаторами: приуроченности к субстрату (местообитание), текучести вод и их насыщенности кислородом, температурного режима, pH, солености, органического загрязнения, трофности, типу питания и отношению к количеству азотосодержащих органических соединений.

Ключевые слова: фитопланктон, биоиндикация, экологическое состояние, виды-индикаторы.

Bioindication analysis of the upper part of the Southern Bug River based on phytoplankton

Bilous O.P., Barinova S.S., Klochenko P.D.

Bioindication analysis was made for the first time on the basis of planktonic algae of the upper part of the Southern Bug River. Identified algae were indicators of the: affinity to the substrate (habitat), water flow and oxygen saturation, temperature, pH, salinity, organic pollution, trophic state, and type of nutrition to the amount of nitrogen-containing organic compounds.

Keywords: phytoplankton, bioindication, ecological state, species-indicators.

Надійшла до редколегії 05.03.2014

УДК 551.583.16+551.577.3

Пясецька С.І.

Українській гідрометеорологічний інститут, м. Київ

СПРЯМОВАНІСТЬ ТЕНДЕНЦІЙ У ЗМІНАХ ВЕЛИЧИНИ ДОБОВОГО МАКСИМУМУ ОПАДІВ У МІСЯЦІ ХОЛОДНОГО ПЕРІОДУ РОКУ ТА ЦЕНТРАЛЬНІ МІСЯЦІ ВЕСНЯНОГО ТА ОСІНЬОГО СЕЗОНІВ У ЗАХІДНІЙ ЧАСТИНІ КРИМСЬКИХ ГІР У ДРУГІЙ ПОЛОВИНІ ХХ – ПОЧАТКУ ХХІ СТОЛІТТЯ

***Ключові слова:** добовий максимум опадів, лінійний тренд, північний та південний макросхили, Кримські гори*

Вступ Низкою дослідників було зроблено припущення, [1-3, 5, 6] в яких причиною змін в умовах зволоження вважають зниження інтенсивності атмосферної циркуляції і переносу водяної пари на материк при характерному для епохи потепління зменшення меридіонального градієнту температури. Останнє призведе до зниження стабільності атмосферної циркуляції та збільшення частоти посух у середніх широтах континентів [6]. Тобто в середньому для помірних широт в умовах сучасного клімату при зростанні температури зволоження буде зменшуватись. Причому саме у помірних широтах зменшення кількості опадів буде помітно у зимовий сезон. В цих же умовах зросте і мінливість опадів не тільки із року в рік, а й по території [4-6]. Для отримання достовірної інформації про хід та спрямованість кліматичних змін на тлі сучасних глобальних процесів потепління глобальної кліматичної системи постає нагальна проблема дослідження та всебічного аналізу зміни регіонального клімату, зокрема в Україні. Зважаючи на висновки, отримані в дослідженнях [4-6] необхідно дослідити не тільки зміни у самому ході випадання опадів у холодний період року, а й окремо дослідити зміни у величинах добового максимуму опадів у цей період та встановити етапи цих змін та їх спрямованість принаймні на сучасному етапі розвитку кліматичної системи.

Мета дослідження було встановити спрямованість змін у величині добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів у західній частині Кримських гір протягом другої половини ХХ – початку ХХІ століття. Запропоновані результати є логічним продовженням дослідження змін у ході випадання опадів у холодний період року та їх добового максимуму у західній частині Кримських гір на сучасному етапі зміни клімату в Україні.

Характеристика висхідного матеріалу. Для встановлення тенденцій у спрямованості змін величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів на території західної частини Кримських гір протягом другої половини ХХ - початку ХХІ століття було залучено фактичні дані величини добового максимуму опадів по кожному з досліджуваних місяців протягом 1961-2007 рр. Для визначення спрямованості тенденцій змін протягом означеного періоду часу ряди фактичних даних добового максимуму опадів апроксимувались рівнянням лінійної регресії (лінійний тренд). Отримані результати для центральних місяців сезонів – зими, весни та осені для

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

усіх з досліджуваних станцій західної частини Кримських гір представлені на рис. 1.

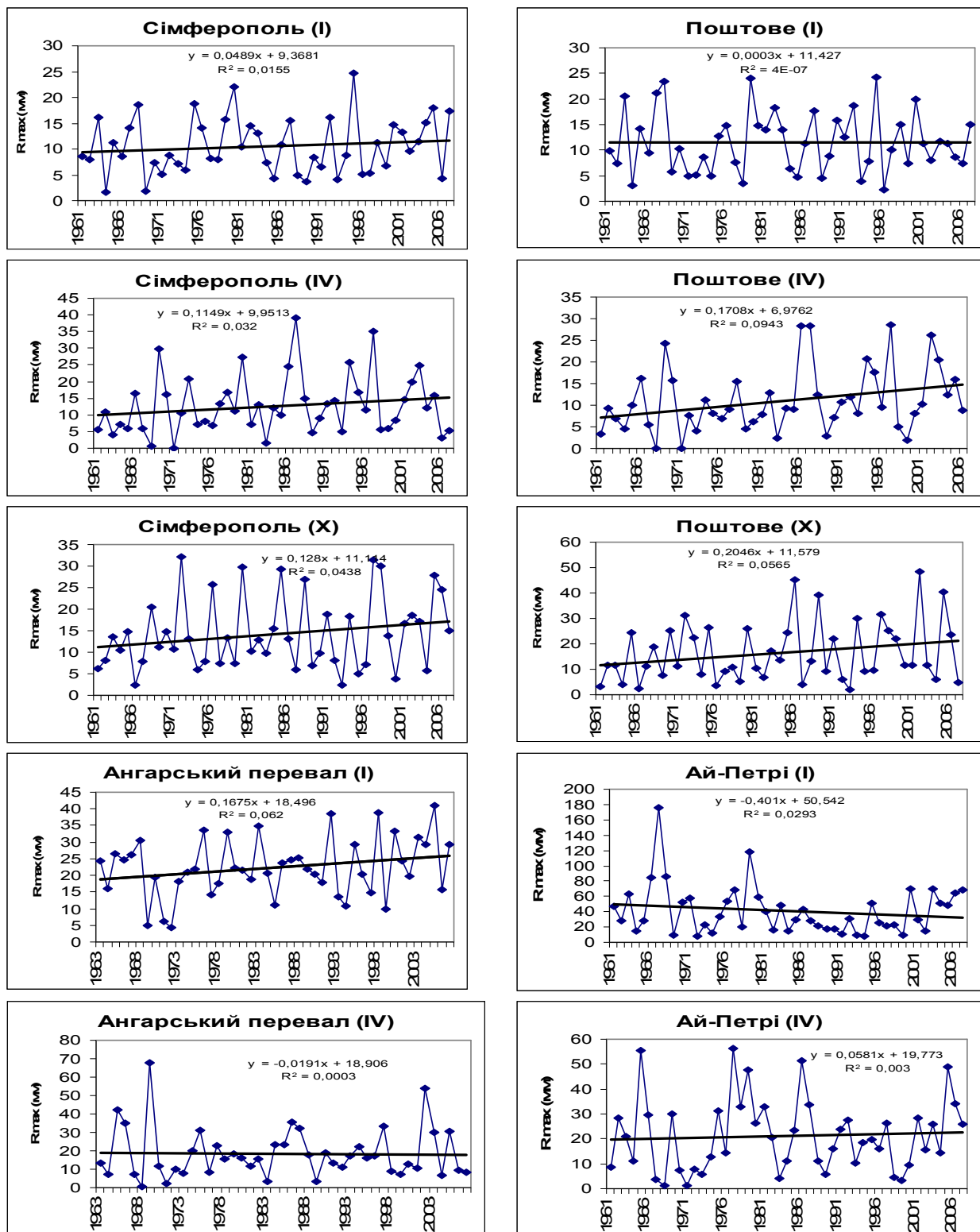
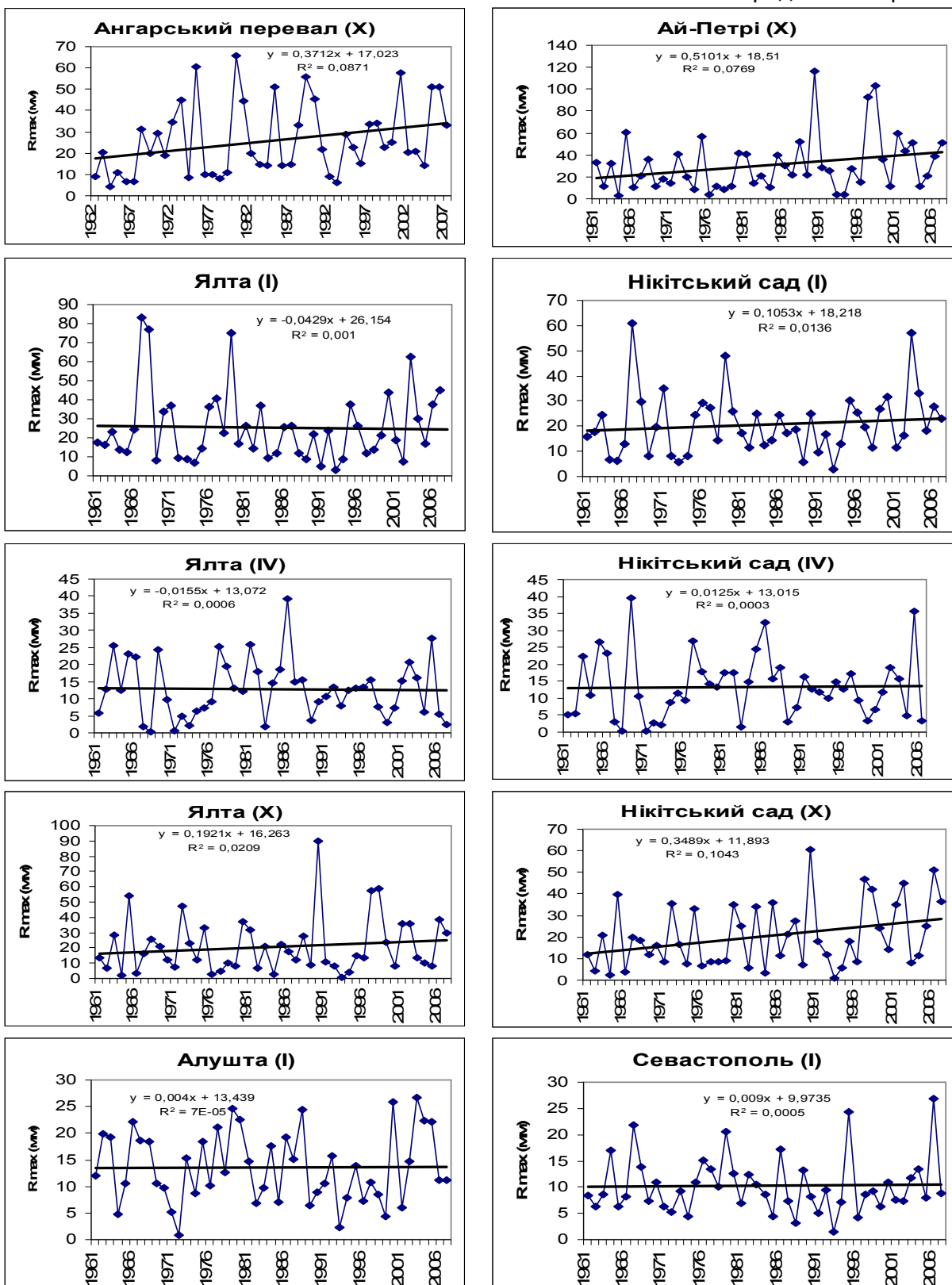
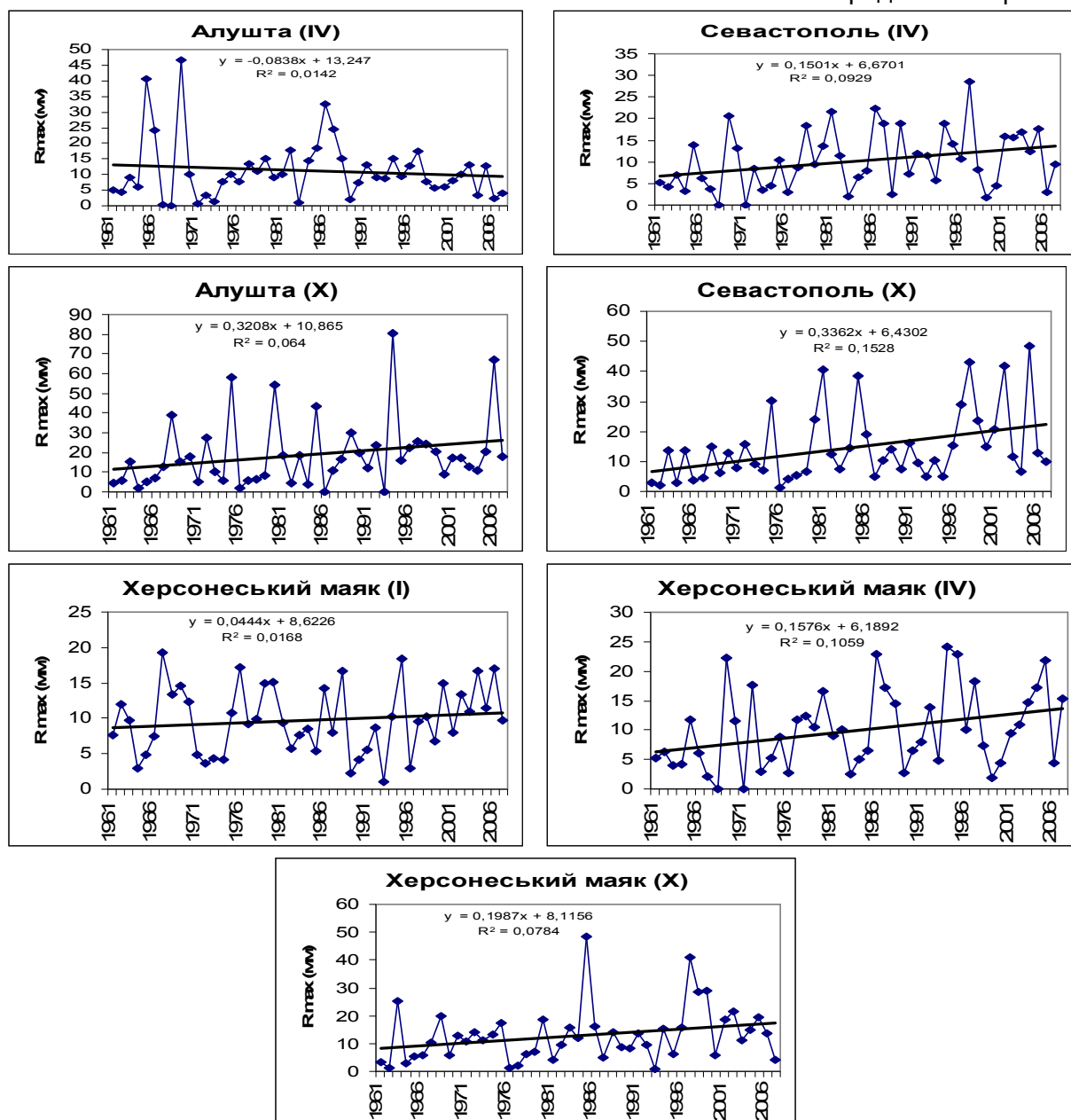


Рис. 1. Спрямованість змін величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів протягом 1961-2007 рр.(----- - лінійний тренд)





Обговорення результатів дослідження. Спрямованість змін величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральних місяцях весняного та осіннього сезонів було визначено за лінійним трендом, який було отримано апроксимацією ряду фактичних даних добового максимуму опадів за період 1961-2007 рр. рівнянням лінійної регресії. Рисунок 1 ілюструє отримані результати для центральних місяців зимового, весняного та осіннього сезонів року на досліджуваних станціях західної частини Кримських гір.

Було встановлено, що у *січні* на більшості станцій досліджуваної території Кримських гір (обох макросхилів) за трендом величина добового максимуму опадів протягом 1961-2007 рр. практично не змінилась. Проте, в районі Ангарського перевалу помічена тенденція до його зростання, особливо з кінця 80-х років ХХ сторіччя і до 2007 р. У цей же час в районі Ай-Петрі навпаки було виявлено тенденцію до його зменшення (рис. 1). У *лютому* було помічено, що за трендом величина добового максимуму опадів на більшості досліджуваних станціях

західної частини Кримських гір повільно зростає, що найбільш помітно з другої половини 80-х років. В районі Ангарського перевалу та Ай-Петрі виявлена тенденція має більш чіткий прояв. Фактично не змінився добовий максимум опадів в районі Поштового та Алушти. У *березні* ситуація із визначенням спрямованості змін у величині добового максимуму опадів на досліджуваній території має більш складний характер ніж у січні та лютому. Навіть на станціях розташованих на одному макросхилі можуть спостерігатись різні тенденції у спрямованості змін. Так, наприклад, в районі Сімферополя, Поштового та Севастополя помічено тенденцію до незначного зменшення величини добового максимуму опадів, а в районі Ангарського перевалу та Херсонського маяка величина добового максимуму опадів навпаки має тенденцію до зростання. Особливо помітна ця тенденція в районі Ангарського перевалу з другої половини 70-х років по теперішній час. На станціях південного макросхилу, окрім Ай-Петрі, величина добового максимуму опадів за трендом фактично не змінилась. В районі Ай-Петрі помічена тенденція до незначного зменшення величини добового максимуму опадів, особливо з початку 90-х років XX сторіччя по теперішній час. У *квітні* на більшості станцій північного макросхилу, за виключенням Ангарського перевалу, за трендом постерігається зростання величини добового максимуму опадів. В районі Ангарського перевалу добовий максимум опадів дуже повільно зменшувався. Проте можна сказати, що у цілому протягом досліджуваного періоду часу величина добового максимуму опадів за трендом практично не змінилась. На станціях південного макросхилу за трендом суттєвих змін у величині добового максимуму опадів протягом 1961-2007 рр. не встановлено. Проте деяке незначне його збільшення було помічене в районі Ай-Петрі та ледь помітне зменшення в районі Алушти. Але у цілому можна сказати, що здебільшого середнє значення величини добового максимуму опадів не зазнало змін (рис. 1). У *жовтні* було встановлено, що на усіх без виключення станціях західної частини Кримських гір (обох макросхилів) не дивлячись на значні міжрічні коливання, за трендом прослідковується збільшення величини добового максимуму опадів протягом досліджуваного періоду часу.

Найбільш інтенсивно зростання добового максимуму опадів відбувалося з другої половини 70-х років XX сторіччя і по теперішній час. Ця тенденція особливо добре прослідковується в районі низки станцій - Ангарський перевал, Ай-Петрі, Нікітський сад, Алушта, Севастополь. У *листопаді* на північному макросхилі було помічено, що за трендом величина добового максимуму опадів повільно зростає. На станціях Сімферополь, Поштове, Ангарський перевал виявлена тенденція прослідковується більш чітко. Більш помітним таке зростання у часі відбувалося з кінця 70-х років XX сторіччя і до кінця досліджуваного періоду. На південному макросхилі спостерігалась інша тенденція у спрямованості змін величини добового максимуму опадів. На відміну від станцій північного макросхилу тут мало місце зменшення величини добового максимуму опадів. Проте ця тенденція виражена дуже слабо і якихось суттєвих змін у величині добового максимуму опадів протягом досліджуваного періоду часу не відбулось. У *грудні* було встановлено, що на досліджуваних станціях за трендом існує тенденція до зменшення величини добового максимуму опадів. Більш помітною вона стала з другої половини 80-х років XX сторіччя. Із досліджуваних станцій зменшення добового максимуму опадів найбільш помітним було на станціях Ангарський перевал, Ай-Петрі, Ялта. В районі Херсонського маяка за трендом величина добового максимуму опадів фактично не змінилась, не дивлячись на досить значні міжрічні коливання.

Висновки Таким чином, можна зробити ряд висновків щодо загального спрямування змін величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів протягом 1961-2007 рр., що за лінійним трендом

1 - у січні на більшості з досліджуваних станцій західної частини Кримських гір добовий максимум опадів здебільшого практично не змінився, але в районі Ангарського перевалу помічена тенденція до його зростання особливо у останні 20 років. У цей час в районі Ай-Петрі помічено тенденцію до його зменшення, особливо протягом останніх 20 років;

2 - у лютому на усіх з досліджуваних станцій за лінійним трендом виявлено дуже повільне зростання величини добового максимуму опадів;

3 - у березні було помічено, що навіть на станціях одного макросхилу можливі різні спрямування змін у величині добового максимуму опадів. Проте треба зазначити, що за трендом величина добового максимуму опадів суттєво не змінилася;

4 - у квітні за трендом на ряді станцій досліджуваної території Кримських гір істотної зміни величини добового максимуму опадів не встановлено. Більш-менш помітні тенденції у бік збільшення величини добового максимуму опадів було помічено на станціях Сімферополь, Поштове, Севастополь та Херсонський маяк;

5 - у жовтні за трендом на усіх без винятку станцій виявлено тенденцію до збільшення величини добового максимуму опадів протягом періоду 1961-2007 рр., особливо з другої половини 70-х років XX сторіччя і до кінця досліджуваного періоду;

6 У листопаді на північному макросхилі за трендом встановлено зростання добового максимуму опадів, особливо з кінця 70-х років XX сторіччя. На південному макросхилі величина добового максимуму опадів мала тенденцію до незначного зменшення.

7 - у грудні на усіх станціях західної частини Кримських гір встановлено тенденцію до зменшення величини добового максимуму опадів. Найбільш помітною ця тенденція була з другої половини 80-х років XX сторіччя.

Список літератури

1. Будыко М. И. Потепление 80-х годов / М. И. Будыко, П. Я. Гройсман // Метеорология и гидрология. – 1989. – № 3. – С. 5–10. 2. Будыко М. И. Ожидаемые антропогенные изменения глобального климата / Будыко М. И., Ефимова Н. А., Локшина И. Ю. // Изв. АН СССР. Сер. геогр. – 1989. – № 5. – С. 45-55. 3. Будыко М. И. Ожидаемые изменения климата СССР - 2000 г. / М. И. Будыко, П. Я. Гройсман // Метеорология и гидрология. – 1991. – № 4. – С. 84-94. 4. Современные изменения климата Северного полушария / Винников К. Я., Груза Г. В., Захаров В. Ф. и др. // Метеорология и гидрология. – 1980. – № 6. – С. 5-17. 5. Дроздов О. А. Возможные изменения влагооборота при потеплении климата / О. А. Дроздов, И. В. Малкова // Труды ГГИ. – 1981. – Вып. 271. – С. 3–10. 6. Дроздов О. А. Формирование увлажнения суши при колебаниях климата / О. А. Дроздов // Метеорология и гидрология. – 1981. – № 4. – С. 17–23.

Спрямованість тенденцій у змінах величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів у західній частині Кримських гір у другій половині XX - початку XXI сторіччя.

Пясецька С.І.

Для визначення спрямованості сучасних тенденцій у змінах величини добового максимуму опадів у місяці холодного періоду року та центральні місяці весняного та осіннього сезонів у західній частині Кримських гір було використано ряди фактичних даних величини добового максимуму опадів на метеорологічних станціях досліджуваного регіону з 1961 по 2007 рр. Ряди даних було апроксимовано рівнянням функції лінійної регресії. Установлено, що за досліджуваний

період часу на більшості метеостанцій у січні, лютому, жовтні та листопаді за лінійним трендом існує тенденція до незначного збільшення величини добового максимуму опадів. У березні та квітні суттєвих змін у величині добового максимуму опадів не встановлено. Проте у квітні на низці метеостанцій північного макросхилу помічена тенденція до незначного збільшення добового максимуму опадів. У грудні на усіх метеостанціях досліджуваного регіону існує тенденція до зменшення величини добового максимуму опадів.

Ключові слова: добовий максимум опадів, лінійний тренд, північний та південний макросхил, Кримські гори.

Направленность тенденций в изменениях величины суточного максимума осадков в месяцы холодного периода года и центральные месяцы весеннего и осеннего сезонов в западной части Крымских гор во второй половине XX -начале XXI столетия

Пясецкая С.И.

Для определения направленности современных тенденций в изменениях величины суточного максимума осадков в месяцы холодного периода года и центральные месяцы весеннего и осеннего сезонов в западной части Крымских гор были использованы ряды фактических данных значения суточного максимума осадков на метеорологических станциях исследуемого региона с 1961 по 2007 гг. Ряды данных были аппроксимированы уравнением функции линейной регрессии. Установлено, что за исследуемый период времени на большинстве метеостанций в январе, феврале, октябре и ноябре за линейным трендом существует тенденция к незначительному увеличению значения суточного максимума осадков. В марте и апреле существенных изменений величины суточного максимума осадков не установлено. Однако в апреле на ряде метеостанций северного макросклона замечена тенденция к незначительному увеличению суточного максимума осадков. В декабре на всех метеостанциях исследуемой территории существует тенденция к уменьшению величины суточного максимума осадков.

Ключевые слова: суточный максимум осадков, линейный тренд, северный и южный макросклон, Крымские горы.

Direction of trends in the changes in magnitude of daily maximum rainfall during the months of cold season and months of central spring and autumn seasons in the western part of the Crimean Mountains in the second half of the XX-early XXI st. century

Pyasetskaya S.I.

To determine the direction of current trends in the changes in magnitude of the daily maximum rainfall during the months of central spring and autumn seasons in the western part of the Crimean Mountains were used actual data series of daily maximum rainfall values at meteorological stations of the study region from 1961 to 2007. Data series were approximated by the equation of linear regression function. Established that during the study period for most meteorological stations in January, February, October and November for a linear trend there is a tendency to a slight increase in the magnitude of daily maximum rainfall. In March and April, a significant change in the value of maximum daily rainfall was not detected. However, in April on a number of meteorological stations of the northern macroslope seen some increase in the maximum daily rainfall. In December, all meteorological stations studied territory there is a tendency to a decrease in the maximum daily rainfall.

Keywords: daily maximum rainfall, linear trend, northern and southern macroslope, the Crimean Mountains.

Надійшла до редколегії 06.02.2014

Гребенюк Н. П.

Український гідрометеорологічний інститут, м. Київ

ХАРАКТЕРИСТИКА ПОВТОРЮВАНOSTІ СИЛЬНИХ ЗЛИВ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ В УМОВАХ СУЧАСНИХ ЗМІН КЛІМАТУ

Ключові слова: *зміни клімату; сильні зливи; перебудова циркуляції атмосфери*

Вступ. Кліматична проблема вийшла на перше місце серед усіх напрямків міжнародної екологічної політики. Світова спільнота (ООН 2007 р.) закликає практиків і політиків розглядати клімат, як важливий природний ресурс, яким неможливо управляти і тому не можливо не враховувати [1]. На першу чергу запитів людства на адресу науки про клімат виходять питання про прогноз зміни вірогідності екстремальних кліматичних явищ, які мають соціально-економічне значення та екологічні наслідки. Актуальність проблеми, обумовлена тим, що суттєві зміни клімату, які відбулися, призвели до виникнення значних кліматичних аномалій, пов'язаних причинно-наслідковими зв'язками зі стихійними гідрометеорологічними явищами у даному випадку такими, як сильні зливи. Подальший розвиток потепління глобального та регіонального клімату в свою чергу може привести до порушення кліматичної рівноваги.

Мета роботи. Оцінити повторюваність сильних злив та виявити їх просторово-часовий розподіл за період 1991-2010 рр. на фоні сучасних змін клімату.

Методика досліджень. Основний метод досліджень – емпірико-статистичний. **Вихідні дані** з середньорічної температури повітря по 90 метеорологічним станціям України за період 1991-2010 рр. Дані про кількість випадків та пунктів охоплених сильними зливами. Вибірка та статистична обробка випадків сильних злив одержана шляхом аналізу “Оглядів погоди та стихійних метеорологічних явищ”, які були складені для кожної області.

Основні результати досліджень. Динаміка клімату України значною мірою уособлює характерні риси змін глобального клімату. Це підтверджується одноманітністю багаторічного ходу аномалії глобальної та регіональної температури повітря [2].

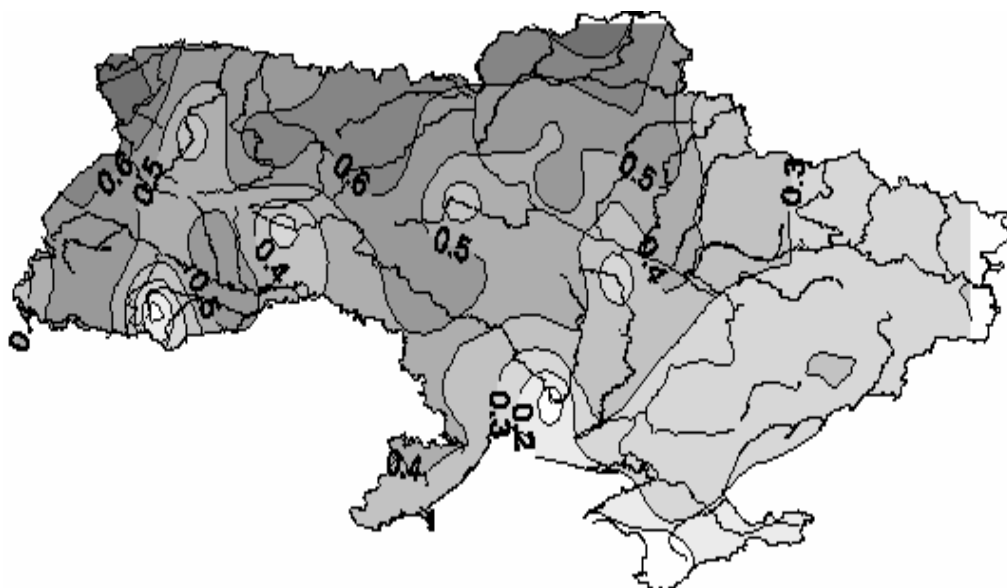
Для характеристики структури зміни річної температури повітря використані не самі значення температури, а їх аномалії, тобто відхилення від середніх значень за вибраний базовий період (1961-1990 рр.). Наведені дані свідчать про підвищення температури повітря в Україні і особливо на початку ХХІ ст. (рис.1).

Отримані результати вказують на те, що сучасні зміни клімату мають складну регіональну структуру. У ХХ ст. найтеплішим, як в Україні так і у глобальному масштабі було останнє десятиріччя (1991-2000 рр.). Найбільше підвищення температури спостерігається на півночі (0,7-1°C) та в центральних районах (до 0,5°C) України, дещо менше в південних та південно-східних областях і майже не спостерігається в АР Крим.

Перше десятиріччя ХХІ ст. характеризувалося подальшим підвищенням температури у порівнянні з попереднім десятиріччям. У цей період підвищення температури відносно кліматологічної стандартної норми на більшій частині території становило 1°C. Особливо вирізняються центральні та північно-східні області, де аномалія температури повітря складала 1,2-1,5°C. Такі величини

температурних аномалій в окремі десятиріччя раніше не спостерігалися. Значно підвищилася температура повітря на південному сході та півдні країни у порівнянні з попереднім десятиріччям (до 1 °C).

а)



б)



Рис. 1. Аномалія температури повітря за період 1991-2010 рр.:
а - 1991-2000 рр., **б** - 2001-2010 рр.

У ряді робіт доведено, що на фоні стійкого підвищення середньої глобальної та регіональної температури повітря у результаті потепління клімату частота та інтенсивність аномальних погодних явищ зростає.

В даній роботі досліджено просторово-часовий розподіл такого стихійного явища, як сильна злива, що приносить значні збитки господарству країни. До сильних злив відносяться метеорологічні явища з кількістю опадів 30 мм і більше за одну годину та менше. Проведено фактичний огляд цього явища, та встановлено статистичні закономірності. Виділено райони, де ці явища є найбільш небезпечними.

За природними умовами та кліматичними особливостями Україна належить до зони розвиненої зливної діяльності. Зливні опади можуть бути у вигляді дощу та снігу.

В Україні найбільш розповсюджені інтенсивні короткочасні дощові опади, які називаються зливами. Більш інформативними з цього питання є роботи Логвинова К. Т. та Бабіченко В. М. [3, 4].

Такі явища в Україні спостерігаються щорічно. Сильні зливи спостерігаються у теплий період року в основному з травня по серпень. В результаті досліджень було встановлено загальну фактичну кількість випадків сильних злив в Україні для кожної адміністративної одиниці за період 1991-2010 рр. Їх кількість становила 293 випадки, що в середньому складало 15 випадків на рік. Сильні зливи не спостерігалися лише у Луганській та Житомирській областях (табл.1).

Таблиця 1. Кількість випадків сильної зливи (30 мм і більше за 1 год та менше) в окремі п'ятиріччя, 1991-2010 рр.

Область	1991–1995	1996–2000	1991–2000	2001–2005	2006–2010	2001–2010	1991–2010
1.Чернігівська			-	2	1	3	3
2.Сумська		2	2	2	-	2	4
3.Волинська		1	1	1	2	3	4
4.Рівненська		1	1	-	-	-	1
5.Житомирська			-	-	-	-	-
6.Київська	1	4	5	4	2	6	11
7.Львівська	1	3	4	1	4	5	9
8.Хмельницька		1	1	1	3	4	5
9.Полтавська		1	1	3	3	6	7
10.Харківська		1	1	4	3	7	8
11.Тернопільська		2	2	-	-	-	2
12.Черкаська	2	1	3	4	3	7	10
13.Луганська			-	-	-	-	-
14.Вінницька		1	1	3	2	5	6
15.Івано-Франківська		5	5	5	7	12	17
16.Кіровоградська		7	7	5	6	11	18
17.Дніпропетровська	1	3	4	4	5	9	13
18.Донецька		3	3	6	-	6	9
19.Закарпатська		3	3	2	9	11	14
20.Чернівецька	1	1	2	6	2	8	10
21.Одеська	3	10	13	13	10	23	36
22.Запорізька		5	5	3	4	7	12
23.Миколаївська	2	3	5	8	3	11	16
24.Херсонська		6	6	8	1	9	15
25.АР Крим	5	12	17	23	23	46	63
Україна	16	76	92	108	93	201	293

При порівнянні двох десятиріч 1991-2000 рр (92 випадки) та 2001-2010 рр. (201 випадок) виявлено збільшення повторюваності кількості випадків сильних злив у останньому десятиріччі майже у всіх областях України, особливо у АР Крим (46 випадків) та Одеській (23 випадки).

Кількість випадків сильних злив коливається від п'ятиріччя до п'ятиріччя. Найбільш зливо небезпечним було п'ятиріччя 2001-2005 рр. (108 випадків). Найбільша повторюваність випадків сильних злив спостерігалася у південних областях України в АР Крим (23 випадки), Одеській (13 випадків), Херсонській, Миколаївській (8 випадків). Це пояснюється тим, що зазначені регіони знаходяться на шляху зіткнення теплого морського повітря з холодним, що створює сприятливі умови для випадання сильних злив. Також виділяються за кількістю опадів зливого характеру Донецька та Чернівецька області (6 випадків). Кількість зливових опадів більша на височинах та при наявності великої лісистості території, а також над великими містами частіше утворюються конвективна хмарність, що може сприяти випаданню зливових опадів [5]. У це п'ятиріччя зливи не спостерігалися взагалі у Рівненській, Луганській та Житомирській областях.

Початок розглянутого періоду характеризувався найменшою кількістю випадків сильних злив. Так у п'ятиріччі 1991-1995 рр. загальна кількість становила 16 випадків. Сильні зливи відмічалися тільки у 8 областях України.

За кількістю пунктів, охоплених цим явищем, виділяється п'ятиріччя 2001-2005 рр. (114 пунктів). 2002 рік, один з найтепліших років, був найбільш зливо-небезпечним у цьому п'ятиріччі і таке явище спостерігалось у 30 пунктах. У наступному п'ятиріччі (2006-2010 рр.) відмічалось деяке зменшення кількості пунктів в яких спостерігалися зливи (97 пунктів). Найменша кількість пунктів охоплених сильними зливами була у період 1991-1995 рр. (27 пунктів). У 1994 році сильні зливи не спостерігалися взагалі, у 1992 році відмічався 1 випадок з опадами зливого характеру (табл. 2).

Таблиця 2. Кількість пунктів та областей охоплених сильними зливами (30 мм і більше за 1 год та менше) в окремі роки та п'ятиріччя на території України

роки											
1991	1992	1993	1994	1995	1991-1995	1996	1997	1998	1999	2000	1996-2000
Пункти											
10	1	10	-	6	27	16	26	11	26	16	95
Області											
5	1	3	-	2	8	11	12	8	12	6	22
роки											
2001	2002	2003	2004	2005	2001-2005	2006	2007	2008	2009	2010	2006-2010
Пункти											
18	30	23	25	18	114	20	18	20	15	24	97
Області											
10	14	9	13	7	20	11	13	9	10	12	19

Таким чином, кількість пунктів з сильними зливами зменшилася у першому п'ятиріччі XXI ст. порівняно з попереднім. Але це не говорить про їх меншу небезпеку, тому що змінився характер цих явищ. Природний фон, на якому відбуваються, здавалося б, звичайні за своєю інтенсивністю стихійні явища, проявляються ще з більш руйнівною силою.

За розглянуті 20 років найбільша кількість областей в яких спостерігалися сильні зливи відмічалася у 1996-2000 рр. (22 області). На другому місці виділяється

п'ятиріччя 2001-2005 рр. (20 областей), Саме у 2002 р. спостерігалася найбільша кількість областей охоплених сильними зливами (14 областей).

Повторюваність сильних злив змінюється від місяця до місяця. На рисунку 2 представлені зміни повторюваності сильних злив в окремі десятиріччя. Максимальна повторюваність опадів зливого характеру у 1991-2000 рр. була відмічена у червні (33,7 %) і не значно відрізнялася від повторюваності у липні (32,6%), дещо менше у серпні (22,8%). У травні сильні зливи спостерігалися частіше у період 1991-2000 рр.(7,6 %) ніж у 2001-2010 рр.(6,5%).

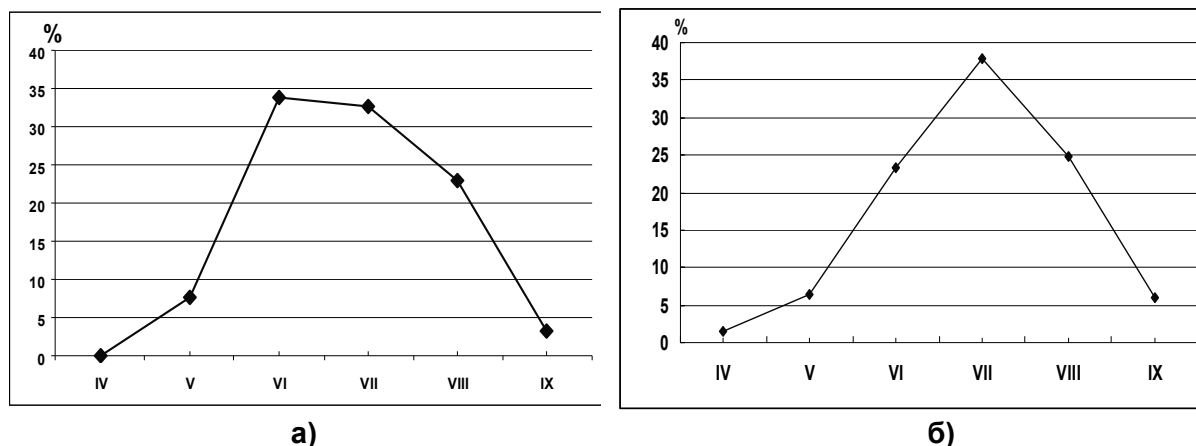


Рис. 2. Повторюваність (%) сильної зливи (30 мм і більше за 1 год та менше) в окремі місяці по десятиріччя: а) 1991-2000 рр., б) 2001-2010 рр.

У період 2001-2010 рр. змінився розподіл зливових опадів і найбільша частота випадання таких опадів була у липні (37,8%), а у червні та серпні вони випадали майже з однаковою повторюваністю відповідно 23,4% та 24,9 %.

У порівнянні з останнім десятиріччям кінця XX ст. характерною особливістю першого десятиріччя XXI ст. є наявність сильних злив у квітні та збільшення їх кількості у вересні.

У роботах В. Ф. Мартазіновою [6] відмічається, що в останнє десятиліття відбувається перебудова циркуляції атмосфери, яка пов'язана з переміщенням центрів дії атмосфери на схід. Ці зміни призводить до їх аномального стану та впливають на зміни температури повітря, атмосферних опадів та збільшення частоти та інтенсивності стихійних явищ.

Висновки. Отримані результати свідчать про збільшення повторюваності випадків сильних злив у XXI ст., яке відбулося майже на всій території України у порівнянні з попереднім десятиріччям, особливо в АР Крим, Одеській, Миколаївській, Закарпатській, Івано-Франківській та Кіровоградській областях.

Порівнювальна характеристика повторюваності сильних злив за окремі п'ятиріччя дала можливість виявити певну їх неоднорідність розподілу, як по території так і від п'ятиріччя до п'ятиріччя. Виділено п'ятиріччя (2001–2005 рр.), коли на фоні значних додатних аномалій температури повітря відмічалася найбільша кількість випадків сильних злив та кількість пунктів в яких вони спостерігались.

Виявлені зміни у розподілі повторюваності сильних злив в окремі місяці. У десятиріччя 2001-2010 рр. відмічалася найбільша їх повторюваність у липні, та деяке збільшення у вересні, а зменшення у червні.

Важливим аспектом наукового підходу до сучасних змін клімату є те, що увага була сконцентрована на вивченні одного стихійного явища та його розвитку,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

що дає можливість відповісти на ряд практичних запитань, а отримані результати можуть мати прогностичний характер.

Список література

1. Summary for Polcymakers / Solomon S., Qin, D., Manning, M. and all // Climate Change 2007: The Physical Science Basls. Contribution of Working Group to the 4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. – Cambridge : Cambridge University Press, NY, 2007. 2. Гребенюк Н. П. Нове про зміни глобального та регіонального клімату в Україні на початку ХХІ ст./ Н. П. Гребенюк, О. О. Яценко // Водне господарство України. – 2002. – № 5-6. – С.34-38. 3. Логвинов К. Т. Опасные явления погоды на Украине / Логвинов К. Т., Бабиченко В. Н., Кулаковская М. Ю. // Труды УкрНИГМИ. – 1972. – Вып.110. – 235 с. 4. Стихийные метеорологические явления на Украине и в Молдавии / Под ред. В. Н. Бабиченко. – Л. : Гидрометеиздат, 1991. – 223 с. 5. Логвинов В. Ф. Радиационные факторы и доказательная база современных изменений климата / В. Ф. Логвинов. – Минск : Беларус-наука, 2012. – 60 с. 6. Мартазінова В. Ф. Зміни великомасштабної циркуляції атмосфери та їх вплив на регіональну циркуляцію і погодні умови / В. Ф. Мартазінова, О. К. Іванова // Стихійні метеорологічні явища на території України за останнє десятиріччя (1986-2005 рр.). – К. : Ніка-Центр, 2006. – С. 208-212.

Характеристика повторюваності сильних злив на території України в умовах сучасних змін клімату

Гребенюк Н. П.

Досліджено просторово часовий розподіл стихійного явища погоди такого, як сильні зливи на території України в умовах сучасного клімату. Проведено фактичний огляд метеорологічного матеріалу та визначені статистичні закономірності, які можуть бути враховані з метою адаптації господарства до виникнення непередбачених кліматичних ситуацій.

Ключові слова: зміни клімату; сильні зливи; перебудова циркуляції атмосфери.

Характеристика повторяемости сильных ливней на территории Украины в условиях современных изменений климата

Гребенюк Н. П.

Исследовано пространственно-временное распределение стихийного явления погоды такого, как сильные ливни на территории Украины в условиях современного климата. Проведено фактический обзор метеорологического материала и определены статистические закономерности, которые могут быть учтены с целью адаптации хозяйства к возникновению непредвидимых климатических ситуаций.

Ключевые слова: изменение климата, сильные ливни, перестройка циркуляции атмосферы.

Description of repetition of sil'nikh thundershowers on territory of Ukraine in uslovyyakh of modern changes of climate

Grebenyuk N. P.

Spatio-temporal distribution of the elemental phenomenon of weather is investigational such, as strong thundershowers on the territory of Ukraine in the conditions of modern climate. The actual review of meteorological materials is conducted and statistical conformities are defined, that can be taken into account with the purpose of agriculture of adaptation to origin of new unforeseen climatic situations.

Keywords: change of climate; strong thundershowers; re-erecting of circulation of atmosphere.

Надійшла до редколегії 17.01.2014

Хільчевський В.К.¹, Соколов В.В.²

¹Київський національний університет імені Тараса Шевченка

²Центральна геофізична обсерваторія, м. Київ

ВІДЗНАЧЕННЯ 145-Ї РІЧНИЦІ ВІД ДНЯ НАРОДЖЕННЯ АКАДЕМІКА ВУАН ТА ВАСГНІЛ ЄВГЕНА ВОЛОДИМИРОВИЧА ОППОКОВА (1869-1937)

Євген Володимирович Оппоков – академік ВУАН та ВАСГНІЛ, професор кафедри гідрології та гідротехніки КПІ, засновник практичної гідрології в Україні та наукової школи, що вивчає природні води гідросфери Землі, засновник (у жовтні 1922 р.) Гідрометеорологічного бюро в УкрМЕТі. Автор сотень наукових праць з гідрології, гідротехніки, меліорації, геофізики, у тому числі настанов, посібників та підручників, написаних українською мовою «Сільськогосподарська гідротехніка», «Осушення земель», «Торф'яні машини». Його монографія «Режим річкового стоку в басейні Верхнього Дніпра» в 1908 р. була удостоєна Російською академією наук премії ім. Д. А. Толстого. За праці з гідрології південного заходу Росії в 1916 р. Російське географічне товариство присудило Велику золоту медаль ім. Ф.П. Літке. Талановитий педагог Є. В. Оппоков виховав майбутніх професорів, докторів наук, серед яких А.В. Огієвський, В.А. Назаров, К.І. Маків (член-кор. АН УРСР з 1948 р.), А.Є. Бабинець (член-кор. АН УРСР з 1964 р.), В.Г. Ткачук.

Народився Є. В. Оппоков 21 січня 1869 р. (2 лютого 1869 р. за новим стилем) у багатодітній сім'ї приходського священика Свято-Успенської Троїцької церкви села Руде Село Володарської волості Сквирського повіту Київської губернії.

11 листопада 2012 року на засіданні вченої ради Географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка було заслухано доповідь директора Центральної геофізичної обсерваторії О. О. Косовця та завідувача кафедрою гідрології та гідроекології географічного факультету КНУ імені Тараса Шевченка В. К. Хільчевського «До 90-річчя прийняття в Україні першої гідрологічної програми та роль Є. В. Оппокова у розвитку практичної гідрології та заснуванні наукової школи в державі», що висвітлила життєвий і творчий шлях визначного українського вченого.

До 75-річчя страти академіка (11 листопада 1937 р.) у Биківнянському лісі під Києвом, у періодичному часопису Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» наприкінці листопада 2012 р. було надруковано статтю про вченого, де Світлана Михайлівна Панькова, директор Історико-меморіального музею Михайла Грушевського, разом з колегами М. Кучеренко та Г. Шевчук у 2006 році підготували до видання колективну монографію «Я був їх старший син (рід Михайла Грушевського)». Автори документально дослідили роди Грушевських та Оппокових і довели, що Михайло Сергійович та Євген Володимирович були троюрідними братами. У грудні 2013 року в збірнику наукових праць Державного політехнічного музею Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут» «Дослідження з історії техніки» (випуск 17) було надруковано статтю «Євген Володимирович Оппоков – засновник практичної та наукової гідрології в Україні (до 145-річчя від дня народження)» (автори Олександр Косовець, Валентин Хільчевський, Михайло Довгич, Ольга Лук'янець, Ірина Лавриненко, Віктор Соколов).

У Національній науковій сільськогосподарській бібліотеці, Національній академії аграрних наук України під керівництвом член-кор. НААН України Віктора Анатолійовича Вергунова випустили до 145-річчя від дня народження – біографічний та бібліографічний покажчик та нарис – наукову доповідь «Академік Є.В. Оппоков (1869-1937) та становлення й розвиток сільськогосподарської меліоративної дослідної справи в Україні» (Київ, 2014).

З вищевикладеного, зважаючи на наявний доробок дослідників життя та творчості Є.В. Оппокова, за ініціативою Центральної геофізичної обсерваторії та за підтримки кафедри гідрології та гідроекології географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Державного політехнічного музею вирішено було провести з нагоди річниці на малій батьківщині Є. В. Оппокова та в музеї Національного технічного університету України «Круглі столи» з висвітленням життя та творчості засновника вітчизняної гідрології.

7 лютого 2014 року, Київська область, Володарський район, село Руде Село, Рудосільський навчально-виховний комплекс «ЗСШ І-ІІІ ступенів ДНЗ».

О 12:30 в актовій залі відбувся Круглий стіл з нагоди 145-річчя від дня народження земляка, вченого світового рівня, засновника практичної та наукової гідрології в Україні, академіка ВУАН та ВАСГНІЛ Євгена Володимировича Оппокова (рис. 1). Відкрила засідання директор школи Надія Михайлівна Суржак. Вітальне слово від Рудосільської сільської ради із зазначенням ролі школи в житті та вихованні підростаючого покоління промовив колишній директор школи Дмитро Трохимович Миколаєнко. З своїми дослідженнями родоvodu Оппокових та презентацією колективної монографії «Я був їх старший син» школярів та мешканців села ознайомила директор Історико-меморіального музею Михайла Грушевського (м. Київ) Світлана Михайлівна Панькова. Вперше присутні дізнались про родові стосунки Грушевських–Оппокових.

Про визначний вклад Є.В. Оппокова в розвиток вітчизняної гідрології доповів директор Центральної геофізичної обсерваторії Олександр Олександрович Косовець. Валентин Кирилович Хільчевський доктор географічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, завідувач кафедри гідрології та гідроекології географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка, розповів за сучасний подальший розвиток гідрології в Україні та в університеті.

Співробітник Галузевого державного архіву гідрометслужби Центральної геофізичної обсерваторії Віктор Володимирович Соколов ознайомив присутніх з документами та окремими фактами життя академіка Є. В. Оппокова. Дмитро Трохимович Миколаєнко зробив екскурсію київській делегації та педагогам школи до колишньої садиби Оппокових та приміщень старої школи, яка складалась з кількох будівель та існувала до 1988 року. У старовинній Свято-Успенській Троїцькій церкві відбулася поминальна служба за Грушевських-Оппокових, яку провів настоятель храму священник, отець Ігор (батько Євгена Володимировича Оппокова – Володимир Йоаникійович понад 50 років був настоятелем цього храму і трагічно загинув у вересні 1919 р.). Зустріч закінчилася гостинним обідом. Було знято відеофільм Геннадієм Сергійовичем Філіппенком. У лютому та березні 2014 р. в районній газеті було надруковано статті про зустріч у школі та про творчий і життєвий шлях уродженця села Руде Село академіка Є.В. Оппокова.

25 березня 2014 року з нагоди Всесвітнього дня водних ресурсів та 145-річниці від дня народження Євгена Володимировича Оппокова в приміщенні Наукового парку «Київська політехніка» (музей КПІ) відбувся круглий стіл.

Вчений секретар Державного політехнічного музею при НТУУ «КПІ» Лариса Степанівна Ільясова, крім виступаючих науковців, запросила студентів, працівників університету. Серед запрошених були голова Київської міської організації «Національної спілки краєзнавців України», кандидат історичних наук Олександр Олександрович Гончаров та начальник гідрологічної станції «Київ» Олег Васильович Серебряков. Було організовано експозицію бібліотечного фонду НТУУ «КПІ» – раритетних видань академіка Є.В.Оппокова за його життя (рис. 2), документів життєвого та творчого шляху Євгена Володимировича, інструментів та приладів для вимірювання кількісних характеристик води (гідрологічні млинки, штанги, рейки для визначення рівнів води). Останні передані для музею гідрологічної станції «Київ».

Розпочався «Круглий стіл» вітанням від НТУУ «КПІ» всім учасникам і промовою проректора з наукової роботи, академіка НАНУ Михайла Юхимовича Ільченка (рис. 3). Вів зібрання працівник галузевого державного архіву гідрометслужби України Віктор Володимирович Соколов (рис. 3 – останній праворуч).

Він же презентував доповідь з малої батьківщини Є.В.Оппокова, підготовлену головою села Руде Село Володарського району Київської області Віталієм Борисовичем Федорчуком. Потім у доповіді «Перший склад Гідрометеорологічного дослідного інституту (ГІМЕІН)» В.В.Соколов навів структуру гідрологічних секцій, які в подальшому перетворилися на окремі заклади в різних профільних установах як НАНУ, НААН та їх відомчих інститутах та структурованих підрозділах (див. рис. 3).

Світлана Михайлівна Панькова, директор Історико-меморіального музею Михайла Грушевського, крім доказів родинних зв'язків двох академіків відкрила присутнім цілий шар культурно-просвітницької діяльності інших родичів, які зробили великий внесок в розбудову України (рис. 4).

У своїй промові директор Центральної геофізичної обсерваторії Олександр Олександрович Косовець показав той визначний вклад Є.В. Оппокова, що сприяв розвитку вітчизняної гідрометеорології (рис. 5).

Директор Інституту гідромеханіки НАНУ, академік НАНУ, заслужений діяч науки і техніки України Віктор Тимофійович Грінченко розповів про трансформацію Інституту водного господарства ВУАН, який на той час очолював академік Є.В.Оппоков, до проблем і життя сучасного Інституту гідромеханіки НАНУ (рис. 6).

Виступ радника директора Інституту водних проблем і меліорації НААН України академіка НААН України, РАН та Італійської «Georgofili» Петра Івановича Коваленка в більшості викладеного стосувався світового значення його діяльності, а саме меліорації та осушення боліт (див. рис. 3 – перший зліва).

Від кафедри гідрології та гідроекології географічного факультету КНУ імені Тараса Шевченка з доповіддю (підготовленою зав. кафедрою В.К.Хільчевським) про історію створення в 1949 р. та існуючих сучасних засадах підготовки спеціалістів гідрологічного профілю представив доцент Сергій Сергійович Дубняк (рис. 7).

Динамічна та насичена різними фактами доповідь завідувача відділу математичного моделювання навколишнього природного середовища Інституту проблем математичних машин і систем НАНУ, професора Інституту радіоекології Фукусімського університету Марка Йосиповича Железняка «Обчислювальна гідрологія – розвиток в Україні і впровадження в задачах прогнозування наслідків повеней на Дніпрі» пожвавила інтерес аудиторії. Математична модель прогнозів

повені – це еволюція доробку наукової школи гідрологічних прогнозів академіка Є.В. Оппокова 30-х років ХХ століття (рис. 8).

Заключні доповіді директора Національної наукової сільськогосподарської бібліотеки НААН України, член-кор. НААН Віктора Андрійовича Вергунова (рис. 9) та наукового співробітника Центру досліджень наукового потенціалу історії науки імені Г.М.Доброва НАНУ Олександра Григоровича Луговського були присвячені становленню сільськогосподарської меліоративної справи за участю академіка Є.В.Оппокова та підготовки бібліографічного покажчика з розширеним списком наукових праць та публікацій.

Круглий стіл закінчився жвавим обміном враженнями та висловленням побажань учасників до подальшого спілкування в майбутньому та надію усім разом зустріти 150-річний ювілей академіка Євгена Володимировича Оппокова у лютому 2019 р. (рис. 10).

Хотілося б відзначити, що переважна більшість студентів виявила значний інтерес до цього заходу і залишалася в залі до кінця зустрічі, незважаючи на перевищення регламенту проведення засідання на 40 хвилин.

ПАМ'ЯТІ ВАСИЛЯ ІЛАРІОНОВИЧА ПЕЛЕШЕНКА



28 березня 2014 року на 87-у році пішов з життя Василь Іларіонович Пелешенко – відомий вчений і педагог вищої школи, гідрохімік, гідрогеолог, гідро еколог, професор Київського національного університету імені Тараса Шевченка, доктор географічних наук, заслужений діяч науки і техніки України.

Народився В. І. Пелешенко 28 червня 1927 р. у с. Долина Обухівського району Київської області.

Працював автослюсарем, шофером ОРС-ДН-3 Південно-Західної залізниці, БМУ-1 газопроводу «Дашава–Київ», Головмедпрому МОЗ УРСР (1943–1950 рр.), начальником адміністративного відділу Головмедпрому МОЗ УРСР (1950–1952 рр.).

У 1957 р. закінчив геологічний факультет Київського державного університету ім. Т.Г. Шевченка за фахом інженер-гідрогеолог.

1957–1962 рр. – старший інженер, у 1962–1968 рр. – старший викладач, доцент кафедри гідрогеології та інженерної геології геологічного факультету Київського університету.

У 1967 р. захистив дисертацію на здобуття наукового ступеня кандидат геолого-мінералогічних наук *«Підземні води межиріччя Сіверський Дінець–Оскол»* (науковий керівник – проф. Ф.А. Руденко).

У 1968–1971 рр. – завідувач сектору природничих та технічних наук ЦК Компартії України.

З 1971 р. – доцент кафедри гідрології суші географічного факультету університету.

Завідувач кафедри гідрології і гідрохімії (у 1976–1993 рр.) та в.о. завідувача кафедри (1999–2000 рр.). У 1993–2002 рр. – професор кафедри.

У 1981 р. у Гідрохімічному інституті (м. Ростов-на-Дону, Росія) захистив дисертацію на здобуття наукового ступеня доктор географічних *«Оцінка взаємозв'язку хімічного складу різних типів природних вод території України»* за спеціальністю 11.00.10 - гідрохімія.

Читав спецкурси: *«Основи гідрохімії»*, *«Гідрогеологія з основами інженерної геології»*.

Ініціатор створення і науковий керівник проблемної науково-дослідної гідрохімічної лабораторії (1971 р.) та Богуславського гідролого-гідрохімічного стаціонару кафедри (1981 р.).

Наукові інтереси: проблеми гідрохімічного балансу, меліоративна гідрохімія, вивчення хімічного складу води річок за умов мінімального стоку, гідрохімічне прогнозуванням в умовах техногенезу. Засновник гідрохімічної школи в Київському університеті.

Автор і співавтор понад 200 наукових публікацій, 8 монографій, зокрема – *«Оцінка взаємозв'язку хімічного складу різних типів природних вод (на прикладі рівнинної частини території України)»* (1975 р.); *«Методика оптимізації природного середовища існування»* (1992 р. співавтор), 4 підручники (як співавтор)

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2014. – Т.1(32)

– «*Основи меліоративної гідрохімії*» (1991 р.); «*Гідрохімія України*» (1995 р.); «*Загальна гідрохімія*» (1997 р.); «*Загальна гідрологія*» (2000 р.); «*Гідрогеологія з основами інженерної геології*» (2002 р.); навчальні посібники (як співавтор) – «*Меліоративна гідрохімія*» (1984 р.); «*Методика гідрохімічних досліджень*» (1985 р.); «*Регіональна гідрохімія*» (1988 р.); «*Радіоактивність природних вод*» (1993 р.). Співавтор винаходу (1988 р.). Розробив три нових спецкурси для студентів кафедри.

Здійснив наукові експедиції: Причорноморська і Дніпровсько-Донецька западини, Український щит, Забайкалля, Шацькі озера, річки Прип'ять, Дунай (зарубіжна), водойми-охолоджувачі Чорнобильської, Рівненської, Хмельницької, Південно-Української, Запорізької і Смоленської АЕС, 30-км зона ЧАЕС. Учасник міжнародних проектів «Чистий Дунай» та «Поверхневі води Європи» (під егідою ЮНЕСКО).

Заслужений діяч науки і техніки України (1991 р.), академік Української екологічної АН та АН Вищої освіти України. Почесний працівник гідрометслужби України, Почесний член Українського географічного товариства. Учасник Великої Вітчизняної війни та ліквідації аварії на Чорнобильській АЕС

Нагороджений орденом «Знак пошани» (1970 р.) та відзнаками Президента України: «Орден за заслуги» III ступеня (1997 р.) та II ступеня (2002 р.), знаком «Відмінник освіти України», Почесною Грамотою Ректора Київського національного університету імені Тараса Шевченка, подякою Голови Київської міської адміністрації. Лауреат Премії ім. В. І. Вернадського УЕАН.

Василь Іларіонович Пелешенко виховав цілу плеяду учнів – відомих вчених та професіоналів в області гідрохімії та гідрології, які працюють в Україні та за її межами.

Колеги, учні

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 чотирьох випусків 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 Arial, кегль 12, Word 6-8. Поля всі по 2.5 см; інтервал – 1, абзац – 1,00.

Подані до збірника рукописи, обсягом **менше 5 сторінок**, а також ті, що не мають відповідної рубрикації, будуть розміщуватись у розділі **"Наукові повідомлення"**.

Необхідно мати на увазі, що одиниці вимірювання величин і характеристик у статтях треба наводити згідно системи СІ. Зокрема, концентрацію хімічних компонентів у воді – в **мг/дм³** (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.

Зразок оформлення статті (обов'язково ставити УДК, дотримуватися виділення шрифту і абзаців):

УДК 551.49

(кегель 12)

Петренко М.І.

(кегель 12, напівжирний, нахилений)

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

(кегель 11, нахилений)

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА

(кегель 12, напівжирний)

Через інтервал – **Ключові слова:** не більше 5 слів (кегель 11, нахилений)

Далі через інтервал починається текст статті (кегель 12). Усі підписи до рисунків та таблиці виконуються кеглем 11.

Після тексту через інтервал підзаголовок **"Список літератури"** (кегель 10, напівжирний), а потім власне список за його наявності (також кегль 10). 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 (усі – кегль 10).

Наукове видання

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Науковий збірник

2014 рік

Том 1 (32)

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – **Є. Цвелих**

Підписано до друку 31.03.2014
Формат 60х90/8. Папір офсетний.
Гарнітура Times New Roman. Друк різнограф.
Ум. др. арк. 8,0. Обл.-вид. арк. 8,2.
Наклад 300 прим. Зам. № 15-014.



Видавництво географічної літератури “Обрії”

Свідоцтво Держкомінформ України

ДК № 23 від 30.03.2000 р.

Київ, вул. Старокиївська, 10

Тел.: (096) 882-30-30

e-mail: vgl_obrii@ukr.net