

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

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

**Періодичний науковий збірник
ТОМ 1 (26)**

Київ
2012

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

Наук. збірник / Гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2012. – Т. 1(26). – 175 с.

HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:

The scientific collection / The editor-in-chief V.K. Khilchevskiy. – 2012. – Vol. 1(26). – 175 p.

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

- Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” заснований у травні 2000 року.
- Зареєстрований Міністерством юстиції України 8 жовтня 2009 р. (наказ № 1806/5).
- Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації КВ № 15819-4291Р від 8 жовтня 2009 року
- Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. включений до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні науки”.
- Атестовано Вищою атестаційною комісією України, Постанова Президії ВАК України № 1-05/2 від 10 березня 2010 року.
- **Видавець:** Київський національний університет імені Тараса Шевченка.
- Виходить чотири рази на рік.

*Рекомендовано до друку Вченою радою
географічного факультету
Київського національного університету
імені Тараса Шевченка
(20 квітня 2012 р., протокол № 4)*

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 МНС України та НАН України*;

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

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

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

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

Шищенко П. Г., доктор географічних наук, член-кореспондент 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

Линник П. М., Дика Т. П.

Методичні аспекти дослідження форм знаходження силіцію у природних поверхневих водах..... 8

Онищук В.В.

Принципові властивості відкритих динамічних систем і їх роль при регулюванні русел річок..... 19

Серебрянський Д. В., Кравчинський Р. Л.

Автоматизація систем збору та аналізу даних за станом водних об'єктів України: сучасний стан і перспективи..... 28

Поліщук В.В.

Перспективи використання ГІС технологій та гідрологічних моделей для оцінки величини площинного змиву та формування якості вод річкового басейну..... 34

ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

Ободовський О.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Онищук В.В.

Особливості розвитку процесів руслоформування річок басейну Латориці..... 43

Бойко В.М., Євдін Є.О., Железняк М.Й., Коломієць П.С., Іщук О.О.

Особливості формування весняного стоку Дніпра та моделювання зон затоплення у межах м. Києва на основі сучасної гідролого-гідравлічної моделі..... 55

Гайдай Ю.М.

Сучасна мережа спостережень за стоком наносів на річках України та її оцінка..... 63

Коноваленко О.С., Дутко В.О., Василенко Є.В.

Просторовий розподіл максимального стоку води весняного водопілля річок басейну Стир..... 69

ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Гончар О.М., Хільчевський В.К.

Режим біогенних речовин у поверхневих водах басейну Дністра..... 76

Жежеря В.А., Линник П.М.

Форми знаходження металів у воді річки Серет і Тернопільського водосховища..... 84

Курило С.М., Винарчук О.О.

Багаторічні зміни мінералізації і вмісту головних іонів у воді р. Псел та аналіз їх взаємозв'язку із водністю..... 95

Караван Ю.В.

Характеристика гідрохімічного режиму та оцінка якості води річок системи верхнього Сірету.....	102
--	-----

Шерстюк Н.П.

Випаровування та концентрування розчинених речовин у воді ставків Криворіжжя	107
--	-----

ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

Пащикова О.В.

Зоопланктон в системі біоіндикації органічного забруднення водних екосистем (огляд).....	116
--	-----

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є.

Методологія районування гідроекосистем природно-заповідного фонду за їхніми абіотичними і біотичними характеристиками.....	125
--	-----

Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В.

Сезонна динаміка вмісту основних груп розчинених органічних речовин у водоймах різного типу.....	134
--	-----

Линник П.М., Жежеря В.А., Іванечко Я.С.

Роль розчинених органічних речовин у міграції металів у воді річки Рось.....	140
--	-----

Цапліна К.М., Меленчук Г.В., Лінчук М.І., Шушар О.С.

Особливості формування кисневого режиму водойм міської мережі м. Києва.....	148
---	-----

Ільчишин Я. Т.

Про дослідження екологічного стану якості вод гірських рік Українських Карпат за методикою біоіндикації (на прикладі р. Прут).....	156
--	-----

ІНФОРМАЦІЯ

Огієвська І.В., Серебряков О.В., Соколов В.В.

Пам'яті Анатолія Володимировича Огієвського (60 роковини від дня смерті видатного українського вченого-гідролога, професора, доктора технічних наук).....	166
---	-----

Порядок подання і оформлення статей до періодичного наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія».....	173
--	-----

CONTENTS

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

<i>Linnik P. N., Dyka T. P.</i> Methodical aspects of investigation of silicon coexisting forms in natural surface waters...	8
<i>Onyschuk V.V.</i> Principal peculiarities of a free dynamic systems and its role in river channel regulation.spectrometry method.....	19
<i>Serebrianskyi D.V, Kravchynskyi R.L.</i> Automation of Systems for Collecting and Analyzing of Data regarding to Status of Water Bodies of Ukraine: Current State and Prospects.....	28
<i>Polishchuk V.V.</i> Perspectives of using GIS and GIS-based hydrologic models for assessment of surface wash-off and water quality in river basins.....	34

HYDROLOGY. WATER RESOURCES

<i>Obodovskiy O., Konovalenko O., Rozlach Z., Onyschuk V.</i> The features of the river channel evolution of Latorica basin.....	43
<i>Boyko V., Ievdin I., Zheleznyak M., Kolomiets P., Ischuk O.</i> Peculiarities of spring runoff formation of the Dnieper River and modeling of flood zones within the city of Kiev on the basis of modern hydrological and hydraulic model.....	55
<i>Gayday Y.M.</i> Modern monitoring network of hydrological stations at rivers of Ukraine and their assessment.....	63
<i>Konovalenko O., Dutko V., Vasylenko E.</i> Spatial distribution of maximal spring runoff of the Styr Basin Rivers.....	69

HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

<i>Gonchar O. N., Khil`chevsky V.K.</i> Mode of biogenic matters in surface-water of pool of Dniestr.....	76
<i>Zhezherya V.A., Linnik P.M.</i> Speciation of metals in water of the Seret river and the Ternopol' reservoir.....	84
<i>Kurilo S Vinarchuk O.</i> Long-term changes of mineralization and value of main ions from Psel river.....	95
<i>Karavan J.</i> The characteristic of the hydrochemical regime and water quality assessment of the rivers of the High Siret river basin.....	102

Sherstyuk N.P.

Evaporation and concentration of dissolved substances in water ponds Kryvorizhzhya.....	107
---	-----

HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

Pashkova O.V.

Zooplankton in the system of bioindication of water ecosystems organic pollution (Review).....	116
---	-----

Scherbak V.I., Maistrova N.V., Semeniuk N.Ie.

Methodology of zoning hydroecosystems of Nature-Conservation Fund according to their abiotic and biotic characteristics.....	125
---	-----

Osypenko V.P., Vasylchuk T.O., Evtuch T.V.

Seasonal dynamics of the major groups of dissolved organic matters in water bodies of different types.....	134
---	-----

Linnik P.N., Zhezherya V.A., Ivanechko Ya.S.

Role of the dissolved organic matter in metal migration in the Ros' River water.....	140
--	-----

Tsaplina K.M., Melenchuk G.V., Linchuk M.I., Shushar O.S.

Patterns of oxygen regime formation in the water – bodies of adjacent territories of Kyiv...	148
--	-----

Ilchyshyn Y.

Research Methods of Mountain Rivers Ecological Water Condition Quality of the Ukrainian Carpathians (on the example of Prut river).....	156
--	-----

INFORMATION

Ogievskay I.V., Serebryakov O.V., Sokolov V.V.

To memory of Anatoly Vladimirovich Ogievsky – outstanding Ukranian scientist- hydrologist, Professor, Doctor of Technical Sciences – on the 60th anniversary of his death.....	166
--	-----

The presenting and official registration of the articles for the scientific periodical collection «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology»	173
---	-----

УДК [556.114.6 (546.28:001.891)](28)

Линник П.М., Дика Т.П.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ ФОРМ ЗНАХОДЖЕННЯ СИЛІЦІУ У ПРИРОДНИХ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ

Ключові слова: *силіцій; форми знаходження; методи дослідження*

Постановка та актуальність проблеми. Силіцій – один з найпоширеніших хімічних елементів у природі, який належить до постійних компонентів природних вод. Він займає друге місце після кисню у складі земної кори. Кларки кисню і силіцію становлять відповідно – 47,0 і 29,5 % [4, 11]. Водночас силіцій відносять до біогенних елементів, оскільки він входить до складу живих організмів, частка якого за середніми значеннями у більшості таких організмів становить близько 0,1 %, а у діатомових водоростей – 1–1,5%. Встановлено, що силіцій відіграє важливу роль в життєдіяльності діатомей [3, 7], оскільки необхідний для побудови їхнього панцира, котрий, як відомо, є характерною рисою та важливою таксономічною ознакою для даного виду організмів. Силіцій відіграє важливу фізіологічну роль та бере участь у метаболізмі клітин цих водоростей. Зростання його концентрації у воді поверхневих водойм сприяє росту, збільшенню чисельності й розміру клітин, утворенню колоній та видовому різноманіттю діатомових водоростей. Якщо концентрація силіцію у водному середовищі перевищує 2 мг/дм³, то відбувається уповільнення та затримка розвитку синьозелених водоростей [15].

Відомо, що силіцій необхідний діатомовим водоростям не лише для побудови кремнеземного панцира. При зменшенні вмісту SiO₂ у воді до 0,5 мг/дм³ діатомей втрачають здатність до розмноження, а синтез ДНК за його відсутності відбувається лише на 4–10% [3]. Крім того, силіцій потрібний діатомовим водоростям для більшості життєвих процесів: у вигляді ортосилікатної кислоти та силікатного аніону він забезпечує регуляцію дихання, синтез ДНК та хлорофілу. Силіцій важливий для життєдіяльності і інших представників фітопланктону та вищої водної рослинності. Так, зокрема, внутрішній скелет золотистих водоростей побудований також із кремнезему.

В організмі людини і тварин силіцій у вигляді різних сполук входить до складу багатьох тканин, впливає на обмін ліпідів, утворення колагену та кісткової тканини. Відмічено важливу роль силіцію як структурного елемента сполучної тканини [14].

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

Дослідженнями американських вчених встановлено, що підвищений вміст алюмінію у питній воді збільшує ризик виникнення хвороби Альцгеймера. Проте щоденне вживання питної води з вмістом силіцію приблизно 10 мг/дм^3 зменшує ризик цього захворювання на 11%, оскільки токсичність алюмінію істотно знижується завдяки комплексоутворенню із силікат-йонами [17–19].

Силіцій належить до найбільш вивчених хімічних елементів поверхневих вод. Початок систематичних його досліджень, як і інших біогенних елементів, у поверхневих водах України розпочато ще у 50–60 рр. ХХ ст. Ці роботи було присвячено вивченню переважно загального його вмісту та сезонної динаміки. Дослідженню форм знаходження силіцію у поверхневих водних об'єктах приділялось, на наш погляд, недостатньо уваги.

До поверхневих водних об'єктів сполуки силіцію надходять внаслідок хімічного вивітрювання та розчинення силіційвмісних мінералів, відмирання наземних рослин та водяних рослинних організмів, зокрема діатомових водоростей, з атмосферними опадами та зі стічними водами підприємств, які виготовляють цементні, керамічні, скляні вироби, силікатні фарби, в'язучі матеріали [12].

Через низьку розчинність силікатних мінералів, а також внаслідок засвоєння силіцію окремими групами водяних організмів, його вміст у поверхневих водах суходолу вважається порівняно невисоким, хоча і коливається у досить широких межах – від 1 до 20 мг/дм^3 і навіть вище [1, 5, 12].

Вміст силіцію у поверхневих водоймах та водотоках зазнає сезонних коливань і зумовлений зміною співвідношень між поверхневим та підземним стоком, інтенсивністю процесів біологічного споживання сполук силіцію, седиментацією та коагуляцією тощо [12].

У поверхневих природних водах силіцій знаходиться у розчинній, колоїдній і завислій формах, співвідношення між якими визначається низкою чинників, а саме хімічним складом, температурою води і рН водного середовища [12]. Розчинна форма силіцію представлена, як правило, мета- та ортосилікатною кислотами (H_2SiO_3 та H_4SiO_4). У водному середовищі при рН 7,0 ортосилікатна кислота на 99,9 % знаходиться у вигляді недисоційованих молекул, а в інтервалі рН 8,0–10,0 одночасно можуть існувати як недисоційовані молекули $[\text{H}_4\text{SiO}_4]$, так і йони типу $[\text{H}_3\text{SiO}_4]^-$ [10]. У поверхневих водах виділяють наступні форми силікатної кислоти: мономерно-димерну, полімерну та зв'язану з розчиненими органічними речовинами (РОР) [6, 16].

Частина силіцію знаходиться у вигляді колоїдів типу $x \text{ SiO}_2 \times y \text{ H}_2\text{O}$, однак така форма не перевищує 30–40 % його загального вмісту. Здатність силіцію переходити з істинно розчинного у колоїдний стан, вочевидь, зумовлена зниженням температури води та зміною рН водного середовища [10].

Сполуки силіцію входять до складу донних відкладів водойм та водотоків, в яких він представлений оксидами (кварц, опал), а також є складовою частиною різноманітних силікатів та алюмосилікатів (польових

шпатів, глини). До того ж, значну частину силіцію в донних відкладах становить біогенний кремнезем¹.

Вивчення форм знаходження силіцію в поверхневих водах належить до актуальних проблем, оскільки дає змогу встановити шляхи міграції та розподілу його сполук між абіотичними та біотичними компонентами водних екосистем, а також його біодоступність.

Методика досліджень співіснуючих форм силіцію. В практиці сучасних гідрохімічних досліджень поверхневих вод для визначення концентрації силіцію найчастіше використовують два варіанти фотометричного методу. Перший з них базується на визначенні Si у вигляді силіціймолібденової гетерополікислоти жовтого кольору, а другий – у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти [1, 12, 16].

Принцип фотометричного методу визначення у вигляді силіціймолібденової гетерополікислоти жовтого кольору ґрунтується на взаємодії мономерно-димерної форми силікатної кислоти з молібдатом амонію в кислому середовищі та утворенні силіціймолібденової гетерополікислоти, забарвленої в жовтий колір. В основу ж другого методу покладено здатність цієї ж кислоти в присутності відновників утворювати силіціймолібденовий комплекс синього кольору. При цьому, слід враховувати величину рН, оскільки відновлення силіціймолібденової кислоти відбувається в сильнокислому середовищі (рН=1,5–2), бо слабокисле середовище зумовлює відновлення самого молібдату до молібденової сині, що призводить до отримання завищених результатів [9].

Проби води відбирали в поліетиленовий посуд за допомогою батометра Рутнера або модифікованого батометра-склянки із поверхневого та придонного шарів й доставляли до лабораторії. Для відокремлення завислої форми силіцію від розчинної використовували метод мембранної фільтрації. Пробу води об'ємом 1,0–1,5 дм³ пропускали через мембранний фільтр “Synpor” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм під тиском ≈ 2 атм, який створювали за допомогою установки УК 40–2М. Масу завислих речовин знаходили за різницею між масою фільтра із зависсю, висушеного до постійної маси за кімнатної температури, та масою самого фільтра.

Концентрацію силіцію у відфільтрованих пробах води, у складі завислих речовин, а також у фракціях після іонообмінної та гель-хроматографії визначали за допомогою фотометричних методів [1, 12, 16].

Вміст силіцію у складі завислих речовин визначали після “мокрого спалювання” фільтра із зависсю в суміші концентрованих нітратної і сульфатної кислот градації “х.ч.” у кварцевій склянці. Для цього спочатку додавали 2,0 см³ HNO₃, а потім 1,0 см³ H₂SO₄ і після обуглення органічних речовин вносили по краплинно HNO₃ і кип'ятили до знебарвлення розчину та появи білої пари [2]. Отриманий розчин нейтралізовували розчином NaOH, додаючи приблизно 5 см³ концентрованого лугу (8 моль/дм³), а потім кількісно переносили у фторопластовий (тефлоновий) тигель. Надалі до цього розчину додавали ще 5 см³ розчину NaOH (8 моль/дм³) і доводили об'єм проби до 25 см³, в результаті чого концентрація NaOH

¹ Біогенний кремнезем утворюється внаслідок відмирання та осідання на дно решток організмів, які містять силіцій.

становила $\approx 1,6$ моль/дм³. Отримана таким способом проба підлягала гідротермальній обробці у сталюму автоклаві протягом 4–5 годин при температурі 150°C.

Для встановлення наявності органічно зв'язаного силіцію використовували метод фотохімічного окиснення РОР за дії УФ-опромінювання. Для цього фільтрат проби води об'ємом 20,0 см³ вносили у кварцеву склянку і підкислювали його декількома краплями концентрованої H₂SO₄ до досягнення рН в межах 1,0–1,5, а потім додавали ще 2–3 краплини 35 %-го розчину H₂O₂. УФ-опромінювання здійснювали протягом 2,5 годин за допомогою ртутно-кварцевої лампи ДРТ-1000. Якщо концентрація розчинного силіцію до і після фотохімічного окиснення РОР співпадає, то це свідчить про те, що силіцій у досліджуваній пробі води знаходиться у вигляді силікатної кислоти.

Для розділення різних за знаком заряду сполук силіцію використовували метод іонообмінної хроматографії. Фільтрат природної води об'ємом 1,0–1,5 дм³ послідовно пропускали через колонки, заповнені целюлозними іонами – діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ-целюлозою) і карбоксиметилцелюлозою (КМ-целюлозою). Після такого розділення отримували три фракції, що відрізняються за знаком заряду: аніонну, катіонну і нейтральну. Параметри колонок: висота 80 мм, діаметр 15 мм, висота шару целюлози 35 мм. Швидкість пропускання проби природної води та елюенту становить приблизно 1,0 см³/хв. У процесі такого розділення використовували не скляні, а пластикові колонки з метою запобігання вилугування силіцію із скла за дії NaOH і HCl як елюентів, які застосовуються при отриманні концентратів. Для одержання концентрату аніонної фракції використовують розчин NaOH (0,3 моль/дм³), а катіонної – розчин HCl (0,1 моль/дм³) [13]. Концентрацію силіцію в кожній з одержаних фракцій визначали фотометрично після фотохімічного окиснення РОР, як зазначено вище.

Для дослідження молекулярно-масового розподілу розчинених сполук силіцію у складі нейтральної і аніонної фракцій використовували метод гель-хроматографії. Нейтральну фракцію концентрували у 8–12 разів шляхом виморожування [8], а ступінь концентрування аніонної фракції становить не менше, ніж 40–60 разів. Використовували скляну колонку, заповнену TSK-гелем Тоуорепарл НW-40F (Японія). Параметри колонки: довжина 86 см, діаметр 2,3 см, висота стовпчика геля – 72 см, вільний об'єм колонки (V₀), встановлений по блюдестрану (молекулярна маса 2000 кДа), – 89 см³. Колонку попередньо було відкалібровано за допомогою поліетиленгліколів (ПЕГ), які мають різну молекулярну масу (0,6; 1,0 та 2,0 кДа) та глюкози (0,18 кДа). Концентрація ПЕГ становила 2,0 мг/см³, а глюкози – 0,5 мг/см³. Вихід зазначених речовин з колонки контролювали шляхом визначення перманганатної окиснюваності кожної з фракцій.

Концентрат нейтральної або аніонної фракцій об'ємом 5,0 см³ пропускали через колонку з гелем зі швидкістю $\approx 1,0$ см³/хв. Як елюент використовували 0,05 моль/дм³ KNO₃. Після вільного об'єму збирали послідовно 16 фракцій (по 10 см³ кожна) за допомогою колектора DOMBIFRAC D-002. Концентрацію силіцію у кожній з отриманих фракцій знаходили фотометрично.

Результати досліджень та їх обговорення. Для вивчення форм знаходження силіцію у поверхневих водах нами запропоновано загальну схему досліджень (рис. 1).

При визначенні загального вмісту розчиненого силіцію ($Si_{розч}$) у поверхневих водах нами було використано обидва варіанти фотометричного аналізу, а результати цих досліджень наведено в табл. 1. Можна пересвідчитися, що концентрація $Si_{розч}$ виявилася достатньо близькою незалежно від того, який варіант фотометричного методу було застосовано. Однак, при визначенні $Si_{розч}$ у вигляді синьої (відновленої) силіціймолібденової гетерополікислоти для аналізу потрібно значно менший (в 3–4 рази) об'єм фільтрату. Отже, цей варіант характеризується як чутливіший, і про це йдеться у відповідних характеристиках обох варіантів фотометричного визначення [1, 12, 16]. Це надзвичайно важливо при дослідженні розподілу сполук силіцію за знаком заряду та при вивченні молекулярно-масового розподілу Si в окремих фракціях, оскільки відбувається розбавлення проб у процесі розділення сполук на колонці з гелем. Тому у подальших наших дослідженнях ми використовували фотометричний метод визначення Si у вигляді силіціймолібденового комплексу синього кольору. Крім того, у цьому варіанті нівелюється заважаючий вплив гумусових речовин, що зумовлюють світло-коричневе забарвлення води за підвищеного їхнього вмісту. Важливим є також стійкість забарвлення з часом. Виявилося, що інтенсивність забарвлення комплексу силіцій молібденової гетерополікислоти жовтого кольору знижується з часом. Вже протягом перших 30–40 хв. після вимірювання оптичної густини інтенсивність забарвлення розчинів зменшується на 27–30 %. Водночас при визначенні Si у вигляді силіціймолібденової гетерополікислоти синього кольору інтенсивність забарвлення розчинів практично не змінюється протягом 7–10 днів.

Таблиця 1. Порівняльна оцінка результатів визначення концентрації силіцію у пробах поверхневих вод, одержаних за допомогою різних варіантів фотометричного методу (n=5)

Водні об'єкти	Дата відбору проб води	Фотометричне визначення у вигляді жовтої силіціймолібденової гетерополікислоти		Фотометричне визначення у вигляді силіціймолібденового комплексу синього кольору	
		Об'єм проби, мл	Si, мг/дм ³	Об'єм проби, мл	Si, мг/дм ³
р. Тетерів (с. Дениші), п	26.02.2012	20	3,7±0,43	5	3,8±0,15
р. Десна (с. Хотянівка), п	09.02.2012	15	8,6±0,25	5	8,8±0,14
оз. Вербне (м. Київ), д	28.02.2012	20	3,2±0,29	5	3,4±0,14
Канівське вдсх. (Московський міст), п	01.03.2012	15	5,3±0,28	5	5,2±0,14

Примітка. В таблицях 1-4: п - поверхневий, д - придонний горизонти.

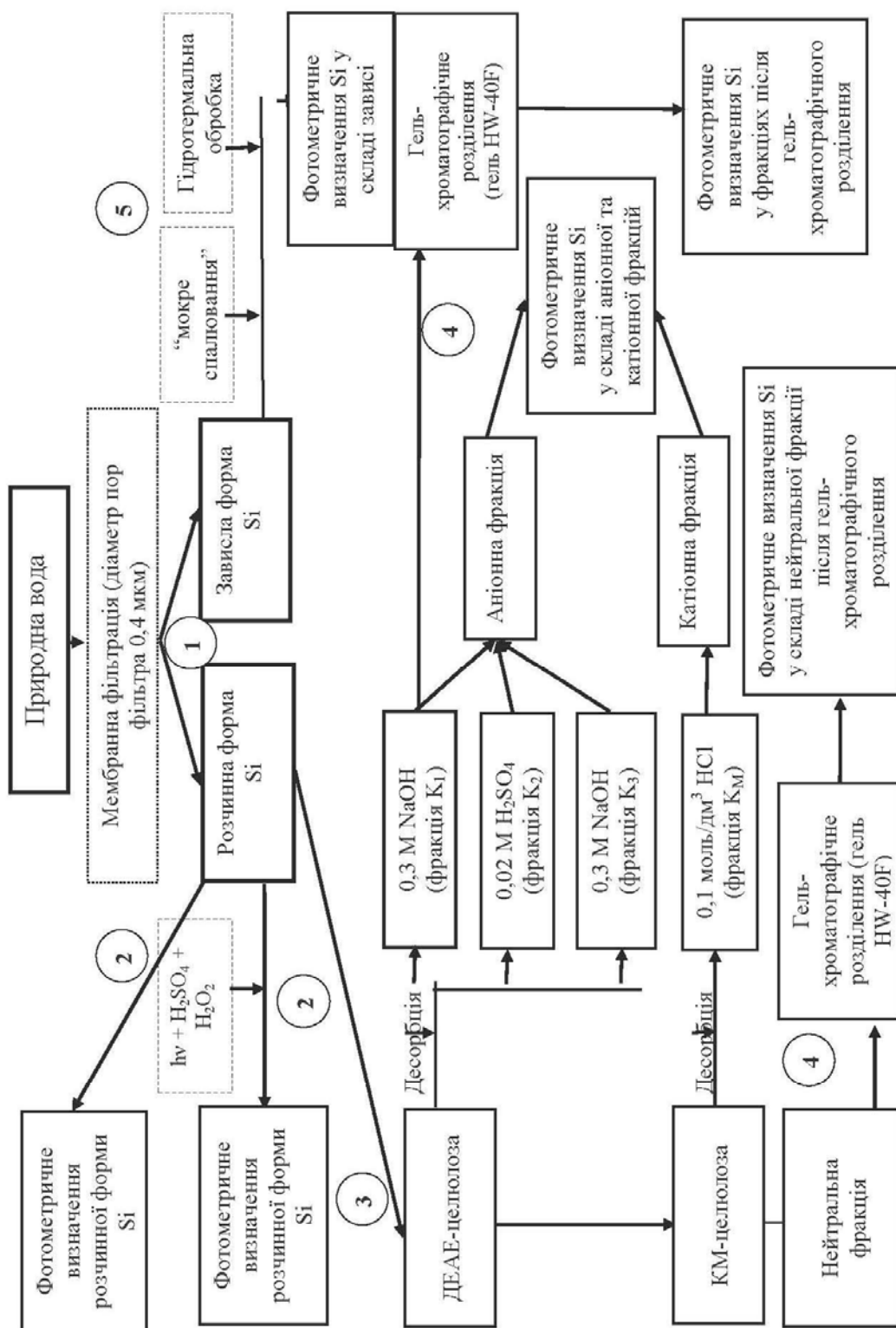


Рис. 1. Схема досліджень форм знаходження Si у поверхневих водах.
(Цифрами в кружечках позначено послідовність виконання етапів дослідження)

Для того, щоб встановити знаходження силіцію у вигляді силіційвмісних органічних сполук, про що йдеться у багатьох роботах [1, 6, 12, 16], нами використано фотохімічне окиснення РОР. Концентрацію Si визначали у пробах води до та після УФ-опромінення. Наведені нижче дані (табл. 2) свідчать про те, що у розчиненому стані концентрація силіцію залишалася практично однаковою, незалежно від того, чи відбувалася фотохімічна деструкція РОР. Це може бути підставою, щоб стверджувати про відсутність у досліджуваних поверхневих водах силіційвмісних органічних речовин.

Таблиця 2. Вміст $\text{Si}_{\text{розч}}$ у воді поверхневих водних об'єктів до та після фотохімічної деструкції РОР

Водні об'єкти	Дата відбору проб води	Концентрація силіцію, мг/дм ³	
		До УФ-опромінення проб води	Після фотохімічної деструкції РОР
р. Тетерів (с. Дениші), п	25.03.2012	4,3	4,2
р. Тетерів (с. Перлявка), п	25.03.2012	3,1	2,9
оз. Вербне (м. Київ), д	28.02.2012	3,2	3,1
Канівське водосховище (м. Українка), п	26.03.2012	5,8	5,9

Водночас важливо було з'ясувати розподіл силіцію за знаком заряду його сполук. Результати досліджень показали (табл. 3), що переважна частина розчинного силіцію була виявлена у складі нейтральної фракції. Частка цієї його форми досягала 94,8–98,8%.

Таблиця 3. Розподіл сполук силіцію за знаком заряду у воді досліджуваних об'єктів

Водні об'єкти	Дата відбору проб води	Аніонна фракція		Катіонна фракція		Нейтральна фракція	
		Si, мг/дм ³	%	Si, мг/дм ³	%	Si, мг/дм ³	%
р. Тетерів (с. Дениші), п	05.11.2011	0,092	4,9	0,006	0,3	1,80	94,8
Канівське вдсх. (Оболонська затока), п	11.11.2011	0,090	2,0	0,020	0,5	4,30	97,5
р. Тетерів (с. Дениші), п	04.12.2011	0,025	1,0	0,004	0,2	2,40	98,8
оз. Вербне (м. Київ), п	28.02.2012	0,029	1,1	0,001	0,1	2,60	98,8

Отже, у досліджуваних водних об'єктах силіцій знаходиться переважно у вигляді силікатної кислоти H_4SiO_4 , що має нейтральний заряд. Незначну частину $\text{Si}_{\text{розч}}$ виявлено також у складі аніонної фракції (див. табл. 3). З одного боку, можна було б припустити, що це і є силіційвмісні органічні сполуки. З іншого боку, не виключено, що у складі аніонної фракції виявлено йони типу $[\text{H}_3\text{SiO}_4]^-$. Проте їхню появу слід очікувати при рН 8,0–9,0, а величини рН досліджуваних вод в осінньо-зимовий період знаходилися в межах 7,7–8,3. У зв'язку з цим виникає потреба у детальному дослідженні аніонної фракції Si, включаючи вивчення його молекулярно-масового розподілу. Попередні результати досліджень молекулярно-масового розподілу аніонної фракції силіцію показали, що деяка,

хоч і незначна його частина, виявилася зв'язаною з гумусовими речовинами. Це дає підстави припустити, що в даній фракції Si знаходиться не у вигляді дисоційованого йону $[\text{H}_3\text{SiO}_4]^-$, а у зв'язаному з органічними речовинами стані.

Як показали результати гель-хроматографічних досліджень розподілу силіцію в нейтральній фракції (рис. 2), основна його маса виходила з колонки, починаючи з 9 по 12 фракцію. Це низькомолекулярні сполуки, молекулярна маса яких не перевищує 200 Да. Отже, одержані дані засвідчують, що більша частина розчиненого силіцію – це мономерно-димерна форма силікатної кислоти.

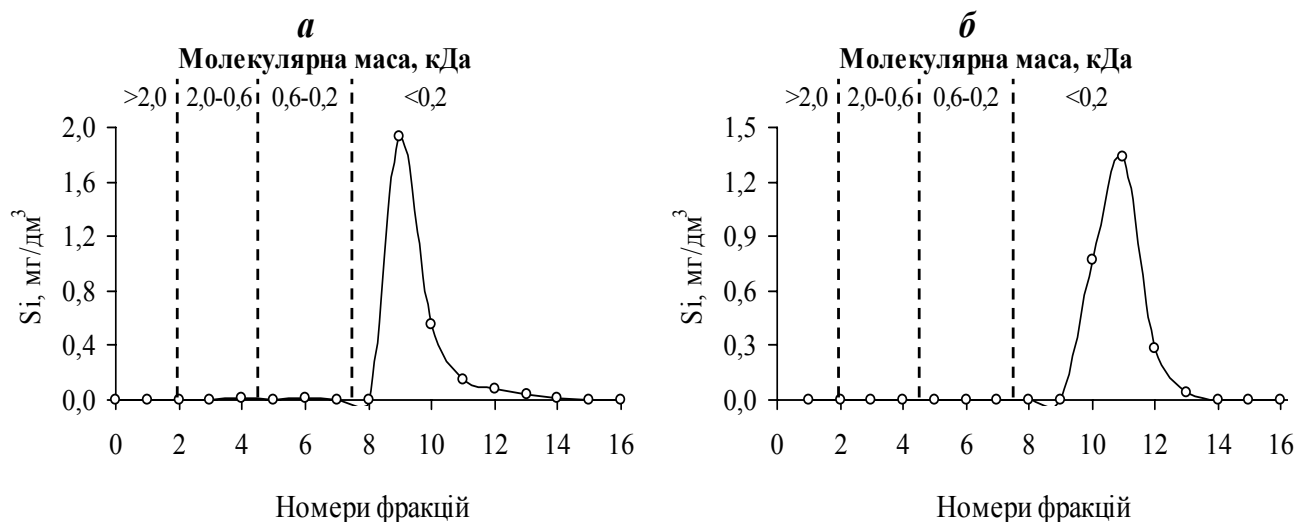


Рис.2. Гель-хроматограми розподілу Si в нейтральній фракції у воді (а) Канівського водосховища (Оболонська затока, 15.12.2011 р.) та (б) р. Тетерів (с. Дениші, 05.11.2011 р.).

Для визначення силіцію у складі зависі нами було апробовано два методи. Перший з них полягав у сплавленні зависі з сумішшю соди та бури в платинових тиглях при температурі 900 °С впродовж 20 хв. [1, 12, 16]. Цей метод у більшості випадків використовують для руйнування силіційвмісних мінералів та інших складових зависі, що можуть містити силіцій. Таким чином досягається трансформація завислої форми силіцію у мономерно-димерну форму. Другий метод передбачає гідротермальну обробку завислих речовин у лужному розчині, як зазначалось вище, при температурі 150 °С за допомогою сталевого автоклаву. Обидва методи дають можливість отримувати співставимі результати. Тому у подальшому ми використовували метод гідротермальної обробки завислих речовин, оскільки це не пов'язано з використанням платинових тиглів. Нижче (табл. 4) наведено результати визначення силіцію у складі зависі.

Як показали результати досліджень, силіцій у воді досліджуваних водних об'єктів в осінньо-зимовий період знаходився переважно в розчиненій формі, частка якої становила 81,2–99,2 %. Вміст силіцію у завислій формі залежить, насамперед, від природи завислих речовин та її маси. Якщо завись переважно представлена силіційвмісними мінералами або кремнеземними панцирями

діатомових водоростей, то слід очікувати зростання концентрації завислого силіцію та його частки. Розрахунки вмісту силіцію у складі завислих речовин показали, що його концентрація знаходилась в межах 0,06–0,28 мг Si/мг маси сухої зависі (див. табл. 4).

Таблиця 4. Вміст завислих речовин і різних форм силіцію у воді досліджених водних об'єктів

Водні об'єкти	Дата відбору проб води	Маса зависі, мг/дм ³	Si _{зав} , мг/дм ³	Si _{розч}		Si _{зав}		мг Si/мг маси сухої зависі
				мг/дм ³	%	мг/дм ³	%	
р. Тетерів (с. Дениші), п	05.11.2011	8,17	2,71	2,2	81,2	0,51	18,8	0,06
Канівське вдсх. (Оболонська затока), п	15.12.2011	1,26	3,60	3,4	94,4	0,20	5,6	0,16
Канівське вдсх. (Московський міст), п	17.01.2012	2,90	6,82	6,0	88,0	0,82	12,0	0,28
р. Десенка (ур. Ситняки), п	24.01.2012	0,49	5,14	5,1	99,2	0,04	0,8	0,08
р. Десна (с. Хотянівка), п	09.02.2012	5,07	9,32	8,8	94,4	0,52	5,6	0,10
оз. Йорданське (м. Київ), п	28.02.2012	3,98	5,36	5,0	93,3	0,36	6,7	0,09

Це дає можливість провести якісну оцінку зависі. Якщо остання представлена лише SiO₂, то концентрація силіцію у її складі буде становити 0,467 мг на 1 мг зависі.

Висновки. Дослідження форм знаходження силіцію у поверхневих водних об'єктах передбачає використання низки методів, а саме мембранної фільтрації, іонообмінної і гель-хроматографії, фотохімічної деструкції РОР, “мокрого спалювання” та гідротермальної обробки завислих речовин. Для вивчення форм знаходження силіцію у воді запропоновано і адаптовано схему, яка передбачає послідовне проведення окремих етапів дослідження. З метою запобігання вилуговуванню силіцію із скляних колонок, що використовуються в іонообмінній хроматографії, запропоновано замінити їх на пластикові.

Для руйнування силіційвмісних мінералів у складі зависі та її складових рекомендується використовувати гідротермальну обробку, яка забезпечує переведення силіцію у мономерно-димерну форму для подальшого його визначення фотометричним методом.

Із двох варіантів фотометричного визначення силіцію у воді запропоновано використовувати більш чутливий метод, який базується на утворенні синього (відновленого) комплексу силіціймолібденової гетерополікислоти. Це зумовлено тим, що у процесі аналізу використовується менший об'єм проби води. Крім того, зазначений метод придатний для

визначення силіцію у фракціях після іонообмінного і гель-хроматографічного розділення проб води і концентратів окремих фракцій, під час якого відбувається розбавлення проб.

Список літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б.]. – К. : Наукова думка, 2007. – 455 с.
2. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии. – М. : Химия, 1984. – 432 с.
3. Воронков М. Г. Кремний в живой природе / М. Г. Воронков, И. Г. Кузнецов. – Новосибирск : Наука, 1984. – 158 с.
4. Геохимия кремнезема. / Под ред. Н. М. Страхова. – М. : Наука, 1966. – 421 с.
5. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / [Осадчий В. І., Набиванець Б. Й., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б.]. – К. : Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
6. Драчева Л. В. Изучение состояния кремниевой кислоты в модельных и технологических процессах и поверхностных водах : Автореф. дис. на соиск. учен. степени канд. хим. наук : спец. 05.17.01 "Технология неорганических веществ" / Л. В. Драчева. – М., 1974. – 26 с.
7. Ивлев А. М. Биогеохимия / А. М. Ивлев. – М. : Высшая школа, 1986. – 127 с.
8. Линник П. Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П. Н. Линник, Б. И. Набиванец. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
9. Мышляева Л. В. Аналитическая химия кремния / Л. В. Мышляева, В. В. Краснощеков. – М. : Наука, 1972. – 212 с.
10. Никаноров А. М. Гидрохимия / А. М. Никаноров. – СПб : Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
11. Перельман А. И. Геохимия / А. И. Перельман. – М. : Высш. шк., 1989. – 528 с.
12. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А. Д. Семенова. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 541 с.
13. Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / [И. С. Сироткина, Г. М. Варшал, Ю. О. Лурье, Н. П. Степанова] // Журн. анал. химии. – 1974. – Т. 29, Вып. 8. – С. 1626–1631.
14. Скальный А. В. Химические элементы в физиологии и экологии человека / А. В. Скальный – М. : Мир, 2004. – 215 с.
15. Ходоровская Н. И. Исследование влияния концентраций кремния и фосфора на развитие диатомовой микрофлоры водоема / Н. И. Ходоровская, М. В. Стурова // Известия Челябинского научного центра. – 2002. – Вып. 2 (15). – С. 50–53.
16. Унифицированные методы анализа вод СССР. – Л. : Гидрометеиздат, 1978. – Вып. 1. – 144 с.
17. Berthon G. Aluminium speciation in relation to aluminium bioavailability, metabolism and toxicity / G. Berthon // Coordination Chemistry Reviews. – 2002. – Vol. 228. – P. 319–341.
18. Exley C. The reaction of aluminium with silicic acid in acidic solution: an important mechanism in controlling the biological availability of aluminium? / C. Exley, C Schneider, F. J. Doucet // Coord. Chem. Reviews. – 2002. Vol. 228. – P. 127–135.
19. Relation between Aluminum Concentrations in Drinking Water and Alzheimer's Disease: an 8-Year Follow-Up Study // [J. Rondeau, D. Commenges, H. Jacqmin-Gadda, J. Dartigues] // American Journal of Epidemiology. – 2000. Vol. 152, №1. – P. 59–66.

Методичні аспекти дослідження форм знаходження силіцію у природних поверхневих водах

Линник П. М., Дика Т. П.

Розглянуто методичні аспекти вивчення форм знаходження силіцію у воді поверхневих водних об'єктів та запропоновано загальну схему проведення окремих етапів дослідження. Для розділення форм силіцію за знаком заряду рекомендується метод іонообмінної хроматографії з використанням целюлозних іонітів, а для дослідження молекулярно-масового розподілу сполук силіцію – метод гель-хроматографії. Руйнування силіційвмісних завислих речовин досягається методом гідротермальної обробки зависі при 150 °С. Із відомих варіантів фотометричного визначення силіцію доцільно використовувати метод, який базується на утворенні синього (відновленого) силіціймолібденового комплексу і характеризується більшою чутливістю. В статті наведено результати дослідження

форм знаходження силіцію у різнотипних водних об'єктах, що були отримані з використанням зазначених методів пробопідготовки та визначення.

Ключові слова: силіцій; форми знаходження; методи дослідження.

Методические аспекты исследования форм нахождения кремния в природных поверхностных водах

Линник П. Н., Дикая Т. П.

Рассмотрены методические аспекты изучения форм нахождения кремния в воде поверхностных водных объектов и предложено общую схему проведения отдельных этапов исследования. Для разделения форм кремния по знаку заряда рекомендуется метод ионообменной хроматографии с использованием целлюлозных ионитов, а для исследования молекулярно-массового распределения соединений кремния – метод гель-хроматографии. Разрушение кремнийсодержащей взвеси достигается методом её гидротермальной обработки при 150 °C. Из известных вариантов фотометрического определения кремния целесообразно использовать метод, основанный на образовании синего (восстановленного) кремниймолибденового комплекса и характеризующийся большей чувствительностью. В статье приведены результаты исследования форм нахождения кремния в разнотипных водных объектах, полученные с использованием предложенных методов пробоподготовки и определения.

Ключевые слова: кремний; формы нахождения, методы исследования.

Methodical aspects of investigation of silicon coexisting forms in natural surface waters

Linnik P. N., Dyka T. P.

Methodical aspects of investigation of silicon coexisting forms in surface water are considered. The general scheme of research of silicon coexisting forms is suggested. To separate the coexisting forms of silicon with respect to its charges, it is recommended to use the ion-exchange chromatography method with using cellulose ionites. To investigate the molecular-weight distribution of silicon compounds, the gel chromatography method is used. To destruct suspended matter containing silicon, the hydrothermal method is used. The destruction of suspended matter containing silicon is carried out under the temperature 150 °C. Among the distinguished methods of silicon photometric determination, it should be used the method based on formation of the reduced silicon-molybdenum complex. That method yields the most accurate results. The results of investigation of silicon coexisting forms in various type surface water are considered in this paper. Those results are obtained by means of the methods pointed out above.

Keywords: silicon, coexisting forms; methods of investigation.

Надійшла до редколегії 28.02.12

Онищук В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ПРИНЦИПОВІ ВЛАСТИВОСТІ ВІДКРИТИХ ДИНАМІЧНИХ СИСТЕМ ТА ЇХ РОЛЬ ПРИ РЕГУЛЮВАННІ РУСЕЛ РІЧОК

Ключові слова: *відкрита динамічна система, принципи функціонування гідродинамічної системи «потік-русло», регулювання русел річок*

Актуальність проблеми. Вивчення принципів властивостей гідродинамічної системи «потік-русло» (далі ГДС_{п-р}) має досить велике практичне значення при регулюванні русел, зокрема на гірських річках при реалізації протипаводкових заходів на урбанізованих ділянках русло-заплавного комплексу. У першу чергу це пов'язано з вибором ефективних і надійних у роботі конструкцій захисно-регулювальних споруд та їх раціональних компоновальних рішень (схем) на ділянках з різними типами русла. Слід зауважити, що вплив інженерних регулювальних споруд на розвиток і еволюцію руслових процесів повинен бути у межах толерантного втручання [1]. При цьому є необхідним збереження набутого типу русла з наближенням до референційних умов функціонування ГДС_{п-р} [2].

Склад робіт і методика досліджень. У даній статті поставлена задача описати усі інші основні принципи функціонування ГДС_{п-р}, які не були детально розглянуті у раніше опублікованій роботі [3].

Одинадцять принципів, розглянутих нижче, безпосередньо стосуються фізичних властивостей динамічних водних об'єктів у форматі дії реактивних сил. При регулюванні русел річок важливим є урахування цілого ряду силових факторів природно-антропогенного походження, які можуть відповідним чином впливати на хід розвитку руслових деформацій (на перебудову рельєфу русла). У методичному плані аналітичний аналіз основних принципів підпорядкований системному підходу до оцінки закономірностей розвитку і еволюції відкритих динамічних систем.

Виклад основного матеріалу. Наведені нижче ряд принципів, а саме: нелінійності зв'язків, факторної відносності, єдності ерозійно-аккумулятивних процесів, автоматичного регулювання транспортувальної здатності були сформульовані раніше М. І. Маккавєєвим [4] та принцип обмеженості морфологічних комплексів М. А. Великановим [5]. Низка доповнень до змісту цих принципів, які були внесені пізніше, в основному стосуються практики їх можливого урахування при комплексному регулюванні урбанізованих ділянок річок. Серед них є наступні: сформульовані положення про взаємозв'язок у прояві ерозійно-аккумулятивних процесів на всій довжині річки у комплексі з режимом функціонування заплави і водозбору; висвітлені ряд питань

стосовно впливу на русловий режим антропогенного фактору Р. С. Чаловим [6, 7].

Принцип збереження набутого структурного рівня

Кожна відкрита динамічна система намагається досягти найвищого структурного рівня, який відповідав би мінімуму дисипації енергії. В залежності від умов навколишнього середовища ГДС_{п-р} на ділянках від витoku до гирла набуває ознак самозбереження у просторово-часових координатах форм русла (типів русла). Кожний тип русла визначається послідовною дією водного потоку з потужностями близькими до руслоформуючих, коли витрати водотоку проходять у межах брівок русла. Більш висока стійкість (інерційність) макроформ русла у порівнянні з мезоформами забезпечує функціонування ГДС_{п-р} на досягнутому структурному рівні. Цей рівень структурної самоорганізації системи адекватно видозмінюється в залежності від потенціалу існуючих силових полів. При різкій зміні силових полів (внутрішніх або зовнішніх) ГДС_{п-р} може тимчасово вийти зі стану динамічної рівноваги або набути ознак іншого типу русла з відповідним терміном функціонування. При регулюванні русел необхідно дотримуватись цілої низки принципів щодо вірного і раціонального використання властивостей самоорганізації ГДС_{п-р}.

Як даний принцип, так і інші при управлінні русловими процесами рекомендується об'єднати за допомогою принципу толерантного (втручання у ГДС_{п-р} [1]. Толерантне втручання у ГДС_{п-р} у своїй основі передбачає гармонійне поєднання внутрішніх силових полів із зовнішніми полями. Концепція толерантного втручання ставить на меті забезпечення оптимального рівня функціонування ГДС_{п-р} як у природних, так і в умовах дії антропогенних чинників. За положеннями Водної Рамкової Директиви ЄС [8] це має бути збереження референційних або наближених до них умов функціонування водних об'єктів (водних тіл). Руслова ситуація на водному об'єкті в цілому визначається тріадою модульних характеристик ГДС_{п-р}: транспоруючою здатністю водотоку на найвищому структурному рівні самоорганізації, динаміко-кінематичним ефектом і проявом явища меандрування русла [9]. Зберігаючи послідовно по довжині річки досягнуті типи морфодинамічних комплексів (типи русла), при виконанні протипаводкових заходів необхідно забезпечити оптимальні ширини водопропускних коридорів русло-заплавного комплексу на урбанізованих ділянках річок та на них квазірівномірний гідралічний режим [10], що відповідним чином стабілізує розвиток явища меандрування русла. Режим транспорту наносів рекомендується регулювати за схемами дискретного відбору транзитних наносів. У верхів'ях річок рекомендується застосування баражування русла за допомогою систем низьких загат. Якщо русло розгалужується на два рукави, то необхідно їх зберегти з якомога рівними руслоформуючими витратами зі створенням стійких до розмиву русловиправних ділянок, особливо на вході і виході траси регулювання

водотоку. Гідроморфологічний стан урбанізованих ділянок річок має відповідати відмінному або доброму класам [11].

Принцип турбулентності

Дослідженням турбулентності в руслових потоках переймались багато вітчизняних і зарубіжних вчених. Суттєві вклади у розвиток теоретичного обґрунтування явища турбулентності водних мас належать А.Н. Колмогорову [12], Б.А. Фідману [13], І.К. Нікітіну [14], В.С. Боровкову [15].

Турбулентність як явище – це природний двигун самоорганізації систем, зокрема ГДС_{п-р}. Турбулізація/активізація водних мас відбувається в придонній області, яка розділяє русловий потік від підруслового (фільтраційного) потоку. Товща придонної області δ дорівнює абсолютній висоті виступів шорсткості дна русла $\Delta_{\text{сер.зв.}}$ [9]. Ця область перебуває під впливом тиску водних мас за глибиною потоку. Чим більша глибина руслового потоку, тим вищий рівень активності явища турбулентності водних мас у придонній області.

В самому русловому потоці при зміні рівня турбулентності водних мас (рівня генерації мікрівирів (мікрівихорів) – елементів турбулентності) відбувається структурна самоорганізація відповідного потоку, що характеризує рівень формування мезо- і макровирів. Формування мікрівирів також відбувається в області підруслового потоку. Це положення необхідно підтвердити експериментами. Два потоки з різними енергетичними потенціалами розмежовуються нейтральною зоною, яка забезпечує їх індивідуальність (рис. 1).

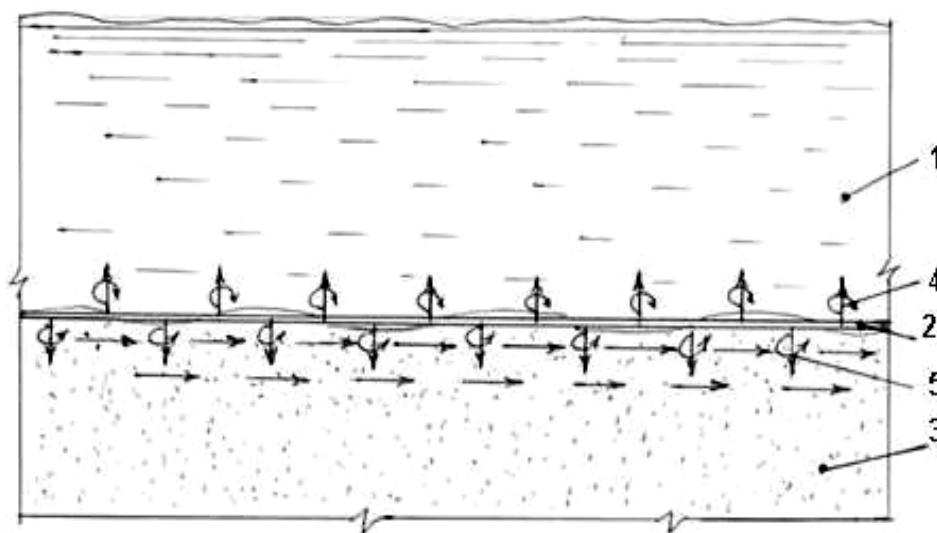


Рис.1. Конструктивна схема гідродинамічної системи «русловий потік-придонна область -підрусловий фільтраційний потік»:

- 1 – русловий потік;
- 2 – нейтральний шар у придонній області;
- 3 – підрусловий фільтраційний потік;
- 4 – вирова структура змиву наносів поверхневого шару дна русла;
- 5 – вирова структура спонтанного виходу мас води у підрусловий потік.

У нашому випадку для руслового потоку ($\text{ГДС}_{\text{п-р}}$) це його придонна область, яка має досить низький тиск, щоб запустити механізм ежекції. Повітря у придонну область надходить із підстильного ґрунту/алювію. Цей вакуумний простір є по суті енергетичним каналом, де спостерігається потік водно-повітряної суміші, має нестационарний режим функціонування, а тому його можна назвати областю фазового переходу [9].

У цьому контексті слід зауважити про тісну спорідненість явищ турбулентності, меандрування і самовимощення дна русла. При обтіканні виступів шорсткості дна русла русловим потоком відбувається прояв ефекту ежекції (всмоктування) дрібних частинок наносів із різнофракційного гранулометричного складу алювію через мікроскопічні канали між більш крупними частинками відкладів (шару самовимощення). Саме через ці канали відбувається формування мікрівирів – в бік руслового потоку, а в сторону підруслового потоку, в антифазі (асинхронно) – антимікрівирів. Під терміном антимікрівирів треба розуміти мікрівирів з протилежним напрямом руху (обертання водних мас проти годинникової стрілки).

Принцип обмеженості морфологічних комплексів

Вперше цей принцип був чітко сформульований М.А. Великановим [5, с. 426], а саме: «В естественных русловых потоках в результате длительного взаимодействия потока и русла проявляются особого рода зависимости между уклоном, расходом, формой русла, размерами твердых частиц дна и, наконец, формой гидрографа, в свою очередь связаной с климатической и топографической характеристиками водозбора. Это зависимости морфологического характера совместно с общими, хорошо нам известными, гидравлическими зависимостями образуют как бы совокупность уравнений, определяющих *ограниченное число возможных в природе русловых процессов*».

На ділянках русел річок зі структурним транспортуванням донних наносів спостерігається цілком визначена кількість морфологічних комплексів – грядова форма рельєфу русла, осередкова форма розподілу руслового алювію на поверхні активного шару та меандри з різними формами розвитку. Ці комплекси є відносно стійкими на фоні ерозійно-аккумулятивного процесу, а тому визначають відповідні типи русла [5,8]. За цими комплексами (типами русла) є можливість виконувати класифікацію річок за гідроморфологічними ознаками, що дає можливість оцінити специфіку прояву руслових процесів при різних сценаріях суперпозиційної дії природно-антропогенних факторів, а також науково обґрунтовано виконувати проектування захисно-регулювальних споруд у складі єдиного протипаводкового комплексу для визначених типів русел річок.

Принцип факторної відносності

Даний принцип вказує на те, що реакція $\text{ГДС}_{\text{п-р}}$ на ділянках з різними типами русла річкової мережі є різною за потужністю та зміщеною у часовому інтервалі. Найбільш активно цей принцип має прояв у річковій мережі на фоні дії антропогенного фактору (кар'єрні відбори руслового алювію,

транспортування водним потоком значних об'ємів наносів у місцях злиття водотоків, зокрема водотоків з селевою компонентою тощо). Цей принцип був запропонований та практично використаний М. І. Маккавєєвим [4]. Прикладом відносно повільних трансформаційних змін руслової мережі може служити акумуляція наносів вище крупних водосховищ. Вперше принцип був використаний для трактовки механізму виникнення терас і накопичення наносів у річних долинах. В зоні виклинювання підпору формуються острови, перекати тощо, які переміщуються регресивно з тенденцією майбутніх впливів на русловий режим більш високих ділянок мережі. Значні трансформації руслового режиму (руслової мережі) можуть викликати глобальні зміни клімату, особливо на малих річках. При комплексному протипаводковому захисті урбанізованих заплавлених територій рекомендується локалізувати до мінімуму порушення референційних умов функціонування об'єктів [10].

Принцип періодичної географічної зональності

Річкова мережа знаходиться під постійним впливом екзогенних процесів, які у значній мірі залежать від зміни клімату поруч з іншими чинниками формування рельєфу водозбору. Вплив клімату визначається в зональних закономірностях розподілу атмосферних опадів, температур, вологості повітря і ґрунту, швидкостей і напрямку вітрів. Територія України розташована у чотирьох зонах (степовій, лісостеповій, широколистяних лісів і гірські країни), що значною мірою позначається на проявах сучасних екзогенних процесів [11]. Крім того, басейнова річкова мережа в значній мірі залежить від геологічних умов і рельєфу території, що охоплюється вертикальною поясністю. Найбільш вразливими до змін екзогенних процесів є річки у басейнах Українських Карпат та Криму. Головними процесами в Карпатах є схилі та руслові, селеві і зсувні. У Поліссі і Закарпатській низовині - інженерно-техногенні та ерозійно-акумулятивні, зумовлені впливом повеней і паводків, локально-еолові, біогенні, вторинного підтоплення земель тощо. Зональність обумовлює індивідуальну специфіку прояву процесів руслоформування. Гірські річки суттєво відрізняються від рівнинних за характером руслового режиму, за специфікою самоорганізації у межах структурного розвитку ГДС_{п-р} тощо. Інтегрований план управління басейнами повинен включати оптимізовану комплексну схему стосовно вирішення екзодинамічних проблем регіонального характеру. Періодичність екзодинамічних процесів (географічної зональності) обумовлена повторюваністю форм рельєфу по території України.

Принцип єдності ерозійно-акумулятивних процесів

Системний (цілісний) методичний підхід стосовно дослідження як рівнинних, так і гірських річок належить у значній мірі М.І. Маккавєєву [4].

Даний принцип полягає в тому, що ерозія, переміщення (транспортування) і акумуляція наносів є обов'язкові складові єдиного процесу. У верхів'ї річок має місце безструктурний транспорт наносів, що вказує на можливість розвитку ерозії русла при швидкостях потоку вищих від допустимих нерозривних і наявність майже повної акумуляції наносів у гирловій частині річок при середніх швидкостях нижчих від незамуюючих. У просторово-

часових координатах розвиток ерозійно-аккумулятивних процесів під впливом природно-антропогенних факторів обумовлює формування відповідних динамічно стійких морфологічних форм рельєфу русла, які відповідають певним (типовим) проявам руслових процесів (типам русла). Розвиток будь-якої форми русла представляє сукупність розмивів на окремих ділянках і аккумуляції наносів на інших. У цьому контексті доцільно зазначити наступне: «Даже смещение грядовых аккумулятивных форм руслового рельефа, посредством которых осуществляется транспорт русловых наносов, есть совокупность процессов эрозии, транспорта, переотложения и аккумуляции частиц» [6]. В залежності від типу русла, як правило, приймаються тільки їм властиві управлінські рішення стосовно збереження відносної динамічної рівноваги ГДС_{п-р}. Наприклад, при обвалуванні русло-заплавного комплексу необхідно забезпечити ширину водопропускного коридору достатню для вільного проходження катастрофічних паводків.

Принцип автоматичного регулювання транспортувальної здатності

Найбільш чітко дія цього принципу простежується при формуванні гряд руслового рельєфу і при меандруванні русла. При зазначених структурних рівнях самоорганізації ГДС_{п-р} відбувається перерозподіл транспортувальних наносів у вертикальній або горизонтальній площинах у межах елементів системи. Завдяки формуванню циркуляційних водних структур спостерігається взаємообумовлений транзит, розмив та аккумуляція наносів у межах морфологічних структур. Наприклад, розмив увігнутих ділянок берегів (звивин) і аккумуляція наносів на опуклих. Таким чином, при проходженні русло-формуєчих витрат у межах брівок, відбувається автоматичне регулювання руслових процесів у напрямі досягнення найвищого ступеня стійкості морфологічних структур, тобто збереження набутого структурного рівня самоорганізації системи «потік-русло» (досягнення відносної динамічної рівноваги ГДС_{п-р}). Баланс наносів на конкретній ділянці річки є інтегральним потенціалом саморегулювання ГДС_{п-р}. М.І. Маккавеев при розгляді механізму формування поздовжнього профілю, показав, що в його основі лежить процес автоматичного регулювання транспортувальної здатності потоку. «На тех участках русла, где удельная транспортирующая способность потока недостаточна для транзита поступающих с вышележащего участка наносов, дно постепенно повышается до тех пор, пока в результате отложений уклон не возрастет до величин, обеспечивающей транзит наносов.» [17, с. 54].

При вкрай необхідному проведенні комплексу русловиправних робіт необхідно дотримуватись положень Водної Рамкової Директиви ЄС [8]. Це має бути збереження референційних або досить наближених до них умов функціонування водних об'єктів, з огляду на збереження набутого стійкого поздовжнього профілю русла.

Принцип нелінійності зв'язків між характеристиками гідродинамічної системи «потік-русло»

Відкриті динамічні системи за своєю природою є нелінійними, оскільки інерційність підсистем проявляється неоднозначно. Найбільш показово цей

принцип простежується через наявність степеневі залежності між витратою транспортувальних наносів і витратою води - $R = f(Q^m)$ - де степінь m змінюється у геометричній прогресії в порівнянні з лінійною зміною витрати води [7,17]. Нелінійність зв'язків також має прояв між витратою води і транспортувальною здатністю руслового потоку. Особливо це характерно для ділянок злиття річок, що фізично можна пояснити проявом властивості синергізму (самоформування додаткового потенціалу). Синергізм між підсистемами відбувається на фоні резонансу, коли їх вібрації співпадають [18]. Транспортувальна здатність потоку також нелінійно зростає при різкому збільшенні нерівномірності стоку і на звивинах русла, де нерівномірність течії у створі може змінюватися від 1,5 до 2 разів.

Принцип інерції

Слід розрізняти інерцію спокою, інерцію руху і інерцію напрямку руху. В тій чи іншій системі дані види інерції мають відповідний прояв. У руслових процесах доводиться мати справу з інерцією напрямку руху. При регулюванні руслових процесів слід науково обґрунтовано підходити до зміни напрямку руху води і наносів у вигляді планових струменів. Межі толерантного втручання стосовно зміни напрямку руху руслового потоку знаходяться від 0 до 12° [1,2,19]. Такі межі за рахунок дискретного відбору транзитних наносів дають можливість стабілізувати прояв явища меандрування і, відповідно, забезпечити більш високий рівень стійкості берегів водотоків. Принцип інерції уособлює рівень стійкості ГДС_{п-р}, оскільки сила інерції урівноважує сили зовнішнього середовища. Сила інерції тотожна коефіцієнту гідравлічного опору $\lambda_z = \lambda_\Delta + \lambda_{p,\phi} + \lambda_\sigma$ (сила інерції домірна сумарній дії опору зернистої шорсткості дна русла, опору руслових форм і опору берегів).

Принцип суперпозиції внутрішніх і зовнішніх сил

Відкрита динамічна система функціонує у достатньо тісному контакті з зовнішніми системами (із зовнішнім середовищем). При дії зовнішніх сил на систему, у межах відповідного структурного рівня самоорганізації, спостерігається лінійна суперпозиція потенціалів. Перехід системи на більш високий або інколи у форс-мажорних ситуаціях нижчий за досягнутий енергетичний потенціал має нелінійний характер взаємодії сил [14]. Нелінійність системи між рівнями і лінійність у межах конкретних досягнутих ступенів розвитку системи характеризує активність прояву емерджентності, збереження набутого структурного рівня тощо. Фазові переходи систем у структурному розвитку відбувається спонтанно, наприклад, розвиток процесів руслоформування у градовій формі прояву. Чим вищий структурний рівень розвитку системи, тим більший потенціал самозбереження на фоні дії сил інерції.

Принцип обмеженості незалежних параметрів системи

Розвиток і еволюція ГДС_{п-р} відбувається завдяки індивідуальності прояву суперпозиційної взаємодії незалежних параметрів – Q , I , $d_{сер.зв.}$ і μ . Таким чином, система функціонує на фоні реалізації реальних потенціалів водності (Q), градієнту гравітації (I), крупності руслового алювію ($d_{сер.зв.}$) і

каламутності руслового потоку (μ). За допомогою цих характеристик можна досить повно оцінити статичний стан системи, зокрема критеріальними залежностями. Динамічна стійкість ГДС_{п-р}) в свою чергу оцінюється за допомогою залежних показників - числа Фруда $F_r = V/(gh)^{0.5}$, B/h , $(B/h)\lambda$ і ін.

**Взаємозв'язок принципів та практичні рекомендації стосовно
регулювання русел річок**

Принципи в своїй ієрархічній будові/системі доповнюють один одного у напрямку підвищення рівня упорядкування відповідної системи та її ступень стійкості (самозбереження). Основними вимогами стосовно толерантного втручання в ГДС_{п-р} є наступні: робота інженерних протипаводкових споруд не повинна порушувати набутий структурний рівень (тип русла); шорсткість берегозахисних кріплень повинна наближатись до природного аналога; для акумуляції паводкових вод рекомендується використання позадамбових водоакумулюючих ємностей (польдерних систем); для гірських ділянок є доцільним влаштування системи низьких переливних загат та обвалування русло-заплавного комплексу з науково обґрунтованою його шириною; кар'єрний відбір наносів із русел річок є негативним господарським заходом, спрямованим на розвиток незворотних руслових деформацій.

Висновки і практичні рекомендації. Підводячи підсумки стосовно важливості використання принципів функціонування ГДС_{п-р} при регулюванні руслових деформацій слід відмітити наступне:

- 1) цілий ряд наведених вище принципів функціонують у межах прояву властивостей самоорганізації і саморегулювання ГДС_{п-р}.
- 2) дієвість кожного із принципів визначається у форматі їх спільної взаємодії на відповідному структурному рівні.
- 3) наявність чіткої ієрархії принципів відкриває можливість науково обґрунтовано виконувати аналіз руслових процесів, проводити розрахунки стоку води і наносів та розробляти раціональні заходи протипаводкового захисту урбанізованих ділянок русло-заплавного комплексу;

Список літератури

1. *Онищук В.В.* Науково-методичні основи щодо раціонального регулювання алювіальних русел відкритих водотоків / В.В. Онищук, З.В. Розлач // Україна: географічні проблеми сталого розвитку. Зб. наук. пр. у 4-х тт. – К. : ВГЛ Обрії. - 2004. - Т.3. - С.249-261
2. *Ободовський О.Г.* Обґрунтування оптимальних управлінських рішень для протипаводкового захисту урбанізованих заплавної території в басейні р. Латориця / О.Г. Ободовський, В.В. Онищук, Р.С. Федів // Водне господарство України. - 2009. - №4. - С.17-24.
3. *Онищук В.В.* Принципові властивості відкритих динамічних систем у контексті управління русловими процесами / В.В. Онищук // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2011. - Т.2(23). - С.40-48.
4. *Маккавеев Н.И.* Сток и русловые процессы / Н.И. Маккавеев. - М. : Изд-во МГУ, 1971. - 116 с.
5. *Великанов М.А.* К постановке проблемы русловых процессов / М.А. Великанов. // Метеорология и гидрология. - 1946. - №3. - С.16-46.
6. *Маккавеев Н.И.* Русловые процессы / Н.И. Маккавеев, Р.С. Чалов. - М. : Изд-во МГУ, 1986. - 264 с.
7. *Чалов Р. С.* Русловедение: теория, география, практика. Т.1: Русловые процессы: факторы, механизм, формы проявления и условия формирования речных русел / Р. С. Чалов. - М. : Изд-во ЛКИ, 2008. - 608 с.
8. *Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС:* основні терміни та їх визначення / [підгот. К. Алієв та ін.]. ; Вид. офіц. - К., 2006. - 240с.
- 9.

Онищук В.В. Наукові основи регулювання руслових процесів гірських річок / В.В. Онищук // Водне господарство України. – 2000. – №5-6. – С.16-19. **10.** Онищук В.В. Физическое моделирование русловых процессов горных рек / В.В. Онищук, А.С. Бильчук, О.Н. Козицкий // Мелиорация и водное хозяйство. – 1989. – Вып.70. – С.60-65. **11.** Результати аналізу гідроморфологічної якості річок екорегіону Карпат на прикладі басейну Ужа / [О.Г. Ободовський, В.В. Онищук, З.В. Розлач і ін.] // Матеріали V міжнародного форуму “AQUA Ukraine 2007”. – К., 2007. – С. 12-17. **12.** Колмогоров А.Н. Локальная структура турбулентности в несжимаемой жидкости при очень больших числах Рейнольдса / А.М. Колмогоров // ДАН СССР. – 1941. – Т.30, №4. **13.** Фидман Б.А. Об уравнениях гидромеханики для многокомпонентной турбулентной среды / Б.А. Фидман // Изд. СО АН СССР, ОТН. – 1965. – №2, вып.1. **14.** Никитин И.К. Турбулентный русловой поток и процессы в придонной области. / И.К. Микитин. – К. : Изд-во АН УССР, 1968. – 120 с. **15.** Боровков В.С. Русловые процессы и динамика речных наносов на урбанизированных территориях / В.С. Боровков. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – 286 с. **16.** Маринич О.М. Фізична географія України / О.М. Маринич, П.Г. Шищенко. – К. : Знання, 2005. – 511 с. **17.** Маккавеев М. И. Руло реки и эрозия в ее бассейне / М.И. Маккавеев. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 347 с. **18.** Хакен Г. Синергетика: Иерархия неустойчивостей в самоорганизующихся системах и устройствах / Г. Хакен. – М. : Мир, 1985.- 423 с. **19.** Онищук В.В., Методологічні аспекти раціонального регулювання русел гірських річок / В.В. Онищук, О.Г. Ободовський // Екологічні та соціально-економічні аспекти катастрофічних стихійних явищ у Карпатському регіоні (повені, селі, зсуви) : мат. Міжнар. наук.-практ. конф. (Рахів, 21-24 вересня 1999 р.). – Ужгород : Патент, Поличка “Карпатського Краю”, 1999. – С.261-265. **20.** Маца К.А. Системы неорганические, органические, социальные: свойства и принципы организации. / К. А. Маца. – К. : ИГЛ «Обрії», 2008. - 196с.

Принципові властивості відкритих динамічних систем і їх роль при регулюванні русел річок

Онищук В.В.

На основі попередніх теоретичних досліджень властивостей відкритих динамічних систем виділені основні принципи функціонування гідродинамічної системи «потік-русло».

Ключові слова: відкрита динамічна система, принципи функціонування гідродинамічної системи «потік-русло», регулювання русел річок.

Принципиальные особенности открытых динамических систем и их роль при регулировании русел рек

Онищук В.В.

На основе предыдущих теоретических исследований свойств открытых динамических систем выделены основные принципы функционирования гидродинамической системы «поток-русло».

Ключевые слова: открытая гидродинамическая система, принципы функционирования гидродинамической системы «поток-русло», регулирование русел рек.

Principal peculiarities of a free dynamic systems and its role in river channel regulation **Onyschuk V.V.**

Based on the materials of theoretical researches of free dynamic systems the group of main principles of hydrodynamic systems «stream-channel» functioning is determined.

Keywords: free dynamic system, principles of hydrodynamic system «stream-channel» functioning, river channel regulation.

Надійшла до редколегії 10.01.12

Серебрянський Д. В.¹, Кравчинський Р. Л.²

¹ТОВ «Сателіт+», м. Одеса

²Інститут геологічних наук НАН України, м. Київ

АВТОМАТИЗАЦІЯ СИСТЕМ ЗБОРУ ТА АНАЛІЗУ ДАНИХ ЗА СТАНОМ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ: СУЧАСНИЙ СТАН І ПЕРСПЕКТИВИ

Ключові слова: водні об'єкти; мережа гідрологічних спостережень; автоматизований дистанційний гідрологічний пост (АДГП); автоматизовані гідрологічні комплекси (АГК)

Актуальність питання. Спостереження за станом водних об'єктів входять до кола основних завдань загального напрямку розвитку сучасної держави. Навіть у період економічної та політичної нестабільності країни гідрологічні дослідження є досить важливим стратегічним елементом. Відомі факти, що в період Великої Вітчизняної війни окупанти самі організовували спостереження на окремих гідрологічних постах окупованої території колишнього СРСР.

Сьогодні, лише подивившись на карту України, можна відразу сказати про розвинуту систему водокористування в нашій державі. Про це свідчить значна площа водойм на великих і малих річках, висока урбанізація окремих регіонів та ін. Каскади гідротехнічних споруд на річках Дніпро, Дністер та Південний Буг мають величезне народногосподарського значення для розвитку гідроенергетичного комплексу, господарсько-побутового водопостачання, зрошення земель тощо. Поряд з такими перевагами, що надають нам ресурси поверхневих вод, стоїть низка негативних явищ, пов'язаних, у першу чергу з повеннями, зокрема у Карпатському регіоні та Криму [3].

Яким же чином відбуваються руйнівні, а іноді й катастрофічні повені при високому рівні регулювання стоку річок? Якщо не брати до уваги певні технічні проблеми (стан гідротехнічних споруд тощо), то в більшій мірі вина повинна бути покладена на відсутність своєчасної достовірної інформації про стан водних об'єктів, і, як наслідок, неможливість правильного прогнозу ситуації в цілому. Саме тому впровадження дистанційних методів спостережень на гідрологічних постах – прогресивний шлях у вирішенні ряду водогосподарських задач.

Мета роботи – показати сучасний стан автоматизації систем збору гідрологічних даних по водних об'єктах України, перспективи розвитку та удосконалення гідрометеорологічної мережі спостережень інноваційними розробками вітчизняних виробників.

Результати досліджень та їх обговорення. Як відомо, дистанційними називаються водомірні (гідрологічні) пости, що автоматично передають показники висоти рівня води на відстань; якщо ж залучені інші гідрологічні характеристики водного об'єкта (температура води, хімічні показники тощо) – то це гідрологічні комплекси. Передача даних може відбуватися через певний проміжок часу або безперервно. Автоматизовані дистанційні гідрологічні пости (АДГП) та комплекси (АГК) мають велике значення для диспетчерської служби на гідроелектростанціях, шлюзах, водосховищах, зрошувальних системах, а також у малозаселених і важкодоступних районах, оскільки не вимагають постійного обслуговування спостерігачем. Автоматизовані системи спостережень будуть основним джерелом інформації про стан водних об'єктів України в умовах комплексного удосконалення гідрометеорологічної мережі спостережень, перехід до якої – це лише питання часу.

Закордонний досвід. Дистанційні гідрологічні пости та комплекси вже давно увійшли в практику моніторингу поверхневих вод за кордоном. В США створена єдина Національна система спостережень за станом водних ресурсів – NWIS (National Water Information System), що дозволяє в реальному часі відслідковувати стан водних об'єктів. Такі ж системи впроваджено і в країнах Європи.

У 2000 р. відповідно до спільного проекту між Республікою Македонія та Швейцарією «RIMSYS» [4] розпочалося інтенсивна модернізація та автоматизація моніторингової системи спостережень за станом гідромережі. Вісімнадцять нових автоматичних станцій на головних річках, оснащених GSM модемами, дозволяють спостерігати за станом річок у реальному часі [5].

Автоматизація гідрологічних спостережень швидкими темпами розвивається в країнах пострадянського простору. В даному аспекті першість займає Російська Федерація. Лише у 2011 році у басейнах річок Кубані, Уссурі та Оки встановлено 152 автоматизовані гідрологічні комплекси (АГК) та дооснащено таким обладнанням 50 гідропостів на річках в інших регіонах країни [7].

У Вірменії період автоматизації систем спостережень за станом річок розпочався у 2003 р. – встановлено дві автоматичні гідрологічні станції для вимірювання рівнів, витрат та температури води з можливістю передачі інформації за допомогою супутникового зв'язку. За останні роки на трьох гідрологічних постах р. Аракс встановлено нові автоматичні гідрологічні станції – система спостережень активно розвивається.

Історія розвитку автоматизованої системи спостережень в Україні. Курс комплексної автоматизації гідрологічних спостережень було взято ще в середині минулого сторіччя. У 1963 р. ГУГМС була розроблена «Генеральна схема комплексної автоматизації гідрометеорологічної служби» [1], ініціатором якої був голова Гідрометеослужби СРСР (1939-1947 та 1962-1974 рр.) академік Є.К. Федоров. Проте перші спроби втілити ідеї в реальність відбулись лише у 70-х роках ХХ сторіччя. В Державному Гідрологічному інституті (ДГІ) над цим завданням працював Й.Ф. Карасьов. Полігоном для експериментів було обрано гідрологічну мережу Білорусі. Спостерігачів

гідрологічних постів замінили режимно-гідрологічними бригадами. У рамках реалізації даного проекту в ДГІ було створено автоматичний дистанційний гідрологічний пост. Дослідження проводилися на гідрологічній станції в м.Гродно і охоплювали 6 постів. Експеримент тривав один рік і був визнаний невдалим через невисокі технічні характеристики АДГП: громіздка апаратура, частий вихід з ладу блоків живлення, проблеми з автотранспортом і матеріальними ресурсами. Випуск АДГП припинили і автоматизація мережі зупинилася на досить тривалий час.

Сьогодні в період широких технологічних можливостей процес автоматизації гідрологічних спостережень в Україні відновлюється на якісно новому рівні. Так, впровадження в практику автоматизовані системи спостережень за станом річок (зокрема за режимом рівнів води) у паводконебезпечних регіонах, зокрема на річках Закарпаття. Передача даних відбувається в телефонно-телеграфному режимі [2], а також по засобах супутникового зв'язку [6].

18 лютого 2011 р. у рамках міжнародної програми «Наука заради миру та безпеки» за сприяння НАТО автоматичну станцію моніторингу паводків встановлено в басейні р. Прип'ять (м. Луцьк). Проте усі ці розробки були введені за рахунок іноземних інвестицій.

Досвід українських інноваційних розробок у сфері автоматизації систем збору інформації по стану водних об'єктів. На основі системного аналізу гідрологічної ситуації в Україні, гідроекологічних проблем та потреб водокористувачів фахівцями компанії ТОВ «Сателіт+» вперше розроблено контрольно-інформаційну систему на базі створених автоматичних гідропостів.

Метою розробки було поліпшення керування водними об'єктами, оптимізація використання водних ресурсів, достовірне прогнозування небезпечних гідрологічних явищ на річках (повені, підтоплення, пересихання і т.д.), координація рятувальних служб і як результат – економія значних коштів та запобігання втрат населення. Окремою складовою було пряме інформування населення через вільний доступ до інформації в мережі Інтернет. Поставлені завдання вирішувалися шляхом установки на окремих ділянках водних об'єктів дистанційних вимірювальних комплексів (гідрологічних постів) серії BPV. Дистанційні водомірні пости складаються із наступних основних елементів: 1) датчика рівнів води; 2) каналу зв'язку; 3) реєструючого приладу; 4) джерела живлення.

З практичної точки зору існує ціла низка переваг у таких дистанційних вимірювальних комплексах:

1. *Можливість установки у важкодоступних місцях без підведення комунікацій.* Це завдання вирішувалося в розрізі всіх наслідків такого місця установки. Комплекс BPV максимально оптимізований з точки зору споживання електроенергії, що дозволило гарантувати його роботу протягом 1 року на одному комплекті батарей живлення. Передбачено дистанційний контроль за станом елементів живлення. Як результат – планове обслуговування комплексу проводиться 1 раз на рік (заміна елементів

живлення, очищення, перевірка). У зв'язку з відсутністю ліній передачі даних використовується канал GPRS одного з операторів GSM зв'язку. Покриття такою послугою території України дозволяє встановлювати комплекси практично в будь-якій точці.

2. Надійність та достовірність інформації. Для забезпечення точності і достовірності інформації використовуються два незалежних ультразвукових датчики вимірювання відстані. Завжди проводиться низка вимірювань по обох датчиках і аналізуючи результати гідрологічний пост серії BPV записує значення з ознакою вірогідності. Надалі, при досягненні часу передачі даних, комплекс включає систему передачі і відправляє їх на зазначений сервер. Передбачено систему контролю доставки даних. У програмне забезпечення комплексу вбудована можливість позачергового скидання даних і (або) SMS повідомлення у випадку досягнення настроєних параметрів (тобто досягнення певного критичного рівня або швидкості його наростання і т.д.).

3. Стійкість до механічного зовнішнього впливу та змін погоди. Комплекс виготовлений у вигляді моноблока з міцного полімерного матеріалу. Передбачено датчики, що фіксують розкриття приладу і його переміщення з оповіщенням диспетчера. Використана елементна база і джерела живлення дозволяють експлуатацію устаткування в температурному діапазоні від +50°C до -20°C. Виконання корпусу IP67.

4. Простота монтажу. Для встановлення комплексу BPV необхідно мати вертикальну трубу діаметром 200 мм. Рівень води в трубі повинен відповідати рівню води у вимірюваному водному об'єкті. Монтаж і налагодження системи займають близько 2 годин. Прив'язка рівнів проводиться по контрольному вимірюванню рівня води будь-яким іншим достовірним методом у заданий час.

5. Низька ціна експлуатації. Ціна експлуатації комплексу BPV складається із чотирьох складових, а саме вартість елементів живлення (близько 700 грн/рік), вартість трафіка (близько 300 грн/рік залежно від налаштувань), вартість підтримки WEB сервера та вартість фізичного обслуговування. Сумарні річні витрати на експлуатацію автоматизованого гідрологічного поста не перевищують 2000 грн.

Інформація від усіх комплексів збирається на єдиному сервері і може бути використана надалі для різних цілей з дистанційним доступом до неї. Застосовуючи алгоритми обробки даних і одержуючи дані від значного числа об'єктів можливо вирішити усі поставлені завдання. Вимірювальні комплекси побудовані за принципом повної автономності і в процесі функціонування не вимагають втручання людини.

На сьогоднішній день вже встановлено і введено в експлуатацію три такі комплекси в басейні р. Дністер: перший – в нижній течії р. Дністер між с. Паланка та с. Маяки; другий – в середній течії р. Турунчук (рукав р. Дністер) на окраїні с. Троїцьке; третій – в нижній течії р. Дністер біля с. Маяки (рис. 1).

Гидропост №3 (Объективный график изменения уровня воды в реке Днестр.)

Уровень, м

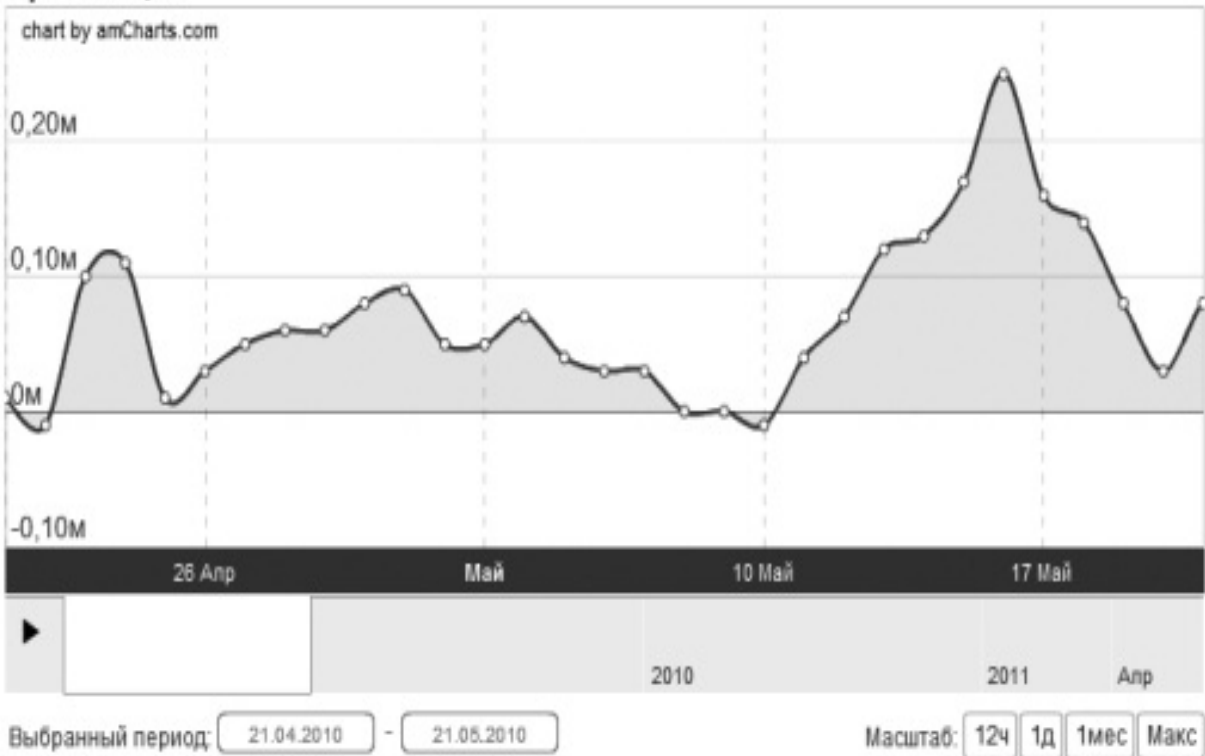


Рис. 1. Графік зміни рівнів води р. Дністер – с. Маяки за період 21.04.2010 - 19.05.2010

Вимірювальний комплекс BPV створено з перспективою удосконалення. При необхідності існує можливість збільшити кількість вимірюваних параметрів (температуру повітря або води, атмосферний тиск, хімічний склад води тощо).

Висновки. Детальний аналіз ситуації в системі розвитку мережі гідрологічних спостережень на Україні та світі свідчить, що процес автоматизації гідрологічних спостережень був досить важким і тривалим. Проте наша держава має значний інтелектуальний та техніко-виробничий потенціал, який наближається до рівня високорозвинених країн світу. Автоматизований комплекс BPV збору та аналізу гідрологічних даних по стану водних об'єктів, розроблений, виготовлений українськими підприємствами (об'єднані під торговельною маркою «Сателіт») та впроваджений у виробництво, показав високі результати та значну практичність в експлуатації.

Такі комплекси доцільно було б встановити, в першу чергу, для аналізу стану водних об'єктів найбільш «екстремальних» територій: у паводконебезпечних регіонах, у зоні радіоактивного забруднення (Зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення), на річках з підвищеним антропогенним навантаженням та для удосконалення систем спостережень на мережі Гідрометслужби України зокрема.

Комплексне впровадження українських технологій у практику гідрологічних досліджень спроможне «витіснити» іноземні аналоги, що впроваджуються у нашої державі, і створити єдину систему спостережень за станом водних об'єктів за зразком високорозвинених країн.

Список літератури

1. *Серенко В.* Материалы дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) в исследованиях влияния вод на экологию водных бассейнов / В. Серенко, Я. Пархисенко. – RS in Environmental Research of Water Basins_rus.pdf. 2. *Матушевский Б.Ф.* Гидрометеорологическая служба Украины за 50 лет Советской власти / Б.Ф. Матушевский, Л.Ж. Прох. – Л. Гидрометеиздат, 1970. – 272 с. 3. *Сусідко М.М.* Районування території України за ступенем гідрологічної небезпеки // М.М. Сусідко, О.І. Лук'янець // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2004. – Вип. 253. – С. 196-204. 4. *Stojov V.* River Monitoring System in Macedonia – RIMSYS / V. Stojov, S. Gelzer. – Vienna, April 26-28, 2005 (poster presentation). 5. *Van Griensven A.* Experience and organization of automated measuring stations for river water quality monitoring / A. Van Griensven, V. Vandenberghe, J. Bols other // 1st World Congress of the International Water Association, / – Paris, 2000 (poster presentation). 6. <http://www.buvrtytsa.gov.ua>. 7. <http://www.meteorf.ru>.

Автоматизація систем збору та аналізу даних за станом водних об'єктів України: сучасний стан і перспективи

Серебрянський Д. В., Кравчинський Р. Л.

Стаття присвячена автоматизованим системам моніторингу водних об'єктів; показано стан, перспективи розвитку та удосконалення мережі гідрологічних спостережень в Україні, у першу чергу, за рахунок інноваційних розробок вітчизняного виробника.

Ключові слова: водні об'єкти; мережа гідрологічних спостережень; автоматизований дистанційний гідрологічний пост (АДГП); автоматизовані гідрологічні комплекси (АГК).

Автоматизация систем сбора и анализа данных по состоянию водных объектов Украины: современное состояние и перспективы

Серебрянский Д.В., Кравчинский Р. Л.

Статья посвящена автоматизированным системам мониторинга водных объектов; показано состояние, перспективы развития и усовершенствования сети гидрологических наблюдений в Украине, в первую очередь, за счет инновационных разработок отечественного производителя.

Ключевые слова: водные объекты; сеть гидрологических наблюдений; автоматизированный дистанционный гидрологический пост(АДГП); автоматизированные гидрологические комплексы (АГК).

Automation of Systems for Collecting and Analyzing of Data regarding to Status of Water Bodies of Ukraine: Current State and Prospects

Serebrianskyi D.V, Kravchynskyi R.L.

Article is devoted to automated systems of water bodies monitoring; shows the state and prospects of development and improvement of the hydrological observation network in Ukraine, primarily due to innovation developments of domestic producers.

Keywords: water bodies; the hydrological observation network; automated remote hydrological post (ARHP); automated hydrological systems (AHS).

Надійшла до редколегії 24.02.12

Поліщук В.В.

Київський національний університет ім. Тараса Шевченка

ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ГІС-ТЕХНОЛОГІЙ ТА ГІДРОЛОГІЧНИХ МОДЕЛЕЙ ДЛЯ ОЦІНКИ ВЕЛИЧИНИ ПЛОЩИННОГО ЗМИВУ І ФОРМУВАННЯ ЯКОСТІ ВОД РІЧКОВОГО БАСЕЙНУ

Ключові слова: ГІС технології; гідрологічна модель; площинний змив; водозбір; моделювання

Актуальність проблеми. Сучасний екологічний стан русел річок в основному визначається ступенем антропогенного навантаження як в самій річці, так і видом господарської діяльності на території її водозбору. Особливістю малих річок є залежність їх руслоформуючої діяльності від характеру та інтенсивності ерозійних процесів на водозборі [1]. Чим менша річка, тим більший контакт її русла з водозбором, куди безпосередньо змивається з його площі ерозійний матеріал та з ним різний спектр хімічних елементів, що формують забруднення її вод. При розвитку антропогенної ерозії ґрунтів на водозборі в малі річки надходить надлишкова кількість пролювію по відношенню до транспортувальної здатності потоку, що обумовлює обміління та деградацію малих річок, заростання русел та евтрофування [2, 3]. Даному процесу сприяє зміна водного балансу територій внаслідок вирубування лісів та багаторічних насаджень, а також інтенсивна розораність земель, невикористання протиерозійних технологій обробітку ґрунту та вирощування сільськогосподарських культур, надмірне використання мінеральних добрив, гербіцидів та пестицидів та ін.

Таким чином, трансформування та транспортування води в ненасичених ґрунтах - це ключовий чинник гідрологічного циклу малих річок. Завдяки тому, що вода являється гарним розчинником, ґрунтова вода переносить велику кількість солей, нітратів та усіх видів забруднювачів. На рисунку 1 представлена схема транспортування води у верхніх шарах ґрунту в межах річкового басейну. Співвідношення між різними елементами гідрологічного циклу визначає динаміку проходження основних процесів: швидкість транспірації рослин, випаровуваність, поверхневий стік, ерозійні процеси та ін.

Ретельне вивчення законів транспортування води в різноманітних шарах ґрунту та їх моделювання необхідно для оцінки величин площинного змиву, формування якості вод річкового басейну. Особливо важлива є прив'язка даних процесів до конкретних просторових особливостей формування водозбору кожної конкретної річки (суббасейну), що дозволяє значно підвищити рівень наукового забезпечення при розкритті даних питань.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

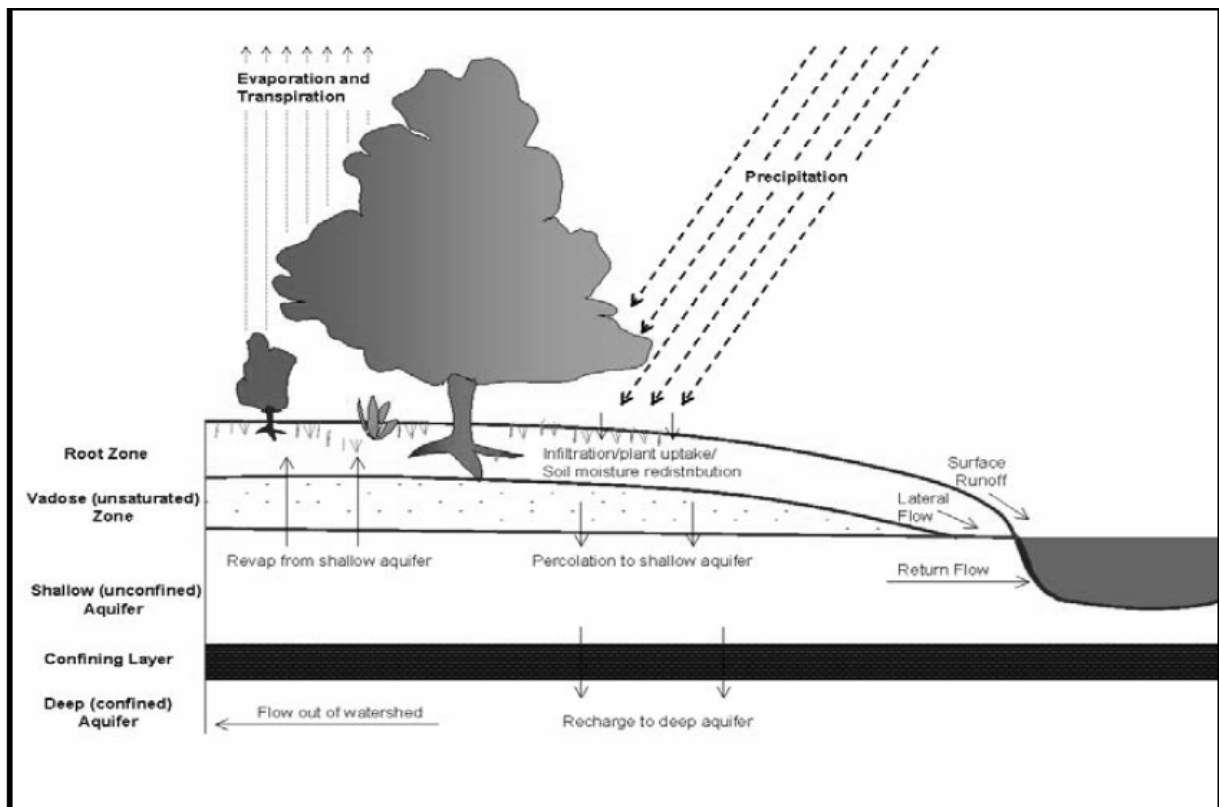


Рис.1. Схематичне зображення гідрологічного циклу в межах водозбору річки [4]

Результати досліджень. Програмні продукти ГІС дозволяють виконувати координатну прив'язку об'єктів різної конфігурації, у картографічному вигляді представляти результати спостережень, моделювати природні та технологічні процеси. Растрові та векторні зображення в ГІС дозволяють визначати площі розвитку тих чи інших процесів, більш об'єктивно оцінювати екологічні наслідки та економічний ефект від різних рішень з управління водними та земельними ресурсами, оптимізації заходів щодо регулювання русел річок, оцінки можливих змін розвитку руслових процесів.

Як правило, моделі водних ресурсів, що реалізуються у ГІС-середовищі, базуються на відомих рівняннях водного балансу для басейнів річок чи територій різного рівня, динамічних моделях вологопереносу, гідродинамічних моделях руху ґрунтових вод та моделях випаровування з рослинного покриву, ґрунту та водної поверхні тощо [5].

Важливість впровадження ГІС-технологій в практику наукових досліджень та діяльність водогосподарських організацій задекларовано в Загальнодержавній програмі розвитку водного господарства (Закон України від 17 січня 2002 року № 2988-III). У розділі II Програми серед пріоритетних напрямів передбачено створення геоінформаційної системи оцінки, прогнозування і моніторингу водних балансів у водозбірних басейнах, з банком еколого-водогосподарської інформації. У розділі IV "Удосконалення управління водним господарством, охороною і відтворенням водних ресурсів" серед основних завдань зазначена необхідність створення басейнової геоінформаційної системи з банком кадастрової інформації про водний фонд, водні ресурси, використання водних ресурсів, якість води та ін [6].

Починаючи з 80-х років у країнах як Східної, так і Західної Європи, США розпочалися роботи по розробці різного виду агрогідрологічних моделей, що реалізовані в ГІС-середовищі, які б найбільш точно відображали процеси, що проходять у ґрунті та на поверхні рослинного покриву, в межах річкового басейну. При цьому найбільш ефективним є поєднання ГІС з можливостями засобів дистанційного зондування земної поверхні (ДЗЗ), використанням глобальних баз даних та аналітичних моделей. Це дає змогу використовувати в одному інформаційному просторі принципово різні підходи – від можливості деталізації окремих об’єктів до найменших деталей з інтегральним аналізом в межах супутникового знімку, який охоплює значні за площею території.

В табл. 1 наведено перелік деяких закордонних агрогідрологічних моделей, що використовуються в різних аспектах управління водними ресурсами [4].

Таблиця 1. Агрогідрологічні моделі та основні напрямки їх застосування

Назва моделі	Основні напрямки застосування	Розробник
SOBEK	Проблеми підтоплення земель, міграція речовин, гідродинаміка	WL Delft Нідерланди
MIKE BASIN	Кількість та якість води, басейнове управління водними ресурсами	DHI, ФРН
ECOS/Moneris	Моделювання потоків в межах водозбору, нітрати	IGB, ФРН
MODFLOW2000	Моделювання процесів перетоків ґрунтових вод	USGS
BASINS	Басейнове управління водними ресурсами (використовує субмоделі HSPF, SWAT, WASP)	US EPA
WASP7	Басейнове управління водними ресурсами Моделювання та аналіз якості води	US EPA
SWAT	Інструментальні засоби для оцінки процесів у середовищі ґрунт-вода, басейнове управління водними ресурсами, ерозія, рух пестицидів	US EPA
PLOAD	Моделювання забруднень неточкових джерел річок	US EPA
HSPF (Fortran)	Гідрологічне моделювання, басейнове управління водними ресурсами, оцінка забруднення	US EPA
AQUATOX	Гідро-токсикологічне моделювання Якість водних ресурсів, екосистема, токсичні забруднювачі, осад	US EPA
AGWA1.4	Геопросторове визначення басейнів (водорозділів) у автоматичному режимі, допоміжні моделі	U.S. Agricultural Research Service's Southwest
QUAL2E	Басейнове управління водними ресурсами	US EPA
CE-QUAL-W2 vers.3	Гідродинаміка, басейнове моделювання, моделювання якості водних ресурсів	Scott A. Wells

Аналіз наведених моделей показав, що напрям використання гідрологічних моделей, реалізованих в ГІС-середовищі, є досить перспективним у світовій практиці при проведенні наукових досліджень, особливо при виконанні імітаційного моделювання сценаріїв розвитку процесів у межах річкового басейну та русел річок.

Проте існують певні труднощі щодо використання даних моделей в Україні. Серед них можна виділити наступні:

- не всі програмні продукти надаються в відкритому доступі (дороговартісні);
- особливі вимоги до експериментального забезпечення (дані повинні бути зібрані за порівняно короткий термін по єдиній методиці на всій площі водозбору);
- наявні дані не завжди забезпечують необхідний мінімум для проведення калібрування та верифікації моделей;
- невідповідність вітчизняних методик отримання експериментальних даних тощо.

Поряд з цим, в Україні існують досить успішні результати використання вказаних моделей. Так, лабораторією використання зрошуваних земель Інституту водних проблем та меліорації (ІВПіМ НААНУ) та його Кримським науково-дослідним центром у рамках наукової програми досліджень Національної академії аграрних наук України та виконання ряду міжнародних проектів виконані роботи щодо адаптації моделі SWAT (Soil and Water Assessment Tool), що реалізована у середовищі ArcGIS для моделювання якості та кількості водних ресурсів на територіях для цілей управління водоземлекористуванням на територіях та управління зрошенням [7, 8].

Дана модель розроблена у співпраці багатьма науковими інститутами різних країн [9-10]. За допомогою цієї моделі є можливість відпрацьовувати та проаналізувати різні сценарії проходження процесів у межах річкового басейну та русел річок, визначати вплив антропогенного навантаження на кількість доступних водних ресурсів, стан навколишнього природного середовища та продуктивність агроландшафтів тощо. Результатом моделювання є витрати води та її хімічні характеристики у гідрологічних створах спостережень, визначення ареалів розповсюдження ерозійних процесів. Модель SWAT інтегрується у програмні продукти MapWindow або ArcGIS. Програмне забезпечення моделі SWAT має вільний доступ до алгоритму та є безкоштовним.

На рисунку 2 наведено схему моделі, основні складові якої включають гідрологію, мережу водних об'єктів, кліматичні умови (щоденні показники температури та вологості повітря, швидкість вітру та ін.), радіаційний фон, а також характеристики землекористування та ведення сільськогосподарського виробництва: дози внесення добрив та засобів захисту рослин, показники якості ґрунтової води та технології вирощування сільськогосподарських культур та ін. [4].

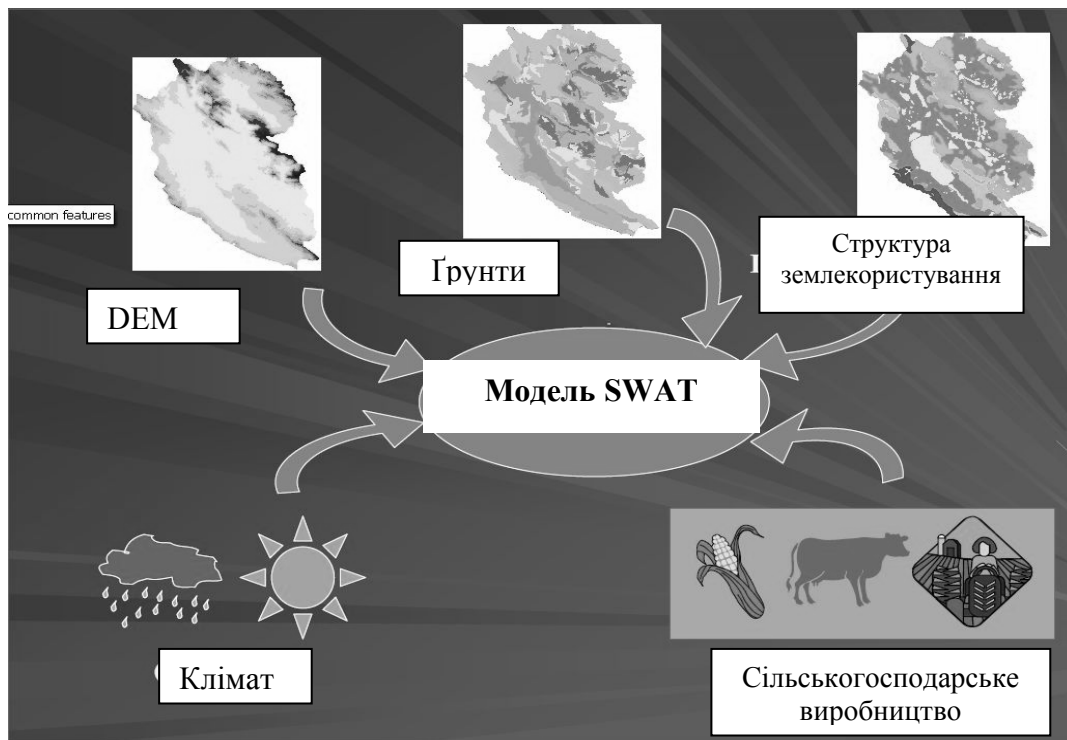


Рис. 2. Вхідні дані моделі SWAT (DEM – цифрова карта рельєфу)

Гідрологічний цикл, що імітується моделлю SWAT, має за свою основу рівняння водного балансу наступного вигляду(1) [10]:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}), \quad (1)$$

де SW_t – загальний вміст води у ґрунті (мм); SW_0 – початковий вміст води у ґрунті в i -ий день (мм); t – час; R_{day} – кількість опадів в i -ий день (мм); Q_{surf} – поверхневий стік в i -ий день (мм); E_a – евапотранспірація в i -ий день (мм); w_{seep} – кількість води, що надійшла до ґрунтових вод через ґрунтовий профіль (мм); Q_{gw} – обсяг зворотного потоку води від ґрунтових вод в i -ий день (мм).

Поверхневий стік моделюється окремо для кожної гідрологічно особливої ділянки. Результати сумують по суббасейну і далі отримують загальний результат по всьому водозбірному басейну. Така покрокова організація процесу набагато підвищує точність моделювання, а також краще фізично відображає водний баланс басейну річки [7]. Після того як були визначені такі параметри як об'єм стоку води, кількість поживних речовин, пестицидів та наносів, які надійшли до головного потоку водозбірного басейну, SWAT моделює їх подальше переміщення та трансформацію в річковій мережі за принципом застосованим в моделі HYMO [11].

Ерозія та утворення твердого осаду в моделі SWAT розраховується за так званим модифікованим універсальним рівнянням виносу ґрунту (modified universal soil loss equation) (Williams, 1995) [12]. Об'єм поверхневого стоку використовується для розрахунку ерозії та обсягів виносу твердих часток. Дана модель дозволяє проводити розрахунки обсягів ерозії внаслідок окремо взятої події (наприклад, зливи). Ця особливість моделі досить важлива. Так,

згідно досліджень Г.А. Ларіонова, Р.С. Чалова та ін. [13] визначено, що найбільш деградованими є малі річки, в басейнах яких головним фактором ерозійних процесів на водозборі є дощовий стік (а не талі води), при якому інтенсивність надходження наносів в річку зростає в декілька разів. В моделі враховується також фактор, який визначає практику ведення сільськогосподарського виробництва на території.

Нижче наведені результати моделювання у вигляді карт, що отримані в ІВПіМ НААНУ [8] (рис. 3), де проведено моделювання поверхневого стоку, виносу твердих часток внаслідок ерозійних процесів та виносу органічного фосфору по кожному з суббасейнів у р. Салгир (АР Крим) у створі до впадання її у Сімферопольське водосховище.

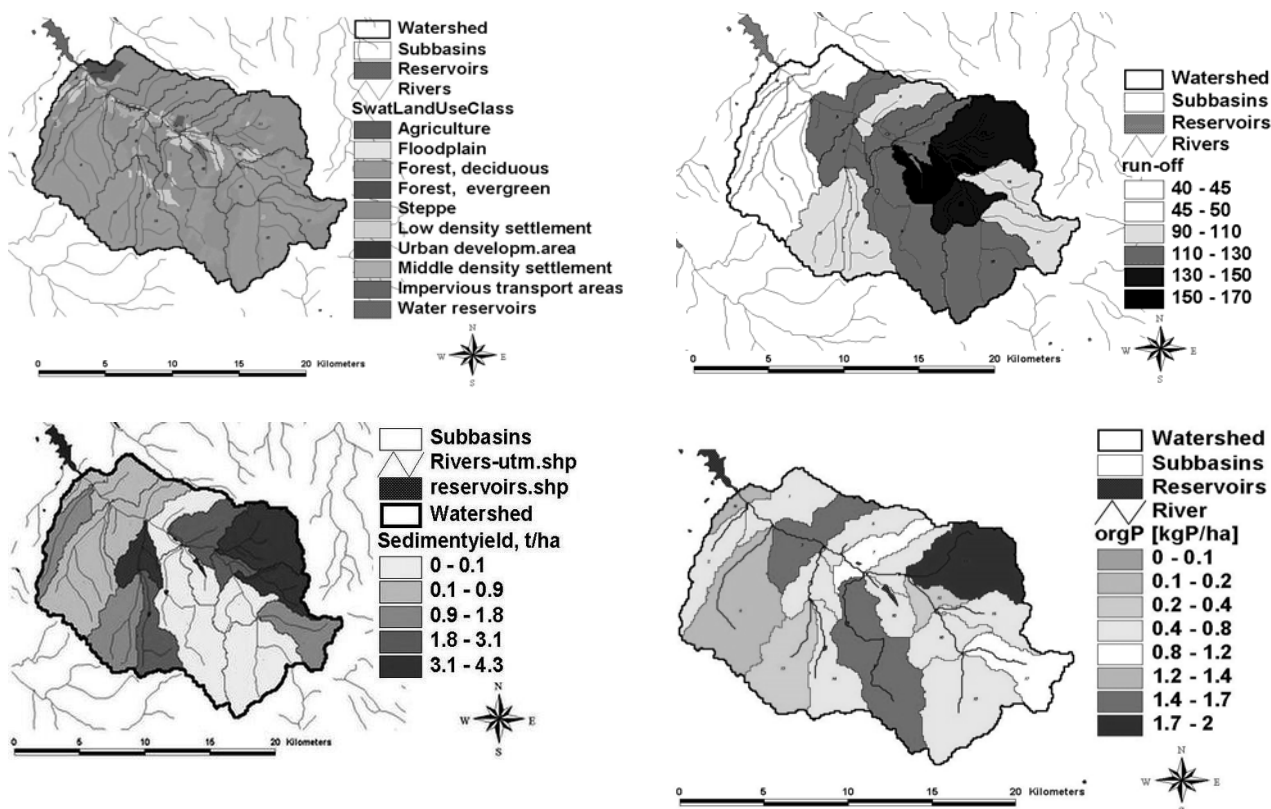


Рис. 3. Зліва направо: карта землекористування, поверхневий стік (мм/місяць); нижче – винос твердих часток (тонн/га*рік) та винос органічного фосфору (кг/га*рік)

Як видно з рисунку 3, найбільша кількість ерозійних наносів формується у північно-східній частині басейну р. Салгир та змивається під час сильних злив. Азот, в основному у вигляді амонію, та фосфор адсорбуються на поверхні еродованих часток і потрапляють з ними до річкових вод [8].

Візуалізація результатів моделювання дозволила досить чітко виділити території, на яких формується найвища величина площинного змиву та території, що найбільш суттєво впливають на формування якості вод річкового басейну та потребують проведення першочергових організаційних та технічних заходів для покращення їх стану. Адаптація моделі проводилась в основному за критерієм величини фактичного стоку, виходячи з мети

досліджень – оцінка поточного стану розподілу доступних водних ресурсів на території в залежності від різних зовнішніх факторів; оцінка стану водних ресурсів при різних сценаріях водоземлекористування.

На наш погляд, важливим напрямком використання даної моделі може стати її застосування для цілей визначення величин площинного змиву на водозборі та формування забруднення малих річок при різних варіантах антропогенного навантаження: водоземлекористування; практик сільськогосподарського виробництва та ін.; оцінка можливих змін в руслах при різних кількостях наносів в залежності від транспортуючої здатності потоку тощо.

Для адаптації моделі SWAT для запропонованих цілей, для умов малих річок, що мають загрозу обміління та деградації, необхідно провести додаткові дослідження з ідентифікації її параметрів [7], в напрямку уточнення гідрологічних характеристик, характеристик формування ерозійних процесів в басейні та руслі, характеристик формування якості вод річкового басейну.

В разі успішної адаптації та верифікації даної гідрологічної моделі, в зазначених напрямках можливо отримати ефективний інструмент з визначення величин площинного змиву на водозборі та формування забруднення малих річок при різних варіантах антропогенного навантаження на територіях, проводити оцінку різних сценаріїв водоземлекористування, метеорологічних умов, застосування організаційних та технічних заходів, тощо.

Висновки і пропозиції. Впровадження ГІС-технологій та моделювання гідрологічних процесів в практику наукових досліджень з оцінки розміщення та величин площинного змиву, формування якості вод річкового басейну дозволить вирішити наступні задачі:

1. Проведення розрахунків кількісних характеристик басейнів річок (витрати, величина площинного змиву) та якості водних ресурсів (концентрації хімічних елементів, вплив добрив та гербіцидів).

2. Визначення напрямку водних потоків в гідрологічно особливих ділянках суббасейну та місць акумуляції стоку.

3. Організація баз даних та підготовка картографічного матеріалу: ґрунтових карт, карт землекористування, карт забруднення, карт ерозійних процесів, тощо.

4. Аналіз можливих сценаріїв розвитку процесів у межах річкового басейну та русел річок (варіантів землекористування, водокористування, точкових та розсіяних джерел забруднення, проведення гідротехнічних заходів тощо).

5. Визначення територій, які зазнають найбільшого негативного впливу на формування величин площинного змиву, погіршення якості води та потребують проведення першочергових організаційних та технічних заходів для покращення їх стану.

6. Проведення типізації річкових суббасейнів за факторами впливу на характер та інтенсивність руслових процесів.

Для широкого застосування гідрологічних моделей при дослідженнях розвитку процесів у межах річкового басейну і русел річок необхідне

створення інформаційної мережі та уніфікованої стандартної бази даних, що включають: основні гідрологічні характеристики річок, умови формування ерозійних процесів, характеристики формування якості вод річкового басейну, фактичне водоземлекористування тощо.

Список літератури

1. Чалов Р.С. Общее и географическое русловедение: / Р.С. Чалов. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1997. - 112с. 2. Великанов М.А. Русловой процесс. / М.А. Великанов. – М. : Изд-во Физ.-мат. л-ры, 1958. - 395 с. 3. Ободовський О.Г. Гідролого-екологічна оцінка руслових процесів (на прикладі річок України) / О. Г. Ободовський. – К. : Ніка-Центр, 2001. - 274 с. 4. Вивчити закономірності сталого функціонування природно-агромеліоративних систем та розробити теоретичні основи інтегрованого планування водо-землекористування на сільськогосподарських територіях Закл. звіт. / Інститут гідротехніки і меліорації НААН України (03.03.04-045) № д.р. 0107U005090, 2010р. -226 с. 5. Перспективи використання європейських агрогідрологічних моделей у зрошуваному землеробстві / [Жовтоног О.І., Попович В.Ф., Філіпенко Л.А. та ін.] // Вісник аграрної науки. – 2003. – №7. - С. 54-59. 6. Водний Кодекс України (Відомості Верховної Ради (ВВР), 1995, № 24, ст. 189) (введений в дію Постановою ВР № 214/95-ВР від 06.06.95). 7. Системний аналіз та гідрологічне ГІС-моделювання, як інструменти для ведення діалогу зацікавлених сторін та прийняття рішень щодо управління водними та земельними ресурсами на сільських територіях. / [О.І. Жовтоног, М. Гофман, О.П. Болькіна, С.О. Михайленко] // Водне господарство України. – 2011. – № 5. - С. 23-32. 8. Використання імітаційної гідрологічної моделі для вирішення завдань управління водними та земельними ресурсами на сільськогосподарських територіях. / [О.І. Жовтоног, М. Хоффман, О.П. Болькіна, С.О. Михайленко] //Меліорація та водне господарство. – 2009. – Вип. 97. – С. 249-261. 9 Abbaspour, K.C., M. Sonnleitner, and R. Schulin. 1999. Uncertainty in Estimation of Soil Hydraulic Parameters by Inverse Modeling: Example Lysimeter Experiments // Soil Sci. Soc. of Am. J., 63: 501-509. 10. Faramarzi, M., K.C. Abbaspour, H. Yang, R. Schulin. 2008. Application of SWAT to quantify internal renewable water resources in Iran. Hydrological Sciences. In review. 11. Williams, J.R. and R.W. Hann (1972). HYMO, a problem-oriented computer language for building hydrologic models. Water Resour./Res., 8(1), 79-85. 12. Williams, J.R. (1995).The EPIC model/ Computer models of water shed hydrology. Water Resour./Chapter 25), 909-1000. 13. Ларионов Г.А. Эрозионно-аккумулятивные процессы на водосборах и руслах малых рек: проблемы и природоохранные вопросы / Г.А.Ларионов, Р.С. Чалов // Малые реки центра Русской равнины, их использование и охрана.- М., Изд-во МГУ. 1988.-С.3-14.

Перспективи використання ГІС технологій та гідрологічних моделей для оцінки величини площинного змиву та формування якості вод річкового басейну

Поліщук В.В.

На прикладі моделі SWAT визначено перспективи використання ГІС технологій та гідрологічних моделей для оцінки величин площинного змиву та формування якості вод річкового басейну в практиці наукових досліджень. Надано перелік завдань, які можливо вирішувати при застосуванні даних технологій та обґрунтовано необхідність додаткових досліджень щодо апробації та верифікації гідрологічних моделей для умов України.

Ключові слова: ГІС технології; гідрологічна модель; площинний змив; водозбір; моделювання.

Перспективы использования ГИС технологий и гидрологических моделей для оценки величин плоскостного смыва та формирования качества вод бассейнов рек

Полищук В.В.

На примере модели SWAT определено перспективы использования ГИС технологий и

гидрологических моделей для оценки величин плоскостного смыва, формирования качества вод бассейнов рек в практике научных исследований. Представлено перечень задач, которые возможно решать при использовании данных технологий, обосновано необходимость проведения дополнительных исследований нацеленных на апробацию и верификацию гидрологических моделей для условий Украины.

Ключевые слова: ГИС технологии; гидрологическая модель; плоскостной смыв; водосбор; моделирование.

Perspectives of using GIS and GIS-based hydrologic models for assessment of surface wash-off and water quality in river basins

Polishchuk V.V.

In this paper we have taken the model SWAT as an example, in order to evaluate the perspectives to use GIS-technologies and GIS-based hydrologic models for assessment of surface wash-off and water quality formation in river basins. The tasks which can be solved with these technologies are listed and the need for further investigations aimed at application and verification of hydrological models for Ukrainian conditions is substantiated.

Keywords: GIS-technologies; hydrological model; surface wash-off; catchment; modelling.

Надійшла до редколегії 02.03.12

УДК 556.537+551.311

Ободовський О.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Онищук В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ПРОЦЕСІВ РУСЛОФОРМУВАННЯ РІЧОК БАСЕЙНУ ЛАТОРИЦІ

Ключові слова: річковий гідроморфологічний створ, руслоформуючі витрати води, гранулометричний склад алювію, процеси руслоформування, стійкість русла

Актуальність теми. Взаємодія руслоформуючих факторів у гірських умовах порівнюючи з рівнинними річками має ряд специфічних особливостей. І перш за все, це стосується таких моментів: формування надзвичайно великої загальної кількості опадів (1000 мм і більше на рік) та їх інтенсивності випадіння (200мм і більше за 2-3 доби); швидкоплинного (за рахунок значних похилів) стікання вод з площини басейну, а також у самому руслі; частих виступів важкорозмивних (скельних) порід у руслах річок, які блокують вільний розвиток руслових процесів, значної диференціації форми річкової долини на окремих ділянках русел, що обумовлює неадекватність умов його формування (різкі зміни гідравлічного режиму за довжиною річки), наявність локальних звужень водопропускних коридорів (вузькі мостові переходи, системи дамб обвалування, берегозахисні кріплення вздовж доріг. В крупноалювіальних руслах перебіг процесів руслоформування відбувається на фоні різнопланового впливу завислих і донних рухомих наносів на формування морфологічних структур та превалюючої ролі обмежувального фактору у процесі формування русло-заплавного комплексу. При цьому зростає чутливість реакції русла на зміни водності разом із збільшенням антропогенного навантаження на його формування (забір руслового алювію, спрямлення та одамбування русел тощо). Таким чином, комплексна оцінка руслових відкладів і процесів руслоформування річок, які змінюють свій морфологічний тип від ознак гірських та передгірських до яскраво виражених рівнинних, може слугувати вирішенню актуальних практичних завдань екологічно безпечного руслоформування. Басейн річки Латориця найбільш повно відображає перебіг процесів руслоформування на гірських, передгірських і рівнинних руслах. Окрім цього транскордонний характер даного басейну визначає необхідність висвітлення і повної оцінки цих процесів з метою встановлення гідроморфологічного стану вказаних річок, і головне, встановлення їх екологічного статусу.

Методика досліджень. Для комплексної оцінки розвитку руслових процесів, їх інтенсивності та спрямованість необхідно врахувати ряд методичних положень, які мають наступну аналітичну послідовність. Першочерговим в цьому є визначення руслоформуючих витрат води за методиками М.І.Макавєєва [1], ІГіМ УААН-КНУ [2]. Такі дані необхідні як для теоретичного узагальнення результатів дослідження, так і для практичного їх використання у форматі ведення моніторингу управління русловими процесами.

Наступним етапом роботи є проведення гранулометричного аналізу руслових відкладів та оцінка транспорту наносів. З формами прояву руслових процесів тісно пов'язаний гранулометричний склад руслових наносів. Встановлено, що середньозважена крупність руслового алювію ($d_{\text{ср.зв.}}$) є одним із важливих незалежних параметрів, які характеризують відносну стійкість (морфодинаміку) русла будь-якого водотоку та, відповідно, інтенсивність розвитку руслових процесів (руслових переформувань) в “екстремальних” умовах функціонування гідродинамічної системи “потік-русло” (ГДС п-р) [2].

Оптимальний рівень функціонування ГДС_{п-р} відповідає проходженню руслоформуючих паводків в умовах стану динамічної рівноваги цієї системи, а витрата води і транспортувальних наносів – максимальній пропускній здатності водотоку на конкретній ділянці (створі) річки. Маючи дані про руслоформуючі витрати води і стік наносів, а також його гранулометричний склад можна оцінити спрямованість та інтенсивність вертикальних та горизонтальних руслових деформацій [3]. Оцінка вертикальних руслових деформацій проводиться за відповідною методикою [4] і ґрунтується на аналізі графіків зв'язку витрат води і рівнів за даними гідрологічних постів. Період складає не менше 20 років. Зміна взаємного розташування кривих $Q=f(H)$ засвідчує: при суміщенні кривих угору має місце акумуляція в на досліджуваній ділянці, при суміщенні донизу – розмив дна русла [5]. Що стосується оцінки горизонтальних руслових деформацій, то використовуються поперечні профілі русла за багаторічний період. Завдяки накладанню профілів прослідковуються темпи зміщення русел в плані [6].

Наступним кроком є виділення типів русел з метою визначення їх стійкості. Значні зміни морфології русла можуть відбуватися при проходженні катастрофічних паводків на гірських, напівгірських та рівнинних річках. Оскільки катастрофічні паводки проходять досить рідко, то з урахуванням прояву властивостей самоорганізації ГДС_{п-р} цілком правомірно виконувати просторово-часову оцінку загальної стійкості русла. Сформований тип русла має високий рівень самореалізації, зокрема властивість самозбереження, що дає можливість виконувати оцінку стійкості досліджуваних ділянок обстеження річок. Для оцінки такого стану ГДС_{п-р} існує низка критеріїв – параметричних показників стійкості. Найбільше практичне значення серед них отримали «число Лохтіна» [7], показник відносної інваріантності К.В. Гришаніна та ерозійно-морфологічний показник І.Ф. Карасьова [8,9]. Досить наближеним до універсального є модифікований ерозійний показник стійкості

О.Г.Ободовського, [10]. Оцінку стійкості ділянки річки рекомендується виконувати за декількома показниками, які мають шкалу класифікації за рівнями якісного і кількісного визначення гідроморфологічного стану при динамічній рівновазі ГДС_{п-р}. [2].

Варто зауважити, що всі дослідження проводилися на ділянках обстеження (ДО - найхарактерніші ділянки русел, з точки зору розвитку процесів руслоформування). На ДО закладалися руслові гідроморфологічні створи (РГМС), для яких і проводилися конкретні розрахунки [14].

Отримані результати. Оцінка руслоформуючих витрат води . Розрахунки руслоформуючих витрат води проведені для існуючих гідрологічних постів, які мають багаторічні спостереження. Отримані результати представлені в табл. 1.

Таблиця 1. Розрахункові величини руслоформуючих витрат, визначених за даними гідрологічних постів на річках басейну Латориці

Річка – гідрологічний пост	Руслоформуючі витрати, м ³ /с			
	Методика М.І.Макавєєва			Методика ІГіМ - КНУ динамічна рівновага ГДС п-р
	нижній екстремум	середній екстремум	верхній екстремум	
Латориця – Підполоззя	48	150	-	93
Латориця – Свалява	42	270	480*	230
Латориця – Мукачеве	65	350	420*	540
Латориця – Чоп	82	550	-	330
Віча – Неліпино	40	100	-	95
Стара - Зняцеве	12	35	-	105

* при затопленій заплаві

В перших двох колонках (див табл. 1) наведені величини нижнього і середнього екстремумів з епюр потужностей потоку, які обраховані за методикою М.І.Макавєєва. Слід зазначити, що за середнім екстремумом витрат води не досить чітко виділяється динамічна рівновага ГДС_{п-р}, яка обрахована за методикою ІГіМ-КНУ. Це засвідчує правомірність використання методики М.І.Макавєєва лише для рівнинних річок Поряд з тим для оцінки руслоформуючих витрат для гірських водотоків краще користуватись методикою ІГіМ-КНУ [2].

Гранулометричний аналіз руслових відкладів. При виконанні (вересень 2008 та вересень 2010 років) комплексу натурних гідроморфологічних досліджень були відібрані проби поверхневого шару русел річки Латориці та її приток на всіх РГМС. В табл. 2 наведені результати гранулометричного аналізу взятих проб наносів на 13 ділянках обстеження річок вказаного водозбору. Поверхневий шар наносів відбирався на боковиках та осередках, де відсутній видобуток руслового алювію (який відбувається досить часто стихійним способом).

Верхів'я Латориці та майже всіх приток мають крупнозернисті фракції у вигляді суміші гравію гальки і валунів, які у значній мірі представлені в гранулометричному складі руслових відкладів .

Гранулометричний склад руслового алювію, при наявності шару самовимощення дна річища, визначає нелінійний характер розвитку руслових процесів і відповідно стійкість ГДС_{п-р}. Нелінійність впливу шорсткості русла виражається логарифмічною функцією $\lg (h_{\text{рф}}/D_{\text{сер.зв}})$. Якщо глибина потоку $h_{\text{рф}}$ при руслоформуючій витраті по довжині гірської річки змінюється у три рази, то середньозважений діаметр само вимощення - у шість разів. При цьому $\lg (h_{\text{рф}}/D_{\text{сер.зв}})$ змінюється від 0,5 до 2, тобто у три рази. Це свідчить про властивість вирівнювання транспортуючої здатності водотоку. Вищенаведена особливість необхідно враховувати при розробці управлінських рішень стосовно регулювання русел гірських та передгірських річок.

Таблиця 2 . Показники основних характеристик гранулометричного складу наносів на до річок суббасейну Латориці

№ДО	Річка-пункт	d ₉₅ , мм	D _{сер.зв} , мм	d _{сер.зв} , мм
1	Латориця –с. Латірка	200	127	50
2	Латориця –с. Підполоззя	400	280	120
3	Латориця –с. Ганьковиця	190	138	50
4	Латориця –сан. Карпати	230	165	70
5	Латориця – с.Нове-Давидково	70	50	20
6	Латориця –с. Малі Геївці	0,22	-	0,045*
7	Латориця –с. Соломоново	0,20	-	0,04*
8	Славка –с. Верхні Ворота	200	120	48
9	Жденівка –с. Розтока	300	210	85
10	Жденівка –с. Жденієво	350	250	100
11	Віча – смт.Воловець	100	70	25
12	Віча – нижче впадіння р.Ждимир	180	125	40
13	Ждимир – форелеве господарство	300	210	70
14	Свалявка– нижче с. Стройне	120	71	30
15	Свалявка–с.Стройне	80	56	25
16	Дусинка– с.Дусино	155	78	34
17	Пініє– с. Солочин	125	90	33
18	Велика Пініє– с.Плоске	160	98	36
19	Мала Пініє– перевал Уклін	80	56	27
20	Матекова – с. Чинадієве	95	67	22
21	Дубровиця – с.Бистриця	145	77	33
22	Візниця – с. Лісарня	66	50	23
23	Візниця – с. Верхня Візниця	380	223	80
24	Обава – с. Обава	90	63	24
25	Стара – с. Гайдош	150	94	35
26	Стара – с. Чабанів	0,26	-	0,04
27	Полуй –с.Бобовище	150	76	28
28	Веля – с.Анталовці	100	56	26
29	Солотвинський –с. Солотвино	0,24	-	0,035
30	Цигани– с. Циганівці	105	65	25

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

Оцінка транспорту наносів. Для детальних розрахунків стоку наносів необхідно мати банк даних (в тому числі інформацію про режим транспорту наносів) про морфометричні характеристики русла, гідравлічні показники потоку та гранулометричний склад поверхневого й підстильного шарів донних наносів. Таку інформацію можна отримати на базі багаторічних спостережень на семи діючих гідрологічних постах, які розташовані на річках української частини басейну Латориці.

Попередніми дослідженнями підтверджено [11], що при оцінці транспортувальної здатності як рівнинних, так і гірських річок можна скористатися рівнянням Ю.Г. Іваненка [12]. Воно дає можливість оцінити загальну витрату транспортувальних наносів і, таким чином, уникнути похибок, які мають місце при окремій оцінці завислих і донних рухомих наносів. Результати розрахунків та їх аналіз наведені в роботі [3].

Аналіз результатів засвідчує, що за даними діючих гідрологічних постів в загальному транспорті наносів превалює їх зависла складова, на яку припадає в середньому 80% загального стоку наносів.

На притоках Латориці, судячи за даними витрат транспортувальних наносів на трьох гідрологічних постах, превалюючою також є витрата завислих наносів.

Гідроморфодинамічна оцінка процесів руслоформування. Оцінюючи гідроморфодинамічний стан річки за показником енергетичного потенціалу – $N = \rho g Q_{\text{рф}} I_0$ та показником форми русла – $B_{\text{рф}}/h_{\text{рф}}$ можна прослідкувати динаміку руслового режиму, а також опосередковано оцінити ступінь стійкості відповідного типу русла за довжиною річки.

В таблиці 3 наведені виміряні дані та розрахункові показники основних характеристик гідродинамічної системи «потік-русло» при проходженні русло формуючих витрат в межах руслових брівок (bankfull) для досліджуваних ділянок на річках басейну Латориці. Витрати води обчислені за формулою Шезі-Маннінга та за допомогою рівняння центроструменевого руслоформування [13].

Коефіцієнт Шезі C для досліджуваних ДО змінюється у межах від 25 до 50. Щодо показника кінетичності потоку за $F_r = V/(gh)^{0,5}$, то він змінюється у зворотній послідовності від 0,49 до 1,44. Такий діапазон зміни числа Фруда характеризує якісний перехід структурного розвитку ГДС_{п-р}. Іншими словами, характеризує перехід система 'потік-русло' від відносно спокійного гідравлічного режиму водотоків до бурхливого у верхів'ях.

Значення потужності потоку на ділянках обстеження, обраховано за витратами $Q_{\text{рф}}$, з використанням параметра $B_{\text{рф}}/h_{\text{рф}}$ дають можливість ідентифікувати відповідний тип русла й також послідовно вести контроль за змінами вертикальних та горизонтальних руслових деформацій.

Слід відмітити, що показник $B_{\text{рф}}/h_{\text{рф}}$ досить добре характеризує ступінь концентрації енергії у поперечному перерізі водотоку.

Підсумовуючи результати досліджень буде не зайвим акцентувати увагу на наступних методичних положеннях, які базуються на результатах аналізу даних (табл. 3).

Таблиця 3. Головні морфометричні та гідроморфодинамічні характеристики русел річок української частини суббасейну Латориці на ділянках обстежень мережі гідроморфологічного моніторингу

Річка-пункт	№ ДЮ	Похил річки на ДЮ,м/км	Показники ГДСп-р при наповненні потоку русла в брівках									
			Ширина русла, м	Середня глибина потоку, м	W=b*h,m ²	R=W/Q _м	Коефіцієнт Шезі С	Витрата води Q _в ,м ³ /с	Середня швидкість потоку,м/с	Fr=V/(gh) ^{0,5}	B/h	Потужність потоку pQ ^{0,5}
Латориця – с.Латірка	1	33	5,0	0,6	3,0	0,52	25,6	10,0	3,30	1,36	8,3	3,2
Латориця – с.Підлоззя	2	12,5	20,5	0,7	14,4	0,6	27,0	36,4	2,53	0,96	29,3	4,5
Латориця – с.Ганьковиця	3	7,5	24	0,7	16,8	0,62	30,0	37	2,17	0,83	34,3	2,7
Латориця – сан. Карпати	4	4,3	50	1,65	82,5	1,45	31,6	218	2,64	0,66	30,3	9,0
Латориця – с.Нове Давидково	5	3,8	38	1,75	66,5	1,56	41,0	222	3,34	0,82	21,7	8,3
Латориця – с.Малі Геївці	6	1,0	30	4,7	123	3,2	50,0	379	3,16	0,50	7,3	3,7
Латориця – с.Соломоново	7	0,95	30	4,3	129	3,2	50,0	408	3,16	0,49	7,0	3,8
Славка – с. Верхні Ворога	8	16	7	1	7	0,9	33	29	4,1	1,32	7,0	4,6
Жденівка – с.Розтоки	9	25	6,8	0,6	4,1	0,57	27	13,6	3,3	1,38	11	3,33
Жденівка – с. Жденівсьво	10	20	21	1	21	0,9	29	86	4,1	1,3	21	16,9
Вічка – смт.Воловець	11	18	28	0,85	23,8	0,77	35	103	4,3	1,5	32,9	18,2
Вічка – нижче впад. р. Ждмиир	12	15	30	1,1	33	0,95	33	140	4,2	1,3	27,3	20,6
Ждмиир – форелеве господарство	13	58	12,5	0,55	6,88	0,96	27	33	5,0	2,2	22,7	18,7
Свалівка – нижче с.Стройне	15	3,4	12,5	0,8	10,0	0,75	34	19	1,9	0,68	30	0,6
Дусинка – с.Дусино	16	4,3	20	0,8	16	0,75	36	34	2,1	0,75	25	1,4
Пініє – с.Солочин	17	7	35	1,49	52	1,45	38	202	3,9	1,0	23,5	13,9
Вел.Пініє – с.Плоске	18	10	20	0,85	17	0,85	37	58	3,4	1,2	23,5	5,7
Мал.Пініє – перевал “Уклін”	19	27	13	1,42	18,5	1,37	33	120	6,5	1,8	13	31,8
Матейкова – с.Чинадієве	20	11	20	0,92	18,5	0,88	36	67	3,6	1,33	21,7	7,2
Дубровиця – с.Бистриця	21	18	28	1,43	49	0,37	32	252	5,1	1,36	19,6	44,5
Візня – с.Лісарня	22	20	10,5	1,2	12,6	1,5	30	58,5	4,6	1,37	8,8	11,5
Візня – с.Верхня Візня	23	15	20	2	40	1,9	34	236	5,9	1,34	10	34,7
Обава – с.Обава	24	15	12,5	0,9	11,2	0,86	34	44	4,0	1,4	13,9	6,5
Стара – с.Гайдош	25	23	11,5	1	11,5	0,9	28	49	4,3	1,38	11,5	11,0
Стара – с.Чабанів	26	2,3	20	1,35	27	1,28	39	58,7	5,1	1,4	14,8	1,3
Полуй – с.Бобовище	27	12	28	1,43	40	1,35	30	157	3,93	1,1	19,6	18,5
Веля – с.Ангатовці	28	33	24	2	48	1,86	19	119	2,48	0,56	10,5	38,5
Солотвинський – с.Ниж.Солотвино	29	10	6	1	6	0,9	45	27	4,5	1,44	6	2,6
Цигани – с.Циганівці	30	9	14,5	0,6	9	0,54	34	22,5	2,5	1,0	24,2	2,0

Найбільш яскраво виражена бурхливість потоку у верхів'ях річок, які розташовані в умовах низькогір'я. Тут спостерігається найвиразніша концентрація потоку при рівні в брівках. В таких умовах, як правило, має місце безструктурний транспорт наносів.

Необхідно зазначити, що потужність потоку р. Латориця значно зростає до ДО 4, а потім вниз до держкордону (ДО 6) поступово зменшується. При цьому, потужність потоку, а отже його транспортувальна здатність, обумовлюють характер розвитку процесів руслоформування на фоні набутого типу русла. Зі збільшенням потужності водотоку спостерігається перехід системи «потік-русло» на більш високі рівні, зокрема безструктурного транспортування наносів (наприклад, ДО4 в створі Латориця - сан. Карпати). За даними таблиці 3 найбільша потужність потоку спостерігається на ДО 10 - 13, 24, які розміщені в гірській частині басейну Латориці.

За допомогою зв'язку $N=f(B_{pf}/h_{pf})$ можна ідентифікувати відповідний тип русла та проводити моніторингові спостереження стосовно змін процесів руслоформування.

Аналіз руслових деформацій. Руслові процеси на річках української частини суббасейну Латориці характеризуються певними специфічними особливостями. Власне, основний водотік – р. Латориця, є відображенням особливостей руслових процесів усього водозбору. Її верхів'я розташоване на низькогір'ї, в межах якого Латориця має властивості гірського потоку; середня течія простягається на передгір'ї - річка напівгірського типу; та нижня течія, що виходить на низовину, де Латориця набуває типових рис рівнинної річки. Все це охоплює весь спектр прояву руслових деформацій в різних умовах руслоформування.

В контексті оцінки вертикальних і горизонтальних руслових деформацій слід зауважити, що вони проведені лише на базі діючих гідрологічних постів в досліджуваному басейні Латориці.

Аналіз отриманих результатів засвідчив певну тенденцію щодо розвитку вертикальних руслових деформацій. Їх прояв переважно пов'язаний з донною ерозією, що виражається у поглибленні русел та пониженні абсолютних відміток ложа русла. Вказаний процес на деяких річках є своєрідним стримуючим аспектом для розвитку планових деформацій, про що свідчить аналіз досліджуваних функціональних зв'язків між морфодинамічними параметрами русел.

Вертикальні деформації коливаються в межах від 0,6 см /рік (р. Латориця-с. Підполоззя) до 3,5 см/рік (р. Латориця-м. Свалява). На їх інтенсифікацію значною мірою впливають забори алювію з русел річок (наприклад, р. Латориця біля м. Свалява). У верхів'ях річок, де русла стійкі, прояв як вертикальних, так і горизонтальних деформацій незначний.

Планові деформації у верхів'ях можуть навіть і не проявлятися (р. Віча - с. Неліпіно, р. Латориця - с. Підполоззя). У нижніх течіях річок, насамперед, у передгірській частині їх максимальна величина перевищує 0,76 м/рік. Дослідженнями підтверджено, що основні переформування русла відбуваються під час проходження руслоформуючих і руслоруйнуючих

паводків (наприклад р. Віча біля с. Зняцьово).

Типи русел річок басейну Латориці. Як зазначено в [13, 14], формування того чи іншого типу русла є завершальним етапом взаємодії активних, пасивних і проміжних чинників руслових процесів. Типізація русел річок басейну Латориці виконана з використанням класифікації річкових русел за характером руслових переформовань та їх морфологічним проявам [1,4], з використанням уявлень, запропонованих у роботі [13].

До розгляду залученні 19 річкових водних об'єктів басейну Латориці, загальна довжина яких перевищує 500 км і при цьому виділено 7 типів їх русел (рис. 1). Найбільшого розповсюдження в басейні набули гірські і передгірські *русла з розвинутими алювіальними формами*. Протяжність їх складає 35% і найбільше поширення вони мають на річках Латориця, Славка, Жденівка, Дусинка, Пініє, Велика Пініє, Обава і Візниця. Варто відмітити, що формування русел з розвинутими алювіальними формами зосереджено на висотах урізів річок в діапазоні 170–450 м. В басейновому рельєфі цей тип русла відповідає передгір'ю та низькогір'ю, де мають місце доволі широкі річкові долини і якими зайнята значна площа водозбору Верхньої Латориці.

Серед гірських типів русел значну протяжність мають *русла з нерозвинутими алювіальними формами* – 25,6% від загальної довжини русел. Найбільший їх відсоток зустрічається на річках Віча, Ждимир, Свалявка, Мала Пініє та Дубровиця. Їх розповсюдження характерне для достатньо вузьких долин, а відмітки їх урізів можуть знаходитись в діапазоні 300 – 600 м, що відповідає умовам передгір'я та низькогір'я в рельєфі басейну. Найменш розповсюдженим серед гірських типів є *поріжно-водоспадні русла*. На їх долю припадає всього ледь більше 5% від загальної протяжності русел річок басейну Латориці. Здебільшого ці русла зосереджені в верхів'ях гірських водотоків, де характерними є вузькі V – подібні долини із дуже малою звивистістю, значні похили (більше 30 %) і безструктурний транспорт наносів (як правило у вигляді великих неокатаних валунів). Вони найбільше зустрічаються на річках Ждимир, Віча, Жденівка, Мала Пініє та Матекова. Висотні відмітки урізів для цих русел починаються для річок басейну в середньому з 600 м і закінчуються на їх витоках зі значними висотами, які перевищують 1000 м.

У рельєфі басейну водозборам річок, яким притаманні поріжно-водоспадні русла, здебільшого відповідають умови низькогір'я і де-не-де середньогір'я.

Загальна оцінка типів русел гірських та передгірських річок засвідчує, що на їх долю в українській частині басейну Латориці припадає 68,9% всієї довжини досліджуваних водотоків (346 км), що складає понад 2/3 усіх річок.

Що стосується рівнинних річок, та вони представлені двома типами русел – вільно-меандруючі та каналізовані.

Найбільшу протяжність серед цих типів мають *каналізовані русла*. Їх доля складає 20,3 %. Для таких річок як Стара, Полуй, Веля, Солотвинської і Цигани каналізовані русла є найбільш розповсюдженими. Цей тип русла має антропогенне походження і виник у результаті спрямлення його ділянок середніх і нижніх течій на рівнинній частині басейну Латориці. Як правило,

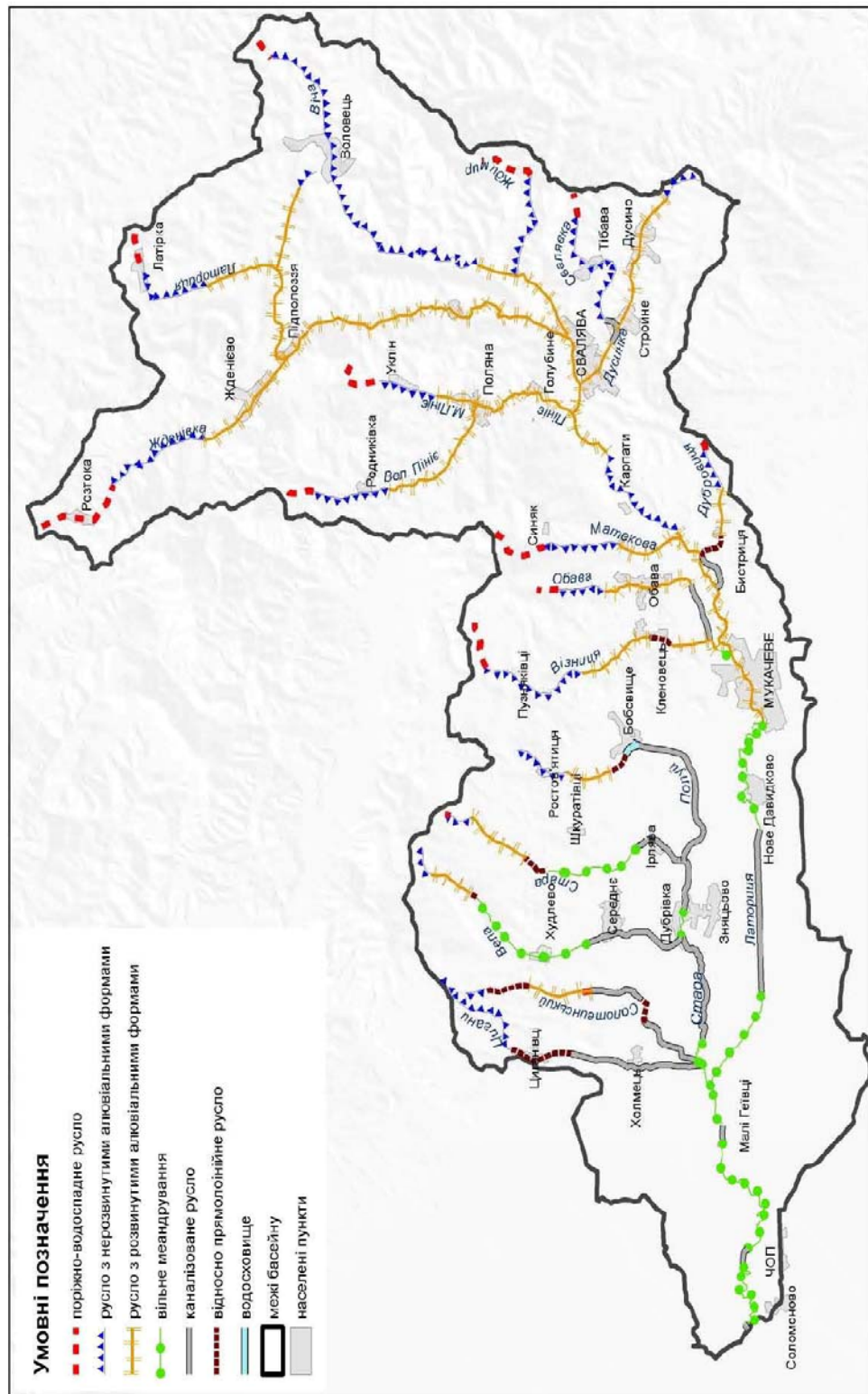


Рис. 1. Типи русел річок української частини суббасейну Лагориші

заплава на цих ділянках річок широка і одамбована, а в міждамбовому просторі знаходиться саме трапецевидної форми частково поросле водною рослинністю русло.

Природним типом русла для рівнинних річок є *вільне мандрування*. Цей тип складає 10,5% від загальної протяжності розглядуваних річок, характерний для Середньої Латориці, Візниці, Старої і Велі. Йому відповідає широка, часто одамбована заплава, на території якої меандрування на певних ділянках може обмежуватись гідротехнічними спорудами. За швидкісним режимом і похилами – це яскраво виражені рівнинні річки. Відмітки урізів цих річок не перевищують 120 м, а на водозборах їм відповідає низовинно-рівнинний рельєф.

Таким чином, на рівнинні ділянки русел річок припадає дещо більше 30% всієї довжини русел, які розглядаються. Значна частина з них характеризується штучно утвореними руслами, гідроморфологічний клас яких доволі низький

Оцінка загальної стійкості русел. Будь-яка річка з часом змінює свої обриси, а тому її загальна стійкість завжди є відносною. Значні зміни морфології русла можуть відбуватися при проходженні катастрофічних паводків на гірських, напівгірських та рівнинних річках. Оскільки катастрофічні паводки проходять досить рідко, то з урахуванням прояву властивостей самоорганізації ГДСп-р цілком правомірно виконувати просторово-часову оцінку загальної стійкості русла.

До розрахунку залучені два найбільш об'єктивних, на наш погляд, показника: ерозійний (L_o) та відносної інваріантності (M_x).

В табл. 4 наведені результати розрахунків для всіх РГМС моніторингової мережі на річках басейну Латориці.

Як слідує з таблиці 4 за показниками L_o і M_x до стійких русел відносяться ДО 1–7 (р. Латориця), ДО 8 і 9 (р. Славка і р. Жденівка), ДО 14–16 (р. Свалівка і р. Дусинка), ДО 19 (р. Мал. Пініє), ДО 21 (р. Обава), ДО 23 і 24 (р. Візниця), ДО 29 і 30 (р. Солотвинський і р. Цигани). Ці дані в таблиці 5 відмічені світло сірим кольором, що характеризує самий високий рівень стійкості ГДСп-р.

Відносно стійкими за показниками L_o і M_x можна вважати ДО 23, 25 - 27 (рр. Стара, Полуй), які помічені в таблиці білим кольором.

До нестійких русел за показниками L_o і M_x належить віднести ДО 10 -13, 17 (рр. Жденівка, Віча, Ждимир, Пініє), та 20, 22 і 28 (рр. Матекова, р. Дубровиця і Веля), які помічені сірим кольором.

Таким чином слід відмітити, що більше половини ділянок обстежень річок басейну Латориці відносяться до стійких. При цьому значні зміни на перебіг процесів руслоформування вносять обмеження в місцях мостових переходів, спрямлення русла та обвалування з вузькими водопропускними коридорами. До нестійких русел належать всього чотири ДО.

Варто зазначити, що на стійкість русел тут можуть однозначно впливати їх спрямлення, берегоукріплення та одамбування. Це, як правило, призводить до зростання їх стабільності і затухання руслових деформацій.

Таблиця 4. Результати розрахунків основних показників оцінки загальної стійкості ділянок на річках в басейні Латориці

№ ДЮ	Річка-пункт	Тип русла	Л ₀	М _х	Ступінь стійкості
1	Латориця – с. Латірка	з нерозвинутими алювіальними формами	0,96	0,5	стійке
2	Латориця – с. Підполоззя	з розвинутими алювіальними формами	20,7	0,44	стійке
3	Латориця – с. Ганьковиця	з розвинутими алювіальними формами	18,9	0,6	стійке
4	Латориця – сан. Карпати	з розвинутими алювіальними формами	34,9	0,51	стійке
5	Латориця – с. Нове/Давидково	вільне меандрування	8,6	0,52	стійке
6	Латориця – с. МаліГейці	вільне меандрування	0,1	1,0	стійке
7	Латориця - с. Соломоново	вільне меандрування	0,1	0,9	стійке
8	Славка – с. Верхні Ворота	з нерозвинутими алювіальними формами	2,85	0,46	стійке
9	Жденівка – с. Розтоки	з нерозвинутими алювіальними формами	7,9	0,4	стійке
10	Жденівка – с. Жденієво	з нерозвинутими алювіальними формами	3,6	0,52	нестійке
11	Віча – смт. Воловець	з нерозвинутими алювіальними формами	3,85	0,34	нестійке
12	Віча – нижче впадіння р. Ждимир	з розвинутими алювіальними формами	6,8	0,39	нестійке
13	Ждимир – форелеве господарство	з нерозвинутими алювіальними формами	2,5	0,32	нестійке
14	Свалявка – с. Стройне	з нерозвинутими алювіальними формами	7,7	0,50	нестійке
15	Свалявка – нижче с. Стройне	з нерозвинутими алювіальними формами	9,8	0,54	нестійке
16	Дусинка – с. Дусино	з розвинутими алювіальними формами	13,6	0,52	стійке
17	Пініє – с. Солочин	з розвинутими алювіальними формами	9,1	0,45	нестійке
18	Велика Пініє – перевал Уклін	з нерозвинутими алювіальними формами	6,9	0,42	відносно стійке
19	Мала Пініє – перевал Уклін	з нерозвинутими алювіальними формами	0,57	0,44	відносно стійке
20	Матєкова – с. Чинадієве	з розвинутими алювіальними формами	4,0	0,42	нестійке
21	Дубровиця – с. Бистриця	з розвинутими алювіальними формами	2,56	0,37	нестійке
22	Візниця – с. Лісарня	з нерозвинутими алювіальними формами	0,66	0,50	відносно стійке
23	Візниця – с. Кленовець	з розвинутими алювіальними формами	4,5	0,49	стійке
24	Обава – с. Обава	з розвинутими алювіальними формами	0,6	0,45	стійке
26	Стара – с. Чабанів	каналізоване	1,8	0,66	стійке
27	Полуй – с. Бобовище	каналізоване	3,8	0,44	відносно стійке
28	Вела – с. Ангальовці	каналізоване	0,6	0,36	нестійке
29	Солотвинський – с. Н. Солотвино	відносно прямолінійне	0,08	0,53	стійке
30	Цигани – с. Циганівці	каналізоване	20,3	0,73	стійке

Висновки. За особливостями прояву процесів руслоформування в басейні Латориці виділяються три типи річкових русел: гірські, передгірські та рівнинні. Запропонована в роботі методика досліджень дозволяє комплексно оцінити перебіг руслових процесів річок вказаного басейну. Для кожного з типів річок апробовані і рекомендовані підходи щодо визначення руслоформуючих витрат води, оцінки гранулометричного складу та транспорту наносів. Виконана типізація русел річок дозволила виділити 7 основних типів їх русел. Найбільша протяжність притаманна руслам з розвинутими алювіальними формами і складає 35% від загальної довжини розглянутих річок. Найменш розповсюдженими серед гірських типів є поріжно-водоспадні русла (біля 5% від загальної протяжності). Характер прояву руслових деформацій в цілому підпорядковується класичній загальній схемі – досить стійке врізане русло річки з активним транспортом наносів у верхній течії (гірська ділянка); слабо стійке розгалужене русло в середній течії з переважанням акумуляції при транспортуванні наносів (передгірська ділянка); відносно стійке меандруюче русло з переважанням акумуляції наносів в нижній течії (рівнинна ділянка).

Список літератури

1. *Маккавеев Н.И.* Русловые процессы. / Н.И. Маккавеев, Р.С. Чалов. – М.: Изд-во МГУ, 1986. – 264 с.
2. *Ободовський О.Г.* Руслоформуючі витрати та класифікація паводків на гірських річках / О.Г. Ободовський, В.В. Онищук, О.С. Коноваленко // Вісник КНУ ім. Т. Шевченка. Сер. Географія. – 2002. – Вип.48. – С. 42-47.
3. Роль транспорту наносів при оцінці гідроморфологічного стану гірських річок (на прикладі річок басейну Латориці) / [О.Г. Ободовський, В.В. Онищук, З.В. Розлач, О.С. Коноваленко] // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 23. – С. 18-33.
4. *Чалов Р.С.* Русловедение: теория, география, практика. Т. 1: Русловые процессы: факторы, механизмы, формы проявления и условия формирования речных русел / Р.С. Чалов. – М.: ЛКИ, 2008. – 608 с.
5. *Розлач З.В.* Оцінка вертикальних руслових деформацій річок басейну Верхнього та Середнього Дністра на основі аналізу кривих витрат води / З.В. Розлач // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 12. – С. 122–131.
6. *Коноваленко О.С.* Аналіз інтенсивності горизонтальних руслових деформацій на гірських річках Закарпаття / О.С. Коноваленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 153–158.
7. *Лохтин В.М.* О механизме речного русла / В.М. Лохтин – Казань, 1895. – 76 с.
8. *Гришанин К.В.* Устойчивость русел рек и каналов / К.В. Гришанин – Л.: Гидрометеиздат, 1974. – 144 с.
9. *Карасев И.Ф.* Русловые процессы при переброске стока / И.Ф. Карасев – Л.: Гидрометеиздат, 1975. – 272 с.
10. *Ободовський О.Г.* Гідролого-екологічна оцінка руслових процесів (на прикладі річок України) / О.Г. Ободовський. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 274 с.
11. *Талмаза В.Д.* Гидроморфометрические характеристики горных рек./ В.Д. Талмаза, А.Н. Крошкин – Фрунзе: Киргизстан, 1968. – 204 с.
12. *Иваненко Ю.Г.* Обобщенное уравнение транспортирования потоком руслоформирующих наносов / Ю.Г. Иваненко // Гидротехника и мелиорация. – 1986. – №12. – С.22-23.
13. *Ободовський О.* Обґрунтування оптимальних управлінських рішень для протипаводкового захисту урбанізованих заплавлених територій в басейні р. Латориця / О. Ободовський, В. Онищук, Р. Федів // Водне господарство України. – 2009. – № 4. – С. 17-24.
14. Руслові процеси річки Лімниця / [О.Г. Ободовський, В.В. Онищук, В.В. Гребін та ін.]. – К.: Ніка-Центр, 2010. – 256 с.

Особливості розвитку процесів руслоформування річок басейну Латориці

Ободовський О.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Онищук В.В.

Проведене дослідження процесів руслоформування на річках басейну Латориці.

Виконані детальні дослідження оцінки гранулометричного складу наносів, обрані методики визначення руслоформуєчих витрат води для гірських і рівнинних річок басейну, розкриті особливості розвитку процесів руслоформування, встановлені темпи вертикальних та горизонтальних руслових деформацій, визначені та описані типи русел річок басейну та їх стійкість.

Ключові слова: руслоформуєчі витрати води, гранулометричний склад алювію, процеси руслоформування, стійкість русла.

Особенности развития процессов руслоформирования рек бассейна Латорицы

Ободовский А.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Онищук В.В.

Проведено исследование процессов руслоформирования на реках бассейна Латорицы. Для рек бассейна выполнен детальный анализ оценки гранулометрического состава наносов, выбраны и рекомендованы методики для определения руслоформирующих расходов воды для горных и равнинных рек бассейна, раскрыты особенности развития процессов руслоформирования, определены темпы вертикальных и горизонтальных русловых деформаций, типизированы русла рек и определена их устойчивость.

Ключевые слова: руслоформирующие расходы воды, гранулометрический состав наносов, процессы руслоформирования, устойчивость русла.

The features of the river channel evolution of Latorica basin

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

The research of river channel processes of Latorica basin was conducted. The detail sediments analyses and assessment of based on the results of grain size estimation and corresponding morphological structures were executed. The methodic approaches for mountain and plane river were approbated. The rates of horizontal and vertical deformation were calculated, the river types are determined and river channel stability was assessesmend.

Keywords: grain size, river channel processes, channel stability.

Надійшла до редколегії 17.01.12

УДК 556.166.4+551.577.21

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ВЕСНЯНОГО СТОКУ ДНІПРА ТА МОДЕЛЮВАННЯ ЗОНИ ЗАТОПЛЕННЯ У МЕЖАХ м. КИЄВА НА ОСНОВІ СУЧАСНОЇ ГІДРОЛОГО-ГІДРАВЛІЧНОЇ МОДЕЛІ

Бойко В.М.¹, Євдін Є.О.², Железняк М.Й.², Коломієць П.С.², Іщук О.О.³

¹ Український гідрометеорологічний центр МНС України, м. Київ

² Інститут проблем математичних машин і систем НАН України, м. Київ

³ Центр ГІС Аналітик, м. Київ

Ключові слова: водопілля, паводок, максимальна витрата, зона затоплення, гідролого-гідравлічна модель, прогноз зони затоплення

Актуальність питання. Багатопланове використання ресурсів річки Дніпро вимагає сучасного наукового обґрунтування при складанні прогнозів водності та встановленні режимів роботи дніпровських водосховищ, а також при оцінюванні впливу вибраних режимів на заплавні території,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

життєдіяльність населення, особливо під час пропуску максимальних витрат весняного водопілля.

Режими роботи дніпровських водосховищ визначаються Міжвідомчою Комісією при Держводагентстві України згідно з Правилами їх експлуатації [1]. В основу покладаються гідрологічні прогнози припливу води на різні проміжки часу (добу, декаду, місяць, квартал, водопілля), серед яких найбільш важливими є прогнози характеристик весняного стоку.

У загальному об'ємі весняного припливу до каскаду дніпровських водосховищ (в середньому це 30 км³) 80-90% складає стік Прип'яті, Сожу, Верхнього Дніпра і Десни. Гідрографи весняного стоку цих річок формують природний гідрограф Дніпра у створі м. Києва, визначають необхідний об'єм передповеневого спрацювання і порядок наповнення каскаду до проектних позначок, пропуск максимальних витрат у найбільш раціональному і безпечному режимі тощо.

Найбільш складним і відповідальним є прогнозування припливу до каскаду в разі загрози формування вищого і значно вищого за середнє водопілля і розрахунок розповсюдження хвилі високої повені через каскад водосховищ, зокрема, через річкову ділянку Канівського водосховища у межах м. Києва, що потребує прогнозування зони затоплення. У розвинених країнах в останні десятиріччя, як сучасний інструментарій прогнозування зон затоплень, впроваджуються комп'ютерні коди, які базуються на чисельному розв'язанні двовимірних рівнянь мілкої води з використанням деталізованої ГІС інформації про топографію берегової зони і батиметрії річки.

Найбільш відомими обчислювальними кодами такого типу є ADCIRC (США), Mike-21 (Данія), Delft-Flood (Нідерланди).

У даній статті представлено досвід впровадження сучасної моделі вказаного типу для прогнозування зон затоплень під час водопілля 2010 р., а також проаналізовані особливості формування водопілля на Дніпрі у м. Києві.

Особливості формування максимальних витрат Дніпра у м. Києві. Найбільш високі водопілля на Дніпрі у Києві формуються в разі співпадіння строків надходження максимумів припливу від Верхнього Дніпра, Прип'яті і Десни до створу міста, що спостерігалось у 1931, 1970, 1979 рр. (табл.1).

З даних табл.1 видно, що у 1931 р. максимальна витрата води у м. Києві могла б бути ще більшою, оскільки не у всіх створах того року відмічалися найбільші з зафіксованих у багаторічному розрізі витрати води. Зазначимо, що в останні десятиліття характерними стали значно віддалені у часі строки початку сніготанення в різних частинах басейну Дніпра. Також, внаслідок потепління зимового періоду, зменшуються сумарні снігозапаси. Так, норма максимуму запасів води у сніговому покриві в середньому по басейну Дніпра до Києва за останні 20 років зменшилася на 5 мм – від 60 до 55 мм. Ці обставини є факторами зниження ризику одночасного формування і надходження високих максимумів по В.Дніпру, Десні, Прип'яті до міста. Але це не знімає з порядку денного необхідність якісного прогнозування весняного стоку й удосконалення способів оцінки його наслідків.

Таблиця 1. Максимальні витрати водопілля ($\text{м}^3/\text{с}$) і строки їх проходження у замикальних створах В.Дніпра, Сожу, Прип'яті і Десни в окремі роки

Річка-пост Рік	Верхній Дніпро - с. Річиця	Сож - м. Гомель	Прип'ять - м. Мозир	Десна - м. Чернігів	Дніпро - м. Київ
1931	6430	6600	3840	7940	23100
	29.04	27.04	23.04	29.04	02.05
1970	3300	5170	4140	8000	18500
	15.04	15.04	08.04	19.04	20.04
1979	2080	2250	4310	2460	10500
	10.04	07.04	08.04	16.04	13.04
1994	1520	1840	1790	2040	5470
	16.04	15.04	27.03	26.04	26.04
1999	1640	1270	3270	1160	5360
	12.04	14.04	29.03	06.05	20.04
2004	1760	2040	1140	945	5230
	04.04	03.04	12.04	22.04	15.04
2010	1900	1440	1700	870	5130
	10.04	10.04	06. 04	12.05	17.04

Аналіз умов формування весняного стоку Верхнього Дніпра, Прип'яті, Десни за період з 1964 р. (з часу введення в експлуатацію Київського водосховища) показує, що не у всіх роках з накопиченими великими снігозапасами спостерігалось високе водопілля. Безумовно, значні снігові запаси є дуже важливим фактором формування високих весняних максимумів. Але не менш важливими є показники стану поверхні водозборів і метеорологічні умови періоду сніготанення, які визначають інтенсивність водоутворення і водовіддачі. За період з 1964 р. при значних снігозаписах тільки у 1970 і 1979 рр. у Києві спостерігалось високе водопілля; воно формувалося майже одночасним надходженням високих піків по В.Дніпру, Десні, Прип'яті; у 7-ми випадках (1966, 1967, 1971, 1994, 1999, 2004, 2010 рр.) максимумами водопілля були близькими до норми; у решті ж років - були меншими за неї, що видно з графіку, представленого на рис. 1.

У 21-ій з 47-ми проаналізованих зим максимум снігозапасів перевищував середній за багаторіччя, причому у 1967, 1968, 1985, 1987, 2005 рр. – у 1,5-2 рази. Максимальні витрати водопілля ж у ці роки було або близькі до норми, або ж нижчим за неї, що свідчить про значний вплив інших чинників водопілля.

Аналіз окремих весняних водопіль. Як видно з рис.1, для багаторічного ходу максимальних снігозапасів характерна значна часова змінність, а для максимальних витрат - стійка тенденція їх зменшення. Представлені дані показують, що хибними є уявлення про однозначний зв'язок між великими снігозапасами і високими піками водопілля.

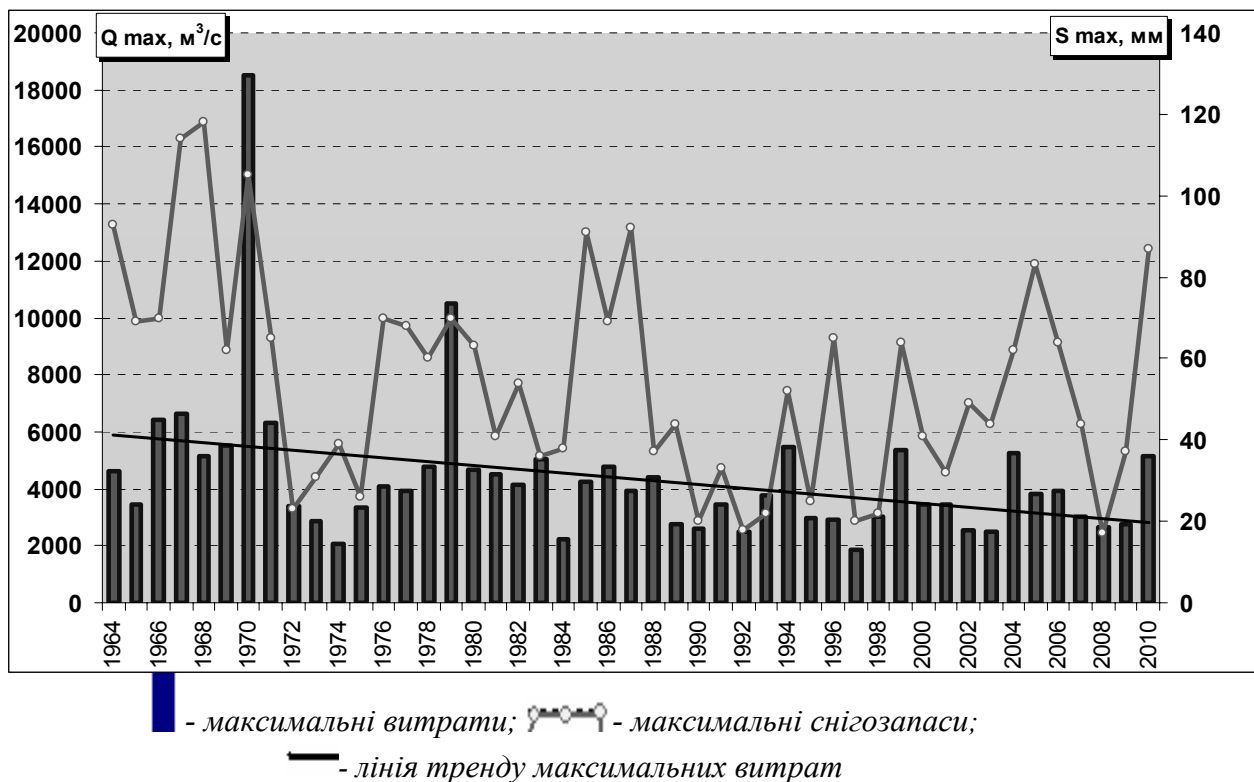


Рис. 1. Сумісний графік максимальних витрат весняного водопілля ($Q_{\max}$) на р.Дніпро у створі поста Київ та максимальних запасів води у сніговому покриву ($S_{\max}$) у басейні Дніпра вище м. Києва за період 1964 – 2010 рр.

Доречно згадати, що у 2010 р. питання оцінки розмірів і наслідків водопілля на Дніпрі набули широкого соціального резонансу, хоча УкрГМЦ не прогнозував дуже високого весняного стоку. У лютому - березні 2010 р. на етапі підготовки до пропуску повеневих вод через дніпровський каскад було чимало заяв відповідальних осіб, представників екологічних організацій, виступів у ЗМІ щодо загрози дуже високого водопілля (аналогічного 1970, 1979 рр.), затоплення житлових кварталів і будинків у м. Києві. Дійсно, взимку 2009-10 рр. у басейні Дніпра накопичилися значні запаси снігу, які за абсолютними значеннями були близькими до сформованих у 1979 р. і в середньому дорівнювали 87 мм (160% норми). Але підстильна поверхня характеризувалася високою водопоглинальною здатністю, сніготанення відбулося швидко, при інтенсивному наростанні тепла і дефіциті опадів. Невисоким у 2010 р. прогнозувався максимум водопілля на Десні (що відбулося фактично, табл.1). Такі гідрометеорологічні особливості зумовили формування близької до середньої максимальної витрати Дніпра у Києві, яка була майже втричі меншою за максимум 1970 р. і удвічі меншою, ніж у 1979 р. (табл. 1). Прогнозами УкрГМЦ максимум у створі Києва передбачався значно нижчим за ці високі водопілля: прогнозом від 5 березня 2010 р. він очікувався 5500-7500 м³/с, уточненим від 31 березня (після оцінки умов сніготанення) – 5000-6000 м³/с [2].

Водопілля 1970 р. було екстремально високим, з максимумом у створі м. Києва 18 500 м³/с, який формувався майже одночасним проходженням високих

вод по В.Дніпру, Десні і Прип'яті. Він був близьким до 1% - вої забезпеченості і майже втричі перевищив норму. Високе водопілля визначалося значними, рівномірно розподіленими по всій території басейну снігозапасами з максимумом 105 мм (175% його норми), глибоким рівномірним промерзанням ґрунту (до 1 м), значними опадами у період сніготанення (40-60 мм). Головний внесок у величину максимуму у створі Києва дала водність Десни з максимумом у створі м. Чернігів $8000 \text{ м}^3/\text{с}$ (це була друга витрата у багаторічному ряді з 1884 р.) при нормі $1910 \text{ м}^3/\text{с}$.

Схожими з 1970 р. були умови 1979 р.: за факторами підстильної поверхні, снігонакопиченням і чинниками танення. Танення вищих за норму снігозапасів (70-85 мм) відбувалося зі значними опадами (50 - 60 мм). Пік у створі м. Києва визначався дуже високим водопіллям на Прип'яті з максимальною витратою у створі Мозиря $4310 \text{ м}^3/\text{с}$ (це була третя витрата за ряд спостережень з 1881 р.) і її одночасним проходженням з максимумом Верхнього Дніпра.

Отже, дуже високі водопілля 1970, 1979 рр. сформувалися внаслідок одночасного поєднання близьких до граничних значень основних чинників весняного стоку (великі снігозапаси, низька водопоглинальна здатність водозборів, значні рідкі опади періоду сніготанення).

У 1985, 1987 рр. максимальні снігозапаси (91-92 мм) були близькими до сформованих у 2010 р., але у басейні Прип'яті вони були удвічі меншими за решту водозборів. Ґрунт промерзав до глибини 60-80 см. У період сніготанення 1985 р. випало близько 20 мм опадів, у 1987 р. - 10 мм. В обох цих роках пік по Дніпру і Прип'яті пройшов майже на 2 тижні раніше за деснянський, що у поєднанні з умовами танення визначило менші за середні максимальні витрати води у Києві.

У 2004 р., як і в 2010 р., відмічалось незначне промерзання добре зволоженого ґрунту. Танення вищих за середні снігозапасів (вони змінювалися від 52 мм у басейні Прип'яті до 93-97 мм - В.Дніпра і Сожу) проходило інтенсивно з опадами (за період сніготанення випало 30-45 мм). Високі витрати води у замикальних створах В.Дніпра і Сожу пройшли на 10-14 діб раніше за невисокий максимум Десни, тому пік водопілля на Дніпрі у Києві виявився близьким до норми.

Система прогнозування максимальних витрат водопілля. Оцінювання можливих розмірів водопілля Дніпра у створі м. Києва передбачає глибокий всебічний аналіз гідрометеорологічних чинників стоку, що формуються упродовж осінньо-зимового періоду на водозбірній площі 328 тис. км^2 , та моделювання процесів змінювання стану підстильної поверхні, сніготанення і весняного стоку. Гідрометеорологічні параметри на дати складання прогнозів (20, 25 лютого, 5 березня) достатньо точно встановлюються за результатами фактичних спостережень. Можливий перебіг процесів сніготанення і весняного стоку оцінюється для декількох сценаріїв погодних умов на період дії прогнозу (він досягає 90-100 діб). Прогноз максимальної витрати водопілля Дніпра у м. Києві складається УкрГМЦ для створу гідрологічного поста Київ, він є результатом послідовних розрахунків елементів весняного стоку В.

Дніпра, Сожу, Прип'яті і Десни за прогностичними методиками водно-балансового типу з елементами боксових моделей [3]. Максимальний рівень у створі поста Київ прогнозується за його залежністю від витрати води і не поширюється на всю ділянку Дніпра у столиці. Оцінки розповсюдження паводкової хвилі по ширині й довжині потоку можна виконати лише застосувавши сучасні моделі, які описують процеси переміщення і трансформації водних мас з урахуванням сучасної топографії заплави, морфометрії русла, наявності інженерних структур у руслі і на заплаві.

Структура гідралічної моделі. У період підготовки до пропуску весняного водопілля 2010 р. групою фахівців Інституту проблем математичних машин і систем НАН України (ІПММС НАНУ), Центру ГІС Аналітик була розроблена система моделювання зон затоплення паводковими водами територій м. Києва з використанням інформації УкрГМЦ і Держводагентства України.

Для моделювання зон затоплення ІПММС НАНУ використав власні моделі: одновимірну модель RIVTOX, засновану на рівняннях Сен-Венана, та двовимірну модель COASTOX-UN [4]. Модель RIVTOX моделює середні за перерізом швидкості потоку та середній за перерізом рівень води (аналогічна найбільш відома західна модель - MIKE11). Модель COASTOX-UN моделює карти розподілу рівнів води і швидкостей потоку на основі чисельного розв'язання рівнянь мілкої води методом кінцевих об'ємів на неструктурованій трикутній розрахунковій сітці із використанням схеми типу Годунова. Проведене тестування COASTOX-UN при її впровадженні у різних країнах (США, Південна Корея, Сінгапур) показало її переваги над аналогами – MIKE 21 та ADCIRC, а саме, більш високу обчислювальну ефективність і більш стійкий розрахунок динаміки затоплення й осушення прибережних територій з формуванням багатозв'язаних областей затоплень.

В якості вхідної інформації для моделі була створена актуальна електронна карта рельєфу дна і берегів Дніпра від Київської ГЕС до с. Плюти з урахуванням наливних територій і нових дамб (рис.2). Модель використовує неструктуровану сітку з трикутними елементами, що не перетинаються (рис.2-б). Для кожного елемента значення трьох змінних, в яких розв'язуються рівняння (глибина води і дві горизонтальні компоненти швидкості течії), задаються в його центрі (медіані трикутника). При цьому змінні, що описують дно, задаються у вершинах трикутників. Неструктуровані сітки дозволяють проводити її згущення там, де необхідно і, за рахунок цього, деталізовано описувати зони великих градієнтів швидкості течії (річкові русла, тераси річкових заплав).

Розроблена система на основі моделювання розповсюдження повеневих вод над реальним рельєфом дозволяє оцінювати рівні води на всьому протязі Дніпра у м. Києві та приміській зоні, отримати науково-обґрунтовані карти затоплення з переліком об'єктів, вулиць, ділянок та можливим шаром затоплення.

Такі відомості про зону затоплення є важливими для планування і прийняття управлінських, запобіжних заходів з мінімізації ризиків і збитків.

Модель має зручний в користуванні інтерфейс, підсистему візуалізації і оцінки зони затоплення з ГІС-модулем картографічного представлення результатів на базі платформи ArcGIS 10 для інтерактивного відображення затоплених територій та динаміки розповсюдження повеневої хвилі, а також значень змодельованих величин у заданих контрольних точках.

На основі розрахованих рівнів води та використовуючи детальну електронну карту рельєфу дна і берегів, а також векторну карту границь населених пунктів, районів, вулиць, автошляхів тощо система проводить просторовий аналіз і видає список затоплених об'єктів, процентну частину затоплення об'єкта, глибину та тривалість затоплення.

Розроблена гідролого-гідродинамічна модель тестувалася за фактичними даними про рівні і витрати водопілля 2004 р. На початку березня 2010 р. були виконані прогнозні розрахунки для двох сценаріїв водності річок вище м. Києва:

- моделювання за витратами води років-аналогів, вибраних УкрГМЦ (для Прип'яті, Ужа і Тетерева - аналог 1999 р., Верхнього Дніпра - 2004 р., Десни - 1994 р.), як найбільш ризикованого сценарію перебігу водопілля 2010 р.;
- моделювання за витратами води 1979 р. для всіх річок з метою оцінки можливої зони затоплення в умовах сучасної орографії заплави і морфометрії русла.

Головним висновком виконаного моделювання було те, що рівні і витрати води у 2010 р. будуть суттєво нижчими за відмічені під час водопілля 1979 р. Для ймовірного сценарію (за роками-аналогами) максимальна витрата у Києві могла становити близько $7000 \text{ м}^3/\text{сек}$, що значно нижче за 1970 і 1979 рр. і підтверджувало прогноз УкрГМЦ. Фактичний перебіг водопілля на Дніпрі у межах Києва у 2010 р. повністю підтвердив результати оперативного моделювання.

На рис.3 представлено карту можливого затоплення у м. Києві в період водопілля 2012 р., обчислену для рівня Канівського водосховища 91,5 м БС при прогнозованій УкрГМЦ максимальній витраті $3800 \text{ м}^3/\text{с}$. На цій же карті рожевим кольором показано, якою при сучасній топографії міста і стану річки була б зона затоплення у столиці в разі формування екстремально високого водопілля з таким ж максимальними витратами, які відмічалися у 1931 р.

Висновки. Аналіз багаторічних фактичних гідрометеорологічних чинників весняного стоку Дніпра і його основних приток показав, що дуже високі максимуми водопілля на Дніпрі у Києві відмічалися в роки з одночасним їх формуванням на основних річках та поєднанням близьких до граничних значень основних чинників водопілля на всіх водозборах. Оцінка ризиків і уразливості територій, об'єктів в умовах сучасних антропогенних змін заплави, русла, берегової зони повинна базуватися на сучасних гідролого-гідродинамічних моделях, зразок якої розроблено для м. Києва. Впроваджена в УкрГМЦ програмно-моделююча система дозволяє отримати науково-обґрунтовані карти затоплень Києва на основі моделювання динаміки повеневих вод над реальним рельєфом з деталізацією повздовжніх та

поперечних ухилів вільної поверхні. Ця система поєднує в одній програмній оболонці електронні карти топографії, глибин і відміток дамб; сучасну двовимірну чисельну модель річкової гідравліки та сценарії прогнозу гідрографу стоку за балансовими моделями.

Розроблена система дозволяє виконати розрахунки для різних режимів скидів води з Київського водосховища, для різних відміток водної поверхні Канівського водосховища, що може бути використано при розробці режимів роботи ГЕС для найбільш безпечного і раціонального пропуску повеневих вод. Розрахунки потенційних зон затоплення можуть і повинні бути використані при плануванні та виконанні містобудівних, гідротехнічних, інших робіт у м. Києві і приміській зоні, а також на інших ділянках Дніпра і річках України, для яких можливе впровадження подібних моделей за умови їх наповнення відповідними топографічними і гідрографічними даними.

Список літератури

1. Правила експлуатації водосховищ дніпровського каскаду – К. : УкрНДІВЕП, 2003. – 175 с. 2. Гідрометеорологічні умови формування та розвитку весняного водопілля 2010 р. на Дніпрі та його головних притоках. – Технічний звіт. – К.: Український Гідрометцентр, 2011. – 75 с. 3. Разработать метод долгосрочного прогноза весеннего стока рек бассейна Верхнего Днепра, формирующих приток воды в Киевское и Каневское водохранилища: Отчет о НИР / УкрНИГМИ. – 1988. – 110 с. 4. Коломієць П.С. Двовимірна модель мілкої води на неструктурованих сітках / Коломієць П.С., Ківва С.Л., Железняк М.Й. // Тези конференції Математичне та імітаційне моделювання систем МОДС 2008 ; ПММС НАНУ. – К., 2008. – С. 48-51.

Особливості формування весняного стоку Дніпра та моделювання зон затоплення у межах м. Києва на основі сучасної гідролого-гідравлічної моделі

Бойко В.М., Євдін Є.О², Железняк М.Й., Коломієць П.С., Іщук О.О.

Проведено аналіз умов та особливостей формування максимальних витрат води водопілля на р. Дніпро у Києві за багаторічний період. Представлена система прогнозного картографування зон затоплення заплави Дніпра в районі Києва у період високих вод. Динаміка водного потоку в районі Києва розраховувалася чисельною двовимірною моделлю річкової гідравліки, що ґрунтується на рішенні рівнянь «мілкої» води методом кінцевих об'ємів на неструктурованій трикутній сітці.

Ключові слова: водопілля, паводок, максимальна витрата, зона затоплення, гідролого-гідравлічна модель, прогноз зони затоплення.

Особенности формирования весеннего стока Днепра и моделирование зон затоплений в пределах г. Киев на основе современной гидролого-гидравлической модели

Бойко В.М., Евдин Е.О., Железняк М.И., Коломиец П.С., Ищук А.О.

Проведен анализ условий и особенностей формирования максимальных расходов половодья на Днепре в Киеве за многолетний период. Представлена система прогностического картографирования зон затопления поймы Днепра в районе г. Киева в период высоких вод. Динамика водного потока в районе Киева рассчитывается численной двумерной моделью речной гидравлики, основанной на решении уравнений мелкой воды методом конечных объемов на неструктурированной треугольной сетке.

Ключевые слова: половодье, паводок, максимальный расход, зона затопления, гидролого-гидравлическая модель, прогноз зоны затопления.

Peculiarities of spring runoff formation of the Dnieper River and modeling of flood zones within the city of Kiev on the basis of modern hydrological and hydraulic model

Boyko V., Ievdin I., Zheleznyak M., Kolomiets P., Ischuk O.

The analysis of the conditions and characteristics of the formation of maximum floods on the Dnieper River at Kiev is provided for the long term period. The system of predictive mapping of zones of inundation of the floodplain of the Dnieper river at Kiev is overviewed. The dynamics of water flow in the Kiev area is calculated by the numerical two-dimensional model of river hydraulics, based on the solution of the shallow water equations by finite volume method on unstructured triangular grid.

Keywords: spring flood, flood, peak discharge, flooded area, hydrological- hydraulic model, forecast of flooded area.

Надійшла до редколегії 15.03.12

УДК 556.537

Гайдай Ю. М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

**ОЦІНКА СУЧАСНОЇ МЕРЕЖІ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА СТОКОМ
НАНОСІВ НА РІЧКАХ УКРАЇНИ**

Ключові слова: моніторингова мережа, гідрологічні пости, стік наносів, гранулометричний склад, донні відклади, завислі наноси

Актуальність. Збір та коректне узагальнення інформації є запорукою об'єктивної обґрунтованої подальшої роботи, що дає змогу вирішення як наукових, так і практичних завдань. Не оминає це питання і гідрологічну інформацію, яка зібрана за даними гідрологічних постів. Для швидкої та надійної її обробки, насамперед, потрібно створити узагальнюючу базу даних, що і є першим етапом дослідження цього питання.

Постановка задачі та послідовність її виконання. Основною задачею роботи є створення цифрової бази даних гідрологічної інформації для подальшої оцінки стоку наносів за відповідні періоди часу. Важливим в цьому контексті є групування та упорядкування даних для подальшого зручного їх використання.

З загальної кількості існуючих гідрологічних постів зроблена вибірка витратних постів із репрезентативним рядом спостережень, починаючи з 1945-47 років по теперішній час. На першому етапі роботи зроблена оцінка моніторингової мережі витратних постів, а саме вибирались ті пости, на яких проводяться вимірювання гранулометричного складу та стоку наносів. За басейновим принципом оцінювалась ситуація стосовно кількості гідрологічних стокових постів для річок України. Враховувалась щільність їх розміщення за допомогою співвідношення площі водозбору до кількості розташування постів на даній площі. Крім того, складались співвідношення та

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

аналізувалась щільність розташування постів у залежності від їх середньої висоти водозбору та оцінювалась частка постів, розташованих на гірських, передгірських та рівнинних річках. Рівнинним відповідали річки, середня висота водозбору яких складає менше 200 м абс., передгірським – від 200 м до 500 м, гірським – від 500 м і більше. Був обрахований відсоток площ водозборів рівнинних, передгірських, гірських типів річок відносно площі річок та території України.

Отримані результати. Розглядаючи зміну чисельності постів роках, можна побачити незворотній процес - зменшення їх кількості на річках України. У 60-тих роках мережа гідрологічних постів була кількісно більшою і відповідно дозволяла проводити широке дослідження стоку наносів. У 1980 роках працювало 204 пости – це найбільша кількість діючих витратних постів за останні 36 років (з 1975 по 2011 рік) (рис.1).

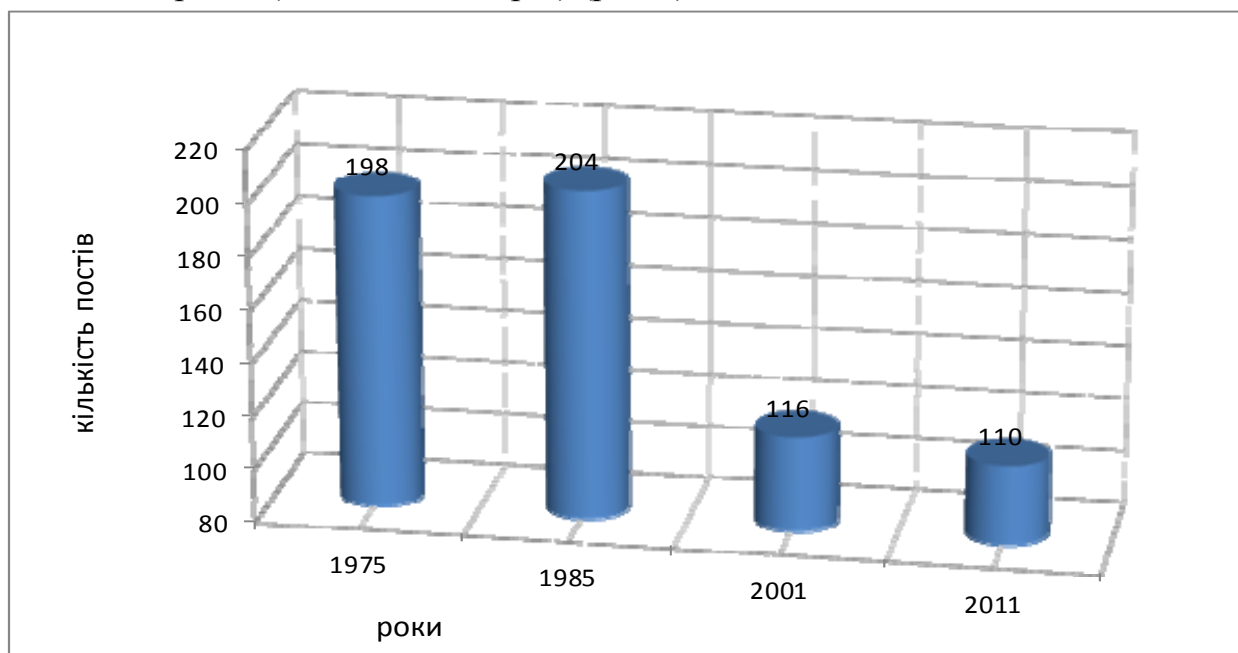


Рис. 1. Динаміка кількості діючих витратних постів за роками

Порівнюючи ситуацію з тою, що була в 1985 році, бачимо скорочення витратних постів майже в два рази. Встановлено, що станом на 2011 рік гідрологічна мережа України налічує 375 пости, з яких 110 витратних (рис.1).

По території України з 80 років минулого століття на річках були закриті 12 пунктів спостережень, а саме: у басейні Дністра та річках Криму - 2 пости, басейну Дніпра - 4, басейну Дунаю – 3 та малих річок північного Причорномор'я – 1 пост. З 2002 року моніторингова мережа скоротилась ще на 6 витратних постів. Нажаль, на теперішній час при наявності 110 витратних постів можна виділити лише 92 репрезентативних, на яких ведуться комплексні спостереження за русловими відкладами та інформація про які є доступною та публікується у довідникових матеріалах [1-3]. Так, наприклад, гідрологічний пост на р. Тересія біля с.Колочава хоча і має клас витратного, проте на ньому відповідні спостереження ведуться вкрай рідко. Такі спостереження не можна назвати репрезентативними і не доцільно на них спиратися при розрахунках.

Порівнюючи моніторингову мережу України з іншими сусідніми країнами маємо невтішний результат. Наприклад, Словаччина з площею 49 035 км² має 424 гідрологічні пости з них 263 – автоматизовані [4]. Україна площею в 12 разів більше, а має лише 375 гідрологічні пости і з них близько 50 автоматизовані.

Просторово-часове переформування моніторингової мережі відбувалось по-різному. Ряд гідрологічних постів проходив етап від надання їм іншого розряду до закриття. Так з 1985 по 2001 роки, можна засвідчити, що 88 витратних постів переведені в інший розряд – з витратних у рівневі.

Крім того, змінювалась часова динаміка гідрологічних спостережень у басейнах найбільших річок України. Встановлено, що у період з 1985 по 2011 рік кількість постів, за якими ведуться спостереження за стоком наносів зменшилась як в цілому по Україні, так і по басейнах окремих річок. Так на річках Дніпра їх налічується– 23 (42)*, Дністра - 7 (33)*, Південного Бугу- 3(11)*, Західного Бугу 2(3)*, Сіверського Дінця -8 (13)*, Приазов'я – 7 (12)*, Дунаю – 9 (25)*, Криму -10(22)*, Північного Причорномор'я -1 (1)* (* в дужках кількість діючих постів до скорочення у 1985-2011роках). Більш детальна оцінка кількості постів засвідчила скорочення моніторингової мережі на 23 витратні пости у 1998 році.

Значне зменшення кількості постів відбулося у 1988 на 8, а також у 1995 на 15, відповідно. В подальшому спостерігається зменшення постів не менше, ніж на 1 пункт спостережень за витратами та гранулометричним складом наносів (рис.2).

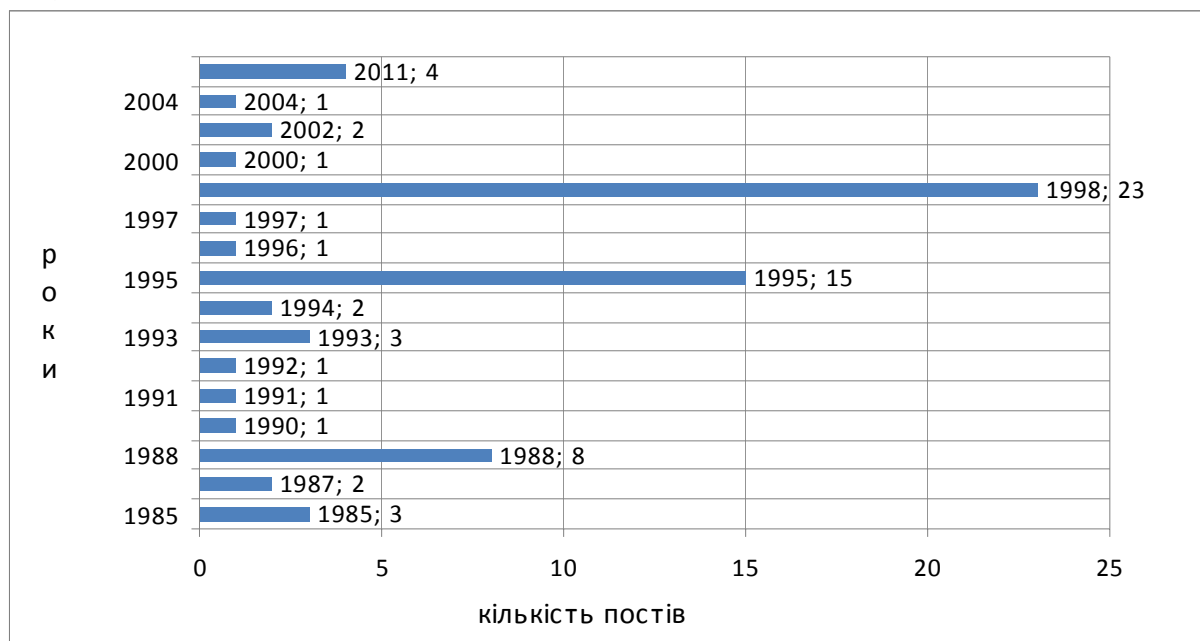


Рис.2. Кількість закритих постів по роках

Варто зазначити, що за останній час не відбувалось кількісних змін та переформувань для моніторингової мережі України лише в 10 випадках (1986, 1989, 1999, 2001, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010 роки).

Стосовно протяжності рядів спостережень за наносами встановлено, що на річках у басейні Дніпра вони найдовші, з періодом спостережень 63 рік (на

2011 рік) (табл.1). При цьому найбільша кількість постів притаманна для річок басейну Дністра. Найменшу кількість стокових постів має басейн Західного Бугу - 1 пост. На річках Кримського півострову мають місце найкоротші ряди спостережень, вони не перевищують 46 роки (табл. 1).

Таблиця 1. Узагальнена таблиця спостережень за донними та завислими наносами по басейнам річок України

Басейн	Кількість постів	Період спостережень			Період спостережень, роки
		витрата наносів, R, кг/с	грансклад завислих наносів	грансклад донних наносів	
Дніпра	19	1950-2011	1950-2011	1950-2011	61
Дністра	26	1955-2011	1955-2011	1955-2011	56
Південного Бугу	8	1955-2011	1955-2011	1955-2011	56
Західного Бугу	1	1960-2011	1960-2011	1960-2011	51
Сіверського Донця	5	1960-2011	1960-2011	1960-2011	51
Приазов'я	5	1955-2011	1965-2011	1962-2011	51
Дунаю	16	1952-2011	1955-2011	1955-2011	58
Криму	12	1965-2011	1966-2011	1965-2011	46
РАЗОМ	92				

Важливим, з урахуванням басейнового підходу управління водогосподарським комплексом і оцінки гідрометричних спостережень, є аналіз щільності моніторингової мережі відносно площі басейнів та їх середньої висоти.

Виявлено, що найбільше постів на одиницю площі припадає на річки Криму (1 пост на 2017 км²), Дунаю (1 пост на 2022 км²) і Дністра (1 пост на 2027 км²). Найменшу щільність має басейн Дніпра (1 пост на 15405 км²), а басейн Західного Бугу і Сіверського Дінця мають майже однакову малу щільність річкової мережі, приблизно 1 пост на 10200 км² (табл.2).

Таблиця 2. Густота моніторингової мережі спостережень за донними і завислими наносами

Басейн	Площа басейну, км ² *	Кількість постів	Густота, 1 п/км ²
Дніпра	292700	19	15405
Дністра	52690	26	2027
Південного Бугу	63700	8	7963
Західного Бугу	10140	1	10140
Сіверського Донця	54500	5	10900
річки Приазов'я	23103	5	4621
Дунаю	32350	16	2022
річки Криму	24200	12	2017
річки Північного Причорномор'я	25700	0	

Примітка. *площа річкового басейну в межах України

Встановлено, що в басейні малих річок Північного Причорномор'я немає жодного поста спостережень за стоком наносів при загальній площі цієї території –25700 км², закриті всі пости, хоча до 1970 років тут було шість пунктів спостережень за відповідними характеристиками (див. табл.2).

Стосовно розподілу постів за середньою висотою водозбору, то на теперішній час існує 34 гідрологічні пости в гірській місцевості зі щільністю розташування 1 пост на 1339 км², також 32 пости, що мають середню висоту водозбору від 200 до 500м(передгірські). Їх щільність розміщення становить 1 пост на 3461 км². Що стосується рівнинної території України, то тут розташовано 26 постів і щільність їх розміщення становить 1 пост на 16637 км² (табл. 3).

Таблиця 3. Густота моніторингової мережі за висотним положенням гідрологічних постів

Висотне положення	Площа, км ²	Кількість постів	Густота 1 пост/км ²	Площа, %
Гірська частина	47216	34	1339	8
Передгірська частина	110756	32	3461	18
Рівнинна частина	432570	26	16637	72

Важливим аспектом будь-яких досліджень є також чітка систематизація та структуроване формування бази даних. Це дозволяє використовувати саме цільову для конкретних завдань інформацію, а також мінімізувати час пошуку необхідних даних. Крім того, активне використання в гідрологічних дослідженнях геоінформаційних систем та різноманітних статистичних, аналітичних, графічних програмних продуктів, обумовлює такі умови, що вся вихідна інформація повинна бути цифровою. Саме така база даних ієрархічної структури створюється зараз в НДС гідроекології і гідрохімії географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Весь інформаційний її комплекс накопичений у вигляді електронних таблиць.

Висновки. Аналізуючи цифрову базу даних ієрархічної структури, можна відмітити той факт, що для річкової сітки в межах України існує надто мала кількість діючих постів, на яких проводяться спостереження за наносами. Тим самим унеможлиблюється ретельне, об'єктивне, а головне точне проведення розрахунків їх параметрів, спираючись на наявні дані. Найліпша ситуація притаманна для гірських річок, проте їх водозбори займають лише 8% території України. У зв'язку з тим, що дані райони знаходяться під впливом значних ерозійних та руслових процесів і є паводконебезпечними та завдають значні збитки господарським об'єктам вони потребують більш детального вивчення.

Гідрометеорологічна мережа не в повній мірі відповідає сучасним європейським стандартам і потребує значного розширення та удосконалення. Обов'язковим є покращення точності обробки інформації, що дасть можливість повноцінно вивчати гідрологічний режим та оцінювати гідроекологічний стан русел річок у просторово-часовому зрізі.

Список літератури

1. *Державний водний кадастр*. Багаторічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші. Частина 1. Річки. вип.1. 1980-2000 рр. – К., 2008. 2. *Державний водний кадастр*. Багаторічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші. Частина 1. Річки. вип.2. – К.:2008. 1980-2000 рр. 3. *Державний водний кадастр*. Багаторічні дані про режим та ресурси поверхневих вод суші. Частина 1. Річки і канали. вип.3. Басейн Сіверського Дінця, річок Приазов'я та Криму. 1980-2000 рр. - К., 2009. – 444 с. 4. *Словацький гідрометеорологічний інститут* 2012- http://www.shmu.sk/sk/?page=1&id=hydro_vod_all. 5. Основные гидрологические характеристики. Том 6 вып.1-3./ под.ред.З. И. Кирпатовской. – К. : Гидрометеиздат, 1953 – 1980 гг.

Сучасна мережа спостережень за стоком наносів на річках України та її оцінка

Гайдай Ю.М.

Здійснена комплексна оцінка моніторингової мережі постів спостережень за стоком наносів у межах України. Створена електронна база даних гранулометричного складу, стоку донних і завислих наносів. Розрахована щільність цих постів по басейнах річок й за їх висотним положенням.

Ключові слова: моніторингова мережа, гідрологічні пости, стік наносів, гранулометричний склад, донні відклади, завислі наноси

Современная сеть наблюдений за стоком наносов на реках Украины и ее оценка

Гайдай Ю.М.

Осуществленная комплексная оценка мониторинговой сети постов наблюдений за стоком наносов в пределах Украины. Создана электронная база данных гранулометрического состава, стока донных и взвешенных наносов. Расчитана плотность гидрологических постов по бассейнам рек и по их высотному расположению.

Ключевые слова: мониторинговая сеть, гидрологические посты, сток наносов, гранулометрический состав, донные отложения, взвешенные наносы.

Modern monitoring network of hydrological stations at rivers of Ukraine and their assessment

Gayday Y.M.

The complex assessment of monitoring network of hydrological stations within Ukraine was done. Database of grain-size, sediment runoff was created. Hydrological station density was estimated for river basins and for their altitude location.

Keywords: monitoring network, hydrological stations, sediment runoff, grain-size distribution, bed load, suspended sediments.

Надійшла до редколегії 05.01.12

ПРОСТОРОВИЙ РОЗПОДІЛ МАКСИМАЛЬНОГО СТОКУ ВОДИ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ РІЧОК БАСЕЙНУ СТИР

Коноваленко О.С.¹, Дутко В.О.², Василенко Є.В.².

¹Київський національний університет імені Тараса Шевченка

²Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

Ключові слова: максимальний стік, шар стоку, модуль стоку, просторовий розподіл

Актуальність теми. Як відомо, у прикладній гідрології стокові характеристики визначаються або безпосередньо за матеріалами гідрометричних спостережень при достатньої їх тривалості, або за відсутності чи недостатній кількості даних гідрометричних спостережень застосовують непрямі методи, один з поширеніших полягає у визначенні характеристик стоку води за картами ізоліній. На сьогодні використовуються карти, що були створені ще за радянських часів, основним недоліком яких є їх дрібномасштабність [9], що не дозволяє з потрібною точністю деталізувати інформацію про стік води (середньорічний, сезонний, максимальний, мінімальний) для конкретних водозборів території України. Створення таких регіональних або басейнових карт просторової зміни стокових характеристик набуває актуальності щодо їх практичного застосування та фундаментального значення при вирішенні таких питань як оцінка небезпеки максимального стоку при проходженні паводків, водопіль, раціональне використання водних ресурсів та ін. В роботі висвітлено підходи щодо картування характеристик максимального стоку весняного водопілля на прикладі басейну р. Стир з застосуванням сучасних аналітичних ГІС, які виконують різні види інтерполяцій, та дозволяють швидко і якісно створювати карти розподілу стокових характеристик.

Вихідні дані та виклад основного матеріалу. Об'єктивний аналіз та уявлення про просторовий розподіл стоку можна отримати, якщо:

- аналізувати з метою інтерполяції змінювання витрат води або об'єму стоку вздовж річки від створу до створу, враховуючи при цьому зміну морфометричних характеристик басейнів та гідрометричних показників річки;
- розглядати кількісні характеристики стоку, які в результаті їх визначення не залежать від площі водозбору (шар, модуль або коефіцієнт стоку) і тому їх просторове змінювання можна картувати.

У басейні річки Стир весняне водопілля є найбільш характерною фазою водного режиму, під час якої фіксуються найбільші, часто екстремальні величини річкового стоку [7]. В якості розрахункових характеристик стоку було обрано – максимальні модуль ($\text{л/с} \cdot \text{км}^2$) та шар стоку води (мм) за весняне водопілля, просторове змінювання яких представляє інтерес як в науковому, так і в практичному відношенні

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

В дослідженні використані дані 7 гідрологічних постів на річках в басейні Стирі [2]. Тривалість розрахункових рядів становить 45-65 років.

Використовуючи методи математичної статистики [5, 8, 9] для всіх постів проведена оцінка статистичних параметрів вищезгаданих характеристик стоку та визначено за графоаналітичним методом ординати аналітичних кривих розподілу 1, 2, 5 та 10 % ймовірності перевищення (таблиці 1, 2). Відносні середні квадратичні похибки коефіцієнтів варіації досліджуваних рядів знаходяться в допустимих межах (10–15 %).

Таблиця 1. Статистичні параметри та розрахункові шари стоку води за весняну повінь на річках басейну Стирі

Річка - пункт	Площа водозбору, F , км ²	Шари стоку						
		Параметри розподілу			ймовірності перевищення, %			
		норма	C_v	$\frac{C_s}{C_v}$	1	2	5	10
Стир - Щуровичі	2020	39,0	0,64	2,39	123	109	89	74
Стир - Луцьк	7200	42,0	0,58	2,24	120	106	89	74
Стир - Колки	9050	-	-	-	117	104	87	72
Стир - Полонне	10400	-	-	-	115	103	85	71
Стир - Млинок	10900	39,0	0,58	2,64	115	102	84	70
Радоставка - Трійця	316	47,0	0,58	1,55	128	115	98	84
Іква – Великі Млинівці	632	32,0	0,66	2,83	108	94	75	60

Таблиця 2. Розрахункові максимальні модулі стоку під час весняного водопілля на річках басейну Стирі

Річка - пункт	Площа водозбору, F , км ²	Максимальні модулі стоку ймовірності перевищення, %			
		1	2	5	10
Стир - Щуровичі	2020	156	107	85	58
Стир - Луцьк	7200	122	88	58	40
Стир - Колки	9050	120	87	57	39
Стир - Млинок	10900	117	86	56	38
Радоставка - Трійця	316	178	150	114	90
Іква – Великі Млинівці	632	134	102	85	64

Як видно з таблиці 2, модулі стоку зменшуються зі збільшенням площі водозбору, що є закономірним. Інтенсивне зменшення спостерігається від витоків річки Стир та її приток до г/п Луцьк. Далі за течією до г/п Колки зменшення цієї величини уповільнюється і майже не змінюється до г/п Млинок. Це пояснюється передусім зміною рельєфу місцевості. Абсолютні значення витоків р. Стир та її приток рр. Іква і Радоставка сягають значень 350-250 м БС і приурочені до Волино-Подільської височини. Значні похили місцевості зумовлюють швидке стікання води [1]. Від г/п Луцьк до г/п Колки висотні відмітки майже не змінюються, оскільки розташовані в межах Поліської низовини, яка характеризується незначними похилами місцевості.

Для побудови достатньо надійної карти *шарів стоку* необхідно отримати дані по окремих частинах басейну, оскільки умови формування стоку в різних частинах великого басейну неоднакові [3].

Для подання шарів стоку води у просторовому їх розподілі (у вигляді ізоліній на карті) проводився попередній аналіз та розраховувались їх величини з площ, які містяться між гідрометричними постами (з проміжних площ за довжиною річок) [6]. Визначення проміжних площ та шарів стоку води з них проведено для всіх створів на р. Стир та її притоках для 1 % ймовірності перевищення (табл. 3).

Таблиця 3. Розрахунок проміжних площ та шарів стоку води за весняне водопілля 1 %-ї ймовірності перевищення з проміжних площ на річках басейну Стирі

Річка-пост	Площа - F, км ²	Проміжна площа - ΔF, км ²	Шар стоку за весняне водопілля (P=1 %) - h, мм	Шар стоку води за весняне водопілля (P=1 %) з проміжної площі - Δh, мм
1. $\Delta h = (h_{\text{Щуровичі}} * F_{\text{Щуровичі}} - h_{\text{Трійця}} * F_{\text{Трійця}}) / \Delta F$				
р.Радоставка – с. Трійця	316		128	
		1704		122
р. Стир – с. Щуровичі	2020		123	
2. $\Delta h = (h_{\text{Луцьк}} * F_{\text{Луцьк}} - h_{\text{Великі Млинівці}} * F_{\text{Великі Млинівці}} - h_{\text{Щуровичі}} * F_{\text{Щуровичі}}) / \Delta F$				
р.Іква – с. Великі Млинівці	632		108	
р. Стир – с. Щуровичі	2020		123	
		4548		120
р. Стир – м. Луцьк	7200		120	
3. $\Delta h = (h_{\text{Колки}} * F_{\text{Колки}} - h_{\text{Луцьк}} * F_{\text{Луцьк}}) / \Delta F$				
р. Стир – м. Луцьк	7200		120	
		1850		105
р. Стир – с. Колки	9050		117	
4. $\Delta h = (h_{\text{Млинок}} * F_{\text{Млинок}} - h_{\text{Колки}} * F_{\text{Колки}}) / \Delta F$				
р. Стир – с. Колки	9050		117	
		1850		105
р. Стир – с. Млинок	10900		115	

Отримані результати. Деякі різновиди дискретних даних спеціально подають у вигляді безперервних, підкреслюючи зміну кількісного показника зі зміною місця. Так, можна створити карти розподілу шару стоку різної ймовірності перевищення, інтерполюючи точки по усім гідрологічним постам, що розташовані безпосередньо на водозборі та поза його межами. В такому випадку використовується спосіб інтерполяції значень між двома (і більше) точками спостереження з метою визначення стоку в третьому пункті, що розташований між ними. Зазвичай використовують два-три опорних пости. При майже однорідному рельєфі (як, наприклад, басейн річки Стир) використовується пряма лінійна інтерполяція.

Для створення карт просторового розподілу шарів стоку та модулів стоку води весняного водопілля для річок басейну р. Стир використана програма ArcGIS та її метод інтерполяції «сплайн» [4], за яким розраховується значення клітинок на основі математичної функції, що мінімізує кривизну поверхні, розраховуючи найбільш рівну поверхню таким чином, щоб вона проходила через всі задані точки.

Методи сплайн-апроксимації знайшли широке поширення у всьому світі. Цей метод краще застосовувати для поверхонь, що плавно змінюються, таких як поверхня гладкого рельєфу, води в річці або концентрації забруднюючих речовин. Він менш ефективний при значних змінах параметрів на короткому інтервалі. Метод сплайн-апроксимації у більшості випадків дає непогані результати, навіть коли щільність опорних точок зовсім невелика. У випадку великого розсіювання значень параметру метод потребує початкового згладжування. Недоліком є те, що у деяких випадках з'являються осциляції (різкі піки та западини). Урахування цих особливостей дає можливість успішно застосувати сплайни при моделюванні таких відносно спокійних явищ, як поверхня ґрунтових вод, коли кількість похідних точок на ділянці часто вимірюється одиницями, поверхня розподілу температури, вологості, природного радіаційного фону тощо. Типовим прикладом поверхонь такого ж типу є водна поверхня річки рівнинного типу, якій властиві плавні та відносно невеликі зміни похилу, а також повна відсутність аномальних явищ.

Створивши поверхню сплайн максимальних модулів весняного водопілля 1 % ймовірності перевищення, створювались ізолінії, які з'єднували однакові значення цих величин.

На основі отриманих даних на карту басейну річки Стир у межах України (масштабом 1: 200 000) були нанесені значення шарів та максимальних модулів стоку весняного водопілля 1 %-ї ймовірності перевищення, а також проведена інтерполяція значень стоку за довжиною р. Стир та її приток (рис. 1, 2). Для надійності побудови використані матеріали по гідрологічних постах суміжних басейнів р. Горинь (г/п Ямпіль, г/п Деражне, г/п Оженін), р. Стохід (г/п Малинівка, г/п Любешів).

При проведенні ізоліній досліджуваних характеристик проводився аналіз фізико-географічних особливостей досліджуваного басейну.

Відношення шарів та модулів стоку води 1 %-ї ймовірності перевищення до відповідних величин інших ймовірностей – 2, 5, 10 % є досить стійким, що дозволило визначити перехідні коефіцієнти між ними (табл. 4, 5).

Аналізуючи таблиці 4 і 5, бачимо, що значення перехідних коефіцієнтів є більш стабільними у середньої та нижньої течії річки, де висоти водозборів не перевищують 240 м. Для верхів'їв річок досліджуваного басейну з висотами близько 300 м величини перехідних коефіцієнтів є дещо більшими.

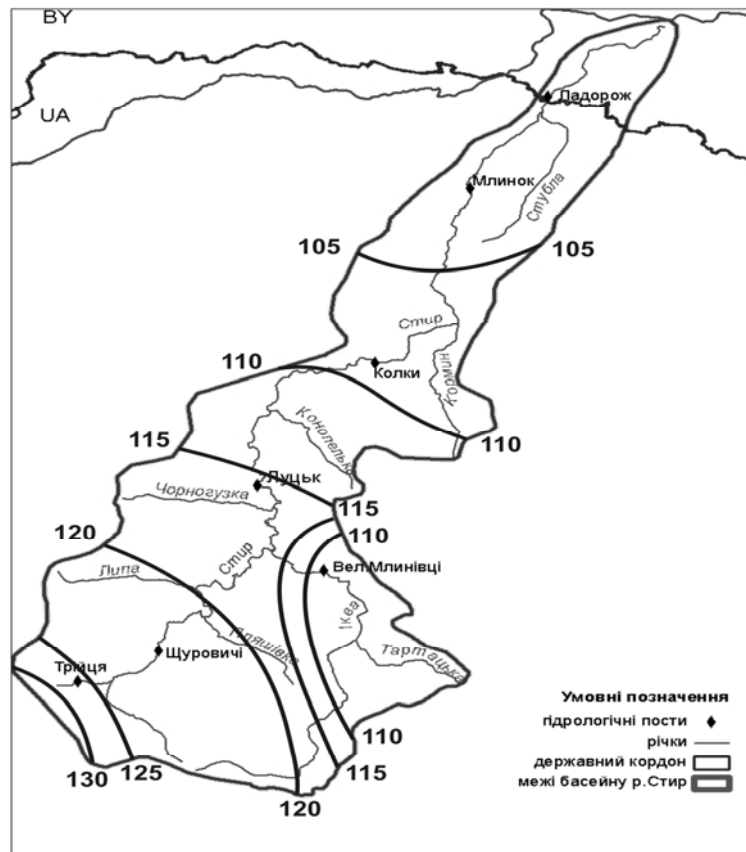


Рис.1. Карта розподілу шарів стоку стоку весняного водопілля 1 % ймовірності перевищення в басейні р. Сtir.

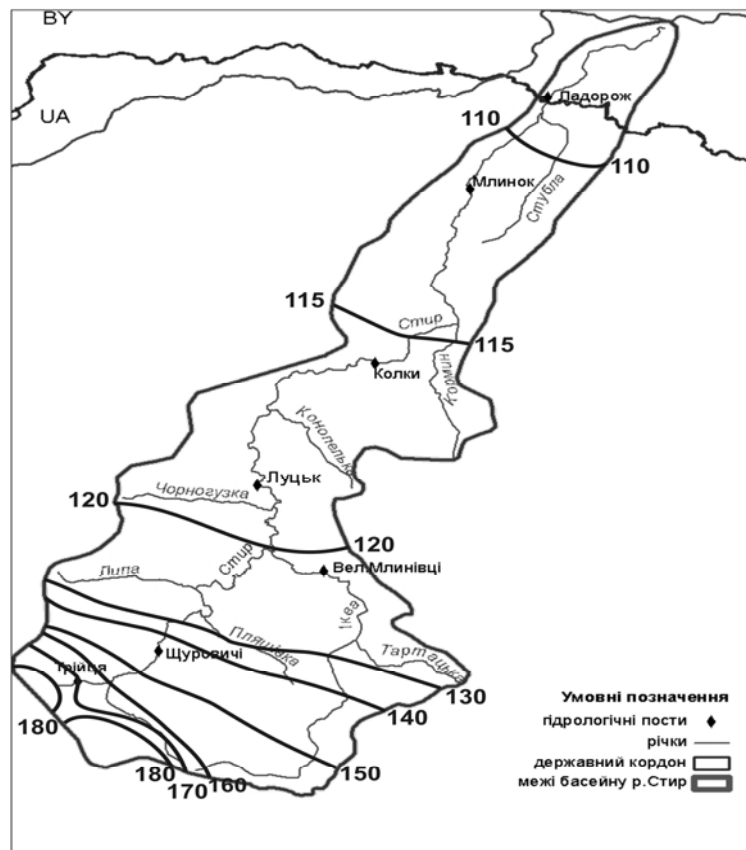


Рис.2. Розподіл максимальних модулів стоку весняного водопілля 1 % ймовірності перевищення в басейні р. Сtir.

Таблиця 4. Значення перехідних коефіцієнтів від шарів стоку води за весняне водопілля 1 %-ї ймовірності перевищення до їх величин інших забезпеченостей

Басейн річок	Перехідні коефіцієнти для ймовірностей перевищення, %			
	1	2	5	10
Стир – Щуровичі	1,00	0,89	0,72	0,60
Стир – Луцьк	1,00	0,88	0,74	0,62
Стир – Колки	1,00	0,89	0,74	0,62
Стир – Полонне	1,00	0,90	0,74	0,62
Стир – Млинок	1,00	0,89	0,73	0,61
Радоставка – Трійця	1,00	0,90	0,77	0,66
Іква – Великі Млинівці	1,00	0,87	0,69	0,56

Таблиця 5. Значення перехідних коефіцієнтів від максимальних модулів стоку за весняну повінь 1 %-ї ймовірності перевищення до їх величин інших забезпеченостей

Басейн річок	Перехідні коефіцієнти для ймовірностей перевищення, %			
	1	2	5	10
Стир – Щуровичі	1,00	0,69	0,54	0,37
Стир – Луцьк	1,00	0,72	0,48	0,33
Стир – Колки	1,00	0,73	0,48	0,33
Стир – Млинок	1,00	0,74	0,48	0,32
Радоставка – Трійця	1,00	0,84	0,64	0,51
Іква – Великі Млинівці	1,00	0,76	0,63	0,48

Висновки. З метою відображення просторового розподілу максимального весняного стоку для річок басейну Стир обраховано шар та максимальний модуль стоку води весняного водопілля 1 %-ї ймовірності перевищення та визначені перехідні коефіцієнти до величин 2, 5, 10 % забезпеченостей даних характеристик.

За отриманими даними побудовані карти розподілу шарів та максимальних модулів стоку води за весняне водопілля 1 %-ї забезпеченості з використанням програми ArcGIS із застосуванням методу сплайн-апроксимації.

Виявлено, що найбільш щільно ізолінії стоку води весняного водопілля в басейні р. Стир пролягають саме у верхній частині водозбору, що характеризується більш значними перепадами висот, в порівнянні з рештою територією басейну.

Список літератури

1. Закономірності внутрішньорічного розподілу стоку річки Стир та особливості його змін / [Є. В. Василенко, В. О. Дутко, О. С. Коноваленко, К. Ю. Данько] // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1(22). – С. 80-87. 2. Вишневський В. І. Гідрологічні характеристики річок України / Вишневський В.І., Косовець О.О. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 3. Горбачова Л.О. Просторове узагальнення норм річного стоку води/ Л.О. Горбачова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 18. – С. 107-112. 4. Ішук О.О. Просторовий аналіз і моделювання в ГІС / [Ішук О.О., Коржнев М.М., Кошляков О.Є.], за ред. Д. М. Гродзинського. – К. : Вид-во. КНУ, 2001. – 252 с. 5. Клибышев К.П. Гидрологические расчеты./ Клибышев К. П., Горошков И. Ф. – Л. : Гидрометиздат, 1970. –

460 с. 6. Линслей Р.К. Прикладная гидрология./ Линслей Р. К., Колер М. А., Паулюс Д. Л. Х. – Л. : Гидрометеиздат, 1962. – 758 с. 7. Набиванец Ю.Б. Высокие половодья и паводки в бассейне реки Стырь/ Ю.Б. Набиванец, Л.А. Горбачёва, В.Н. Корнеев // Труды УкрНИГМИ. – 2010. – Вып. 259. – С. 217-230. 8. Определение расчетных гидрологических характеристик СНиП 2.01.14-83. – М.: Госкомстроительства СССР, 1983. – 97 с. 9. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 447 с.

Просторовий розподіл максимального стоку води весняного водопілля річок басейну Стир

Коноваленко О.С., Дутко В.О., Василенко Є.В.

З метою відображення просторового розподілу максимального весняного стоку для річок басейну Стир побудовані карти розподілу шарів та максимальних модулів стоку води за весняне водопілля 1 % ймовірності перевищення. Визначені перехідні коефіцієнти до величин 2, 5, 10 % забезпеченостей.

Ключові слова: максимальний стік, шар стоку, модуль стоку, просторовий розподіл.

Пространственное распределение максимального стока воды весеннего половодья рек бассейна Стыри

Коноваленко О.С., Дутко В.О., Василенко Е.В.

С целью отображения пространственного распределения максимального весеннего стока для рек бассейна Стырь построены карты распределения слоев и максимальных модулей стока воды за весеннее половодье 1 % вероятности превышения. Определены переходные коэффициенты к величинам 2, 5, 10 % обеспеченостей.

Ключевые слова: максимальный сток, слой стока, модуль стока, пространственное распределение.

Spatial distribution of maximal spring runoff of the Styr Basin Rivers

Konovalenko O., Dutko V., Vasilenko E.

In order to show the spatial distribution of the maximum spring runoff for the Styr rivers were constructed distribution's maps of the runoff depths and the maximum water runoff modules for the spring runoff of 1% probability. Transitive coefficients to values of 2, 5, 10 % probabilities were calculated.

Keywords: maximal runoff, runoff depth, runoff module, spatial distribution.

Надійшла до редколегії 29.03.12

УДК 556.531

Гончар О.М.¹, Хільчевський В.К.²

¹Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

²Київський національний університет імені Тараса Шевченка

РЕЖИМ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН У ПОВЕРХНЕВИХ ВОДАХ БАСЕЙНУ ДНІСТРА

Ключові слова: біогенні речовини, евтрофікація, мінеральні сполуки азоту, мінеральні сполуки фосфору, кремній, динаміка

Постановка проблеми. Біогенні речовини відносяться до переліку найважливіших показників якості води та стану водної екосистеми. Вони визначають рівень розвитку гідробіонтів, трофність водойм, ступінь їх забруднення. Надмірне надходження біогенних речовин призводить до евтрофікації природних вод. У ХХ ст. в різних частинах планети було відмічено значне погіршення якості води, пов'язане із прискореною евтрофікацією природних вод. Сприятливими умовами для цвітіння води, що власне і є основним проявом евтрофікації, є зміна гідробіологічного режиму водних об'єктів. Такі умови можуть утворюватись при спорудженні водосховищ та ставків на річках. У 1981 році на р. Дністер було створене Дністровське водосховище. Відтак, важливим є дослідження динаміки вмісту біогенних речовин як у воді річок басейну Дністра, так і безпосередньо у воді Дністровського водосховища.

Аналіз просторово-часової динаміки біогенних елементів важливий з точки зору їх значимості для формування якості води. Зокрема, стан водних ресурсів Дністра та його басейну є дуже актуальним питанням, так-як в Україні питною водою з р. Дністер забезпечуються немало великих та малих міст Західної України. Разом з тим, в досліджуваному басейні розвинуте сільське господарство, цукрова, деревообробна ті інші галузі промисловості, які є потенційними джерелами надходження біогенних речовин у поверхневі води басейну.

Аналіз останніх досліджень. Дослідженням вмісту біогенних речовин у поверхневих водах басейну річки Дністер займались вітчизняні та зарубіжні дослідники, зокрема у комплексі загального аналізу хімічного складу води річкових вод басейну. Їх результати представлені у працях В.І. Пелешенка, Л.М. Горєва, А.М. Никанорова, В.К. Хільчевського, І.Л. Бєвза.

Детальніше режим біогенних речовин вивчався у роботах, присвячених дослідженням Дністровського водосховища українськими та молдовськими науковцями.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

Актуальність даних праць підтверджується особливим гідрологічним і гідрохімічним режимом Дністровського водосховища, як водного об'єкту, та інтересом до нього як до такого, що в транскордонному аспекті чинить вплив на стан водних ресурсів басейну на нижній ділянці, розташований в межах Молдови. Однак в цілому для басейну Дністра питання вмісту біогенних речовин потребує додаткового вивчення.

Постановка завдання. Завданням даної роботи було дослідити просторово-часовий розподіл показників біогенних речовин ($N-NH_4^+$, $N-NO_2$, $N-NO_3^-$, $P_{\text{мін.}}$, $P_{\text{заг.}}$, Si) у воді річок басейну Дністра за період 1994-2009 рр.

Матеріали та методика дослідження. Методологічною основою даного дослідження слугували положення, підходи та принципи класичної гідрохімії. Для кількісної оцінки зміни режиму біогенних речовин у поверхневих водах басейну Дністра використовувались методи обробки даних із використанням стандартних статистичних підходів за допомогою комп'ютерної програми Microsoft Excel 2007.

В роботі використані матеріали режимних спостережень Гідрометеослужби України, Держводагенства України за станом поверхневих вод басейну Дністра за період 1994-2009 рр. База даних включає такі характеристики: середньобагаторічні, мінімальні та максимальні значення біогенних речовин у воді річок басейну Дністра під час основних гідрологічних фаз водного режиму, таких як весняна повінь, літньо-осіння межень, літньо-осінні паводки, зимова межень. Дослідження проведені по 42 пунктах спостереження, з яких 19 розташовані на р. Дністер, 23 – на його притоках.

Виклад основного матеріалу. До біогенних речовин у природних водах належать мінеральні речовини, які найбільш активно беруть участь у життєдіяльності водних організмів: це сполуки азоту, фосфору і силіцію. Азот і фосфор найбільш активно беруть участь у життєдіяльності водних організмів [4,5]. Найбільш важливими в біологічному та біохімічному відношенні є сполуки ортофосфорної та азотної кислот, від кількості яких в окремі періоди року залежить інтенсивність розвитку органічного життя у водоймі. Велике значення також може мати кількість у розчині солей азотистої та кремнієвої кислот та сполук заліза [1].

Біогенні речовини є каталізаторами процесу антропогенного евтрофування поверхневих вод. Крім того, значна концентрація біогенних речовин у воді може бути досить небезпечною для людини [6].

До основних джерел надходження біогенних речовин (сполук азоту і фосфору) у річкові води відносять комунальне господарство, промисловість, сільське господарство, тваринництво, землеробство, атмосферні опади. Значну роль також відіграють внутрішні процеси у водному об'єкті [4,5,6].

Мінеральні сполуки азоту.

Азот амонійний ($N-NH_4^+$). Наявність у незабруднених поверхневих водах іонів амонію пов'язана з основними процесами біохімічного розкладу білкових речовин, амінокислот, сечовини. Сезонні коливання концентрації $N-$

NH_4^+ характеризуються зазвичай пониженням його весною та у період інтенсивної фотосинтетичної діяльності фітопланктону і підвищенням влітку, при посиленні процесів бактеріального розкладу органічних речовин.

Відтак, із аналізу просторово-часової динаміки азоту амонійного у воді басейну Дністра слід відзначити найбільшу його концентрацію, із постійним перевищенням встановлених нормативів, у воді р. Тисмениця. Також спостерігається деяке підвищення концентрації $N-NH_4^+$ під час літньо-осінньої межени, у відповідно вищі температурні періоди (табл.1).

Таблиця 1. Мінімальні та максимальні концентрації біогенних речовин у воді р. Дністер та її приток за період 1994-2009 рр., мг/дм³

Головна річка чи її притоки	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	$P_{\text{мін.}}$	$P_{\text{заг.}}$	Si
Весняна повінь						
Дністер *	<u>0,06-2,53</u> 0,72	<u>0,008-0,085</u> 0,035	<u>0,20-7,17</u> 2,53	<u>0,029-0,194</u> 0,081	<u>0,049-0,190</u> 0,109	<u>3,0-4,3</u> 3,4
Притоки	0,51-1,69	0,006-0,08	0,56-2,15	0,012-0,396	0,026-0,365	1,5-5,7
Літньо-осіння межень						
Дністер	<u>0,14-1,46</u> 0,73	<u>0,007-0,139</u> 0,044	<u>0,11-5,86</u> 2,09	<u>0,026-0,340</u> 0,1	<u>0,09-0,397</u> 0,160	<u>2,0-3,9</u> 2,6
Притоки	0,65-2,41	0,003-0,088	0,20-1,91	0,025-0,397	0,067-0,667	1,4-5,2
Літньо-осінні паводки						
Дністер	<u>0,16-1,27</u> 0,69	<u>0,007-0,94</u> 0,035	<u>0,18-5,52</u> 1,98	<u>0,034-0,270</u> 0,105	<u>0,084-0,27</u> 0,158	<u>2,0-4,4</u> 3,4
Притоки	0,40-1,62	0,007-0,084	0,05-1,44	0,013-0,324	0,034-0,489	2,1-5,1
Зимова межень						
Дністер	<u>0,10-1,31</u> 0,69	<u>0,005-0,150</u> 0,045	<u>0,07-5,52</u> 1,77	<u>0,025-0,282</u> 0,104	<u>0,046-0,282</u> 0,101	<u>2,5-4,2</u> 3,3
Притоки	0,37-2,80	0,003-0,210	0,18-1,09	0,020-0,417	0,039-0,594	1,6-4,8

Азот нітритний ($N-NO_2^-$). Нітрити є проміжними продуктами у кругообігу азоту (органічна речовина – амоній – нітрити – нітрати), тому їх концентрації у воді, як правило, невисокі в порівнянні із амонійним та нітратним азотом. Наявність у незабруднених водоймах $N-NO_2^-$ пов'язана, основним чином, із процесами розкладу органічних речовин та нітрифікації. У помітних концентраціях нітрити виявляються при дефіциті кисню у водоймі [2, 3]. Підвищена концентрація нітритів свідчить про інтенсивний розклад органічних речовин і затримку окиснення, що чітко свідчить про забруднення водойми.

За середніми багаторічними даними вміст азоту нітритного у воді р. Дністер коливається протягом року від 0,035 мгN/дм³ у період весняної повені та літньо-осінніх паводків до 0,045 мгN/дм³ під час зимової межени. Підтверджується також збільшення концентрації NO_2^- у воді Дністровського водосховища відповідно до фонових показників NO_2^- у воді р. Дністер. Відтак, максимальні значення $>0,06$ мгN/дм³ за середніми багаторічними даними

виявлено біля м. Новодністровськ, вище і нижче греблі (рис.1-а). Серед приток практично у всі гідрологічні сезони високі концентрації азоту нітритного спостерігаються у воді р. Тисмениця (рис.1-б). У просторовому відношенні виявлено деяке збільшення NO_2^- у воді приток рівнинної частини, що пояснюється використанням угідь даної території басейну у сільському господарстві і відповідно більшою ймовірністю потрапляння мінеральних добрив у поверхневі води із стічними водами з сільськогосподарських угідь.

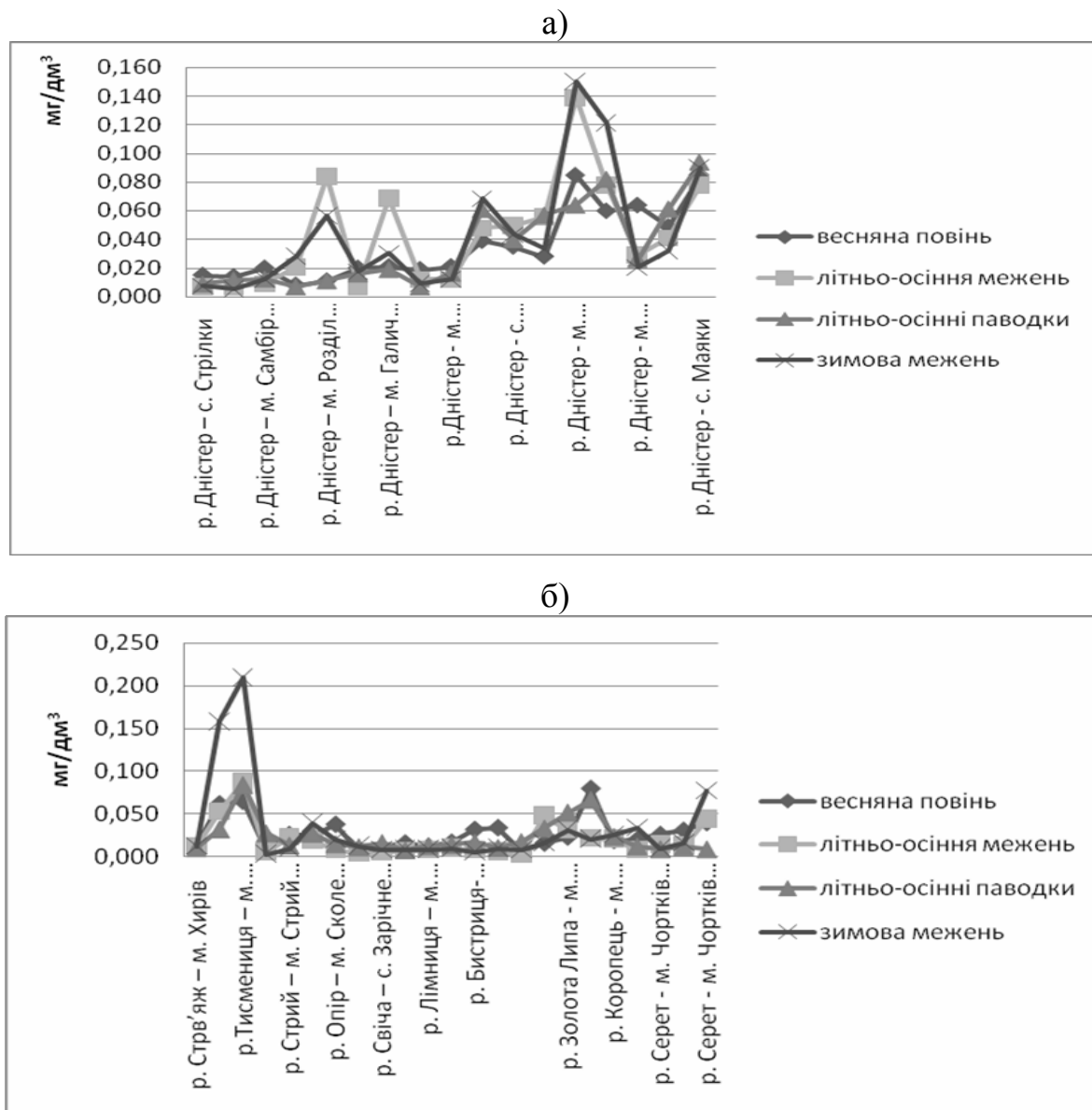


Рис. 1. Сезонна динаміка вмісту нітрит-іонів, мг/дм³:
а) у воді р. Дністер; б) у воді приток басейну р. Дністер (1994-2009 рр.)

Азот нітратний (N-NO_3^-). З точки зору оцінки якості води для питного водопостачання найбільший інтерес серед сполук азоту викликає нітрат-іон. Його концентрація у воді обмежується граничною величиною 50 мг/дм³. Наявність нітрат-іонів у природних водах пов'язано із внутріводоємними процесами нітрифікації амонійних іонів у присутності кисню під впливом нітрифікуючих бактерій, тому збільшення концентрації N-NO_3^-

спостерігається у літній період під час масового відмирання фітопланктону. Другим джерелом надходження нітратів у поверхневі води є атмосферні опади (концентрація нітратів у атмосферних опадах досягає 0,9-1,0 мг/дм³) [2].

Із проаналізованої часової динаміки вмісту нітратів у воді басейну р. Дністер виявлено збільшення їх кількості у період весняного водопілля (див. табл. 1). Це ймовірно зумовлено, з одного боку вимиванням нітратів із ґрунтів, а з іншого боку, інтенсивною нітрифікацією органічних речовин, які знаходяться у воді.

У просторовому відношенні чітко проявляється підвищення $N-NO_3^-$ у межах Дністровського водосховища, що може свідчити про властиву для водосховищ евтрофікацію водойм (рис. 2).

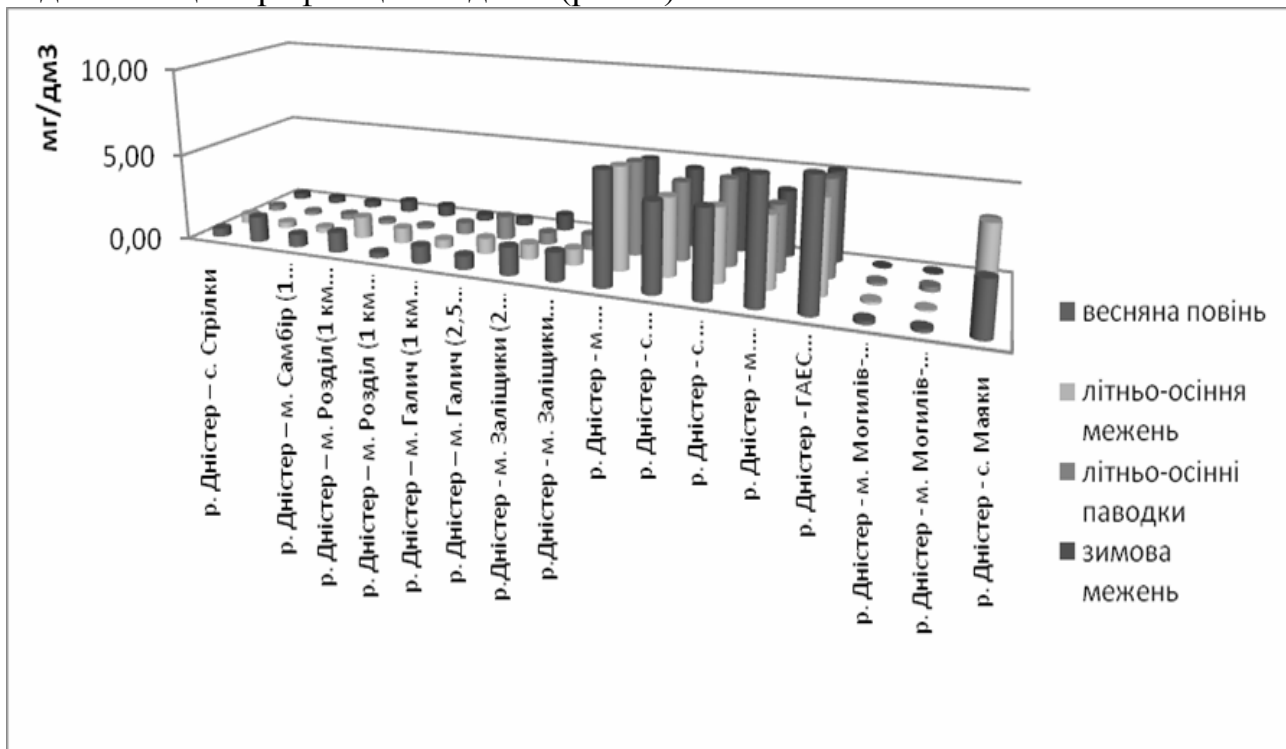


Рис. 2. Сезонна динаміка вмісту нітрат-іонів у воді приток басейну Дністра (1994-2009 рр.), мг/дм³

Мінеральні сполуки фосфору. Фосфор є одним із найважливіших біогенних елементів, регулятором продуктивності водойм. У річкових водах вміст фосфору коливається зазвичай від сотих часток мг/дм³ до 1-2 мг/дм³. Головним джерелом фосфору у них є сполуки поширені у ґрунтах. У природних водах фосфор знаходиться у вигляді як мінеральних так і органічних сполук. Частина із них є розчинною, частина зустрічається у вигляді колоїдів та завислих речовин. Сполуки фосфору в значній мірі визначають продуктивність водойми, оскільки є поживними речовинами для водних організмів.

У річкових водах зазвичай максимальна кількість фосфору спостерігається у під льодовий період за рахунок регенерації із відмираючих водних організмів. Так само, як і для азоту, обмін фосфором між його мінеральними й органічними формами з одного боку, і живими організмами - з іншого, є основним чинником, що визначає його концентрацію.

Фосфати (PO_4^{3-}). Концентрація фосфатів у природних водах звичайно дуже мала - соті, рідко десяті частки міліграмів фосфору в $дм^3$. У забруднених водоймах вона може досягати декількох міліграмів у $1 дм^3$. Підземні води містять звичайно не більш 100 мкг/дм^3 фосфатів; виняток складають води в районах залягання фосфоровмісних порід.

Вміст фосфатних іонів у поверхневих водах басейну р. Дністер змінюється за сезонами. Максимальна концентрація виявлена у період літньо-осінніх паводків. Під час весняної повені вміст PO_4^{3-} є мінімальним (див. табл. 1). У просторовій зміні концентрації фосфатних іонів виділяється нижня частина басейну. А саме, у воді створу с. Маяки у всі гідрологічні сезони виявлено максимальний вміст PO_4^{3-} .

У воді Дністровського водосховища спостерігається збільшення вмісту фосфатних іонів у три рази відповідно до їх вмісту у воді р. Дністер, що знову ж таки пояснюється особливими внутріводоємними процесами, характерними для водосховищ (рис. 3).

Фосфор загальний (мінеральний і органічний) – $P_{заг}$ - його концентрація залежить від багатьох факторів: процесів вивітрювання ґрунтів і порід, швидкості розпаду органічних речовин, гідробіологічних процесів тощо.

Вміст загального фосфору у воді річок басейну Дністра змінюється у різні сезони, що зумовлено зміною температурного режиму. А саме, максимальна концентрація виявлена у літньо-осінній період, під час літньо-осінньої межені (60% створів р. Дністер, 54% у притоках р. Дністер) у період високих температур і низьких рівнів води та літньо-осінніх паводків (40% створів). Мінімальний вміст загального фосфору у більшості випадків (60%) спостерігається під час зимової межені (див. табл. 1). По деяких створах мінімум $P_{заг}$ виявлено під час весняної повені. У просторових особливостях збільшення концентрації $P_{заг}$ спостерігається у лівобережних притоках р. Дністра. Можливо підвищений вміст фосфору, який спостерігається у воді лівих приток басейну Дністра пов'язаний із наявними фосфоритовими родовищами.

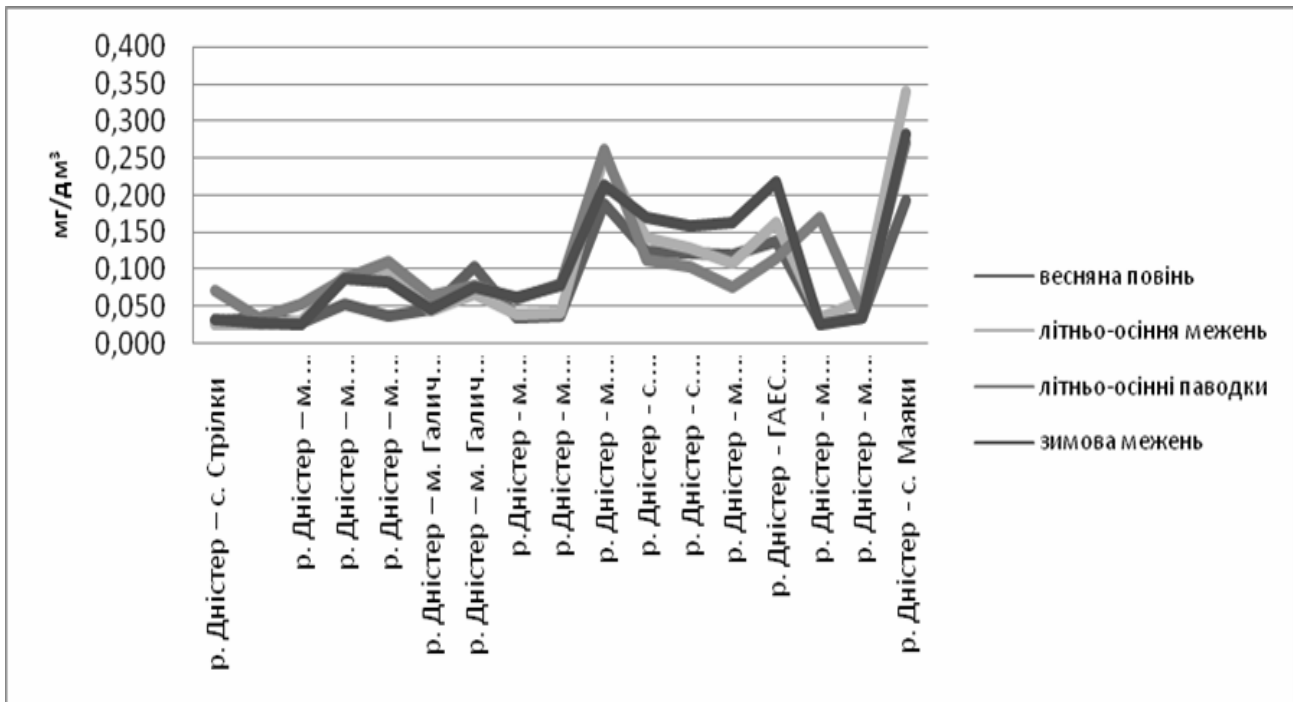
Кремній (Si) є постійним компонентом складу природних вод і лише низька розчинність сполук кремнію пояснює його незначний вміст у воді.

Режим кремнію в поверхневих водах до певної міри подібний до режиму сполук азоту і фосфору, проте кремній не лімітує розвиток рослинності. Відповідно до часової зміни сполук азоту концентрація кремнію змінюється відповідно до зміни гідрологічних сезонів із максимальним значенням у період весняної повені. Виявлено також підвищення вмісту кремнію у воді лівобережних рівнинних приток р. Дністер. У воді р. Дністер помітної зміни концентрації кремнію не виявлено.

Висновки.

1. Біогенні елементи важливі з точки зору їх значимості для формування якості води. Вони являються каталізаторами процесу антропогенного евтрофування поверхневих вод. Значна їх концентрація у питній воді може бути досить небезпечною для людини.

а)



б)

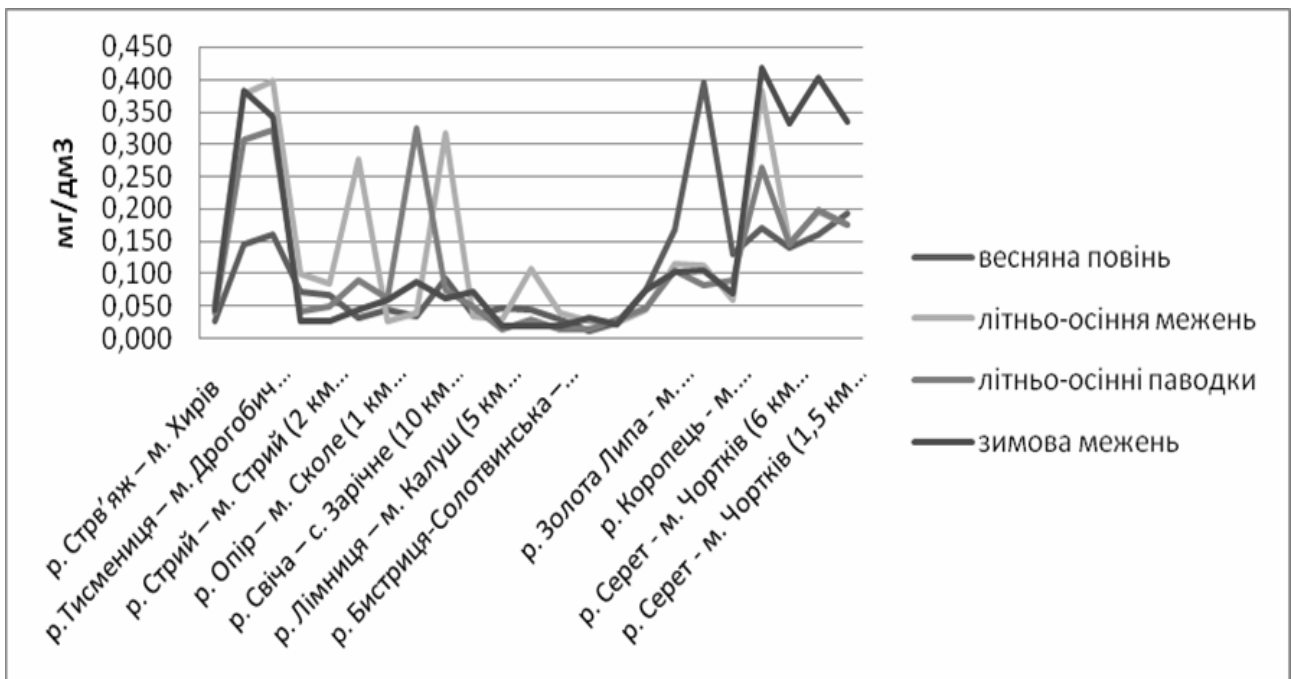


Рис. 3. Сезонна динаміка фосфатних-іонів (1994-2009 рр.), мг/дм^3 :
а) у воді р. Дністер; б) у воді приток басейну р. Дністер

2. Сезонна динаміка вмісту сполук азоту характеризується збільшенням вмісту азоту амонійного влітку із зміною температурного режиму. Вміст нітратів збільшується навесні, під час весняної повені, що зумовлено вимиванням нітратів із ґрунтів. Концентрація нітритних-іонів навпаки зменшується під час весняної повені, за рахунок інтенсивної нітрифікації сполук азоту у воді. Стосовно просторових особливостей серед річок басейну Дністра високими значеннями мінеральних сполук азоту, а саме амонійного та

нітритного, відзначається р. Тисмениця. Слід відзначити підвищення концентрації (вище ГДК) нітритних іонів у воді Дністровського водосховища, та деяке їх збільшення у воді рівнинних приток басейну, що пов'язано із активним використанням даної частини басейну у сільському господарстві. Вміст нітратів також збільшується в межах Дністровського водосховища, що може вказувати на евтрофування водойми.

3. Сезонна динаміка фосфатних іонів характеризується збільшенням їх у літній період та зменшенням у зимовий. Просторова – у підвищенні концентрації фосфатів (у 3 рази) у Дністровському водосховищі. Також слід відзначити високі концентрації фосфатних-іонів у нижній частині басейну. Вищими значеннями вмісту сполук фосфору відзначаються ліві притоки басейну Дністра, що може бути пов'язано із наявними там фосфоритовими родовищами.

Список літератури

1. Балюк С.А. Забруднення природних вод і ґрунтів біогенними елементами і фтором, шляхи його зменшення / С.А. Балюк, П.И. Кукоба, Л.О. Чаусова // Агрохімія і ґрунтознавство. – 1992. – Вип. 54. – С. 25-35. 2. Зенин А.А. Гидрохимический словарь / А. А. Зенин, Н. А. Білоусова. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – 239 с. 3. Ключенко П.Д. Содержание неорганических соединений азота и развитие фитопланктона в некоторых типах водоемов / П. Д. Ключенко // Гидробиологический журнал. – 1993. – №6 – С. 88-95. 4. Пелешенко В.І. Загальна гідрохімія / В. І. Пелешенко, В. К. Хільчевський. – К. : Либідь, 1997. – 384 с. 5. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С. І. Сніжко. – К. : Ніка-Центр, 2001. – 264 с.; 6. Сніжко С.І., Характеристики стану досліджень та вмісту біогенних речовин у воді річок України / С.І. Сніжко, К. А. Серeda // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т.2. – С. 511-521;

Режим біогенних речовин у поверхневих водах басейну Дністра

Гончар О.М., Хільчевський В.К.

В роботі аналізується просторово-часова динаміка біогенних елементів у річках басейну Дністра (української частини басейну). Виявлені загальні закономірності вмісту основних біогенних речовин у воді річок басейну.

Ключові слова: біогенні речовини, евтрофікація, мінеральні сполуки азоту, мінеральні сполуки фосфору, кремній, динаміка.

Режим биогенных веществ в поверхностных водах бассейна Днестра

Гончар. О.Н., Хильчевский В.К.

В работе анализируется пространственно-временная динамика биогенных элементов в реках бассейна Днестра (украинской части бассейна). Установлены общие закономерности содержания веществ в водах рек бассейна.

Ключевые слова: биогенные вещества, евтрофикация, минеральные соединения азота, минеральные соединения фосфора, кремний, динамика.

Mode of biogenic matters in surface-water of pool of Dnister

Gonchar O. N., Khil'chevsky V.K.

In the research the spatio-temporal dynamics of biogenic matters is in-process analysed in the rivers of pool of Dnister (to Ukrainian part of pool). Was established general conformities to law of maintenance of biogenic matters are set in waters of the rivers of pool.

Keywords: biogenic matters, eutrophication, mineral connections of nitrogen, mineral connections of phosphorus, silicon, dynamics.

Надійшла до редколегії 01.02.12

Жежеря В.А., Линник П.М.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ МЕТАЛІВ У ВОДІ РІЧКИ СЕРЕТ І ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА

Ключові слова: *алюміній; ферум; купрум; форми знаходження; р. Серет; Тернопільське водосховище*

Постановка та актуальність проблеми. Необхідність вивчення форм знаходження різних металів у поверхневих природних водах зумовлена, насамперед, тим, що загальна концентрація цих компонентів у водному середовищі не дозволяє оцінити їхню токсичність і біодоступність для водяних організмів, а також зрозуміти шляхи їхньої міграції, трансформації сполук та розподілу у водних екосистемах. Дослідженню стану Al(III) , Fe(III) Cu(II) у поверхневих водних об'єктах присвячено значну кількість робіт [18, 20, 21, 34]. У водній фазі ці метали знаходяться у розчиненій і завислій формах, а Al(III) і Fe(III) , за певних умов, ще й у вигляді колоїдів. Слід зазначити, що Al(III) характеризується значними токсичними властивостями для живих організмів, а серед водяних тварин найчутливішими до його токсичної дії виявились риби, загибель яких зумовлена порушенням осморегуляторного балансу і дихання [35]. До найтоксичніших сполук Al(III) належать аквакомплекс $\text{Al(H}_2\text{O)}_6^{3+}$ і гідроксокомплекс Al(OH)_2^+ , які можуть знаходитися у воді в значних кількостях при рН 4,5–5,5 [9, 28] за відсутності або незначного вмісту розчинених органічних речовин (РОР), насамперед, гумусових речовин (ГР).

Поверхневі води з таким інтервалом величин рН зустрічаються рідко. Це можуть бути закислені озера, шахтні та болотні води. Однак останні характеризуються, зазвичай, високим вмістом ГР, тому наявність зазначених форм Al(III) маловірогідна. Купрум відноситься до важливих мікроелементів, оскільки входить до складу різних ферментів та засвоюється гідробіонтами у процесі їхнього розвитку. Однак часто використовується як альгіцид. Найбільша токсичність купруму, як і багатьох інших металів, у тому числі Al(III) , проявляється, коли він знаходиться у воді у вигляді вільних іонів та гідроксокомплексів [13, 18]. Виявлено, що за дефіциту сполук феруму у воді пригнічується розвиток фітопланктону [29]. Детоксикація Al(III) і Cu(II) відбувається в результаті утворення комплексів цих металів з РОР, зокрема з ГР, які домінують за вмістом у більшості поверхневих вод [3, 30, 31]. Отже, дослідження форм знаходження металів є вкрай важливим, оскільки дозволяє оцінити їхню потенційну токсичність і біодоступність для живих організмів та міграційну здатність.

Метою роботи було дослідження співіснуючих форм Al(III) , Fe(III) і Cu(II) у воді р. Серет та Тернопільського водосховища.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

Матеріали та методи дослідження. Проби води з Тернопільського водосховища і р. Серет в межах м. Тернополя (≈ 5 км вище водосховища) відбирали з поверхневого шару ($\sim 0,5$ м) не рідше одного разу в сезон протягом 2011 р. Для відокремлення завислих речовин використовували метод фільтрації проб води ($0,5\text{--}1,0$ дм³) крізь мембранні фільтри “Synpor” (Чехія) з діаметром пор $0,4$ мкм. Масу зависі визначали за різницею між масою фільтра із зависсю, висушеного при кімнатній температурі до постійної маси, та масою самого фільтра.

Вміст досліджуваних металів у складі завислих речовин знаходили після “мокрого спалювання” фільтрів із зависсю в суміші концентрованих кислот градації “х. ч.” (відповідно $2,0$ см³ HNO₃ і $1,0$ см³ H₂SO₄) [2]. Концентрацію розчинних Al(III), Fe(III) і Cu(II) визначали після фотохімічної деструкції POP. Для цього проби води об’ємом $20,0\text{--}40,0$ см³ у кварцових склянках підкислювали концентрованою H₂SO₄ до pH $1,0\text{--}1,5$, додавали до них по 3–6 краплі 30%-ного розчину H₂O₂ і опромінювали УФ-світлом (ртутно-кварцова лампа ДРТ-1000) протягом $2,0\text{--}2,5$ годин [19].

Розподіл Al(III), Fe(III) і Cu(II) серед комплексів з POP різної хімічної природи вивчали методом іонообмінної хроматографії з використанням іонообмінних целюлоз [12, 25]. В результаті цього розділення отримували кислотну або аніонну, оснóвну або катіонну і нейтральну фракції. Аніонна фракція містить у своєму складі переважно ГР, катіонна – головним чином білковоподібні речовини (БПР), а нейтральна – в основному вуглеводи. Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук Al(III), Fe(III) і Cu(II) з POP аніонної фракції досліджували методом гель-хроматографії з використанням скляної колонки, заповненої TSK-гелем HW-50F (Японія) [12]. Концентрацію досліджуваних металів у складі комплексів з POP різної хімічної природи та у кожній фракції після гель-хроматографічного розділення POP аніонної групи визначали після фотохімічного окиснення POP.

Концентрацію Al(III) і Fe(III) визначали фотометрично з використанням відповідно хромазурулу S і о-фенантроліну, а Cu(II) – хемілюмінесцентним методом [1, 22, 24]. Кольоровість води визначали за дихроматно-кобальтовою шкалою (Cr-Co-шкалою) [1].

Результати досліджень та їх обговорення. Річка Серет – це лівостороння притока Дністра. Довжина річки 248 км, ширина $10\text{--}20$ м, глибина $1,5\text{--}2,5$ м, швидкість течії незначна ($\approx 0,6$ м/с), дно мулисте, в’язке. Площа водозбірного басейну складає 3900 км² і розташований він у північно-західній частині Волино-Подільської височини [23].

Тип живлення річки змішаний, але відбувається воно переважно за рахунок снігових талих вод. Це зумовлює виражені періоди весняного водопілля та низької літньо-осінньої межені, що може порушуватися дощовими паводками [23, 26]. Весняне водопілля розпочинається найчастіше у першій половині березня і досягає свого максимуму в середині та другій половині березня, а закінчується у першій половині квітня [23]. Межень триває з квітня до листопада.

Льодовий режим нестійкий, а в теплі зими річка практично не замерзає.

Льодостав встановлюється у другій половині грудня, а в першій декаді березня він, зазвичай, руйнується.

Середньорічні величини вмісту завислих речовин у воді р. Серет змінюються в межах 39–120 мг/дм³. Середня мінералізація води змінюється від 380 до 515 мг/дм³, а максимальна досягає 630 мг/дм³. Твердість води протягом року становить в середньому 4,6–6,8 ммоль-екв/дм³ [5].

Концентрація органічних речовин невисока, про що можна стверджувати на підставі результатів досліджень 60-х років минулого століття. В той період перманганатна окиснюваність води не перевищувала 3–5 мг О/дм³ [23].

Тернопільське водосховище розміщене в центральній частині м. Тернополя. Воно було споруджене у 1548 р. на 182-му кілометрі р. Серет, простягається з півночі на південь. Відноситься до водойм руслового типу, площа його водного дзеркала складає близько 3 км². Довжина водосховища становить 3,6 км, ширина – 0,83 км, максимальна глибина – 12,0 м, середня – 4,0 м, об'єм – 12,5 млн. м³ [7, 27].

На формування хімічного складу води Тернопільського водосховища впливає, з одного боку, р. Серет, а з іншого, внутрішньоводоймові процеси, що відбуваються в ньому. У водоймі активізуються процеси фотосинтезу та відбувається “цвітіння води” [7], що свідчить про зростання його біопродуктивності порівняно з р. Серет.

Загальна концентрація Al(III), Fe(III) і Cu(II) у воді р. Серет знаходилася в межах відповідно 2,2–117,7, 73,0–606,7 і 7,7–26,3 мкг/дм³, а у воді Тернопільського вдсх. – 27,8–63,8, 70,5–415,8 і 10,7–25,3 мкг/дм³ (табл.).

Купрум у воді цих об'єктів мігрує головним чином у розчинній формі, частка якої становила 74,2–98,1% від загального вмісту (див. табл.), що є характерним для цього металу.

Як відомо, купрум утворює міцні комплекси з РОР, що слабо адсорбуються на поверхні завислих речовин. Переважне знаходження Cu(II) у розчинній формі властиве і для інших водних об'єктів. Навіть у воді української ділянки р. Дунай, де завжди високий вміст завислих речовин, Cu(II) мігрує у розчиненому стані [15–17]. Навпаки, Al(III) і Fe(III) у воді р. Серет і Тернопільського водосховища знаходяться переважно у завислій формі, що взагалі характерно для цих металів. Частка цієї форми знаходиться в межах відповідно 36,8–67,7 і 19,2–76,7% (див. табл.).

Домінування розчинної форми Al(III) і Fe(III) або збільшення її частки відбувається влітку під час зниження вмісту завислих речовин або при зростанні концентрації у воді ГР. Інформацію про вміст останніх отримували за опосередкованим показником – кольоровістю води. Переважна міграція Al(III) і Fe(III) у завислій формі спостерігається і в інших водних об'єктах, особливо це притаманно річковим водам, оскільки ці метали входять до складу мінеральних частинок зависі. [8, 12, 15, 18]. Відомо також, що саме у воді річок, на відміну від водосховищ і озер, превалюють завислі речовини мінерального походження [4, 6]. Метали, що містяться у завислій формі,

**Таблиця. Маса завислих речовин та вміст металів у воді р. Серет і
Тернопільського водосховища, 2011 р.**

Дата відбор у проб, 2011 р.	Маса зависі, мг/дм ³	Al			Fe			Cu		
		мкг/дм ³	З	Р	мкг/дм ³	З	Р	мкг/дм ³	З	Р
			%			%			%	
р. Серет										
13.02	1,5	17,6	48,9	51,1	73,0	63,0	37,0	16,3	25,8	74,2
09.05	2,7	36,0	64,4	35,6	215,3	32,2	67,8	16,2	1,9	98,1
13.06	1,7	60,1	36,8	63,2	236,7	41,7	58,3	7,7	15,6	84,4
29.08	11,1	117,7	49,9	50,1	606,7	24,5	75,5	10,3	13,6	86,4
09.10	3,0	52,7	67,7	32,3	233,9	48,7	51,3	22,8	3,5	96,5
13.11	×	2,2	45,5	54,5	86,6	44,9	55,1	26,3	18,3	81,7
Тернопільське водосховище										
13.02	×	×	×	×	×	×	×	10,7	4,7	95,3
26.04	4,1	49,6	46,8	53,2	70,5	66,4	33,6	15,6	3,8	96,2
13.06	3,7	42,7	50,8	49,2	118,2	76,7	23,3	17,1	5,8	94,2
29.08	5,3	33,6	58,3	41,7	415,8	19,2	80,8	16,0	8,1	91,9
09.10	2,9	63,8	63,9	36,1	257,6	58,1	41,9	19,4	5,2	94,8
13.11	×	27,8	52,9	47,1	137,9	56,5	43,5	25,3	5,5	94,5

Примітка: загальний вміст металів у воді досліджуваних об'єктів виражено в мкг/дм³, а частку їхньої завислої (З) і розчинної (Р) форм – у % до загального вмісту; × – визначення не проводилися.

хімічно мало активні і не можуть істотно впливати на життєздатність гідробіонтів, оскільки вони знаходяться у зв'язаному стані (чи то адсорбовані поверхнею мінеральних частинок або входять до їхнього складу).

Вивчення форм знаходження металів у розчинній формі представляє особливий інтерес для дослідників, оскільки до її складу входять сполуки металів з різною міграційною рухливістю, токсичністю та біодоступністю.

Концентрація розчинного Al(III), Fe(III) і Cu(II) у воді р. Серет становила відповідно 1,2–59,0, 27,0–458,0 і 6,5–22,0 мкг/дм³, а у воді Тернопільського водосховища знаходилася в межах відповідно 13,1–26,4, 23,7–336,0 і 10,2–23,9 мкг/дм³. Розчинна форма досліджуваних металів у воді цих об'єктів представлена в основному комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи. Про це можна стверджувати на підставі результатів наших багаторічних досліджень [11, 13, 14]. У випадку Al(III) це підтверджується результатами гель-хроматографічного розділення комплексних сполук з РОР та визначення його у їхньому складі. Хемілюмінесцентний метод аналізу різних форм Fe(III) і Cu(II) у поверхневих водах показав, що вільні іони Fe³⁺ практично відсутні, а частка вільних іонів Cu²⁺, зазвичай, незначна через зв'язування обох металів в комплекси з РОР. Частка розчинного Al(III), Fe(III) і Cu(II) у складі комплексів з РОР аніонної природи у воді р. Серет знаходилася в межах відповідно 13,3–87,6, 12,0–57,8 і 33,0–76,0 %, а у воді Тернопільського водосховища – відповідно 29,9–82,4, 10,4–85,2 і 57,0–75,0 %. Слід зазначити, що в серпні у воді р. Серет відмічено збільшення частки досліджуваних металів у складі комплексних сполук з РОР аніонної природи,

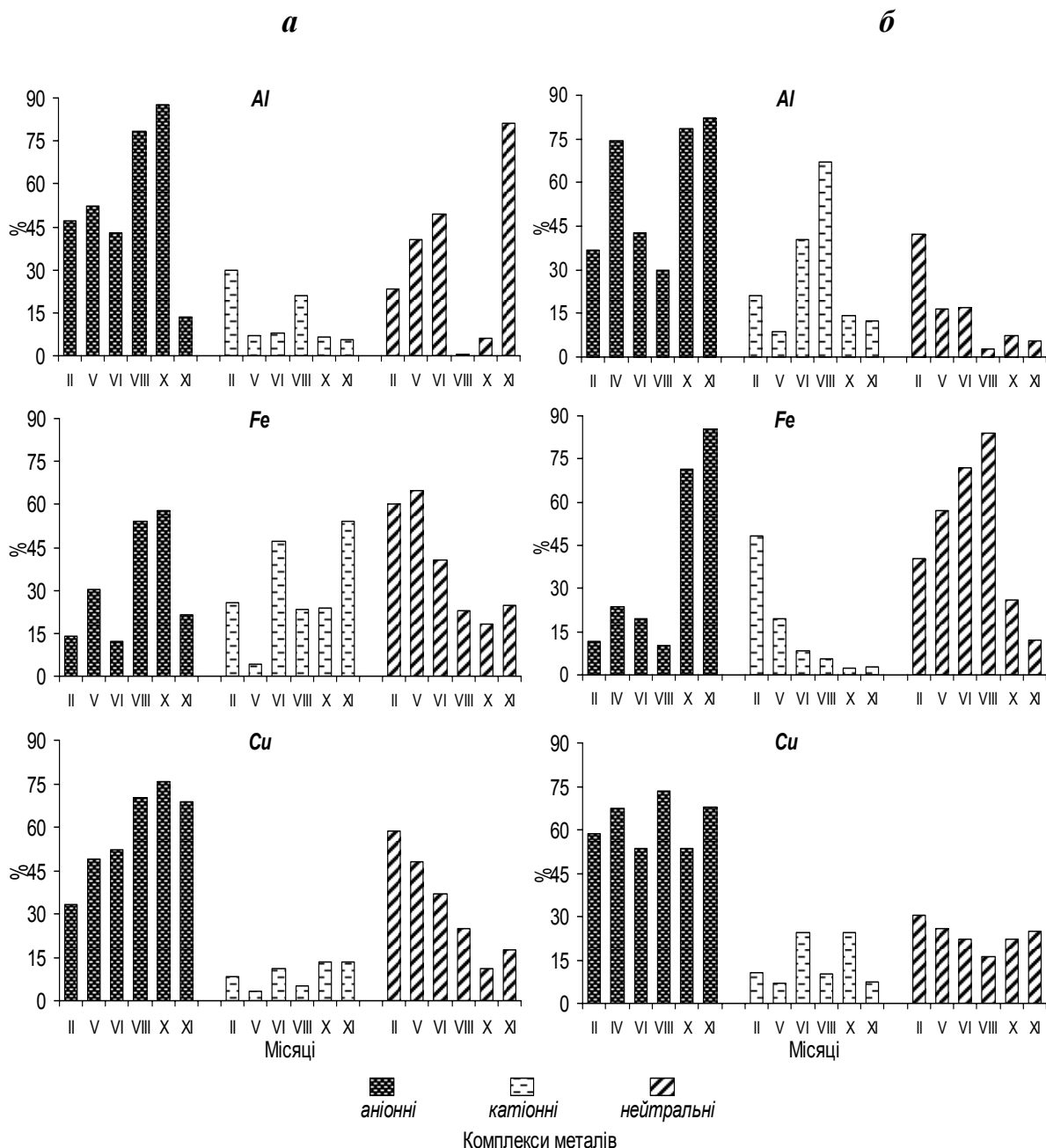


Рис. 1. Співвідношення та динаміка комплексних сполук феруму, алюмінію і купруму з РОР різної хімічної природи у воді р. Серет (а) та Тернопільського водосховища (б)

тобто з ГР (рис. 1, а), що пояснюється зростанням кольоровості води як опосередкованого показника їхнього вмісту у воді порівняно з попередніми місяцями (рис. 2). Це свідчить про важливу роль ГР у міграції металів у розчиненому стані. Причому помітне зростання частки аніонних комплексів від зими до осені спостерігається для всіх досліджуваних нами металів при одночасному зниженні частки нейтральних комплексних сполук, зокрема Fe(III) і Cu(II). Навпаки, у воді Тернопільського водосховища таких помітних сезонних змін за вмістом металів у складі зазначених вище комплексів не було (рис. 1, б), оскільки і кольоровість води не зазнавала таких часових змін, як у воді р. Серет (див. рис. 2).

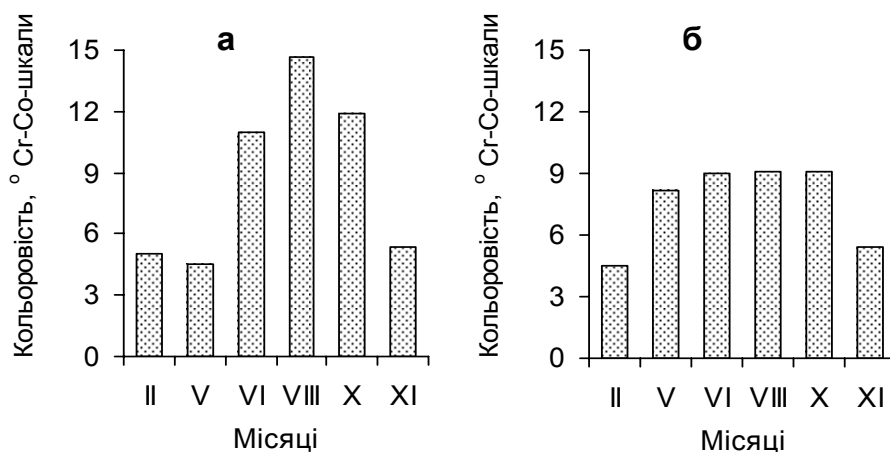


Рис. 2 Сезонні зміни кольоровості води р. Серет (а) і Тернопільського водосховища (б)

Розчинний Cu(II) у воді водосховища протягом досліджуваного періоду постійно домінував у складі комплексів з РОР аніонної природи, тоді як для Al(III) і Fe(III) характерні деякі сезонні зміни їхнього вмісту у складі цих комплексів (див. рис. 1, б). Це може бути пов'язано із зміною компонентного складу РОР у воді даного водосховища протягом року, а саме зі збільшенням частки РОР вуглеводної природи під час інтенсивного розвитку фітопланктону. Тому зростання частки Fe(III) від 40,3 до 84,0 % у складі комплексів з РОР нейтральної природи протягом лютого–серпня, напевно, пов'язано саме і зростання у воді концентрації вуглеводів (див. рис. 1, б).

Слід зазначити, що Al(III) і Cu(II) є конкурентами по відношенню до Fe(III) за центри зв'язування в макромолекулах ГР, що, напевно, залежить як від концентрації ГР, так і їхньої природи (алохтонного чи автохтонного походження). Цей факт підтверджується результатами наших досліджень, оскільки частка Fe(III) у складі комплексів з РОР гумусової природи менша порівняно з відносним вмістом Al(III) і Cu(II) у їхньому складі (див. рис. 1, а, б), а також дослідженнями [33] стосовно конкурентного зв'язування Al(III) і Fe(III) у комплекси з ГР.

Додатковим підтвердженням наявності конкуренції між досліджуваними металами за центри зв'язування в ГР є усереднені величини вмісту Al(III) , Fe(III) і Cu(II) у складі комплексних сполук з РОР різної хімічної природи. Встановлено, що частка Al(III) , Fe(III) і Cu(II) у складі комплексів з РОР аніонної природи у воді досліджуваних об'єктів становить відповідно 54 і 58, 32 і 37 та 58 і 62% (рис. 3).

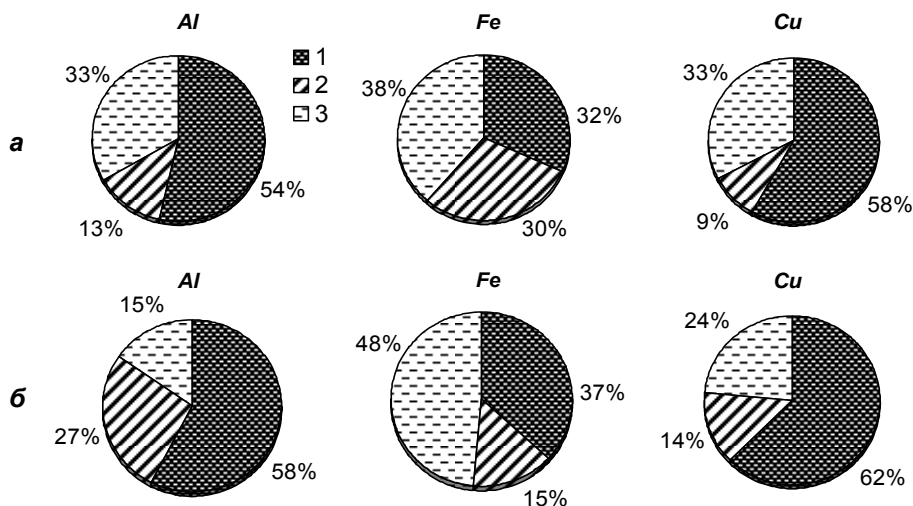


Рис. 3. Розподіл металів між комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи у воді р. Серет (а) та Тернопільського водосховища (б) за середніми величинами. 1, 2, і 3 – відповідно комплекси аніонної, катіонної і нейтральної природи

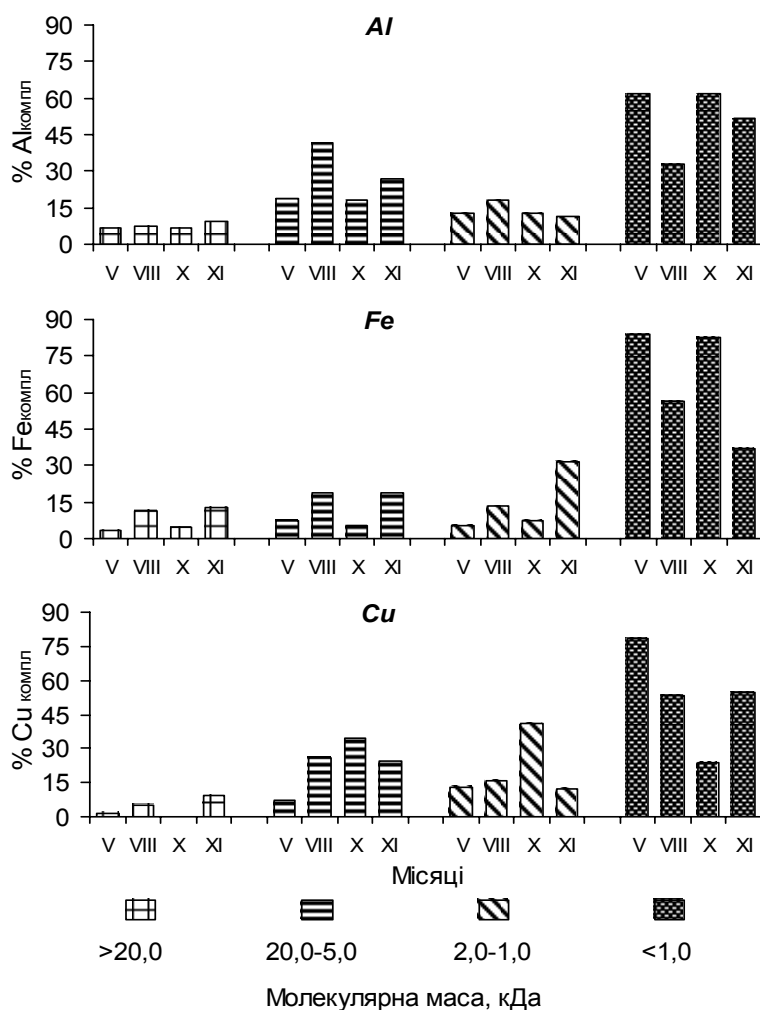


Рис. 4. Розподіл металів серед комплексних сполук з РОР кислотної групи у воді р. Серет, що відрізняються за молекулярною масою.

Знаходження $Al(III)$ і $Cu(II)$ переважно у складі комплексних сполук з РОР аніонної природи спонукало нас до вивчення їхнього молекулярно-масового розподілу, оскільки саме низькомолекулярні комплекси металів потенційно здатні проникати до клітин живих організмів та зумовлювати їхню біоаккумуляцію [32]. Такі ж самі дослідження проведено і для $Fe(III)$, хоча і було виявлено, що аніонні його комплекси не домінували у загальному балансі розчинної форми.

У воді р. Серет протягом досліджуваного періоду серед комплексних сполук $Al(III)$, $Fe(III)$ і $Cu(II)$ з РОР аніонної природи домінували комплекси з молекулярною масою $<1,0$ кДа, частка яких досягала відповідно 32,8–62,1, 56,5–84,1 і 23,5–78,5 %, а у

воді Тернопільського водосховища – відповідно 26,7–58,3, 17,7–73,4 і 14,7–57,6 % (рис. 4 і 5). Зростання частки комплексних сполук Al(III), Fe(III) і Cu(II) з молекулярною масою 20–5 кДа спостерігається у серпні, жовтні та листопаді і характерне для обох досліджуваних водних об’єктів (див рис. 4 і 5).

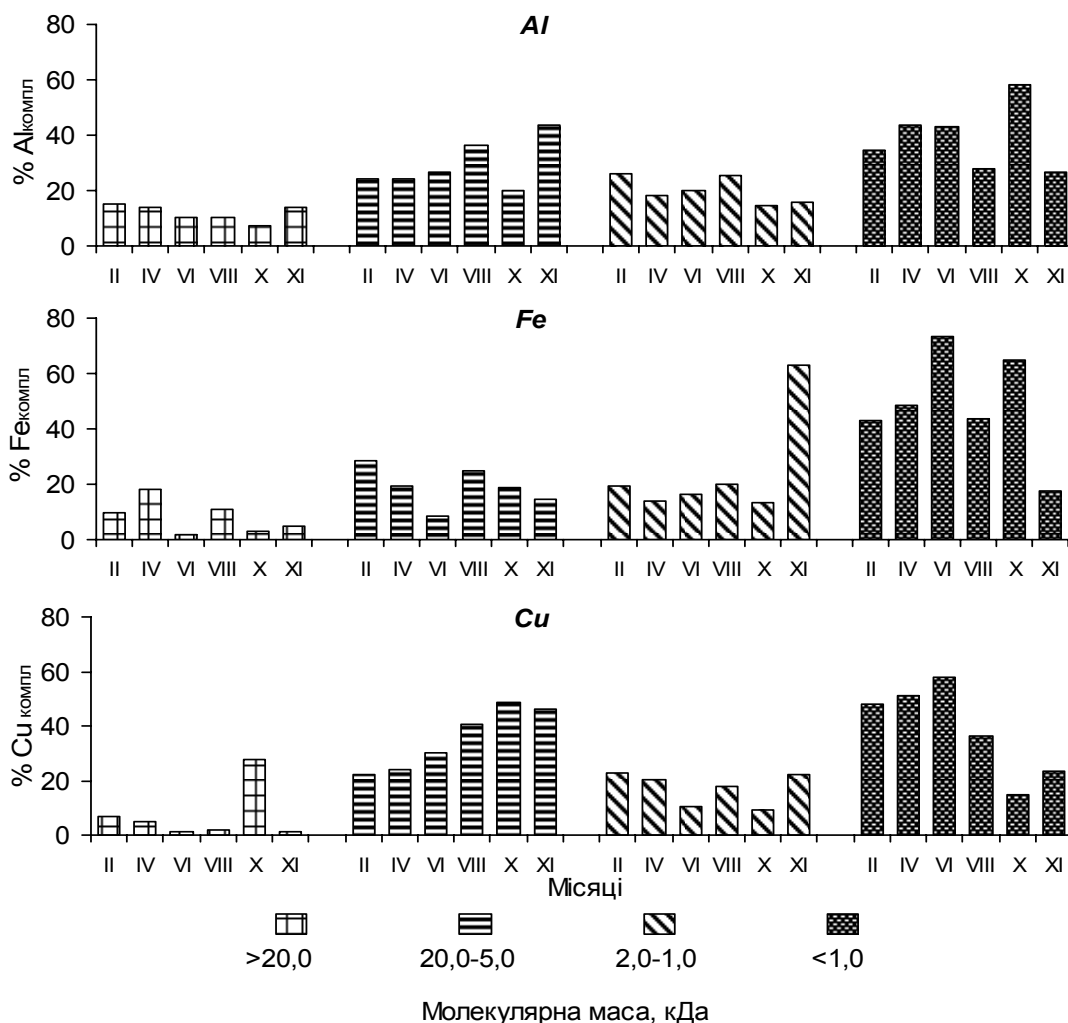


Рис. 5. Розподіл металів серед комплексних сполук з РОР кислотної групи у воді Тернопільського водосховища, що відрізняються за молекулярною масою.

Це може бути зумовлено певними змінами у компонентному складі ГР та збільшенням у їхньому складі частки високомолекулярних сполук із зазначеною молекулярною масою, що і зумовило зміну молекулярно-масового розподілу зазначених комплексів металів.

Загалом, за середніми величинами відносного вмісту металів у складі аніонних комплексів у воді р. Серет і Тернопільського водосховища домінували комплексні сполуки Al(III), Fe(III) і Cu(II), молекулярна маса яких не перевищувала 2,0 кДа (рис. 6). Це свідчить про знаходження металів у складі комплексів з фульвокислотами (ФК), які характеризуються відносно невисокою молекулярною масою та домінують у поверхневих природних водах. Наприклад, у воді дніпровських водосховищ, концентрація ФК перевищує вміст ГК у 20–40 разів. Відомо також, що ФК з молекулярною масою <1,0 кДа складають 65–70% від загального їхнього вмісту, а ГК характеризуються дещо

більшою молекулярною масою, однак їхня частка у загальному балансі ГР незначна [10]. Отже, саме ФК найбільше сприяють знаходженню металів у розчиненому стані, оскільки зв'язують їх в комплекси. Проте за низьких величин концентрації ГР частина металів, зокрема Fe(III), може знаходитися у складі нейтральної фракції РОР.

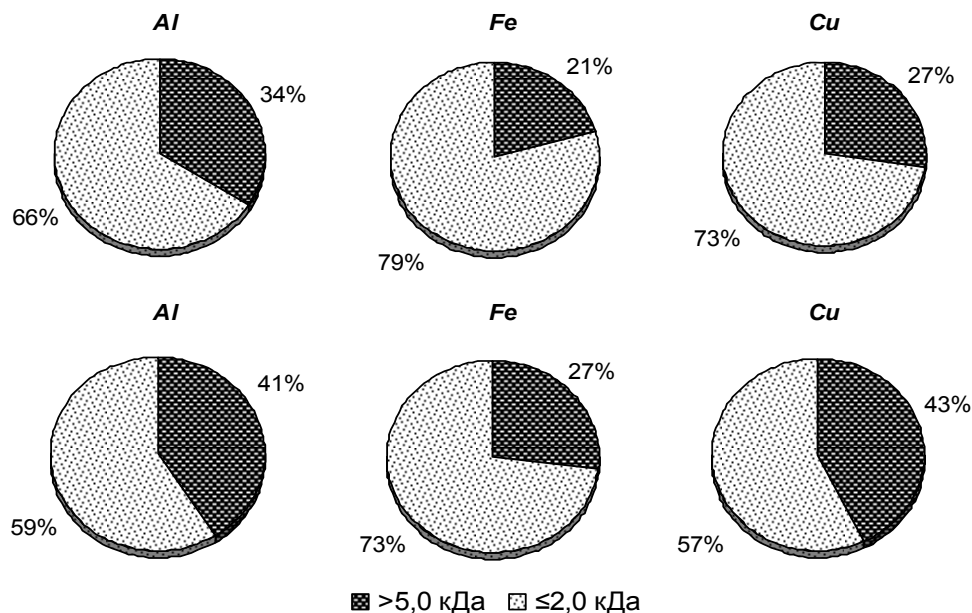


Рис. 6. Співвідношення різних за молекулярною масою комплексів металів з РОР кислотної групи у воді р. Серет (а) та Тернопільського водосховища (б) (за усередненими величинами)

Висновки. У воді р. Серет і Тернопільського водосховища загальна концентрація Al(III), Fe(III) і Cu(II) протягом 2011 р. становила відповідно 2,2–117,7, 73,0–606,7 і 7,7–26,3 мкг/дм³ та 27,8–63,8, 70,5–415,8 і 10,7–25,3 мкг/дм³. Al(III) і Fe(III) у воді цих об'єктів мігрують головним чином у складі завислої форми, тоді як Cu(II), навпаки, – у розчиненому стані. За середніми величинами частка Al(III), Fe(III) і Cu(II) у складі комплексів з РОР аніонної природи у воді досліджуваних об'єктів становить відповідно 54 і 58, 32 і 37 та 58 і 62%. Для Al(III) і Cu(II) у цілому характерне переважне знаходження у складі комплексів з РОР аніонної природи з певними сезонними флуктуаціями, тоді як значну частину Fe(III) було виявлено у вигляді нейтральних комплексних сполук, що зумовлено певними сезонними змінами у компонентному складі РОР, а також конкуренцією між металами за активні центри у макромолекулах ГР. Встановлено, що Al(III) і Cu(II) конкурують із Fe(III) за центри зв'язування ГР. Серед комплексів досліджуваних металів з РОР кислотної групи (аніонної природи) домінують сполуки з молекулярною масою ≤2,0 кДа, частка яких становить 57–79%.

Список літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. – К.: Наук. думка, 2007. – 456 с.
2. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии / Р. Бок ; под ред. А.И. Бусева и Н.В. Трофимова. – М.: Химия, 1984. – 432 с.
3. Васильчук Т.А. Компонентный состав растворенных органических веществ некоторых притоков р. Днепр и его взаимосвязь с развитием планктонных водорослей / Т.А. Васильчук, П.Д.

Клоченко // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 5. – С. 101–114. **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.** Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / [Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с. **6.** Гордеев В.В. Речной сток в океан и черты его геохимии / В.В. Гордеев. – М.: Наука, 1983. – 160 с. **7.** Дворак О.В. Фітопланктон Тернопільського водосховища та його роль у формуванні фітостоку річки Серет : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук. – К., 2006. – 21 с. **8.** Жежеря В.А. Співіснуючі форми алюмінію у воді Килійської дельти Дунаю / В.А. Жежеря, П.М. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1(22). – С. 119–127. **9.** Заиков Г.Е. Кислотные дожди и окружающая среда / Г.Е. Заиков, С.А. Маслов, В.Л. Рубайло. – М.: Химия, 1991. – 144 с. **10.** Линник П.Н. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор) / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук, Р.П. Линник // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 1. – С. 81–107. **11.** Линник П.Н. Особенности миграции алюминия в поверхностных водах с повышенным содержанием гумусовых веществ: натурные и экспериментальные исследования / П.Н. Линник, В.А. Жежеря, Р.П. Линник // Экологическая химия. – 2010. – Т.19, №4. – С. 213–228. **12.** Линник П.Н. Особенности распределения алюминия среди сосуществующих форм в поверхностных водоемах разного типа / П.Н. Линник, В.А. Жежеря // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 6. – С. 92–109. **13.** Линник П.Н. Оценка токсичности форм меди в природных водах методом биотестирования в сочетании с хемилуминисцентным определением концентрации свободных ионов Cu^{2+} / П.Н. Линник, Э.П. Щербань // Экологическая химия. – 1999. – Т.8, №3. – С. 168–176. **14.** Роль органических веществ в миграции железа в Киевском водохранилище / П.Н. Линник, Ю.Б. Набиванец, Т.А. Васильчук, Н.В. Болелая // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 3. – С. 106–112. **15.** Линник П.Н. Содержание и формы миграции металлов в воде рек бассейна Припяти / П.Н. Линник, В.А. Жежеря, И.Б. Зубенко // Гидробиол. журн. – 2011. – Т. 47, № 6. – С. 90–107. **16.** Сосуществующие формы тяжелых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции / [П.Н. Линник, Т.А. Васильчук, Р.П. Линник, И.И. Игнатенко] // Методы и объекты химического анализа. – 2007. – Т. 2, № 2. – С. 130–146. **17.** Линник П.Н. Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 1. – С. 22–42. **18.** Линник П.Н. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец. – Л.: Гидрометеиздат, 1986. – 270 с. **19.** Линник Р.П. Фотохімічна пробопідготовка як важливий етап у дослідженні співіснуючих форм заліза (III) та кобальту (II) у природних водах / Р.П. Линник, О.А. Запорожець // Вісн. Київ. нац. ун-ту. Сер. Хімія. – 2003. – Вип. 39. – С. 19–22. **20.** Моисеенко Т.И. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология / Т.И. Моисеенко, Л.П. Кудрявцева, Н.А. Гашкина. – М.: Наука, 2006. – 261 с. **21.** Мур Дж.В. Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния / Дж.В. Мур, С. Рамаурти. – М.: Мир, 1987. – 288 с. **22.** Набиванец Б.И. Кинетические методы анализа природных вод / Б.И. Набиванец, П.Н. Линник, Л.В. Калабина. – К.: Наукова думка, 1981. – 140 с. **23.** Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 6: Украина и Молдавия. Вып. 1: Западная Украина и Молдавия. Ч. 4: Описания отдельных рек и водохранилищ бассейна р. Днестра / Под ред. К.Л. Михайловой. – Л.: Гидрометеиздат, 1964. – С. 118–124. **24.** Савранский Л.И. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Л.И. Савранский, О.Ю. Наджафова // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617. **25.** Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / [И. С. Сироткина, Г. М. Варшал, Ю. Ю. Лурье, Н. П. Степанова] // Журн. аналит. химии. – 1974. – Т. 29, № 8. – С. 1626–1633. **26.** Щербак В.І. Просторово-часова динаміка фітопланктону в системі “річка – водосховище – річка” / В.І. Щербак, О.В. Бондаренко // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 6. – С. 36–41. **27.** Щербак В.І. Фітопланктон урбанізованих водойм м. Тернополя / В.І. Щербак, Г.О. Гошовська, О.В. Бондаренко //

Наукові записки Тернопільського держ. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія: Біологія, № 3(14). Спецвипуск: Гідроекологія. – 2011. – С. 106–107. **28.** *Driscoll C.T.* Aluminum in acidic surface waters: chemistry, transport, and effects / C.T. Driscoll // *Environ. Health Perspectives.* – 1985. – Vol. 63. – P. 93–104. **29.** *Elder J.F.* Iron transport in a lake Tahoe tributary and its potential influence upon phytoplankton growth / J.F. Elder, K.E. Osborn, C.R. Goldman // *Water Res.* – 1976. – Vol. 10, N 9. – P. 783–787. **30.** *Linnik P.N.* Role of humic substances in the complexation and detoxification of heavy metals: case study of the Dnieper reservoirs / P.N. Linnik, T.A. Vasilchuk // *Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice* (I.V. Perminova, K. Hatfield, N. Hertkorn, Eds.). – NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Series. – Printed in the Netherlands: Springer. – 2005. – Vol. 52. – P. 135–154. **31.** *Perminova I.V.* Remediation chemistry of humic substances: theory and implications for technology / I.V. Perminova, K. Hatfield // *Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice* (I.V. Perminova, K. Hatfield, N. Hertkorn, Eds.). – NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Series. – Dordrecht: Springer. – 2005. – Vol. 52. – P. 3–36. **32.** *Rubini P.* Speciation and structural aspects of interactions of Al(III) with small biomolecules / P. Rubini, A. Lakatos, D. Champmartin, T. Kiss // *Coordination Chemistry Reviews* – 2002. – Vol. 228. – P. 137–152. **33.** *Tipping E.* Al(III) and Fe(III) binding by humic substances in freshwaters, and implications for trace metal speciation / E. Tipping, C. Rey-Castro, S.E. Bryan, J. Hamilton-Taylor // *Geochim. Cosmochim. Acta.* – 2002. – Vol. 66, N 18. – P. 3211–3224. **34.** *Tipping E.* Cation binding by humic substances / E. Tipping. – Cambridge: Univ. Press, 2004. – 434 p. **35.** *Witters H.E.* Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems / H.E. Witters // *Ecotoxicol. Environ. Safety.* – 1998. – Vol. 41. – P. 90–95.

Форми знаходження металів у воді річки Серет і Тернопільського водосховища

Жежеря В.А., Линник П.М.

Розглянуто результати досліджень форм знаходження Al(III), Fe(III) і Cu(II) у воді річки Серет і Тернопільського водосховища. Встановлено, що Al(III) і Fe(III) мігрують переважно у завислій формі, а Cu(II) – у розчиненому стані. Відносний вміст Al(III), Fe(III) і Cu(II) у складі комплексів з РОР аніонної природи у воді досліджуваних водних об'єктів становить, за середніми величинами, відповідно 54 і 58, 32 і 37 та 58 і 62%. З'ясовано, що частка аніонних комплексів металів у воді р. Серет зростає від зими до осені при одночасному зменшенні частки нейтральних комплексних сполук, що було найпомітнішим для Al(III) і Cu(II). Значну частину розчиненого Fe (від 38 до 48%) виявлено у складі нейтральних комплексів, що не характерно для Al(III) та Cu(II). Встановлено, що Al(III) і Cu(II) конкурують із Fe(III) за центри зв'язування в макромолекулах ГР. Серед комплексних сполук досліджуваних металів з РОР аніонної природи домінують комплекси з молекулярною масою, що не перевищує 2,0 кДа. Їхня частка досягає 57–79%.

Ключові слова: алюміній; ферум; купрум; форми знаходження; р. Серет; Тернопільське водосховище.

Формы нахождения металлов в воде реки Серет и Тернопольского водохранилища

Жежеря В.А., Линник П.Н.

Рассмотрены результаты исследований форм нахождения Al(III), Fe(III) и Cu(II) в воде реки Серет и Тернопольского водохранилища. Установлено, что Al(III) и Fe(III) мигрируют преимущественно во взвешенной форме, а Cu(II) – в растворенном состоянии. Относительное содержание Al(III), Fe(III) и Cu(II) в составе комплексов с растворенными органическими веществами (РОВ) анионной природы в воде исследуемых водных объектов составляет, по средним величинам, соответственно 54 и 58, 32 и 37 и 58 и 62%. Определено, что доля анионных комплексов металлов в воде р. Серет увеличивается от зимы к осени при одновременном уменьшении доли нейтральных комплексных соединений, что наиболее выражено для Al(III) и Cu(II). Значительная часть растворенного Fe (от 38 до 48%) обнаружена в составе нейтральных комплексов, что нехарактерно для Al(III) и Cu(II). Установлено, что Al(III) и Cu(II) конкурируют с Fe(III) за центры связывания в макромолекулах гумусовых веществ. Среди

комплексных соединений исследуемых металлов с РОВ анионной природы преобладают комплексы с молекулярной массой, не превышающей 2,0 кДа. Их доля достигает 57–79%.

Ключевые слова: алюминий; железо; медь; формы нахождения, р. Серет; Тернопольское водохранилище.

Speciation of metals in water of the Seret river and the Ternopol' reservoir

Zhezherya V.A., Linnik P.M.

Results of investigations of Al(III), Fe(III) and Cu(II) coexisting forms in water of the Seret River and the Ternopol' reservoir are considered. It is established that Al(III) and Fe(III) migrate mainly in composition of the suspended particles and Cu(II) migrates in the dissolved state. Average values of the Al(III), Fe(III) and Cu(II) complexes with dissolved organic matter (DOM) of the anionic nature in water of investigated water bodies are 54 and 58, 32 and 37 and 58 and 62 %, respectively. It is determined that the share of the anionic complexes in water of the Seret River increases from winter to autumn and, simultaneously, the share of the metal neutral complexes decreases during the period involved. That is the most expressed for Al(III) and Cu(II). The principal part of dissolved Fe(III) (from 38 to 48%) is in composition of neutral complexes, that is not characteristic feature of Al(III) and Cu(II). It is established that Al(III) and Cu(II) compete with Fe(III) for the binding centers in the macromolecules of humic substances. Among the metal complexes with DOM of the anionic nature the fraction with molecular weight $\leq 2,0$ kDa is dominated. Its share lies between 57 and 79 %.

Keywords: aluminium; iron; copper; coexisting forms; Seret River; Ternopol reservoir.

Надійшла до редколегії 20.01.12

УДК 556.012;167

Курило С.М., Винарчук О.О.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

БАГАТОРІЧНІ ЗМІНИ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ І ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ВОДІ р. ПСЕЛ ТА АНАЛІЗ ЇХ ВЗАЄМОЗВ'ЯЗКУ ІЗ ВОДНІСТЮ

Ключові слова: гідрохімічний режим, трансформація хімічного складу, мінералізація

Вступ. В останні десятиріччя зміна гідрохімічного режиму річок набула ознак не регіонального, а явища все більш глобального характеру. Це пов'язано як із зростанням антропогенного навантаження на водозбори так і з змінами гідрологічного режиму річок внаслідок процесів глобального потепління.

Перші дослідження українських вчених щодо оцінки зміни мінералізації та хімічного складу річкових вод розпочалися в 70-х роках ХХ сторіччя. Основні наукові роботи полягали в дослідженні та оцінці впливу різних видів господарської діяльності на формування хімічного складу води річок України [1, 2], у дослідженні закономірностей трансформації хімічного складу води річок в умовах техногенезу, дослідженні антропогенної складової стоку і концентрацій хімічних компонентів у річкових водах [3, 4].

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

Постановка завдання та вихідні матеріали. Трансформація хімічного складу має оцінюватись за наступними напрямком : зміна загальних кількісних характеристик (загальна мінералізація) і зміна іонного складу на якісному рівні.

Для оцінки іонного складу була запропонована модернізована класифікація природних вод за хімічним складом О. О. Алекіна, де індикатором трансформації є зміна класифікаційних ознак [5].

Для оцінки загальної мінералізації, зазвичай, використовуються вагові або еквівалентні форми її виразу. Вони не є зручними для оцінки багаторічних змін оскільки не дають легкого уявлення про її динаміку протягом тривалих періодів.

Для цих цілей пропонується вводити так званий коефіцієнт галинності K_G . Його сутність полягає у наступному. У багаторічному ряді даних про мінералізацію води обирається так званий референсний період (умовного природного фону). Пропонується встановлювати його у межах перших 5 років гідрохімічних спостережень. Осереднене значення середньорічних показників (або осереднених показників для кожної фази гідрологічного режиму: весняна повінь, меженні періоди) вважати початковою характеристикою G_R . Відповідне значення для кожного наступного року (або періоду) приймати за поточну характеристику G . Відношення поточної характеристики G до початкової G_R і буде коефіцієнтом галинності K_G :

$$K_G = G / G_R.$$

Якщо $K_G > 1$ мінералізація зростає, відповідно якщо $K_G < 1$ мінералізація зменшується.

Наступним завданням є аналіз можливих природних і антропогенних причин зміни гідрохімічного режиму.

В якості об'єкта наших досліджень була обрана одна з лівобережних приток Дніпра р. Псел - с. Запсілля, для якої існує тривалий ряд гідрохімічних спостережень (1949-2008 рр.). Це дозволяє оцінити зміни мінералізації води у запропонованим вище методичним підходом.

Основні результати. Аналіз середніх багаторічних значень мінералізації для р. Псел - с. Запсілля показує, що їх коливання може сягати значних величин (рис.1). Так мінімальне середньорічне значення мінералізації становить 392 мг/дм³ (1964р) , а максимальне середньорічне значення 844 мг/дм³ (1991р). В цілому середньорічні показники мають сталу тенденцію до зростання з невеликими циклічними коливаннями в межах 3-6 річних періодів. В цілому за досліджуваний період мінералізація зросла з 610 мг/дм³ до 715 мг/дм³. Лінійний тренд, нівелюючи існуючі коливання, свідчить про стійке повільне зростання значень середньорічної мінералізації.

Вище для оцінки змін загальної мінералізації були використана вагова форма її виразу та елементарні графоаналітичні підходи (графічне відображення середньорічних значень мінералізації та лінійний тренд). Нижче застосуємо методичний підхід, який був запропонований у попередньому розділі роботи.

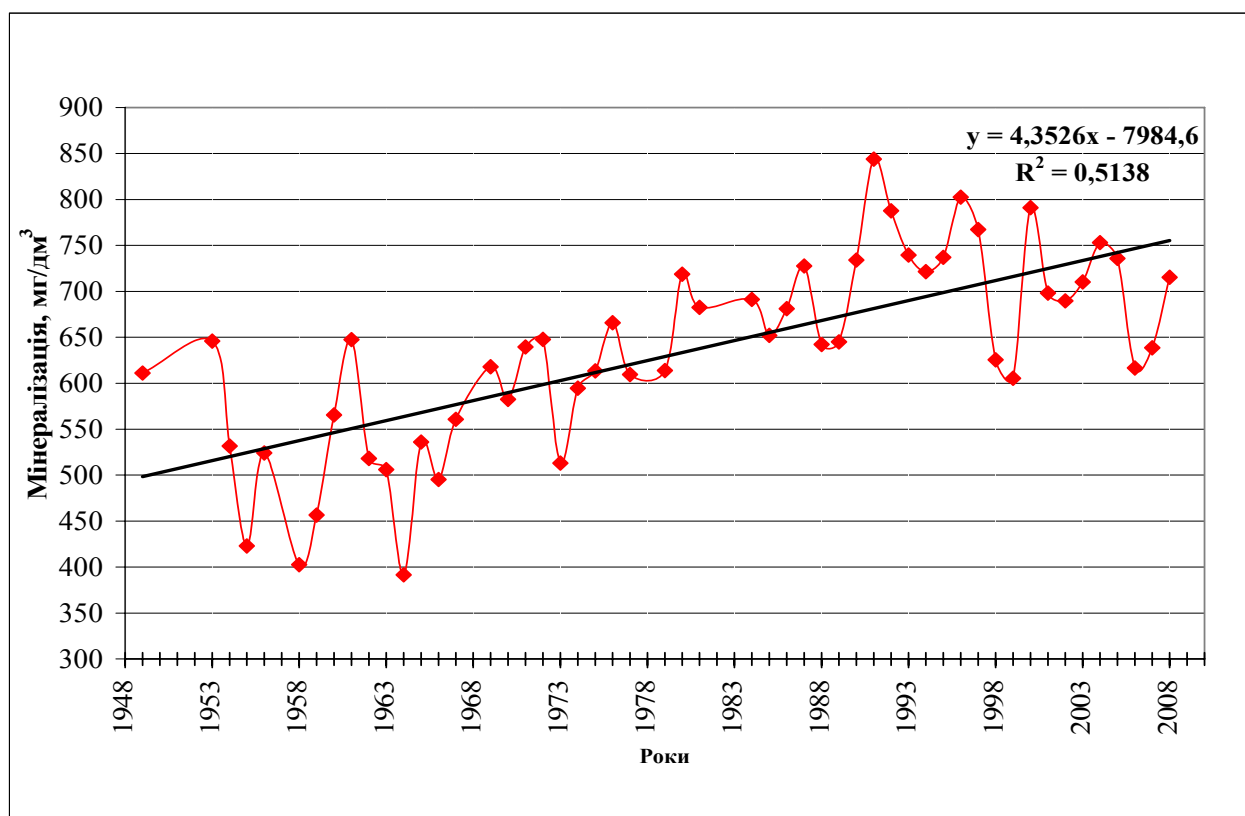


Рис. 1. Середні річні значення мінералізації та їх лінійний тренд р. Псел-с.Запсілля за 1949-2008 рр.

Спочатку оберемо розрахункові і референсний періоди. Зважаючи на тривалість ряду спостережень вони дорівнюють 5 років (перші 5 років спостережень – референсний, наступні кожні 5 років - розрахункові). Надалі отримуються осереднені значення середньорічної мінералізації для кожного періоду і безпосередньо розраховується коефіцієнт галінності K_G за наведеним вище співвідношенням (табл.1). Графічне відображення часових змін коефіцієнту галінності K_G наведено на рис. 2.

Таблиця 1. Розрахункові періоди і величини коефіцієнту галінності отриманні для р. Псел - с. Запсілля за період 1949-2008 рр.

Період	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	Мінералізація	K_G	МКА*
Референсний	291	67	18	81	15	34	505	1	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{Ca}}$
1959-1963	307	77	21	87	16	36	539	1,07	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{Ca}}$
1964-1968	291	82	22	87	16	35	526	1,04	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{Ca}}$
1969-1973	288	75	21	84	14	38	520	1,03	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{Ca}}$
1974-1979	275	71	15	78	12	38	489	0,97	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{Ca}}$
1980-1984	386	93	37	89	23	72	697	1,38	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{CaNa}}$
1985-1989	357	78	57	85	24	68	670	1,32	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{CaNa}}$
1990-1994	347	87	62	82	25	73	686	1,36	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{CaNa}}$
1995-1999	357	90	68	80	24	82	719	1,42	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{CaNa}}$
2000-2004	350	90	79	79	25	88	731	1,45	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{CaNa}}$
2005-2008	329	86	77	85	26	73	677	1,34	$\text{C}_{\text{II6}}^{\text{CaNa}}$

*Примітка: МКА – модернізована класифікація природних вод за хімічним складом
О.О. Алекіна

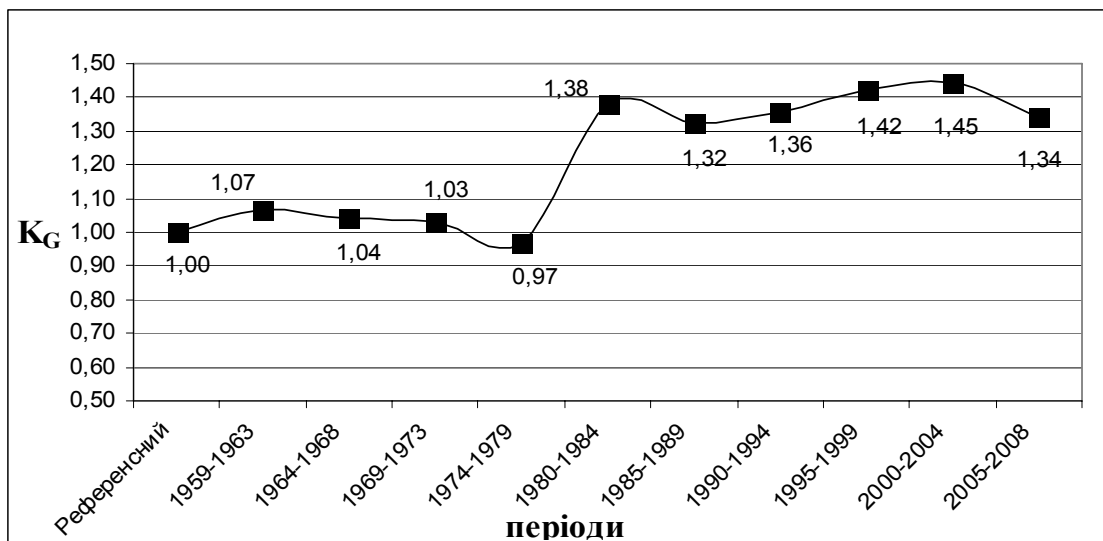


Рис.2. Часовий розподіл величини коефіцієнту галинності для р. Псел – с. Запсілля за період 1949-2008 рр .

З рис.2 видно переваги запропонованого вище методу. По перше, добре виділяються три різні періоди режиму середньорічних значень мінералізації, що не простежується на рис. 1.

По друге, коефіцієнт галинності дає легку уяву про кількісне значення зміни мінералізації за будь-який розрахунковий період у порівнянні з референсним (різниця між одиницею і розрахунковим значення K_G дає частку зміни мінералізації, при множенні на 100 отримаємо величину зміни у %).

По третє, поєднуючи кількісні зміни мінералізації, отримані за допомогою K_G з класифікаційними ознаками модернізованої класифікації природних вод за хімічним складом О. О. Алекіна, легко прослідкувати вплив зміни мінералізації води на трансформацію її якісного складу.

Нижче проаналізуємо можливі причини зміни гідрохімічного режиму річки. Класична гідрохімія надає особливої уваги дослідженню залежностей мінералізації річкової води та концентрації хімічних компонентів від витрат річки як одному із вихідних пунктів щодо висвітлення теоретичних питань про умови формування гідрохімічного режиму річки та рішення прикладних задач.

Для рівнинних річок, у яких спостерігається швидке падіння мінералізації води, гідрохімічний режим виражається синхронними, але обернено протилежними змінами кривих мінералізації (Σ_i) і витрат (Q). Такий зв'язок відображає положення, за якого зі збільшенням витрат води відбувається зменшення її мінералізації.

Аналізуючи багаторічні зміни середньорічних витрат води і мінералізації води (рис. 3) річки Псел маємо можливість спостерігати трошки змінену картину.

Багаторічні зміни водності річки мають коливальний характер без яскраво вираженої загальної тенденції до її зростання або зменшення. Для деталізації характеру коливання водності була побудована різницево-інтегральна крива витрат води (рис. 4). З неї добре видно, що в період з 1953 р. до 1976 р. (включно) на р. Псел триває маловодна фаза водності. А з 1977 р. по

1988 р. яскраво виражений багатоводний період. Далі йде чергування короткотривалих у часі фаз водності.

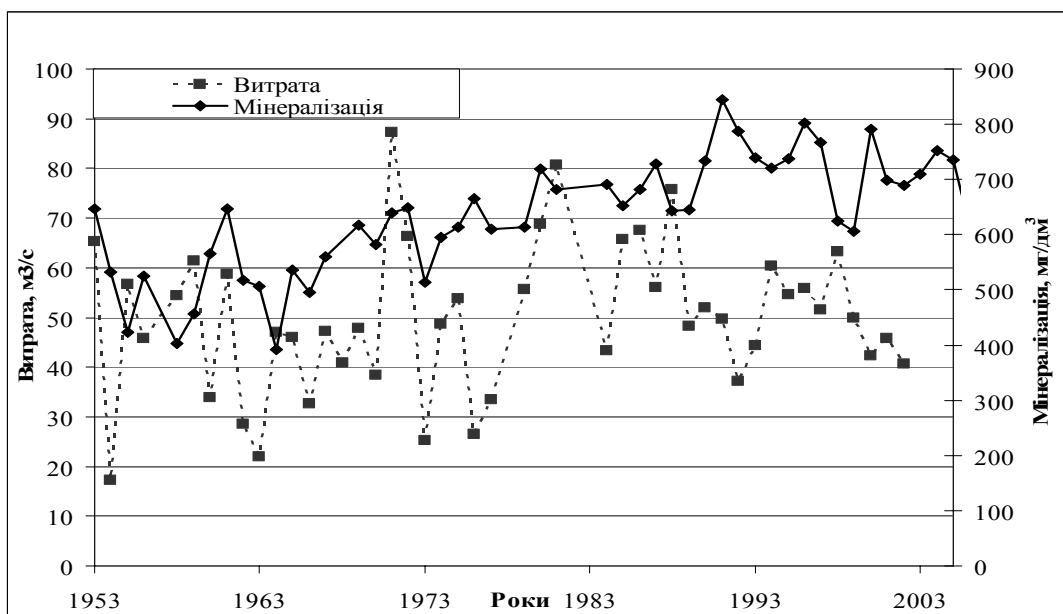


Рис.3. Суміщений графік ходу середніх річних витрат води і середньорічної мінералізації для р. Псел - с. Запсілля за період 1953-2008 рр.

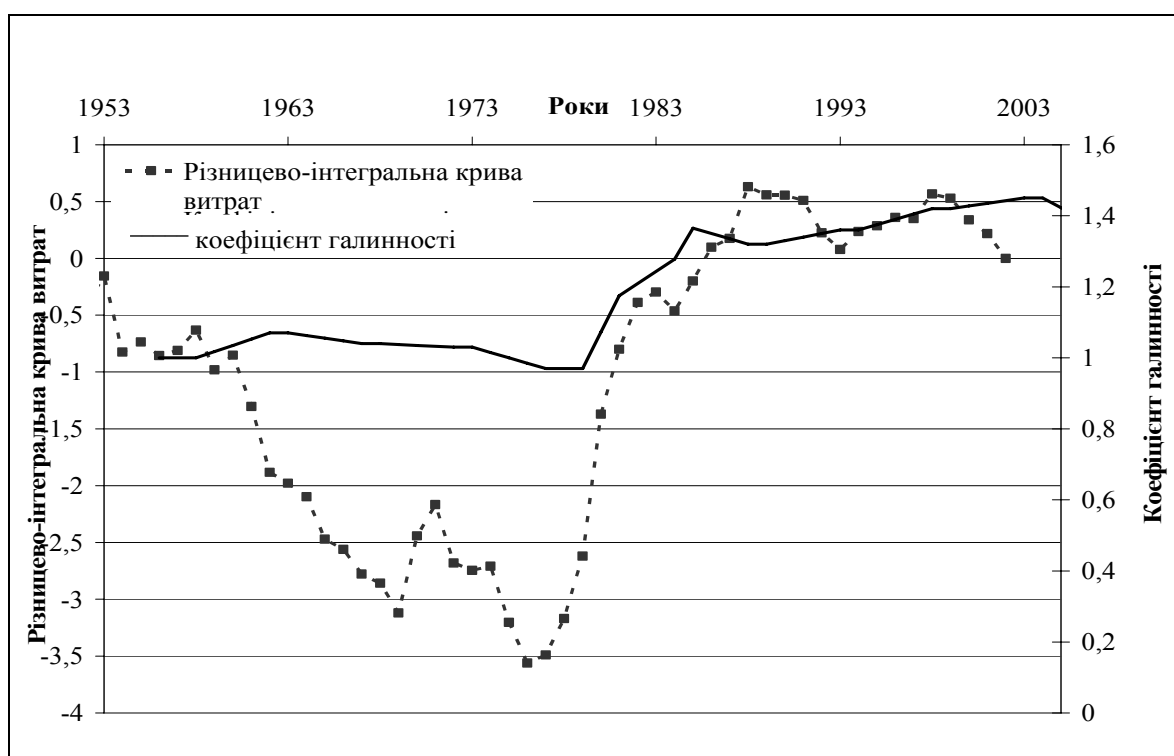


Рис.4. Суміщений графік різницево-інтегральної кривої витрат води і коефіцієнту галінності для р. Псел - с. Запсілля за період 1953-2008 рр.

Таблиця 2. Кореляційна матриця основних досліджуваних гідрохімічних і гідрологічних характеристик для р. Псел

	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}+\text{K}$	Σ_i	Q
Q	0,24	0,16	0,16	0,14	0,22	0,24	0,24	1,00
Σ_i	0,71	0,67	0,75	0,54	0,59	0,89	1,00	
$\text{Na}+\text{K}$	0,56	0,74	0,76	0,39	0,41	1,00		
Mg^{2+}	0,51	0,34	0,51	0,10	1,00			
Ca^{2+}	0,54	0,39	0,46	1,00				
Cl^-	0,27	0,50	1,00					
SO_4^{2-}	0,31	1,00						
HCO_3^-	1,00							

Аналізуючи зміни мінералізації спостерігаємо дещо іншу картину. В зміні середньорічних значень мінералізації і концентрацій головних іонів можна виділити 3 характерних періоди (рис. 4).

Перший період (умовний природний фон, 1953–1979 рр.) характеризувався малою мінералізацією і сталим гідрокарбонатно-кальцієвим складом води $C_{\text{IIb}}^{\text{Ca}}$. Значення коефіцієнту галинності коливались біля значень референсного періоду (тобто 1).

Другий період (перехідний, 1980-1984рр.) характеризувався підвищенням мінералізації води і відчутною зміною її якісного складу на рівні груп і типів з $C_{\text{IIb}}^{\text{Ca}}$ на $C_{\text{Ib}}^{\text{CaNa}}$. Відбулося зростання показника K_G з значення 0,97 до 1,38, що у сукупності з різким зростанням вмісту іонів SO_4^{2-} , Cl^- може свідчити про зростання впливу антропогенного чинника у формуванні іонного складу (див. рис. 2 і 4, табл.1).

Третій період (сучасний, 1985-2008 рр.) характеризується стабілізацією змін у гідрохімічному режимі річки як на рівні кількісних характеристик (коефіцієнт галинності дорівнював значенням 1,3-1,4) так і якісних (співвідношення між головними іонами).

Тобто, можна зробити висновок, що зміни середньорічних витрат води і її мінералізації відбувалися незалежно один від одного про що свідчить і кореляційна матриця наведена у таблиці 2. З неї також видно, що найбільш тісний зв'язок характерний для пари « $\text{Na}+\text{K}$ » - Σ_i . Це також свідчить про зростання ролі антропогенної складової у формуванні величини мінералізації.

Висновки. Проведений короткий критичний аналіз існуючих способів оцінки зміни хімічного складу поверхневих вод. На його основі запропоновано новий методичний підхід для оцінки багаторічних змін гідрохімічного режиму річкових вод. Сутність його полягає у кількісній оцінці змін мінералізації води за допомогою коефіцієнту галинності K_G . Його поєднання з модернізованою класифікацією природних вод за хімічним складом О.О. Алекіна одночасно дозволяє оцінити якісні зміни іонного складу води. Виконано опробування запропонованого методичного підходу на прикладі р. Псел за багаторічний період 1953-2008 рр.

Встановлено відсутність взаємозв'язку між середньорічною величиною витрат води у річці і відповідною величиною мінералізації води. Про це

яскраво свідчать суміщенні графіки показників водності річки і показників мінералізації, а також розрахована кореляційна матриця основних гідрохімічних і гідрологічних характеристик.

Список літератури

1. *Пелешенко В.І.* Гідрохімічний режим річок Київського і Чернігівського Полісся в умовах антропогенного впливу / Пелешенко В.І., Хільчевський В.К., Гарасевич І.Г. // Вісн. Київ. ун-ту. Сер. Географія. – 1982. – Вип. 24. – С. 43-46. 2. Про точність розрахунків хімічного стоку / [Пелешенко В.І., Закревський Д.В., Хільчевський В.К. та ін.] // Вісн. Київ. ун-ту. Сер. Географія. – 1983. – Вип. 25. – С. 29-34. 3. Вплив господарської діяльності на гідрохімічний режим та якість води р. Рось / [Пелешенко В.І., Закревський Д.В., Хільчевський В.К. та ін.] // Вісн. Київ. ун-ту. Сер. Географія. – 1985. – Вип.27. – С. 37-49. 4. *Закревский Д.В.* Об оценке влияния осушительных мелиораций на вынос химических элементов речными водами / Закревский Д.В. // Мелиорация и водное хозяйство. – 1988. – Вып.68. – С. 10-14. 5. *Хільчевський В.К.* Про методичний підхід для дослідження трансформації хімічного складу річкових вод / Хільчевський В.К., Руденко Р.В., Курило С.М. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.9. – С. 9-17.

Багаторічні зміни мінералізації і вмісту головних іонів у воді р. Псел та аналіз їх взаємозв'язку із водністю

Курило С.М., Винарчук О.О.

Виконаний аналіз багаторічних змін гідрохімічного режиму р. Псел. Запропоновані методичні підходи по оцінці подібних змін та проаналізований їхній зв'язок із водністю річки.

Ключові слова: гідрохімічний режим, трансформація хімічного складу, мінералізація.

Многолетние изменения минерализации и содержания главных ионов в воде р. Псел и их взаимосвязь с водностью

Курило С.М., Винарчук О.О.

В статье выполнен анализ многолетних изменений гидрохимического режима р. Псел. Предложены методические подходы по оценке подобных изменений, а также проанализирована их связь с водностью реки.

Ключевые слова: гидрохимический режим, трансформация химического состава, минерализация.

Long-term changes of mineralization and value of main ions from Psel river

Kurilo S, Vinarchuk O.

Analysis and comparison of changes of mineralization and value of main ions from Psel river were made.

Keywords: hydrochemical regime, transformation of chemical composition, mineralization.

Надійшла до редколегії 06.03.12

Караван Ю.В.

*ДП "Інститут екологієни і токсикології ім. Л.І. Медведя",
відділ медико-екологічних проблем, м. Чернівці*

ХАРАКТЕРИСТИКА ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ ТА ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧОК БАСЕЙНУ ВЕРХНЬОГО СІРЕТУ

Ключові слова: *моніторинг; гідрохімічні показники; гідробіологічні показники; фітоперифітон; важкі метали; пестициди*

Постановка проблеми. Ні в кого немає ніякого сумніву, що за останнє століття на всі поверхневі водні джерела без виключення чиниться значний антропогенний тиск. Водні об'єкти використовуються не тільки як джерело питної та технічної води, але і як основний засіб утилізації стічних вод як побутового, так і промислового походження. Тому про абсолютно чисті поверхневі природні води говорити просто не доводиться. У зв'язку з цим дуже важливим науковим напрямком є розробка нових методів діагностики та оцінки якості природних вод, які б відповідали сучасним умовам життя, враховували появу нових забруднювачів і давали можливість швидкого реагування і недопущення катастрофічних несприятливих екологічних ситуацій.

Басейн р. Сірет є цікавим об'єктом для досліджень, оскільки він охоплює як гірську, так і передгірську області. Крім того, річка є транскордонною, тому важливим кроком є розробка методики збору і дослідження інформації про якість води даної річки, яка б відповідала європейським стандартам і давала співставлювані з європейськими дані.

Аналіз останніх досліджень. Існує багато методів та методик визначення якості води поверхневих водних джерел як в Україні, так і у всьому світі. Більшість з них спрямовані на визначення у воді водойм різноманітних хімічних сполук природного та антропогенного походження (біогенних елементів, пестицидів, важких металів, СПАР та ін.). Останнім часом все більшої ваги при оцінці якості вод набувають гідробіологічні методи, оскільки водойма – це не лише джерело води для людини, а й середовище існування величезної кількості живих організмів – фіто- та зоопланктону, перифітону, риб, ракоподібних, макролітів та ін. Всі ці організми використовуються як біоіндикатори якості вод. Особливою увагою біологічні методи аналізу користуються у науковців Європи, де вже доволі давно розроблені цілісні системи моніторингу вод, засновані саме на біоіндикації (Watanabe T., Asai K., Willis, VanLandingham S.L. і ін.).

В Україні найбільш широко використовуються хімічні методи діагностики стану вод [1, 2]. Проте останнім часом вітчизняні науковці все частіше звертаються до біологічних методів оцінки якості води водойм через їх експресність та відносно невелику вартість.

На даний момент, на нашу думку, найбільш повною методикою оцінки якості водного середовища є «Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» [3], оскільки в ній використано екологічний підхід, який дає можливість проаналізувати водне джерело як екосистему. Ця методика дає можливість поєднати гідрохімічні та гідробіологічні показники і вийти на екологічну оцінку якості води.

Постановка завдання. Метою виконаних досліджень є визначення стану води басейну р.Сірет з використанням як біологічних, так і хімічних методів аналізу.

Основним завданням роботи є встановлення класу води р. Сірет та її приток, визначення сапробності різних ділянок басейну та водотоку в цілому, прогнозування стану басейну на майбутнє.

Для цього використано дані хімічного аналізу води, які включають визначення вмісту основних катіонів та аніонів, важких металів, пестицидів, а також результати біологічних досліджень, що дало можливість визначити здатність водотоків басейну р. Сірет до самоочищення.

Матеріали і методика дослідження. Проби води у басейні річки відбиралися з 9 створів протягом 2007, 2008, 2010, 2011 рр. для визначення гідрохімічних показників та протягом 2008, 2010, 2011 рр. - для гідробіологічних досліджень.

Відповідні роботи проводились за басейновим принципом. Створи були розміщені не лише по р. Сірет, а й по її притоках – р.Сухий, р. Міхидрі та р. Малий Сірет. Відбір проб води проводили у таких пунктах: територія Вижницького національного парку (р.Сухий), смт Берегомет, с. Лукавці, с.Стара Жадова (р.Міхидра), у 2 км вище м. Сторожинець, на виїзді з м. Сторожинець, с. Сучавени (р. Малий Сірет), с. Кам'янка, с. Черепківці. У великих населених пунктах створи обиралися вище та нижче за течією, щоб визначити вплив цих населених пунктів на якість води річки.

Хімічний аналіз води проводився згідно загальноприйнятих методик [2].

Отримані результати та їх обговорення. Води р.Сірет та її приток характеризуються малою мінералізацією. Основний внесок до іонного складу води в даному басейні належить переважно гідрокарбонатам кальцію і магнію. Протягом дослідженого періоду концентрації гідрокарбонатних іонів коливалися від 141,2-328,0 мг/дм³. Мінімальні значення припадали на весняну повінь, максимальні – на літню межень.

Вміст сульфатних та хлоридних іонів по всьому басейну коливався слабо, концентрації були невеликі (24,6 – 34,4 мг/дм³ для сульфатів, та 6,0 – 24,0 мг/дм³ для хлоридів). Це пов'язано з тим, що поверхневі води р. Сірет та її приток контактують з добре промитими верхніми шарами ґрунту і порід, відповідно в них міститься мало легкорозчинних солей хлоридів та сульфатів;

Мінімальна концентрація іонів кальцію за весь досліджений період становила 32,1 мг-екв/л, а максимальна – 124,2 мг-екв/л, а іонів магнію – 2,3 – 18,5 мг-екв/л;

Діапазон коливань концентрацій іонів натрію за досліджений період становив 1,18-14,1 мг/дм³, а іонів калію – 0,8–5,1 мг/дм³. Найвищі значення фіксувались в районі с. Черепківці, а найнижчі – у воді р.Сухий.

Концентрації пестицидів (ГХЦГ, ДДТ, хлороформу, симазину, атразину, дихлорметану) та більшості важких металів (нікелю, цинку, свинцю, міді, заліза, кобальту, кадмію, марганцю) протягом всього періоду досліджень були нижчими за межу визначення. Серед важких металів виключення становили залізо та марганець.

Концентрації іонів заліза становили 0,05-0,65 мг/дм³. ГДК для водойм рибогосподарського призначення [4] для іонів заліза становить 0,1 мг/дм³. Перевищеннями ГДК відрізнялись такі створи: р.Міхидра (с. Стара Жадова) – діапазон концентрацій становив 0,04-0,33 мг/дм³; 2 км вище м. Сторожинець – 0,1-0,46 мг/дм³; на виїзді з м. Сторожинець – 0,07-0,36 мг/дм³; с. Черепківці – 0,04-0,15 мг/дм³. На інших створах в деякі періоди теж було зафіксовано підвищений вміст іонів заліза. Підвищений вміст заліза у воді погіршує її якість, і, відповідно, можливість її господарського використання.

Концентрації іонів марганцю становили 0,01- 0,09 мг/дм³. ГДК для водойм рибогосподарського призначення [4] для іонів марганцю становить 0,01 мг/дм³. Перевищення ГДК у 1,5–9 разів за період досліджень спостерігалось практично у всіх точках відбору проб. Особливо це було помітно на створах: р.Міхидра (с. Стара Жадова) – 0,025-0,09 мг/дм³; 2 км вище м. Сторожинець – 0,065-0,09 мг/дм³; на виїзді з м. Сторожинець – 0,07-0,09 мг/дм³; с. Черепківці – 0,01-0,085 мг/дм³. Найбільші концентрації іонів марганцю протягом всього періоду досліджень спостерігалися в районі м. Сторожинець, особливо нижче по течії. Вміст марганцю у природних водах зазнає сезонних коливань [5].

Таким чином, річка Сірет та її притоки характеризуються слабкою мінералізацією, нейтральною або (частіше) слабколужною реакцією води, за іонним складом води гідрокарбонатно кальцієві та гідрокарбонатно магнієві. Перевищень ГДК для рибогосподарських об'єктів по біогенним елементам, головним іонам, пестицидам та більшості важких металів не зафіксовано. Виключення серед важких металів складають залізо та марганець. Особливо високими концентраціями згаданих елементів протягом всього періоду досліджень характеризувались м. Сторожинець (особливо ділянка, що знаходиться нижче за течією від міста), р.Міхидра (с. Стара Жадова) та с.Черепківці.

Для визначення стану процесів самоочищення водойми та можливості прогнозування майбутнього стану екосистеми разом з гідрохімічними показниками визначалися і гідробіологічні характеристики, такі як таксономічний склад фітоперифітонного угруповання, кількість та біомаса видів, були виявлені водорості-індикатори сапробності для кожного створу. Для досліджень в умовах малих та середніх річок гірського характеру фітоперифітон підходить якнайкраще. Це зумовлено домінуванням в річках такого типу як р. Сірет кам'янистого субстрату та великої швидкості течії, що обмежує розвиток інших екологічних угруповань водоростей. Альгоценози

прикріплених водоростей формують середовище існування для водних безхребетних та є основою для перетворення мінеральних речовин у водоймі. Фітоперифітон сприяє стабілізації субстрату та очищенню водойм, хоча іноді його масовий розвиток створює проблеми при водокористуванні. Відповідні дослідження, проведені за низкою спеціалізованих методик [1-3,6], показали, що по всій довжині річки Сірет та в окремих пунктах її приток за весь період досліджень було визначено 143 види перифітонних водоростей, які належать до 31 роду, 22 родин, 4 відділів.

Найбільший процентний внесок в перифітонне угруповання вносить відділ Діатомових водоростей (Bacillariophyta). За досліджуваний період було знайдено 128 видів водоростей даного відділу, які відносяться до 17 родів та 10 родин. Діатомові характеризувалися наявністю таких родів: *Navicula* (25 видів), *Cymbella* (20 видів), *Nitzschia* (12 видів), *Gomphonema* (16 видів), *Achnanthes* (10 видів), *Fragillaria* (4 види), *Diatoma* (4 видів), *Synedra* (8 видів), *Bacillaria* (1 вид), *Staroneis* (2 види), *Amphora* (2 види), *Pinnularia* (6 видів), *Eunotia* (5 видів), *Cyclotella* (2 види), *Gyrosigma* (3 види), *Melosira* (1 вид), *Meridion* (1 вид), *Stephanodiscus* (1 вид), *Caloneis* (1 вид). Найчисленнішими родами у цьому угрупованні були: *Navicula* (25 видів), *Cymbella* (20 видів), *Nitzschia* (12 видів), *Gomphonema* (16 видів), *Achnanthes* (10 видів).

Другим за кількістю представників став відділ Синьозелених водоростей (Cyanophyta). Було виявлено 9 видів, які відносяться до 8 родів та 4 родин. Відділ Cyanophyta був представлений такими родами: *Microcystis*, *Mesotaenium*, *Calotrix*, *Rhabdoderma*, *Coconeis*, *Caloneis*.

Відділи Зелених водоростей (Chlorophyta) та Евгленових водоростей (Euglenophyta) протягом всього періоду були представлені одиничними організмами, які зустрічались постійно, але у невеликій кількості. Відділ Cyanophyta був представлений такими родами: *Microcystis*, *Mesotaenium*, *Calotrix*, *Rhabdoderma*, *Coconeis*, *Caloneis*. Наймасовішими за кількістю видів серед Зелених водоростей виявилися такі роди: *Closterium* (3 види), *Cosmarium* (2 види), *Ulothrix* (2 види).

Основними ценозоутворюючими видами серед діатомей для всього басейну були *Navicula cryptocephala*, *Navicula cincta*, *Achnanthes lanceolata*, *Achnanthes minutissima*, *Achnanthes linearis*, *Achnanthes biasolettiana*, *Gomphonema constrictum* var *capitatum*, *Gomphonema olivaceum*, *Gomphonema parvulum*, *Gomphonema acuminatum* var *trigonocephalum*, *Diatoma vulgare*, *Cymbella affinis*, *Cymbella sinuata*, *Cymbella alpina*, *Cymbella ventricosa*, *Stauroneis anceps*, *Nitzschia palea*, *Nitzschia acicularis*, *Eunotia exiqua*.

Переважає більшість водоростей характеризувалась невеликою чисельністю, а багато форм зустрічались одинично. Кількості, частоти зустрітваності та показники біомаси перифітонних водоростей варіювали в залежності від точки відбору проб та меженевих і повеневих періодів.

За сапробністю, визначеною за списками індикаторних організмів, в цілому басейн р. Сірет належить до β -мезосапробної зони, тобто процеси самоочищення не пригнічуються. Проте, на деяких ділянках басейну (с. Лукавці, смт Сторожинець) зустрічався досить велика кількість (20-30%)

організмів-індикаторів α -мезосапробної зони самоочищення, що може означати майбутній перехід даних ділянок річки до гіршого екологічного стану.

Висновки. Річка. Сірет та її притоки в цілому характеризується як слабо мінералізовані, незабруднені, хоча за деякими показниками хімічного складу води (марганцем, залізом) можуть характеризуватись як слабо забруднені. Видовий склад фітоперифітонних організмів-індикаторів свідчить про те, що басейн р. Сірет належить до β -мезосапробної зони самоочищення, проте ділянки річки у районі с. Лукавці та смт Сторожинець незабаром можуть перейти до гіршого екологічного стану - α -мезосапробної зони.

Застосування комплексного моніторингу – перспективний напрямок оцінки стану водних об'єктів різного типу, оскільки вони дозволяють охопити широкий діапазон показників якості води водойми, дають глибшу та повнішу характеристику екологічного стану водного об'єкту та, що є найбільш важливим, надають можливість прогнозування стану водної екосистеми, і, відповідно, уникнення надзвичайних екологічних ситуацій.

Список літератури

1. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть 1 - Методы химического анализа вод. Т.1. - М. : Химия, 1973. - 376 с. 2. Новиков Ю.В. Методы исследования качества воды водоемов/ Ю. В. Новиков, К. О. Ласточкина, З. Н. Болдина – М. : Медицина, 1990. - 390 с. 3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В. М. Жукинський та ін. – К. : Символ-1, 1998. – 28 с. 4. Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. – М., 1990 г. – 49с. 5. Забокрицька М.Р. Гідроекологічний стан басейну Західного Бугу на території України / М. Р. Забокрицька, В. К. Хільчевський, А. П. Манченко – К. : Ніка-центр, 2006. – 181 с. 6. Комунайнен С.Ф. Фітоперифітон реки Тено и ее притоков (Финская Лапландия) / С. Ф. Комунайнен // Лососевидные рыбы Восточной Финноскандии. – Петрозаводск, 2005. – С. 31-41.

Характеристика гідрохімічного режиму та оцінка якості води річок басейну Верхнього Сірету

Караван Ю.В.

Стаття присвячена висвітленню результатів моніторингу вод басейну р. Сірет із застосуванням комплексного методологічного підходу, заснованого на використанні гідрохімічних та гідробіологічних методів аналізу якості вод. В даній публікації описані результати визначення концентрацій головних катіонів та аніонів, важких металів, пестицидів, а також визначено видовий склад фітоперифітонного угруповання р. Сірет та її приток.

Ключові слова: моніторинг; гідрохімічні показники; гідробіологічні показники; фітоперифітон; важкі метали; пестициди.

Характеристика гидрохимического режима и оценка качества воды рек бассейна Верхнего Сирета

Караван Ю.В.

Представлены результаты мониторинга вод бассейна р. Сирет с применением комплексного методологического подхода, основанного на использовании гидрохимических и гидробиологических методов анализа качества вод. В данной публикации описаны

результаты определения концентраций главных катионов и анионов, тяжелых металлов, пестицидов, а также определен видовой состав фитоперифитонного сообщества р. Сирет и ее притоков.

Ключевые слова: мониторинг; гидрохимические показатели; гидробиологические показатели; фитоперифитон; тяжелые металлы; пестициды.

The characteristic of the hydrochemical regime and water quality assessment of the rivers of the High Siret river basin

Karavan J.

The article contains the results of the monitoring of the Siret river basin based on hydrochemical and hydrobiological methods of analysis of water quality. In this publication describes the results of determining the concentrations of major cations and anions, heavy metals, pesticides, and determined the species composition of phytoperiphyton community in Siret river and its tributaries.

Keywords: monitoring; hydrochemical indicators; hydrobiological indicators; phytoperiphyton; heavy metals; pesticides.

Надійшла до редколегії 12.03.12

УДК 556.01

Шерстюк Н.П.

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара

ВИПАРОВУВАННЯ ТА КОНЦЕНТРУВАННЯ РОЗЧИНЕНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ СТАВКІВ КРИВОРІЗЖЯ

Ключові слова: випаровування, концентрування, хімічний склад води, ставки, Криворіжжя

Постановка проблеми. Випаровування є важливим процесом гідрологічного циклу. З дощових вод, які випадають на континенти, більше половини повертається в атмосферу шляхом прямого випаровування або транспірації рослинами. Загальний ефект випаровування полягає у видаленні з розчину чистої H_2O , тому концентрації всіх розчинених компонентів зростають. Хоча випаровування відбувається у всіх кліматичних зонах, однак тільки у відносно аридних умовах концентрація розчинених речовин стає головним фактором, що зумовлює склад води.

Внаслідок інтенсивного випаровування формуються евапорити – продукти випаровування води шляхом її поступового згущення у замкнутах або напівзамкнутах водоймах внаслідок дії сонячної радіації.

Район досліджень належить до атлантико-континентальної, європейської, недостатньо зволоженої, теплої області помірного поясу [1].

У південній частині Криворіжжя випадає в середньому 400 – 430 мм, у північній – до 460 мм опадів. Річне випаровування у середньому складає 352,0 мм, у південній частині до 400 мм. За відношенням кількості опадів до випаровування, район характеризується недостатнім зволоженням.

Тому постає проблема дослідження – наскільки випаровування та концентрування розчинених речовин у воді ставків, а саме, у них співвідношення прибуткових та видаткових елементів водного балансу часто є вирішальним, має місце у Криворіжжі та визначає хімічний склад води.

Аналіз основних досліджень та публікацій. Першими у вивченні геохімічних явищ, що відбуваються при випаровуванні є роботи Д. Узілію, Я. Вант-Гоффа, Н. С. Курнакова, М. Г. Валяшко, С. Р. Крайнова [2]. Найбільш дослідженим є концентрування морської води і зміна хімічного складу ропи.

У роботі [3] визначається склад та послідовність соленакопичення у водоймі, що осолоняється. Розрізняється три типи вихідної води: карбонатний (або содовий), сульфатний і хлоридний. Для содового типу характерні наявність і вирішальне значення солей натрію: Na_2CO_3 , NaHCO_3 , Na_2SO_4 , $\text{NaCl}\cdot\text{H}_2\text{O}$. У сульфатному типі домінує і має вирішальне значення система $2\text{NaCl} + \text{MgSO}_4 = \text{Na}_2\text{SO}_4 + \text{MgCl}_2 + (\text{H}_2\text{O})$. Для хлоридного типу характерна система CaCl_2 , MgCl_2 , $\text{NaCl}\cdot\text{H}_2\text{O}$.

Важливо, що процес концентрування розчинених у воді речовин у результаті випаровування має велике значення для утворення не тільки твердих сполук, але й висококонцентрованих розсолів.

Основні принципи еволюції розсолів, не зв'язаних генетично з морською водою, викладені Джонсом [4]. Ці принципи були розширено й переведено на кількісну основу Гаррелсом і Маккензі [5] та Харді й Егстером [6].

Раніше процеси соленакопичення у водоймах Криворіжжя не вивчалися.

Мета досліджень. Виявлення на території Криворіжжя водних об'єктів у яких відбувається випаровування та концентрування розчинених у воді речовин. Дослідження послідовності зміни хімічного типу води у виявлених водних об'єктах.

Виклад основного матеріалу. Значний техногенний вплив на території, що вивчається призводить до змін хімічного складу води водних об'єктів [7]. Формування хімічного складу води у річках та ставках визначається співвідношенням техногенних та природних факторів. Фактори, які визначають формування хімічного складу природних вод, поділяються на наступні групи [8]:

- фізико-географічні (рельєф, клімат, вивітрювання, ґрунтовий покрив);
- геологічні (склад гірських порід, гідрогеологічні умови);
- фізико-хімічні (кисотно-лужні й окисно-відновні умови, змішування вод і катіонний обмін);
- біологічні (життєдіяльність живих організмів і рослин);
- техногенні – всі фактори пов'язані з діяльністю людини.

У результаті комплексного впливу названих факторів у Криворіжжі сформувалася специфічна гідрохімічна ситуація.

До техногенних факторів формування хімічного складу води у ставках з огляду на поставлені завдання дослідження можна віднести фактори зміни гідрологічних умов: у результатів шахтного водовідливу на значних територіях прилеглих до шахт та кар'єрів спостерігається зниження рівня ґрунтових вод, що призводить до розриву гідравлічного зв'язку між

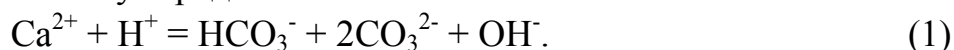
поверхневими та ґрунтовими водами. У ставках зміни водного балансу призводять до зменшення підземного живлення та зниження рівня води.

Ставки на території Криворіжжя улаштовані у балках, які, як правило, мають трапецієподібний переріз з великими майже симетричними схилами, крутість яких збільшується до їх вершин. Нижні частини балок є задернованими, а верхні – розорані. По дну балок часто протікають струмки, що формуються в основному за рахунок виходів по схилах балок підземних вод і скидів технічних вод. Площа ставків загалом невелика, 1 – 50 га, глибина змінюється від 4 до 2 м.

Щоб охопити ширший діапазон початкових складів вод, що піддаються випаровуванню, Харді й Егстер [6] узагальнили розрахункову процедуру Гаррелса й Маккензі. Найбільш важливою складовою частиною їхньої моделі є концепція хімічного поділу: *щораз, коли в процесі випаровування осаджується бінарна сіль і ефективне відношення двох іонів у солі відрізняється від відношення концентрацій цих іонів у розчині, подальше випаровування буде призводити до збільшення вмісту іона, що присутній у розчині в більш високій відносній концентрації, і до зниження вмісту іона, що присутній у більш низькій відносній концентрації.*

Основна ідея хімічного поділу полягає в тому, що із двох іонів, які входять до складу солі, що осаджується в процесі випаровування, один буде накопичуватися, а концентрація іншого стане дуже низькою.

Модель Харді – Егстера інтерпретує трансформацію хімічного складу природних вод, що піддаються випаровуванню, через послідовність хімічних поділів (рис. 1). Майже у всіх природних водах першим мінералом, що осаджується, а, отже і викликає перший хімічний поділ, є кальцит. Подальша поведінка розчину залежить від того, чи буде концентрація кальцію (в еквівалентах) більшою або меншою за карбонатну лужність (в еквівалентах), тобто чи буде $2[\text{Ca}^{2+}]$ більше або менше, ніж $[\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}]$. У воді, вміст розчинених речовин у якій обумовлено атмосферним CO_2 і розчиненням кальциту, рівняння балансу зарядів можна навести таким чином:



Якщо величини H^+ і OH^- мізерно малі, то



Випаровування такої води призведе до осадження CaCO_3 , але накопичення Ca^{2+} щодо лужності (або навпаки) спостерігатися не буде (якщо рівновага з кальцитом і атмосферою буде підтримуватися, склад води в процесі випаровування не зміниться). Таким чином, рівняння (1) та (2) визначають "точку рівноваги" хімічного поділу. Якщо в якому-небудь розчині критерій, виражений рівняннями (1), (2), не витримується, то при випаровуванні буде зростати концентрація Ca^{2+} або лужність.

Якщо концентрація кальцію менша за лужність, то при випаровуванні майже весь кальцій буде вилучений з розчину й розчин бути мати тенденцію до переходу в лужний карбонатний розсіл (варіант I, рис. 1). І навпаки, коли концентрація кальцію більша за лужність, з розчину буде майже повністю

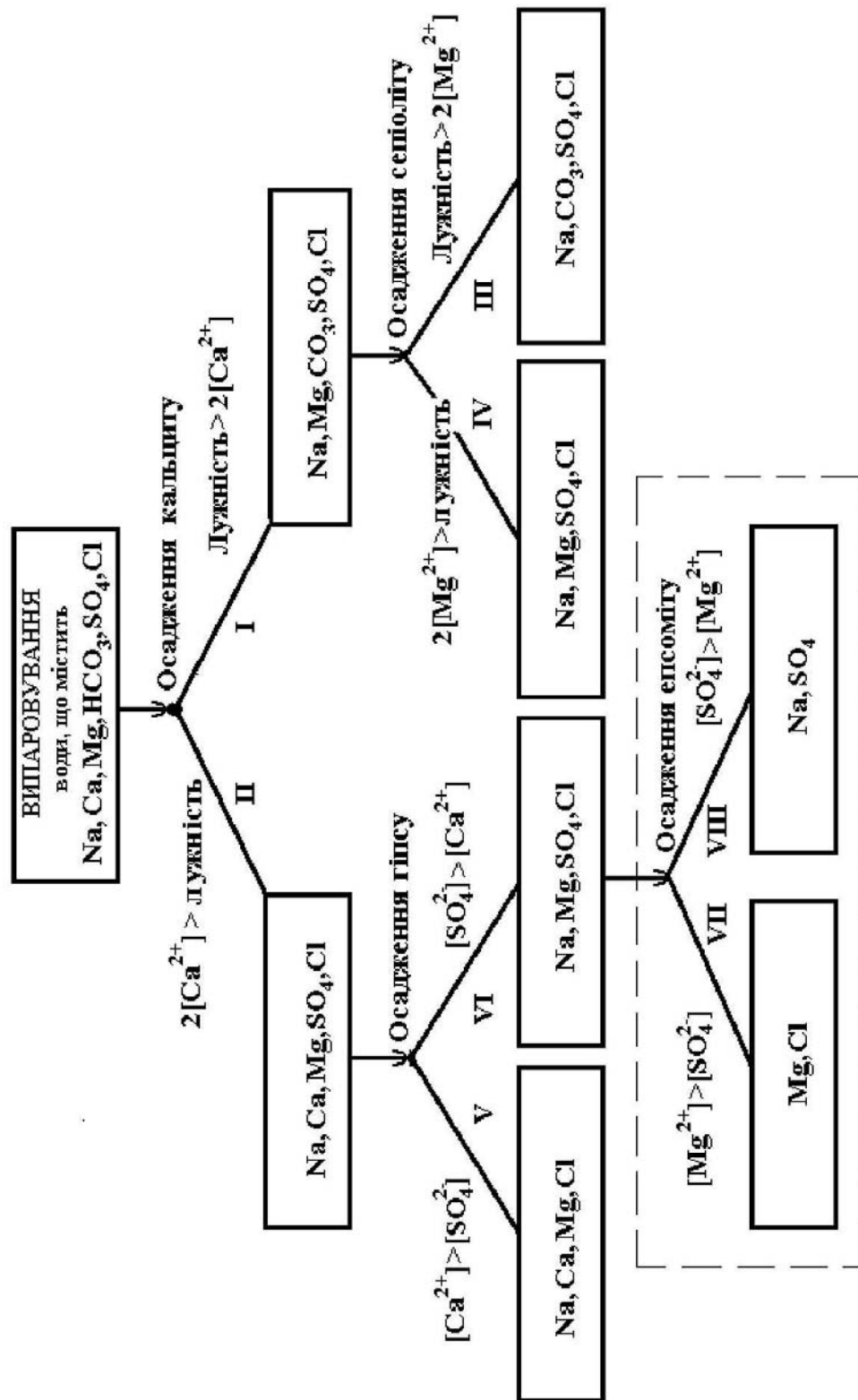
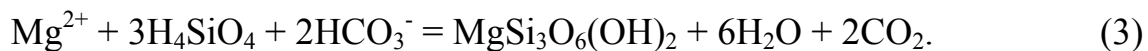


Рис. 1. Модель трансформації хімічного складу природних вод в результаті процесів випаровування за Харді – Егстером [6] з доповненнями (I – VIII – варіанти трансформації хімічного складу вод)

вилучено карбонатні форми й розчин буде мати тенденцію до переходу в майже нейтральний сульфатний або хлоридний розсіл (варіант II, рис. 1). У випадку варіанту I черговий хімічний поділ буде обумовлено осадженням сепіоліту:



Осадження сепіоліту й відповідний хімічний поділ включають три форми, а саме Mg^{2+} , HCO_3^- і H_4SiO_4 . Важливим критерієм є, чи буде $[\text{Mg}^{2+}]$ більше або менше за карбонатну лужність, що залишається після осадження кальциту. Якщо концентрація магнію (в еквівалентах) менше за лужність, що залишається (варіант III), то вода стане карбонатним лужним розсолом. Варіант I і наступний за ним варіант III є наслідком припущень Гаррелса й Маккензі [5]. Якщо концентрація магнію більша за лужність, що залишається (варіант IV), то розчин зрештою стане сульфатним або хлоридним розсолом, що не містить карбонату.

У варіанті II наступним, найімовірніше, буде осадження гіпсу, що викликає хімічний поділ. Якщо концентрація Ca^{2+} , що залишається після осадження кальциту, вища за концентрацію SO_4^{2-} (варіант V), то кінцевий розсіл буде містити в якості головних розчинених речовин хлориди Na, Ca й Mg. Якщо вищою є концентрація SO_4^{2-} (варіант VI), то кінцевий розсіл буде складатися з хлоридів і сульфатів, у яких головними катіонами будуть натрій і магній.

На території Криворіжжя процеси концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування спостерігаються у ставках. Внаслідок зниження рівня ґрунтових вод, замулення дна ставків та з інших причин спостерігається розрив гідравлічного зв'язку між ґрунтовими водами та поверхневою водою у водоймі (ставку). Утруднення або зникнення водообміну між ґрунтовими водами та поверхневою водою водойми призводить до зміни її водного балансу. За відношенням кількості опадів до випаровування, район Криворіжжя характеризується недостатнім зволоженням, тобто зменшення або припинення підземного живлення призводить до зменшення води у ставку, внаслідок чого розпочинається процес концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування. Звертає на себе увагу те, що ставки, у яких спостерігається концентрування (16 ставків) переважно знаходяться на півдні Криворіжжя, а саме, на території Інгулецького гірничо-збагачувального комбінату, де зростає різниця між прибутковою та витратною частинами водного балансу ставків (рис.2).

За хімічним складом воду в усіх ставках можна поділити на три види: клас хлоридний, група магнію (2 ставки); клас сульфатний, група магнію (4 ставки); клас сульфатний, група натрію (8 ставків).

Для прикладу розглянемо формування хімічного складу у воді ставків кожного виду (табл.).

У воді ставка с. Дем'янівка виконується співвідношення « $2[\text{Ca}^{2+}] > \text{лужність}$ » ($34,5 \times 2 > 14,8$), тому карбонатні форми вилучаються з розчину у вигляді карбонатів, а залишаються хлор- та сульфат іони (варіант II).

Таблиця. Хімічний склад води ставків, у яких відбувається концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування, 2010 р.

Водний об'єкт	Хімічний склад												Тип води (за формулою Курлова)	
	Мінералізація, мг/дм ³	Ca ²⁺		Mg ²⁺		K ⁺ +Na ⁺		Cl ⁻		SO ₄ ²⁻		HCO ₃ ⁻		
		ммоль/дм ³	%	ммоль/дм ³	%	ммоль/дм ³	%	ммоль/дм ³	%	ммоль/дм ³	%	ммоль/дм ³		%
Ставок, с. Дем'янівка	39739,6	34,5	5	541,1	53	283,5	42	344,2	52	309,3	46	14,8	2	Сульфатно-хлоридний натрієво-магнієвий
Ставок 3, с. Веселий Став	13559,3	37,0	17	77,7	36	98,6	46	68,0	32	139,8	66	5,0	2	Хлоридно-сульфатний кальцієво-магнієво-натрієвий
Ставок 2, с. Тихий Став	5427,28	17,7	21	33,3	40	32,0	38	25,3	30	53,1	63	5,4	6	Хлоридно-сульфатний кальцієво-натрієво-магнієвий

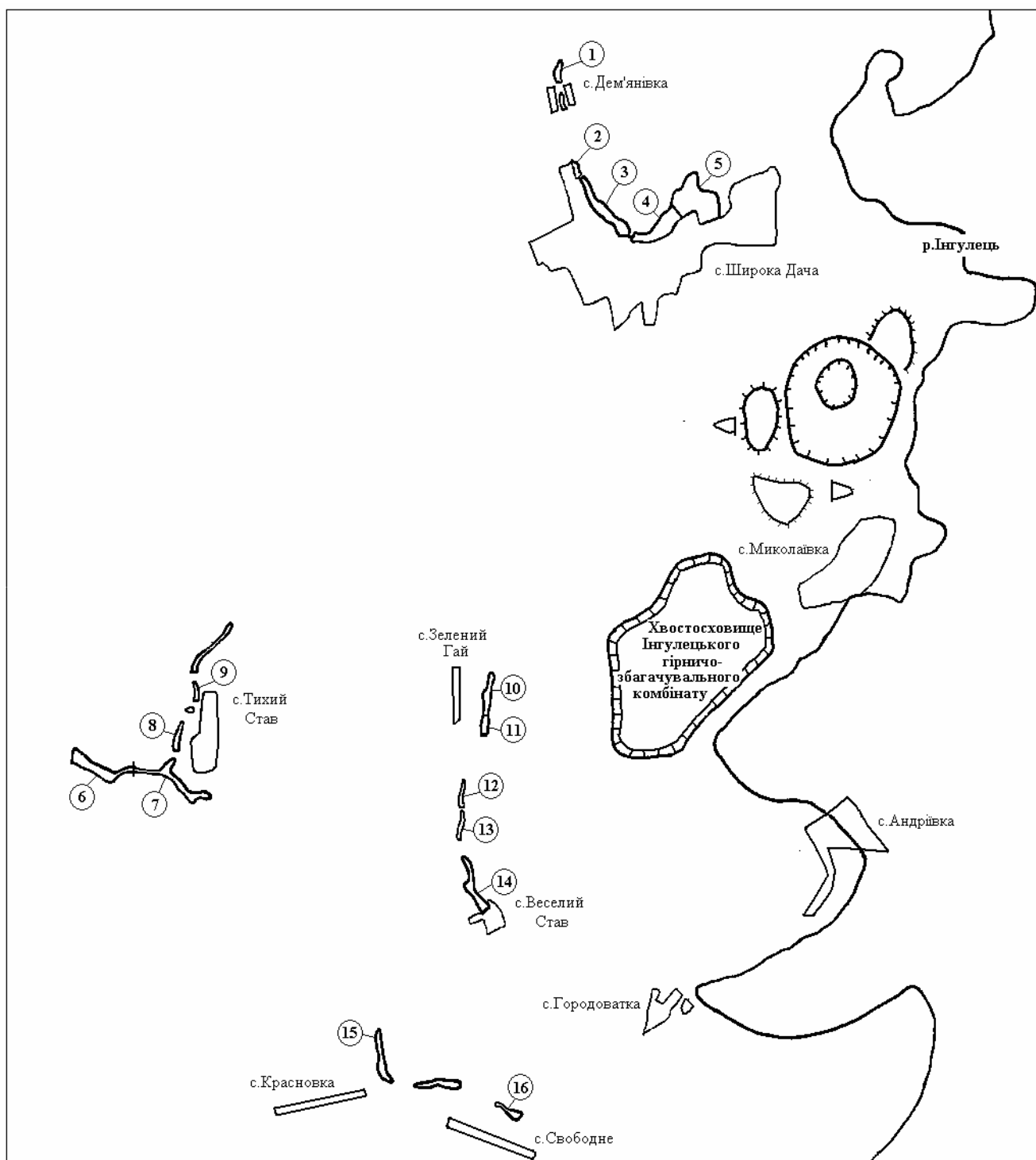


Рис. 2. Картосхема розташування водних об'єктів і пунктів спостереження на них у районі Інгулецького гірничо-збагачувального комбінату

Умовні позначення:

1 - ставок, с. Дем'янівка; **2** – ставок 1, балка. Березнеговата; **3** - ставок 2, балка Березнеговата; **4** - ставок 3, балка Березнеговата; **5** - ставок 4, балка. Березнеговата; **6** – ставок 1, с. Тихий Став; **7** - ставок 2, с. Тихий Став; **8** - ставок 3, с. Тихий Став; **9** - ставок 4, с. Тихий Став; **10** – ставок 1, с. Зелений Гай; **11** - ставок 2, с. Зелений Гай; **12** - ставок 1, с. Веселий Став; **13** - ставок 2, с. Веселий Став; **14** – ставок 3, с. Веселий Став; **15** – ставок, с. Красновка; **16** – ставок, с. Свободне.

Далі відбувається осадження гіпсу за співвідношеннями концентрацій $[Ca^{2+}]$ та $[SO_4^{2-}]$. Вміст сульфат-іону значно перевищує вміст іону кальцію: $309,3 > 34,5$ і хімічний поділ йде по VI варіанту. Після осадження гіпсу з розчину вилучаються іон кальцію, його вміст є мізерним (5%), вміст сульфат-іону також зменшується і переважаючим стає хлор-іон. Наприкінці VI варіанту розчин утримує іони натрію, магнію, сульфат- та хлор-іони.

На підставі фактичних гідрохімічних даних по ставках Кривбасу нами запропоновано подальші варіанти концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування (на рисунку 5.2 їх виділено пунктирною лінією).

Продовження концентрування розчинених речовин призводить до утворення епсоміту. (Епсоміт ($MgSO_4 \cdot 7H_2O$) – типовий мінерал евапоритів, що утворюється при концентруванні розсолів за рахунок випаровування вод солоних озер; випадає з розчину раніше сульфату натрію, оскільки при температурі понад $30^\circ C$ його розчинність зменшується, відповідно $MgSO_4 - 397 \cdot 10^{-3} \text{ кг/кг } H_2O$, $Na_2SO_4 - 408 \cdot 10^{-3} \text{ кг/кг } H_2O$ [24]). Якщо $[Mg^{2+}]$ залишається більше, ніж $[SO_4^{2-}]$, то хімічний поділ йде за варіантом VII і розсіл стає хлоридний магнієвий. Якщо ж $[Mg^{2+}]$ залишається менше $[SO_4^{2-}]$, то концентрування розчинених речовин продовжується за варіантом VIII, вміст іону магнію зменшується, а провідним стає іон натрію. Вміст сульфат-іону залишається достатньо значним, і вода стає сульфатною. Саме такий розвиток процесу концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування підтверджується концепцією хімічного поділу Харді – Егстера.

У воді ставку с. Дем'янівка концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування відбувається за варіантом VII, тип води сульфатно-хлоридний натрієво-магнієвий.

У ставку 3 с. Веселий Став концентрування речовин відбувається за варіантом VIII, описаним вище. Кінцевим типом води стає хлоридно-сульфатний кальцієво-магнієво-натрієвий.

Процес концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування у воді ставка 2, с. Тихий Став відбувається за варіантом VI, але тип води станом на 2009 р. є сульфатним магнієвим. Можна вважати, що такий тип води не є остаточним, а зафіксовано саме осадження епсоміту і при збільшенні мінералізації тип води стане сульфатним натрієвим. Таке припущення підтверджуються гідрохімічними спостереженнями у ставку 3, с. Веселий Став. За мінералізації води у ставку $3,5 \text{ г/дм}^3$ (1994 р.) тип води був сульфатний магнієвий, на даний час переважаючим є іон натрію.

Висновки. Таким чином, можна стверджувати, що процес концентрування розчинених речовин за рахунок випаровування є провідним у формуванні хімічного складу води ставків на території південної частини Криворіжжя, а саме Інгулецького гірничо-збагачувального комбінату (16 ставків), у яких спостерігаються значні зміни водного балансу водойми з переважанням витратної частини.

Список літератури

1. Булава Л.Н. Физико-географический очерк территории Криворожского горнопромышленного района / Л. Н. Булава // Деп. в УкрНИИТИ 2.11.90. – Кривой Рог, 1990. – 125 с.
2. Крайнов С.Р. Гидрохимия : Учебное пособие / С.Р. Крайнов, В.М. Швец. – М.: Недра, 1992. – 463 с.
3. Валяшко М. Г. О некоторых физико-химических и геохимических проблемах галогенеза / М.Г. Валяшко // Проблемы соленакопления. – Новосибирск : Изд-во СО АН СССР, 1977. – Т. 1. – С. 268 – 288.
4. Eugster H.P. Behavior of major solutes during closed-basin brine evolution / H.P. Eugster, B. F. Jones // Am. J. Sci., 279, 1979. – P. 609 – 631.
5. Garrels R.M. Origin of the chemical compositions of some springs and lakes. Equilibrium Concepts in Natural Water Systems / R.M. Garrels, F.T. Mackenzie // Am. J. Sci., 1967. – P. 222 – 242.
6. Eugster H.P. Saline lakes. Lakes–Chemistry, Geology, Physics / H.P. Eugster, L.A. Hardie // Am. J. Sci., 1978. – P. 237 – 293.
7. Шерстюк Н.П. Вплив гірничо-збагачувальної промисловості на міграційні властивості головних іонів у поверхневих водах / Шерстюк Н.П. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 21. – С. 93–105.
8. Горев Л.М. Гидрохимия Украины / Л. М. Горев, В. І. Пелешенко, В. К. Хильчевський. – К. : Вища школа, 1995. – 307 с.

Випаровування та концентрування розчинених речовин у воді ставків Криворіжжя

Шерстюк Н.П.

Досліджено процеси трансформацію хімічного складу води у ставках південної частини Криворіжжя під впливом випаровування. На підставі фактичних спостережень за хімічним складом води у ставках запропоновано доповнення до моделі Харді – Егстера.

Ключові слова: випаровування, концентрування, хімічний склад води, ставки, Криворіжжя.

Испарение и концентрирование растворенных веществ в воде прудов Криворожья

Шерстюк Н.П.

Исследованы процессы трансформации химического состава воды в прудах южной части Криворожья под влиянием испарения. На основании фактических наблюдений за химическим составом воды в прудах предложено дополнения к модели Харди - Егстера.

Ключевые слова: испарение, концентрирование, химический состав воды, пруды, Криворожье.

Evaporation and concentration of dissolved substances in water ponds Kryvorizhzhya

Sherstyuk N.P.

The processes of transformation of the chemical composition of water in the ponds of the southern part of the Krivoi Rog under the influence of evaporation. Based on actual observations of the chemical composition of water in the ponds proposed additions to the model Hardi - Egstera.

Keywords: evaporation, concentration, chemical composition of water, ponds, Krivoi Rog.

Надійшла до редколегії 29.03.12

УДК [591.524.12 : 602.64] (574.63)

Пашикова О.В.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ЗООПЛАНКТОН У СИСТЕМІ БІОІНДИКАЦІЇ ОРГАНІЧНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ (ОГЛЯД)

Ключові слова: зоопланктон, біоіндикація, органічне забруднення, індекс сапробності, метрика

Вступ. Мета біологічної індикації як методу моніторингу та одного з напрямків контролю за якістю природних вод – отримати адекватну інформацію про характер і ступінь антропогенного забруднення водних екосистем на основі структурних і функціональних характеристик популяцій і угруповань водних організмів. Перевага біологічних методів контролю полягає в тому, що за їх допомогою можна отримати результуючу оцінку екологічного стану водойми в умовах інтегрованого впливу всієї сукупності зовнішніх факторів без численних лабораторних аналізів води та ґрунту [7, 9, 32].

Отримані результати. Добре відома останнім часом Водна Рамкова Директива 2000/60/ЕС також наголошує на необхідності комплексної стандартизованої оцінки стану поверхневих водних об'єктів, тобто такої, яка базується на результатах дослідження не тільки гідроморфологічних і фізико-хімічних, але і біологічних елементів якості, інакше кажучи, як абіотичних, так і біотичних факторів середовища [27].

Першим кроком в цьому напрямку був біологічний аналіз якості води за допомогою методу видів-індикаторів, які вважаються приуроченими до певних концентрацій забруднюючих речовин. Найкраще розробленою є система оцінки ступеня сапробності, тобто забруднення води органічними речовинами, для чого розраховуються відповідні індекси. Найуживанішими з них є індекси сапробності Зелінки–Марвана, Кольквітца–Марсона та Пантле–Бук. В свій час вони застосовувались дуже широко, хоча вже з самого початку було відомо, що вони дають тільки «грубу оцінку» і можуть слугувати лише допоміжним засобом [15]. Це зрозуміло, оскільки видовий склад угруповань формується в умовах впливу величезної кількості факторів, а не залежить лише від вмісту органіки.

Особливо неточними та непоказовими завжди вважались індекси сапробності за зоопланктоном [16, 34]. Основною причиною цього є те, що, згідно з загальноприйнятими списками видів-індикаторів, більшість зоопланктонів вважається приуроченою до бета-мезосапробної зони і нібито

лише деякі з них надають перевагу водам більш низької або високої сапробності. Насправді ж більшість з них є евробіонтами з широкою екологічною валентністю. Тому досить часто результати аналізу якості води за індексами сапробності зоопланктону є дещо завищеними, порівняно з отриманими іншими методами.

Щоб зовсім не відмовлятися від цього методу, було зроблено декілька більш-менш вдалих спроб вдосконалити його. Наприклад, для індексу Пантле–Бук запропоновано самостійно визначати індикаторну значимість (індивідуальну сапробність) видів-індикаторів (що є досить трудомістким) конкретно для певного фізико-географічного регіону або кліматичної зони та певного типу водойм, оскільки західноєвропейські списки підходять не для всіх місцевостей [3]. Крім того, замість суб'єктивного показника відносної частоти зустрічання в цьому індексі можна застосовувати цілком об'єктивну величину фактичної чисельності виду [7]. Нарешті, існує спрощений варіант цього індексу, коли беруться індивідуальні сапробності тільки перших двох (або навіть одного) видів-домінантів, оскільки тільки наймасовіші види реально діагностують якість води, в той час як врахування малочисельних і одинично представлених видів тільки «змазує» загальну картину [6]. Також останнім часом створений український варіант списку індикаторних видів гідробіонтів [20]. Все це дало можливість включити індекс сапробності за зоопланктоном у відому «Методику» [28].

В зв'язку з недосконалістю методу видів-індикаторів майже паралельно з ним з'явився ще один, який виходить з поняття угруповання-індикатора та ґрунтується на результатах всебічного дослідження складу та структури рослинних і тваринних угруповань. Цей біологічний метод індикації виявився набагато успішнішим за попередній, що зробило його надзвичайно популярним і поширеним, особливо останнім часом. Основними напрямками роботи в цій сфері весь цей час був пошук нових кращих підходів і найбільш інформативних і репрезентативних гідробіологічних критеріїв (показників).

Метою роботи було на основі опрацювання низки вітчизняних і зарубіжних літературних джерел, присвячених дослідженню водойм різного типу (зокрема, малих і великих озер, річок і водосховищ України, Росії, Білорусії та країн Балтії), а також власного досвіду висвітлити сучасний стан знань про місце зоопланктону в системі біоіндикації органічного забруднення природних вод.

Як відомо, в якості біоіндикатора може бути використане біотичне угруповання, яке має такі характерні риси, як:

- високе таксономічне та екологічне різноманіття,
- легкість у визначенні таксономічної приналежності,
- наявність достатніх відомостей про екологію,
- велика численність,
- широке розповсюдження,
- функціональна важливість,
- тісний зв'язок з факторами середовища.

У процесі біоіндикації водні об'єкти або їхні ділянки оцінюються та класифікуються на основі порівняння між собою їхніх метрик. Метрика – це характеристика біоти (її компоненту – конкретного угруповання), яка змінюється певним передбачуваним чином зі збільшенням антропогенного навантаження на водойму. В якості метрик можуть застосовуватись будь-які абсолютні та відносні показники, які задовольняють дві основні вимоги – мати низьку варіабельність в межах норми та високу екологічну точність реакції на зміну факторів середовища (чутливість до порушень). Зокрема, величина коефіцієнту варіації для метрик на конкретній станції протягом певного періоду повинна бути мінімальною, в той час як для кількох порівнюваних станцій з різним рівнем забруднення (в один і той же момент) – максимальною. Дуже важливим при цьому є визначення порогового (критичного) значення метрики, після досягнення якого можна говорити про погіршення екологічних умов [29].

При проведенні біоіндикації недостатньо отримати репрезентативні матеріали, слід також правильно їх інтерпретувати. Для цього треба вміти відрізнити природні явища та перебудови в популяціях, ценозах і біоценозах від трансформацій, які відбуваються в них в результаті антропогенної дії. Розмежування природної та антропогенної складових (норми та патології) в динаміці різних компонентів біоти неможливе без знання діапазону їхньої власної мінливості, який визначається, по-перше, варіюванням безлічі абіотичних і біотичних факторів зовнішнього середовища (зокрема, кліматичних умов), що впливають на них, а по-друге – складними внутрішньоценотичними процесами [12, 21, 32].

Протягом певного часу рядом дослідників використання зоопланктону, що є «рухливим у рухливому», в якості індикаторного угруповання для діагностики забруднень вважалось безперспективним, на відміну від пов'язаних з субстратом «сидячих» зообентосу та зооперифітону [2]. Завдяки цій негативній думці у Водній Рамочній Директиві зоопланктон взагалі не задіяний.

Інші ж вважають, що таке відношення до зоопланктону є вкрай несправедливим. Так, якщо в неглибоких швидкоплинних водотоках (гірських річках), в яких зоопланктон дуже бідний, а водна маса внаслідок перемішування є майже однорідною від поверхні до дна, його значення як біоіндикатора невелике (на відміну від бентосу та перифітону), то у великих, глибоких з повільною течією або стоячих водоймах (рівнинних річках, водосховищах і озерах) без нього просто не обійтись. Це пояснюється тим, що в таких водоймах водна товща стратифікована і скласти уявлення про якість її поверхневих і серединних шарів можна тільки за багатим зоопланктоном, що населяє ці місцеперебування, тому що за бентосом можна судити тільки про придонні шари, де часто складається несприятливий газовий режим і накопичуються забруднюючі речовини [7, 15].

Тому для ефективного використання зоопланктону в біоіндикації потрібно добре знати всі особливості та тонкощі цього підходу. Так, непогані результати дає застосування параметрів цього угруповання в просторовому

аспекті, тобто при одночасних спостереженнях на різних водоймах або їхніх частинах. Разом з тим, якщо в стоячих водоймах зоопланктон достатньо чутливий до дії різноманітних забруднювачів, то в проточних його реакція набагато слабкіша [21, 35]. Наприклад, в мезотрофних, мезо-евтрофних і евтрофних Шацьких озерах результати визначення якості вод за допомогою структурних характеристик зоопланктону повністю співпали з оцінкою, яка була здійснена за рядом інших гідрологічних, гідрохімічних і гідробіологічних показників. В той же час на станціях Канівського водосховища в районі Бортницької станції аерації (де очищуються промислово-комунальні стоки м. Києва), що розрізняються за ступенем антропогенного забруднення, зоопланктон засвідчив про майже однакову якість води вище, проти та нижче скидів. За іншими ж показниками вода в місці скидів, порівняно з місцем вище них, погіршилась на кілька розрядів [21].

Набагато складнішим є використання індикаторних можливостей зоопланктону в часовому аспекті, тобто при порівнянні сучасного стану водойми з її станом у минулому. Це пояснюється тим, що характеристикам цього угруповання властиві суттєві коливання не тільки з року в рік, але часто і на протязі одного сезону, причому у водоймах будь-якого типу [2, 23].

У відповідь на підвищення рівня трофності та сапробності водойми, тобто на збільшення концентрації органічних речовин і біогенних елементів, в структурній організації зоопланктону настає цілий ряд якісних і кількісних змін. Оскільки органічна речовина в своїх різних формах є одним з найголовніших ресурсів водних екосистем – об'єктом харчування – для всіх гетеротрофних організмів і багатьох автотрофних і міксотрофних, які в свою чергу є поживою для перших [9], то з підвищенням вмісту органічних речовин збільшується загальна кількість видів зоопланктону, його кількісний розвиток, а також розміри статевозрілих особин (табл.).

Перший з цих показників деякими дослідниками не вважається достатньо інформативним, що обумовлене тим, що дуже часто загальні списки видів є неповними через недостатню вивченість зоопланктону тої чи іншої водойми та через те, що до цих списків включають таксони різного рангу (від родів до типів), якщо їхніх представників важко визначити до виду [1].

На думку більшості вітчизняних і зарубіжних вчених, найбільш адекватними та репрезентативними гідробіологічними індикаторними критеріями є загальні чисельність і біомаса зоопланктону, які з підвищенням рівня трофо-сапробності водного об'єкту збільшуються в певній пропорції. Наприклад, на основі багатого фактичного матеріалу встановлені конкретні межі коливань кількості зоопланктону в різнотипних прісних водоймах України, які складають в чистих водах $<5-50$ тис. екз/м³ і $<0,3-1,0$ г/м³, в забруднених – $51-1000$ і $1,1-20,0$, в брудних – $1001->2500$ тис. екз/м³ і $20,1->30,0$ г/м³ (19). В озерах Росії зареєстровані такі величини літніх середніх біомас: в оліготрофних – $<0,5-1,0$, в мезотрофних – $1,0-4,0$, в евтрофних $4,0-16,0$, в гіперевтрофних – $>16,0$ г/м³ [2].

Таблиця. Метрики зоопланктону в біоіндикації евтрофікації та літературні посилання

№	Метрики	Реакція на евтрофікацію	Посилання
1	Загальна кількість видів	Спочатку збільшення, потім зменшення	[9, 21, 22, 33]
2	Кількість видів-індикаторів евтрофних вод (зокрема, серед домінантів)	Збільшення	[8, 14, 17, 18, 21, 24, 30, 40]
3	1-й коефіцієнт трофії <i>E/O</i>	Збільшення	[1, 2, 5, 13, 17, 41]
4	2-й коефіцієнт трофії <i>E</i>	Збільшення	
5	Кількість домінуючих видів	Зменшення	[1, 2, 4, 5, 8, 13, 26, 35]
6	Частки перших домінантів в біомасі	Збільшення	
7	Кількість видів роду <i>Brachionus</i> / <i>Trichocerca</i>	Збільшення	[2]
8	Кількісний розвиток	Збільшення	[1, 2, 4, 5, 9, 10, 11, 14, 17, 19, 21, 22, 24, 26, 30, 31, 33, 35, 37, 40, 45]
9	<i>Rotatoria</i> / загальна кількість	Збільшення	[1, 2, 5, 8, 10, 11, 13, 21, 22, 24, 31, 36, 37, 38, 40, 43]
10	<i>Cladocera</i> / загальна кількість	Збільшення	
11	<i>Copepoda</i> / загальна кількість	Зменшення	
12	<i>Crustacea</i> / <i>Rotatoria</i>	Зменшення	[1, 2, 4, 5, 8, 11, 13, 21, 24, 36, 39, 40, 43, 44]
13	<i>Cladocera</i> / <i>Copepoda</i>	Збільшення	
14	<i>Calanoida</i> / <i>Cyclopoida</i>	Зменшення	
15	Хижі / мирні	Зменшення	[1, 2, 14, 24]
16	Середня індивідуальна маса	Зменшення	[1, 2, 8, 11, 13, 14, 18, 39, 42]
17	Розміри статевозрілих особин	Збільшення	
18	Літня / зимова біомаса	Збільшення	[1, 2, 24]
19	Індекс Шенона	Спочатку збільшення, потім зменшення	[1, 2, 9, 18, 25, 33]

Критерієм рівня трофності водного об'єкту також може слугувати інформаційне різноманіття (індекс Шенона). Але якщо залежність кількісних показників від величини органічного забруднення є прямолінійною, то у випадку індексу Шенона вона криволінійна (унімодальна) з одним максимумом, що припадає на середні класи трофії, та двома мінімумами – на нижчих і вищих класах [25].

З підвищенням трофності відбувається спрощення структури зоопланктону, що проявляється в тому, що кількість домінуючих видів зменшується, а частки перших домінантів в загальній біомасі збільшуються, тобто угруповання з поліміксного, або мезоміксного стає олігоміксним (аж до домінування одного виду в екстремальних екологічних умовах – в гіперевтрофних, ацидних і полігумозних водоймах [1]).

З підвищенням вмісту органічних речовин у воді як в угрупованні в цілому, так і в домінуючому комплексі збільшується кількість видів – індикаторів евтрофних вод, а разом з цим збільшуються і 1-й і 2-й коефіцієнти трофії відповідно від 0,5 до 5,0 і від 0,2 до 4,0 [1]. Перший з них – *E/O*, де *E* –

кількість евтрофних і *O* –оліготрофних видів. Другий – *E* розраховується за формулою $Rot. \times (x + 1) / (Cl. + Cop.) \times (y + 1)$, де *Rot.*, *Cl.* і *Cop.* – кількість видів ротаторій, кладоцер і копепод, *x* – кількість мезо-евтрофних, *y* – оліго-мезотрофних видів.

Також збільшується відношення кількості видів роду *Brachionus*, які є індикаторами бета-, бета–альфа- та альфа-мезосапробної зон, до олігосапробних і оліго–бета-мезосапробних видів роду *Trichocerca* [20].

З підвищенням трофо-сапробності водного об'єкту в зоопланктоні змінюються процентні співвідношення таксономічних і трофічних груп. В загальній величині чисельності та біомаси збільшуються частки коловерток і гіллястовусих, для яких покращуються умови харчування, оскільки переважна більшість з них за способом живлення є фільтраторами, збирачами та вертикаторами. В той же час відсоток веслоногих, що є активними захоплювачами, зменшується. Також зменшуються відношення кількості крустацей до ротаторій (з 27-ми до 8-ми) і каляноїд до циклопід, а відношення кладоцер до копепод – збільшується. Слідом за цими змінами зменшується співвідношення представників третього та другого трофічних рівнів – хижих і мирних консументів – від 38/1 до 20/1 [1].

В зв'язку зі збільшенням відносної кількості дрібнорозмірних коловерток і молоді ракоподібних у забруднених органікою водоймах зменшується середня індивідуальна маса зоопланктонів, яку отримують діленням загальної біомаси на загальну чисельність угруповання. Так, в озерах Росії та Білорусії зафіксоване зменшення відповідно від 0,018 до 0,006 [1] і від 0,025 до 0,005 мг/м³ [11].

В залежності від трофічного рівня змінюється хід сезонної динаміки зоопланктону, яка обумовлюється строками та типами розмноження масових видів. В чистих водах, де домінують веслоногі ракоподібні зі статевим розмноженням і довгим життєвим циклом, кількісні показники протягом вегетаційного періоду мають два літніх «піки», в забруднених же водах, де переважають партеногенетичні короткоциклові коловертки та гіллястовусі, кількість «пиків» може бути великою, але спільний результуючий літній «пик» – тільки один [1].

Важливим і інформативним показником процесу евтрофікації може слугувати також відношення літньої середньої біомаси зоопланктону до зимової, яке для оліготрофних водойм складає 4, для мезотрофних – 13, для евтрофних – 112, тобто діапазон внутрішньорічних змін біомаси при переході на наступний трофічний рівень збільшується на порядок [1].

Висновки. Таким чином, з врахуванням ряду особливостей зоопланктон може успішно використовуватись в якості індикаторного угруповання для оцінки органічного забруднення природних вод для вирішення багатьох теоретичних і прикладних проблем гідробіології – типізації водойм, діагностичного моніторингу та екологічного прогнозування [1].

Список літератури

1. Андроникова И.Н. Структурно-функциональная организация зоопланктона озерных экосистем разных трофических типов: Автореф. дис. на соис. уч. степени д-ра биол. наук / И.Н. Андроникова. – Л., 1989. – 39 с.
2. Андроникова И.Н. Оценка информативности показателей зоопланктона как биоиндикатора в мониторинге озерных экосистем / И.Н. Андроникова // Сб. мат. Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». – СПб. : ЛЕМА, 2007. – С. 212–216.
3. Экологическая индикация качества вод малых рек / [Г.П. Андрушайтис, П.А. Цимдинь, Э.А. Пареле, Л.В. Дакш] // Тр. II Сов.-англ. семинара «Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям» (Уиндермир, Англия, 24–27 апр. 1979 г.). – Л.: Гидрометеиздат, 1981. – С. 59–65.
4. Галковская Г.А. Межпопуляционные отношения и проблема устойчивости планктонных сообществ / Г.А. Галковская // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 4. – С. 3–10.
5. Деревенская О.Ю. Сообщества зоопланктона озер при их загрязнении и восстановлении / О.Ю. Деревенская, Н.М. Мингазова // Там же. – 1998. – Т. 34, № 4. – С. 50–55.
6. Дзюбан Н.А. Упрощенное определение степени сапробности воды по зоопланктону / Н.А. Дзюбан // Там же. – 1982. – 18, № 3. – С. 70–71.
7. Дзюбан Н.А. О гидробиологическом контроле качества воды по зоопланктону / Н.А. Дзюбан, С.П. Кузнецова // Тр. Всесоюз. конф. «Научные основы контроля качества вод по гидробиологическим показателям» (Москва, 1–3 нояб. 1978 г.). – Л.: Гидрометеиздат, 1981. – С. 160–166.
8. Думнич Н.В. Изменение зоопланктона крупных озер Вологодской области за двадцатилетний период / Н.В. Думнич, Н.Л. Болотова // Материалы VII съезда Гидробиол. о-ва РАН (Казань, 14–20 окт. 1996 г.): в 2-х тт. – Казань : Полиграф, 1996. – Т. 2. – С. 18–20.
9. Егоров Ю.Е. Теория экологической ниши и проблемы биоиндикации водных экосистем / Ю.Е. Егоров // Там же. – Т. 1. – С. 56–59.
10. Крупа Е.Г. Зоопланктон как индикатор органического и токсического загрязнения (на примере водоемов Казахстана) / Е.Г. Крупа // Тез. докл. Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» (С.-Петербург, Россия, 23–27 окт. 2006 г.). – СПб., 2006. – С. 80.
11. Крючкова Н.М. Структура сообществ зоопланктона в водоемах разного типа / Н.М. Крючкова // Продукционно-гидробиологические исследования водных экосистем (Тр. ЗИН АН СССР, Т. 165). – Л.: Наука, 1987. – С. 184–198.
12. Лазарева В.И. Динамика структуры и обилия зоопланктона Рыбинского водохранилища как индикатор флуктуаций климата и антропогенного пресса в бассейне Верхней Волги / В.И. Лазарева // Сб. материалов Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем». – СПб.: ЛЕМА, 2007. – С. 240–244.
13. Лобуничева Е.В. Изменение зоопланктона малых озер Лозско-Азатской группы как индикатор их евтрофирования / Е.В. Лобуничева // Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем»: Тез. докл. (С.-Петербург, Россия, 23–27 окт. 2006 г.). – СПб., 2006. – С. 93.
14. Макарецва Е.С. Оценка общей стабильности зоопланктонного сообщества и его отдельных показателей при антропогенном евтрофировании водоемов / Е.С. Макарецва // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 5. – С. 33–37.
15. Макрушин А.В. Возможности и роль биологического анализа в оценке степени загрязнения водоемов / А.В. Макрушин // Там же. – 1974. – Т. 10, № 2. – С. 98–104.
16. Макрушин А.В. Сравнительная оценка методов Пантле и Бука в модификации Сладчека и Зелинки и Марвана для определения степени загрязнения по зоопланктону / А.В. Макрушин, Л.А. Кутикова // Методы биологического анализа пресных вод. – Л., 1976. – С. 90–94.
17. Мязметс А.Х. Изменения зоопланктона / А.Х. Мязметс // Антропогенное воздействие на малые озера. – Л.: Наука, 1980. – С. 54–64.
18. Науменко Е.Н. Многолетняя динамика структуры сообщества и индексов видового разнообразия зоопланктона Вислинского залива Балтийского моря / Е.Н. Науменко // Материалы VII съезда Гидробиол. о-ва РАН (Казань, 14–20 окт. 1996 г.). – Казань : Полиграф, 1996. – Т. 1. – С. 133–135.
19. Оценка состояния водных объектов Украины по гидробиологическим показателям. 1. Планктон / [О.П. Оксик, Г.А. Жданова, С.Л. Гусынская, Т.В. Головки] // Гидробиол. журн. – 1994. – Т. 30, № 3. – С. 26–31.
20. Олексив И.Т. Показатели качества природных вод с

екологічних позицій / И.Т. Олексив. – Львов : Свит, 1992. – 232 с. **21. Пашкова О.В.** Зоопланктон як біоіндикатор антропогенного забруднення у водоймах різного типу / О.В. Пашкова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009а. – Т. 17. – С. 162–167. **22. Пашкова О.В.** Особливості розвитку пелагічного зоопланктону в Шацьких озерах різного рівня трофії / О.В. Пашкова // Наук. вісник Волин. нац. ун-ту. Біол. науки. – 2009б. – № 2. – С. 109–113. **23. Пашкова О.В.** Зоопланктон пелагиали Каневского водохранилища и особенности его пространственно-временного распределения / О.В. Пашкова // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, № 1. – С. 3–23. **24. Петрович П.Г.** Зависимость количественного развития зоопланктона от степени трофности озер Нарочь, Мясро и Баторин / П.Г. Петрович // Докл. XVII науч. конф. по изуч. внутр. водоемов Прибалтики «Лимнология Северо-Запада СССР»: – Таллин, 1973. – Ч. III [П–Я]. – С. 15–18. **25. Протасов А.А.** Использование показателей биоразнообразия для оценки состояния водных объектов и качества воды / А.А. Протасов, Т. Е. Павлюк // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 6. – С. 3–17. **26. Rogozin A.G.** Особенности структурной организации зоопланктонного сообщества в озерах разного трофического статуса. Видовые популяции / А.Г. Rogozin // Экология. – 2000. – № 6. – С. 438–443. **27. Романенко В.Д.** Актуальные проблемы и достижения украинской гидроэкологии в области экологической оценки состояния поверхностных водных объектов / В. Д. Романенко, В. Н. Жукинский // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 1. – С. 3–20. **28.** Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В. Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіук [та ін.] – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с. **29. Семенченко В.П.** Принципы и системы биоиндикации текучих вод / В.П. Семенченко. – Минск : Орех, 2004. – 124 с. **30. Столбунова В.Н.** Итоги многолетних исследований пелагических зоопланктоценозов Ивановского и Угличского водохранилищ / В.Н. Столбунова // Материалы VII съезда Гидробиол. о-ва РАН (Казань, 14–20 окт. 1996 г.). – Казань : Полиграф, 1996. – Т. 1. – С. 216–217. **31.** Особенности евтрофирования Онежского озера / Т. М. Тимакова, И. Г. Вислянская, Т. П. Куликова [и др.] // Там же. – Т. 2. – С. 92–94. **32. Трифонова И.С.** Роль биоиндикации в лимнологическом мониторинге / И.С. Трифонова // Тез. докл. Междунар. конф. «Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем» (С.-Петербург, Россия, 23–27 окт. 2006 г.). – СПб., 2006. – С. 153. **33.** Комплексные критерии оценки качества вод малых рек Латвийской ССР / П. А. Цимдинь, А. Г. Мелберга, М. Н. Матисоне [и др.] // Комплексные оценки качества поверхностных вод. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – С. 120–122. **34. Чуйков Ю.С.** Задачи и принципы биологического анализа степени загрязнения водоемов / Ю.С. Чуйков // Гидробиол. журн. – 1975. – Т. 11, № 5. – С. 111–118. **35. Яковлев В.А.** Динамика сообществ пресноводного зообентоса и зоопланктона Субарктики в условиях различных антропогенных нагрузок / В.А. Яковлев // Материалы VII съезда Гидробиол. о-ва РАН (Казань, 14–20 окт. 1996 г.). – Казань: Полиграф, 1996. – Т. 1. – С. 93–96. **36. Allan J.D.** Life history patterns in zooplankton / J.D. Allan // Am. Nature. – 1976. – N 110. – P. 165–176. **37. Blancher E.C.** Zooplankton–trophic state relationship in some north and central Florida lakes / E.C. Blancher // Hydrobiologia. – 1984. – Vol. 109, N 3. – P. 251–263. **38. Brooks J.L.** Eutrophication and changes in the composition of zooplankton / J.L. Brooks // Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives. – Washington, D. C.: Nat. Acad. Sci., 1969. – P. 236–255. **39. Gannon J.E.** Effects of eutrophication and fish predation on recent changes zooplankton crustacean species composition in Lake Michigan / J.E. Gannon // Trans. Amer. Microsc. Soc. – 1972. – Vol. 91, N 1. – P. 82–84. **40. Gannon J.E.** Zooplankton (especially Crustaceans and Rotifers) as indicators of water quality / J.E. Gannon, R.S. Stemberger // Ibid. – 1978. – Vol. 97, N 1. – P. 16–35. **41. Hakkari L.** On the productivity and ecology of zooplankton and its role as food for fish in some lakes in Central Finland / L. Hakkari // Biol. Res. Rept. University Jyväskylä. – 1978. – N 4. – P. 3–87. **42. Jumppanen K.** Cultural eutrophication of lakes and fish production / K. Jumppanen // Acqua e aria. – 1975. – N 8. – P. 627–629. **43. McNaught D.C.** A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication / D.C. McNaught // Verh. Int. Ver. theoret. und angew. Limnol. – Stuttgart, 1975. – Bd. 19, T. 1. – S. 724–730. **44. Patalas K.** Crustacean plankton and the eutrophication of

St. Lawrence Great Lakes / K. Patalas // J. Fish. Res. Board of Canada. – 1972. – Vol. 29, N 10. – P. 1451–1462. **45.** Patalas K. Crustacean plankton and the eutrophication of lakes in the Okanagan Valley, British Columbia / K. Patalas, A. Salki // Ibid. – 1973. – Vol. 30, N 4. – P. 519–542.

Зоопланктон в системі біоіндикації органічного забруднення водних екосистем (Огляд)

Пашкова О.В.

На основі аналізу вітчизняних і зарубіжних літературних джерел з дослідження водойм різного типу (зокрема, України, Росії, Білорусії та країн Балтії) висвітлено сучасний стан знань про місце зоопланктону в біоіндикації органічного забруднення природних вод.

Ключові слова: зоопланктон, біоіндикація, органічне забруднення, індекс сапробності, метрика.

Зоопланктон в системе биоиндикации органического загрязнения водных экосистем (Обзор)

Пашкова О.В.

На основе анализа отечественных и зарубежных литературных источников по исследованию водоемов разного типа (в частности, Украины, России, Белоруссии и стран Балтии) освещено современное состояние знаний о месте зоопланктона в биоиндикации органического загрязнения природных вод.

Ключевые слова: зоопланктон, биоиндикация, органическое загрязнение, индекс сапробности, метрика.

Zooplankton in the system of bioindication of water ecosystems organic pollution (Review)

Pashkova O.V.

On the base of analysis of home and foreign literary sources on the research of different types of water-bodies (in particular, of Ukraine, Russia, Byelorussia and countries of Baltia) the modern state of knowledges about the place of zooplankton in bioindication of natural waters organic pollution has been elucidated.

Keywords: zooplankton, bioindication, organic pollution, saprobity index, metrics.

Надійшла до редколегії 10.02.12

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МЕТОДОЛОГІЯ РАЙОНУВАННЯ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ ЗА ЇХНІМИ АБІОТИЧНИМИ І БІОТИЧНИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ*

Ключові слова: *р. Сула, гирлові ділянки річок, Національний природний парк „Нижньосульський”, екологічний стан, біорізноманіття*

Вступ. Гідроекосистема Нижньої Сули і верхів'я Сульської затоки Кременчуцького водосховища в межах Національного природного парку (НПП) „Нижньосульський” є унікальним природним комплексом, який являє цінність для охорони, збереження і відновлення біорізноманіття гирлових ділянок річок Дніпровського басейну. Її екологічний стан визначається комплексом причинно-наслідкових взаємодій абіотичних (гідрологічний, гідрофізичний, гідрохімічний режими) і біотичних складових (автотрофи, консументи різних трофічних рівнів, гетеротрофні мікроорганізми). Абіотична складова виділеної екосистеми формується під впливом річки Сули і підпору вод Кременчуцьким водосховищем, стоку з прилеглих територій їхнього басейну, що створює унікальний екотон у системі: „гирло річки – прилегла ділянка водосховища”. Процеси взаємодії вод річки і водосховища досить мінливі в часі і просторі, тому гідрологічний, гідрохімічний та гідробіологічний режими Нижньої Сули характеризуються виключною складністю і динамічністю.

Актуальною проблемою є оцінка сучасного екологічного стану і охорона, збереження та відновлення біорізноманіття Національного природного парку „Нижньосульський”. Це, в свою чергу, потребує районування його акваторії з метою виявлення найбільш характерних і цінних у природоохоронному відношенні ділянок.

Вважаємо, що при проведенні районування високодинамічних, значних за площею гідроекосистем Природно-заповідного фонду, де ключовими екологічними чинниками є абіотичні і біотичні, необхідно застосовувати акваландшафтний підхід. Акваландшафти – це відносно однорідні за своїм генезисом та мікрокліматом водні об'єкти із закономірно повторюваними ділянками, тотожними за морфологією рельєфу, ґрунтів, гідрологічним, гідрохімічним режимом і фітоценозами. Виділення різнотипних акваландшафтів дозволяє характеризувати водну екосистему як таку, де в діалектичній єдності знаходяться абіотичні і біотичні компоненти, що на сучасному етапі суцесії визначає природоохоронну цінність даних регіонів [4, 5].

Ландшафтний підхід до вивчення водних екосистем застосовувався низкою авторів [1–3]. Проте, загальноприйнята методологія районування гідроекосистем Природно-заповідного фонду України з виділенням найбільш характерних акваландшафтів на сьогодні відсутня.

Мета роботи: провести районування акваторії НПП „Нижньосульський” за абіотичними і біотичними показниками з виділенням найхарактерніших акваландшафтів.

Методи і матеріали. Дослідження проводилися на акваторії Нижньої Сули і Сульської затоки в межах НПП „Нижньосульський” у літній і осінній сезони 2010–2011 рр.

Відбір, фіксацію, камеральне опрацювання проб водоростей планктону й епіфітону виконували згідно з загальновідомими гідробіологічними методами [6]. Проби фітомікроепіфітону відбирали з домінуючого виду вищих водяних рослин у р. Сулі і Сульській затоці – очерету звичайного. Біомасу фітопланктону і фітомікроепіфітону розраховували лічильно-об’ємним методом.

Результати досліджень та їх обговорення.

І. Дослідження абіотичних характеристик акваторії НПП „Нижньосульський”

Акваторія НПП „Нижньосульський” включає нижню частину р. Сули, її гирлову ділянку і верхню ділянку Сульської затоки. До траверза с. Горошино р. Сула характеризується як типово річкова екосистема, де ще не спостерігається підпору вод Кременчуцьким водосховищем. Від траверза с. Старий Мохнач русло річки починає розгалужуватися на рукави з чітко вираженим підпором водами водосховища. У Сульській затоці в межах парку (від траверзу урочища Чубарів ліс до мосту с. Липове) можна виділити основне русло Сули, яке проходить між лівим берегом (сс. Погребняки, Дем’янівка) і островом Високе; а також проточно-острівну заплаву (правобережна частина затоки).

Дослідження просторово-часової динаміки прозорості води акваторії НПП „Нижньосульський” показало, що найвища прозорість спостерігається у р. Сулі: 2,4–2,8 м влітку та 2,7–2,8 м восени (табл. 1). У зоні виклинювання водосховища цей показник поступово знижується до 2,1–2,4 м влітку та 1,8–2,5 м восени. Мінімальна прозорість води спостерігається в Сульській затоці (0,3–1,2 м влітку та 0,3–2,0 м восени), що може пояснюватися збільшенням вегетації фітопланктону на даній ділянці гідроекосистеми.

Інформативним показником для оцінки екологічного стану гідроекосистеми НПП „Нижньосульський” є вміст у воді розчинного кисню. Встановлено, що при переході від типово річкової екосистеми до затоки абсолютний і відносний вміст кисню у воді зростають. На окремих ділянках Сульської затоки насичення води киснем навіть перевищує 100%, що пов’язано з інтенсивним розвитком фітопланктону.

Аналіз просторової динаміки рН водного середовища показав зростання даного показника за поздовжнім профілем гідроекосистеми (див. табл. 1).

Таблиця 1. Основні середовищеутворюючі гідрофізичні і гідрохімічні характеристики гідроекосистеми НПП „Нижньосульський”

Аква-ландшафти	Прозорість води за диском Секкі, м		Абсолютний вміст O ₂ , мг/дм ³		Насичення води киснем, %		pH	
	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь
Річковий	<u>2,4–2,8</u> 2,6±0,2	<u>2,7–2,8</u> 2,8±0,1	<u>2,16–2,43</u> 2,30±0,14	<u>6,76–6,96</u> 6,86±0,10	<u>27–30</u> 28±2	<u>73–76</u> 74±2	<u>7,70–7,75</u> 7,72±0,02	<u>8,10–8,15</u> 8,12±0,02
Річково-естуарний	<u>2,1–2,4</u> 2,3±0,1	<u>1,8–2,5</u> 2,1±0,2	<u>2,43–2,84</u> 2,66±0,12	<u>6,84–7,28</u> 7,11±0,14	<u>30–35</u> 33±2	<u>75–79</u> 77±1	<u>7,60–7,90</u> 7,80±0,10	<u>8,10–8,18</u> 8,13±0,03
Естуарний	<u>0,3–1,2</u> 0,8±0,2	<u>0,3–2,0</u> 0,8±0,3	<u>1,62–11,48</u> 7,45±1,53	<u>5,20–12,72</u> 9,61±1,38	<u>20–147</u> 95±20	<u>57–134</u> 103±14	<u>7,60–8,70</u> 8,22±0,18	<u>8,00–9,10</u> 8,58±0,19

Примітка. Над рискою – межі коливань, під рискою – середні величини ± стандартна помилка.

II. Дослідження різноманіття автотрофної ланки біоти

Основу біорізноманіття та енергетичної піраміди гідроекосистеми НПП „Нижньосульський” визначають компоненти автотрофної ланки (фітопланктон, фітомікробентос, фітомікроепіфітон, вищі водяні рослини). Головним первинним продуцентом автохтонної органічної речовини у водоймах є фітопланктон. Крім того, у Сульській затоці існують сприятливі умови для розвитку водоростей обростань – фітомікроепіфітону, який відіграє важливу роль у синтезі органічних речовин, фотоаерації води і процесах самоочищення на мілководдях. Отже, репрезентативними біотичними показниками для оцінки екологічного стану та біорізноманіття акваторії НПП „Нижньосульський” є автотрофні компоненти – фітопланктон і фітомікроепіфітон.

Встановлено, що структурно-функціональна організація водоростевих угруповань суттєво змінюється за позовжнім профілем досліджуваної гідроекосистеми.

Так, у типово річковій екосистемі фітопланктон характеризується низьким видовим різноманіттям: кількість видів у пробах змінюється від 12 до 13 видів і внутрішньовидових таксонів включно з номенклатурним типом виду (в. в. т.). Флористичну структуру формують діатомові, зелені, криптофітові і синьозелені водорості. Біомаса фітопланктону становить 0,46–0,94 г/м³, а її основу складають динофітові і криптофітові водорості. До складу домінуючого комплексу входять *Peridinium cinctum*, *Cryptomonas erosa*, *C. ovata* (табл. 2).

Таблиця 2. Домінуючий комплекс фітопланктону гідроекосистеми
НПП „Нижньосульський”

Домінуючі види	Акваландшафти		
	річковий	річково-естуарний	естуарний
<i>Anabaena flos-aquae</i>	—	—	<u>0,03–1,68 (0,72)</u> 1–9 (3)
<i>Oscillatoria ucrainica</i>	—	—	<u>0–19,21 (7,01)</u> 0–30 (16)
<i>Phacus longicauda</i>	—	—	<u>0–8,67 (2,20)</u> 0–20 (6)
<i>Peridinium cinctum</i>	<u>0,24–0,38 (0,31)</u> 41–52 (46)	<u>0,21–0,54 (0,33)</u> 24–67 (45)	*
<i>Cryptomonas erosa</i>	<u>0,04–0,05 (0,04)</u> 5–9 (7)	<u>0,02–0,05 (0,03)</u> 2–10 (5)	*
<i>C. ovata</i>	<u>0,07–0,22 (0,14)</u> 15–24 (19)	<u>0,01–0,12 (0,06)</u> 1–24 (10)	*
<i>Acanthoceras zachariasii</i>	—	—	<u>0–2,10 (0,50)</u> 0–13 (3)
<i>Melosira varians</i>	*	<u>0–0,48 (0,16)</u> 0–52 (17)	*
<i>Chlamydomonas monadina</i>	—	—	<u>0,22–10,60 (2,50)</u> 2–14 (6)
<i>Coelastrum microporum</i>	—	<u>0–0,10 (0,04)</u> 0–13 (5)	*

Примітка. Над рискою – біомаса домінуючих видів, г/м³, під рискою – % від загальної біомаси, у дужках середні величини; „—” – вид у даному акваландшафті не виявлений; „*” – вид виявлений, але до домінуючого комплексу не входив.

Видове різноманіття фітомікроепіфітону коливається від 24 до 30 в. в. т. У флористичній структурі домінують діатомові водорості, а субдомінантами виступають зелені і синьозелені. Біомаса водоростей обростань невисока – 0,30–3,07 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрата, у її структурі спостерігається монодомінування діатомових. Домінуючий комплекс визначають види, типові для обростань, такі як *Rhoicosphenia abbreviata*, *Cocconeis placentula* (табл. 3). Дані види характеризуються гетерополярною будовою стулки і міцно прикріплюються до поверхні субстрата, що дозволяє їм вегетувати в умовах високої швидкості течії.

У районі виклинювання Кременчуцького водосховища видове різноманіття фітопланктону збільшується. Порівняно з типово річковою екосистемою, відбувається перебудова структури біомаси: частка криптофітових водоростей знижується, а діатомових і зелених – зростає. Спостерігаються зміни і в структурі домінуючого комплексу: крім видів, відмічених у фітопланктоні річкової екосистеми, значну частку біомаси також формують *Melosira varians* із діатомових і *Coelastrum microporum* із зелених.

У фітомікроепіфітоні відбувається збільшення видового різноманіття і біомаси, збільшується частка зелених водоростей. У домінуючому комплексі, крім видів, відмічених у річковому акваландшафті, з'являються *Melosira varians* і *Rhopalodia gibba*.

Таблиця 3. Домінуючий комплекс фітомікроепіфітону гідроекосистеми НПП „Нижньосульський”

Домінуючі види	Акваландшафти		
	річковий	річково-естуарний	естуарний
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	–	–	<u>0–0,24 (0,07)</u> 0–30 (9)
<i>Lyngbia aerugineo-coerulea</i>	–	–	<u>0–1,61 (0,41)</u> 0–36 (10)
<i>Cocconeis placentula</i>	<u>0,12–0,50 (0,31)</u> 16–40 (28)	<u>0,05–0,58 (0,28)</u> 1–14 (6)	*
<i>C. scutellum</i>	<u>0–0,04 (0,02)</u> 0–14 (7)	–	–
<i>Epithemia adnata</i>	<u>0,01–0,41 (0,21)</u> 3–13 (8)	<u>0,50–1,17 (0,61)</u> 6–16 (9)	<u>0–11,14 (2,30)</u> 0–55 (14)
<i>Melosira varians</i>	*	<u>1,10–4,28 (2,31)</u> 15–53 (35)	<u>0–0,38 (0,09)</u> 0–18 (4)
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	<u>0,04–0,96 (0,50)</u> 13–31 (22)	<u>0,43–0,77 (0,64)</u> 5–19 (11)	*
<i>Rhopalodia gibba</i>	–	<u>0,05–1,89 (0,67)</u> 1–26 (9)	<u>0–3,75 (0,83)</u> 0–18 (8)

Примітка. Над рискою – біомаса домінуючих видів, мг/г повітряно-сухої маси рослин, під рискою – % від загальної біомаси, у дужках середні величини; „–” – вид у даному акваландшафті не виявлений; „*” – вид виявлений, але до домінуючого комплексу не входив.

Найвище різноманіття водоростевих угруповань спостерігається у Сульській затоці. Зокрема, фітопланктон представлений 31–73 в. в. т. У флористичній структурі значно зростає частка зелених і евгленових водоростей, а частка діатомових, навпаки, зменшується. Біомаса фітопланктону досягає максимальних величин (4,12–81,18 г/м³). Суттєві зміни відмічаємо в структурі біомаси: на відміну від вищерозташованих ділянок акваторії, її визначають синьозелені, зелені й евгленові водорості. Значно змінюється і домінуючий комплекс – його формують *Anabaena flos-aquae*, *Oscillatoria ucrainica*, *Phacus longicauda*, *Acanthoceras zachariasii*, *Chlamydomonas monadina*.

Видове різноманіття фітомікроепіфітону нараховує 34–46 в. в. т. У формуванні флористичної структури, крім діатомових водоростей, значну роль також відіграють зелені і синьозелені. Високими величинами характеризується біомаса – 0,62–20,39 мг/г повітряно-сухої маси рослини-субстрата. На відміну від вищерозташованих ділянок, де 90–95% біомаси визначають діатомові водорості, у Сульській затоці біомасу фітомікроепіфітону формують представники трьох відділів: діатомові (44%), синьозелені (27%) і зелені (23%). Специфічною є структура домінуючого комплексу: значною часткою характеризуються синьозелені *Aphanizomenon flos-aquae*, *Lyngbia aerugineo-coerulea*.

Нами було проведено кореляційний аналіз залежності між абіотичними характеристиками гідроекосистем (прозорістю води, вмістом розчинного у воді кисню) і біотичним показником (біомасою фітопланктону). Встановлено

пряму достовірну кореляцію між біомасою фітопланктону і вмістом розчинного у воді кисню ($r = 0,91$ при $p < 0,0001$), а також зворотну достовірну кореляцію між біомасою фітопланктону і прозорістю води ($r = -0,79$ при $p = 0,004$). Найнижчий вміст кисню, найнижча біомаса фітопланктону і максимальна прозорість води відмічені у типово річковій екосистемі. По мірі виклинювання водосховища біомаса фітопланктону зростає, відповідно зростає концентрація кисню і знижується прозорість. Максимальні біомаса фітопланктону і вміст кисню, а також мінімальна прозорість води спостерігаються у затоці (рис. 1). Дана закономірність свідчить про високу інтенсивність продукційних процесів фітопланктону і його провідну роль у функціонуванні гідроекосистеми НПП „Нижньосульський”.

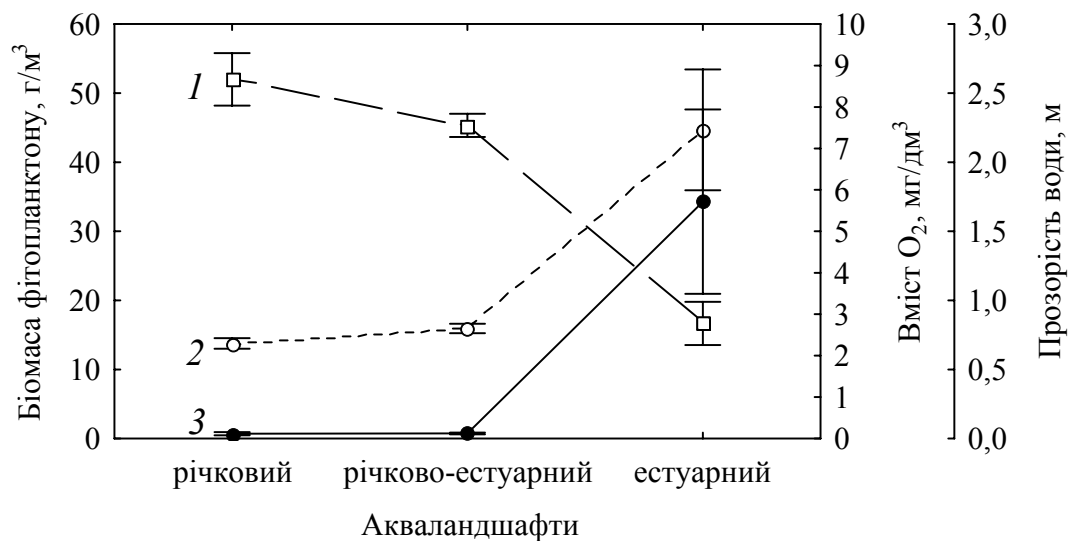


Рис. 1. Просторова динаміка прозорості води (1), вмісту розчинного кисню (2) і біомаси фітопланктону (3) по акваторії НПП „Нижньосульський”.

III. Методологія районування акваторії НПП „Нижньосульський” за абіотичними і біотичними характеристиками

Районування акваторії Нижньої Сули і Сульської затоки Кременчуцького водосховища в межах НПП „Нижньосульський” дозволяє:

а) Виділити ділянки акваторії з подібними абіотичними і біотичними показниками. При цьому виділені ділянки, як правило, є окремими акваландшафтами з відповідними характеристиками абіотичних і біотичних компонентів гідроекосистеми.

б) Диференціювати вплив на біоту виділених акваландшафтів різних екологічних чинників, показати їх спільності та відмінності.

в) Інтеграція дискретних акваландшафтів, які характеризуються специфічними структурно-функціональними показниками біоти, створює річковий континуум.

За проведенням нами районуванням акваторії НПП „Нижньосульський” виділено наступні ділянки з подібними абіотичними і біотичними характеристиками, які можна розглядати як окремі акваландшафти (табл. 4).

1. Річковий акваландшафт – р. Сула від північної межі НПП „Нижньосульський” до траверза с. Горошино. Типово річкова екосистема, де

Таблиця 4. Районування гідроекосистеми НПП „Нижньосульський” за абіотичними і біотичними характеристиками

Акваландшафти	Абіотичні характеристики				Біотичні характеристики (різноманіття автотрофної ланки)								
	Глибина, м	Прозорість, м	Вміст O ₂ , мг/лм ³	pH	Видове різноманіття	Індекс Шеннона	Біомаса, г/м ³ (мг/г ПСМР)	Cyanophyta	Euglenophyta	Dinophyta	Cryptophyta	Bacillariophyta	Chlorophyta
Річковий Р. Сула від північної межі парку до траверза с. Горошино. Типово річкова екосистема, де не спостерігається підпору вод Кременчуцьким водосех. Добре виражена річкова течія.	2,7–3,0 2,8±0,2	2,4–2,8 2,6±0,2	2,16–2,43 2,30±0,14	7,70–7,75 7,72±0,02	ФП 35	ФП 2,42–2,61 2,52±0,10	ФП 0,46–0,94 0,70±0,24	*	*	46	34	12	*
					ФЕ 73	ФЕ 3,01–3,29 3,15±0,14	ФЕ 0,30–3,07 1,68±1,38	*	*	*	*	95	*
Річково-естуарний Р. Сула від траверза с. Ст. Мохнач до траверза с. Мирони. Русло починає розгалужуватися на рукави з чітко вираженим підпором водами водосех. Швидкість течії низька.	2,9–3,5 3,3±0,2	2,1–2,4 2,3±0,1	2,43–2,84 2,66±0,12	7,60–7,90 7,80±0,10	ФП 42	ФП 1,81–2,33 2,15±0,17	ФП 0,50–0,94 0,75±0,13	*	*	45	22	24	10
					ФЕ 93	ФЕ 3,04–3,52 3,21±0,15	ФЕ 4,08–8,10 6,51±1,23	*	*	*	*	89	10
Естуарний Сульська затока від урочища Чубарів ліс до мосту с. Липове. Добре виражена проточно-острівна заплава. Водообмін визначається течією р. Сули і величиною підпору вод Кременчуцького водосех.	1,2–4,0 1,7±0,5	0,3–1,2 0,8±0,2	1,62–11,48 7,45±1,53	7,60–8,70 8,22±0,18	ФП 156	ФП 3,54–4,84 4,37±0,19	ФП 4,12–81,18 34,29±14,06	30	16	*	*	12	26
					ФЕ 120	ФЕ 2,29–4,14 3,54±0,32	ФЕ 0,62–20,39 5,04±3,85	27	*	*	*	44	23

Примітка. „*” – частка даного відділу менша ніж 10%, ФП – фітопланктон, ФЕ – фітомікроєфітон, ПСМР – повітряно-суха маса рослин-субстрата.

ще не спостерігається підпору вод Кременчуцьким водосховищем. Характеризується максимальною прозорістю води і найменшими вмістом кисню і величиною рН, що пов'язано з низьким рівнем розвитку водоростей водної товщі і обростань. Біомаса фітопланктону представлена динофітово-криптофітовим комплексом, а біомаса фітомікроепіфітону – монодомінантним діатомовим з переважанням водоростей, типових для обростань.

2. Річково-естуарний акваландшафт – р. Сула від траверза с. Старий Мохнач до траверза с. Мирони. Русло річки починає розгалужуватися на рукави з чітко вираженим підпором водами водосховища. Прозорість води знижується, а вміст розчинного у воді кисню і рН зростають, що зумовлено збільшенням інтенсивності вегетації фітопланктону і фітомікроепіфітону. Порівняно з річковим акваландшафтом, у фітопланктоні знижується частка криптофітових водоростей і зростає – діатомових і зелених. Частка зелених водоростей збільшується також і у фітомікроепіфітоні.

3. Естуарний акваландшафт – Сульська затока від урочища Чубарів ліс до мосту с. Липове. Характеризується добре вираженою проточно-острівною заплавою, якій притаманне чергування різноманітних рукавів, стариць, заток та островів. Водообмін визначається течією р. Сули, а також величиною підпору вод Кременчуцького водосховища. Залежно від інтенсивності роботи Кременчуцької ГЕС реєструються добові коливання рівнів води. У зв'язку з інтенсивним розвитком фітопланктону прозорість води найнижча, порівняно з вищерозташованими ділянками, а вміст розчинного у воді кисню і рН – найвищі. Фітопланктон характеризується як синьозелено-зелено-евгленово-діатомовий. Структуру фітомікроепіфітону майже в рівних частках формують діатомові, зелені і синьозелені водорості.

Підсумок. Дослідження гідрологічних, гідрофізичних, гідрохімічних і біотичних характеристик гідроекосистеми НПП „Нижньосульський” дозволило встановити її просторову дискретність.

Показано, що гідроекосистема парку включає наступні ділянки, які відрізняються специфічними абіотичними і біотичними характеристиками і можуть розглядатися як окремі акваландшафти: річковий (від північної межі парку до траверза с. Горошино), річково-естуарний (від траверза с. Старий Мохнач до траверза с. Мирони) і естуарний (від траверза урочища Чубарів ліс до мосту с. Липове). Встановлено що при переході від річкового акваландшафту до річково-естуарного і естуарного відбувається зниження прозорості води і зростання вмісту розчинного у воді кисню і рН. Дана закономірність спостерігається як у літній, так і в осінній сезон.

Дослідження біотичних показників (різноманіття автотрофної ланки) показує, що кожному акваландшафту притаманна специфічна структурно-функціональна організація водоростевих угруповань. Від річкового акваландшафту до річково-естуарного і естуарного зростають видове різноманіття і біомаса водоростей водної товщі й обростань, у фітопланктоні зменшується частка динофітових і криптофітових водоростей і збільшується – синьозелених, зелених і еугленових, а у фітомікроепіфітоні відбувається

перебудова структури біомаси від монодомінантного діатомового угруповання до діатомово-синьозелено-зеленого.

Очевидно, що градієнт змін всього комплексу абіотичних і біотичних чинників і визначає природоохоронну цінність кожного з акваландшафтів, які формують унікальність НПП „Нижньосульський”.

Проведене районування гідроекосистеми з виділенням окремих акваландшафтів дозволяє формувати науково-обґрунтовані методологічні підходи природоохоронної політики щодо охорони, збереження і відновлення біорізноманіття об’єктів природно-заповідного фонду України.

Роботу виконано за фінансової підтримки Франкфуртського зоологічного товариства (Німеччина).

Список літератури

1. Беклимишев В.И. К биологии мелководья / В.И. Беклимишев, Н.А. Четыркина // *Вопр. экологии и биоценологии*. – 1935. – Т. I. – С. 120–135. 2. Зимбалева Л.Н. Ландшафтные сукцессии в водохранилищах Днепра / Л.Н. Зимбалева // *Вод. ресурсы*. – 1998. – Т. 25, №1. – С. 85–91. 3. Марковский Ю.М. Морфология водной заплавини р. Дніпра / Ю.М. Марковский // *Тр. Ін-ту гідробіології*. – 1941. – № 20. – С. 5–39. 4. Національний природний парк „Прип’ять–Стохід”. Різноманіття альгофлори і гідрохімічна характеристика акваландшафтів / [В.І. Щербак, Н.В. Майстрова, А.О. Морозова, Н.Є. Семенюк]; під ред. В. І. Щербака. – К.: Фітосоціоцентр, 2011. – 164 с. 5. Сучасний стан водно-болотних угідь регіонального ландшафтного парку „Прип’ять–Стохід” та їх біорізноманіття / [М.Л. Клестов, В.І. Щербак, І.П. Ковальчук та ін.]; під ред. В. І. Щербака. – К.: Фітосоціоцентр, 2001. – 108 с. 6. Щербак В.І. Методи визначення характеристик головних угруповань гідробіонтів водних екосистем. Фітопланктон / В.І. Щербак // *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – С. 8–27.

Методологія районування гідроекосистем природно-заповідного фонду за їхніми абіотичними і біотичними характеристиками

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є.

Районування акваторії Національного природного парку „Нижньосульський” за абіотичними та біотичними показниками дозволило поділити її на такі акваландшафти: річковий, річково-естуарний і естуарний. При переході від річкового акваландшафту до річково-естуарного і естуарного відбувається зниження прозорості води, зростання вмісту розчиненого кисню у воді, збільшення видового різноманіття та зміну структури водоростевих угруповань.

Ключові слова: р. Сула, гирлові ділянки річок, Національний природний парк „Нижньосульський”, екологічний стан, біорізноманіття.

Методология районирования гидроекосистем Природно-заповедного фонда по их абиотическим и биотическим характеристикам

Щербак В.И., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Е.

Районирование акватории Национального природного парка „Нижнесульский” по абиотическим и биотическим показателям позволило разделить ее на такие акваландшафты: речной, эстуарно-речной и эстуарный. При переходе от речного акваландшафта к эстуарно-речному и эстуарному происходит снижение прозрачности воды, повышение содержания растворенного кислорода в воде, увеличение видового разнообразия и изменение структуры водорослевых сообществ.

Ключевые слова: р. Сула, устьевые участки рек, Национальный природный парк „Нижнесульский”, экологическое состояние, биоразнообразие.

Methodology of zoning hydroecosystems of Nature-Conservation Fund according to their abiotic and biotic characteristics

Scherbak V.I., Maistrova N.V., Semeniuk N.Ie.

Zoning the water-area of the National Park “Nyzhniosulskyi” according to abiotic and biotic characteristics made it possible to distinguish the following aqualandscapes: the river, river-estuary and estuary. From the river aqualandscape to the river-estuary and estuary the water transparence decreases, the dissolved oxygen concentration rises, the algal assemblages increase in species diversity and change their structure.

Keywords: the river Sula, estuarine areas of the rivers, the National Natural Park “Nyzhniosulskyi”, ecological state, biological variety.

Надійшла до редколегії 07.03.12

УДК 556.531.4 (282.247.32)

Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

СЕЗОННА ДИНАМІКА ВМІСТУ ОСНОВНИХ ГРУП ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У РІЗНИХ ВОДНИХ ОБ'ЄКТАХ

Ключові слова: гумінові кислоти; фульвокислоти; вуглеводи; білковоподібні речовини; сезонна динаміка; водні об'єкти

Постановка проблеми. Поповнення різних водних об'єктів суходолу алохтонними і автохтонними розчиненими органічними речовинами (РОР) відбувається залежно від географічної зони, сезону, кліматичних умов, гідрологічного режиму, антропогенного впливу тощо.

До першої групи органічних сполук належать переважно РОР, які вимиваються водою з ґрунтів, торф'яників, лісового перегною. Під час повені вони потрапляють з поверхневим стоком у річки та інші водойми і є основним джерелом біогенних речовин для гідробіонтів.

Друга група РОР утворюється в самому водному об'єкті внаслідок життєдіяльності і розкладу відмерлих організмів. При цьому частина біохімічно стійких речовин утворює водний гумус [10]. Але більша частина органічних сполук нестійка і за аеробних умов може достатньо швидко розкладатися. Потужним постачальником цих сполук є водорості, особливо в період “цвітіння” водойм. Наприклад, концентрація вуглеводів у воді під час вегетації водоростей у 2–5 разів вища, ніж у холодні пори року [4]. Розклад органічних речовин сприяє поверненню у воду елементів, необхідних для живлення гідробіонтів. У воді дніпровських водосховищ у теплу пору року відбувається до 5–6 циклів синтезу і деструкції органічних речовин [7]. Значну

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

і все більш негативну роль у формуванні якості водного середовища відіграють антропогенні чинники, особливо у водних екосистемах, розташованих поблизу і в межах населених пунктів. Залежно від переваги того чи іншого чинника формується і компонентний склад РОР, що дає можливість оцінити хімічний і біологічний стан водойми чи водотоку.

Метою роботи було вивчення вмісту таких компонентів РОР, як гумінові і фульвокислоти (ГК і ФК), вуглеводи (В) і білковоподібні речовини (БПР), а також дослідження їхнього співвідношення залежно від пори року у різних водних об'єктах.

Методика досліджень. Проби води відбирали з поверхневого шару у р. Десні, оз. Центральному та Горіховатському ставку-2 (нумерація від нижче розташованого) протягом 2011 р. посезонно у лютому, квітні, серпні та жовтні. У відфільтрованій воді (мембранні фільтри "Synpro" з діаметром пор 0,4 мкм, Чехія) визначали рН, концентрацію розчиненого кисню, перманганатну та біхроматну окиснюваності (ПО та БО) [9]. Подальше фракціонування матеріалу проводили на хроматографічних колонках за загальноприйнятою схемою [13]. БПР визначали методом Фоліна-Лоурі [6], В – за допомогою антрону [2], ГК і ФК – згідно методик [12].

Результати досліджень та їх обговорення. Об'єктами дослідження були річка Десна, озеро Центральне та став Горіховатський-2.

Річка Десна – ліва притока Дніпра – має тісний гідравлічний зв'язок з поверхневим і підземним стоком. Водний режим – типовий для європейських річок: висока весняна повінь і порівняно низька літня межень. Заплава річки часто заболочена, водозбірна територія представлена переважно середньогумусовими ґрунтами [5].

Оз. Центральне розташоване в північній частині масиву Оболонь. Воно утворене на місці стариці Дніпра внаслідок наміву піску для житлової забудови, має природну рослинність на берегах. Через відсутність значного зливогого стоку озеро належить до нечисленної групи досить чистих водойм Києва.

Ставок Горіховатський-2 знаходиться в Голосіївському парку, всього за кількесот метрів від пожвавленого автошляху. Береги ставу вкриті заростями очерету. Він значно більше, ніж озеро Центральне, зазнає антропогенного навантаження. Як наслідок, така ситуація призводить до високого рівня евтрофності, посиленого "цвітіння" води і різкого погіршення її якості [14].

Вивчаючи сезонну динаміку РОР, ми визначали температуру води, рН, вміст у воді розчиненого кисню – чинники, які суттєво впливають на формування органічної речовини і пов'язані з біологічними процесами у водоймі. Загальний вміст РОР у досліджуваних водоймах оцінювали, визначаючи ПО та БО води. В таблиці наведені узагальнені результати таких визначень посезонно. Спостереження за змінами активної реакції водного середовища (рН) показали, що вона коливається у межах 7,3–8,3. Найвищі її значення відмічали навесні і влітку, найнижчі – наприкінці осені і взимку. Як відомо, сезонні коливання величини рН обумовлені, головним чином, карбонатною рівновагою у воді. З посиленням процесів фотосинтезу весною і

Таблиця. Сезонна динаміка основних гідрохімічних показників і вмісту розчинених органічних речовин у воді р. Десни, оз. Центрального і ст. Горіховатського-2 у 2011 році

Водойми	Сезон	t _{води} °C	pH	O ₂ , мг/дм ³	Наси- чення, %	ПО, мгО/дм ³	БО, мгО/дм ³	ГК, мг/дм ³	ФК, мг/дм ³	В, мг/дм ³	БПР, мг/дм ³
р. Десна	Зима	0,7	7,3	5,7	39,1	12,4	30,4	0,61	11,30	1,51	0,51
	Весна	5,1	8,2	11,5	92,7	10,4	34,6	0,70	14,40	2,99	0,55
	Літо	22,0	8,2	9,0	100,7	15,0	43,2	1,20	25,80	3,22	0,75
	Осінь	5,0	7,3	6,9	53,8	8,3	44,2	0,59	7,80	2,05	0,51
оз. Центральне	Зима	1,2	7,5	3,7	25,7	9,0	27,4	0,42	5,90	1,39	0,51
	Весна	11,0	8,2	12,0	110,4	6,8	17,3	0,32	4,00	1,93	0,53
	Літо	24,0	8,0	8,3	99,2	8,3	28,8	0,60	9,04	2,88	0,66
	Осінь	10,5	7,7	9,9	66,3	6,4	20,8	0,43	6,46	1,98	0,49
ст. Горіхо- ватський-2	Зима	0,6	7,3	1,7	11,8	12,8	66,8	0,42	5,60	1,71	0,47
	Весна	14,5	8,3	12,0	118,3	8,6	72,0	0,73	6,70	2,36	0,43
	Літо	22,0	7,8	10,1	114,3	11,5	62,4	0,60	10,20	3,19	0,79
	Осінь	7,0	7,3	7,0	43,3	7,0	43,7	0,86	9,48	1,71	0,68

літом у поверхневому шарі води зменшується концентрація двоокису вуглецю, що призводить до підвищення рН і збільшення концентрації іонів CO_3^{2-} . Восени починають відбуватися відповідно протилежні процеси.

Характеризуючи сезонний режим розчиненого у воді кисню, слід зазначити його залежність не лише від гідрологічних (вітрове перемішування, проточність тощо), але й біологічних (фотосинтез, наявність аеробної й анаеробної мікрофлори тощо) чинників. Як видно з таблиці, максимальні показники вмісту кисню в усіх досліджуваних об'єктах відмічали навесні. Щодо насичення води киснем, то в оз. Центральному і ст. Горіховатському весною спостерігали навіть її перенасичення (110,4 і 118,3% відповідно). У р. Десні цей показник був дещо меншим (92,7%) внаслідок значно вищого вмісту гумусових речовин (ГР) – 15,10 мг/дм³ проти 4,32 мг/дм³ у оз. Центральному. Як відомо, на окиснення ГР витрачається значна кількість розчиненого у воді кисню [3]. Взимку значення концентрацій і відповідні їм відсотки насичення води киснем були найнижчі, що зумовлено стійким тривалим льодоставом. За таких умов майже припиняється фотосинтез фітопланктону, а значна кількість кисню продовжує поглинатися донними відкладами [7].

Вивчення загального вмісту, а також компонентного складу РОР показало їхню значну залежність не тільки від сезону року, але й від характеру водойми. Показники ПО більшою мірою відображають наявність і кількість легкоокиснюваних речовин, до яких належать В і БПР. За значеннями БО можна також оцінювати вміст у воді важкоокиснюваних органічних сполук (ГК, ФК тощо).

З таблиці видно, що величини ПО в озері і ставку протягом досліджуваного періоду змінювалися в межах 6,4–12,8 мг О/дм³, БО – 17,3–72,0 мг О/дм³. Значення ПО і БО води р. Десни були в межах 8,3–15,0 та 30,4–44,2 мг О/дм³ відповідно. Однозначної сезонної динаміки в показниках ПО і БО води досліджуваних об'єктів у 2011 р. не спостерігалось. Але слід підкреслити деякі спільні сезонні особливості:

а) нехарактерно високі зимові показники ПО і БО і незначне на цьому фоні збільшення РОР під час весняної повені;

б) суттєве підвищення значень ПО і БО влітку, крім ст. Горіховатського, у якому були найбільші показники БО протягом всього року;

в) відсутність пропорційної якісної і кількісної залежності між значеннями ПО й БО та вмістом компонентів РОР у воді.

Аналізуючи показники концентрацій ГР, можна відзначити, що їхня сезонна динаміка дещо відрізнялась від традиційного сезонного розподілу цих речовин, коли найбільший вміст ГК і ФК припадає на час весняної повені. В р. Десні найнижчі значення концентрацій ГК і ФК спостерігали восени (0,59 і 7,80 мг/дм³ відповідно), найвищі – влітку (1,20 і 25,80 мг/дм³), що значно перевищує весняні показники цих речовин. У воді оз. Центрального і ст. Горіховатського абсолютні значення концентрацій ГР були значно менші протягом всього року, що характерно для такого типу водойм. Але найнижчий вміст названих органічних сполук відмічався взимку, навесні він збільшувався

і найвищого рівня досягав також влітку. Як видно з таблиці, концентрації ГК і ФК у міських водоймах коливалися в межах 0,32–0,73 та 4,00–10,20 мг/дм³ відповідно. За даними Гідрометцентру, липень і початок серпня 2011 р. відзначалися рясними зливовими дощами, які перевищили норму опадів майже в 2 рази. Така метеорологічна ситуація зумовила значне підняття рівнів води і додаткове надходження ГР з поверхневим стоком та ґрунтовими водами у водойми. Схожі сезонні коливання ГР спостерігали у р. Прип'яті і водосховищах під час тривалих дощових опадів у літню пору року [8, 11]. Певну роль у формуванні біохімічно стійкої частки РОР, а саме ГК і ФК, виконує водний гумус, надмірна кількість якого утворюється у водоймах влітку за аномально високих температур води [10, 15].

У сезонному розподілі В і БПР, на відміну від розподілу ГР, прослідковувались чіткі закономірності: підвищення концентрацій від зими до літа з поступовим зниженням восени. Концентрації В у воді досліджуваних водойм Києва коливались у межах 1,39–3,19 мг/дм³, більш високі їхні значення були характерні для ст. Горіховатського. Концентрації БПР протягом року змінювались у межах 0,43–0,79 мг/дм³ з максимальними значеннями влітку. Найвищий вміст В також відзначався влітку. Аналогічна тенденція щодо вмісту В і БПР спостерігалась і у воді Десни, причому показники концентрацій часто перевищували такі в озері і ставку. Так, навесні вміст В та БПР у воді Десни становив 2,99 і 0,55 мг/дм³ відносно 1,51 і 0,51 мг/дм³ взимку. Як уже відзначалося, в цей час весняна повінь приносить з поверхневим стоком значну кількість органічних речовин, крім того активізуються процеси фотосинтезу і розвиток фітопланктону у самій водоймі. Але найвищі концентрації зазначених РОР відмічались влітку. Вони становили 3,22 й 0,75 мг/дм³, що свідчить про посилення біопродукційних процесів на фоні високої температури води (22,0°C) і достатнього насичення води киснем (100,7%).

Висновки. Одержані результати свідчать про те, що компонентний склад і загальна концентрація РОР залежать від багатьох чинників, у тому числі і від сезонного. На вміст ГР у водних об'єктах впливає надходження органічної речовини з ґрунтовими водами під час весняних і літніх паводків з усієї площі водозбору. Тому влітку максимальні концентрації ГК і ФК у воді р. Десни в 2,0–2,8 разів перевищували такі у водоймах Києва. Крім того, до вмісту ГК і ФК додає певну частку водний гумус, який надмірно утворюється влітку за аномально високих температур, особливо у водоймах з уповільненим водообміном. Саме високі концентрації ГР (а також БПР) у воді ст. Голосіївського-2 і їхні незначні коливання протягом року є свідченням його незадовільного стану. Концентрації В і БПР більш пов'язані з біологічними і біохімічними процесами продукції і деструкції у самій водоймі. Тому перспективним напрямком подальших досліджень є вивчення вмісту і розподілу органічних сполук у зв'язку з сезонною динамікою фітопланктону.

З іншого боку, РОР, які надходять у поверхневі водойми внаслідок біологічних процесів і діяльності людини, є важливими чинниками формування якості водного середовища. І зміни їхнього сезонного розподілу

дозволяють оцінити екологічний стан водного об'єкта: застійні явища у ньому, імовірність вторинного забруднення чи здатність до самоочищення.

Список літератури

1. Екологічний стан кийвських водойм / О.А. Афанасьєва, Т.С. Багацька, Л.Г. Оляницька [та ін.] – К. : Фітосоціцентр, 2010. – 256 с.
2. Васильчук Т.А. Углеводы в воде днепровских водохранилищ / Т.А. Васильчук, П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, № 2. – С. 99–104.
3. Васильчук Т.А. Особенности миграции и распределения основных групп органических веществ в воде Киевского водохранилища в зависимости от кислородного режима / Т.А. Васильчук, В.П. Осипенко, Т.В. Евтух // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 47, № 6. – С. 105–115.
4. Васильчук Т.А. Растворённые органические вещества в поверхностных водах Украины / Т.А. Васильчук, В.П. Осипенко, Т.В. Евтух // Матер. науч. конф. «Совр. проблемы гидрохимии и формирования качества вод» (Ростов-на-Дону, 27–28 мая 2010 г.). – Ростов-на-Дону, 2010 – С. 88–92.
5. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок України / В. І Вишневський, О. О. Косовець – К. : Ніка-Центр, 2003. – 324 с.
6. Дебейко Е.В. Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах / Е. В. Дебейко, А. К. Рябов, Б. И. Набиванец // Гидробиол. журн. – 1973. – Т. 9, № 6. – С. 109–113.
7. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. / А.Н. Денисова, В.М. Тимченко, Е.П. Нахшина и др. – К.: Наук. думка, 1989. – 216 с.
8. Линник П.Н. Роль гумусовых веществ в процессе комплексообразования и детоксикации (на примере водохранилищ Днепра) / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, № 5. – С. 98–112.
9. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод // За ред. Романенка В.Д. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
10. Новиков М.А. Трансбиотические факторы в водной среде (обзор) / М.А. Новиков, М.Н. Харламова // Журн. общей биологии. – 2000. – Т. 61, № 1. – С. 22–24.
11. Осипенко В.П. Особливості розподілу органічних речовин у воді річок басейну Прип'яті / В.П.Осипенко, Т.О. Васильчик // Сучасні екологічні проблеми Українського Полісся і суміжних територій / За ред. Сенченка Г.Г., Смаля І.В. – Ніжин: ПП Лисенко М.М., 2011. – С. 20–27.
12. Попович Г.М. Сорбционное концентрирование и спектрофотометрическое определение гуминовых и фульвокислот в водах : автореф. дисс. на соиск. уч. звания канд. хим. наук / Г. М. Попович. – К., 1990. – 23 с.
13. Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / [И.С. Сироткина, Г.М. Варшал, Ю.Ю. Лурье, Н.П. Степанова] // Журн. аналит. химии. – 1974. – Т. 29, № 8. – С. 1626–1632.
14. Хільчевський В.К. Гідролого-гідрохімічна характеристика озер і ставків Києва / В.К. Хільчевський, О.В. Бойко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 529–535.
15. Щербак В.І. Особливості розвитку літнього фітопланктону в умовах аномального температурного режиму / В.І. Щербак, Г.М. Задорожна., К.П. Каленіченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1(22). – С.173–178.

Сезонна динаміка вмісту основних груп розчинених органічних речовин у різних водних об'єктах

Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В.

Представлені результати досліджень сезонної динаміки вмісту розчинених органічних речовин у воді р. Десни, оз. Центрального та Горіховатського ставка у м. Києві. Наведені деякі гідрохімічні характеристики, а також концентрації гумінових кислот, фульвокислот, вуглеводів і білковоподібних речовин у цих водних об'єктах.

Ключові слова: гумінові кислоти; фульвокислоти; вуглеводи; білковоподібні речовини; сезонна динаміка; водні об'єкти.

Сезонная динамика содержания основных групп растворенных органических веществ в разных водных объектах

Осипенко В.П., Васильчук Т.А., Евтух Т.В.

Представлены результаты исследований сезонной динамики содержания растворенных органических веществ в воде р. Десны, оз. Центрального и Ореховатского пруда в г. Киеве. Приведены некоторые гидрохимические характеристики, а также концентрации гуминовых кислот, фульвокислот, углеводов и белковоподобных веществ в этих водных объектах.

Ключевые слова: гуминовые кислоты; фульвокислоты; углеводы; белковоподобные вещества; сезонная динамика; водные объекты.

Seasonal dynamics of the major groups of dissolved organic matters in different water objects

Osyenko V.P., Vasylchuk T.O., Evtuch T.V.

The results of investigations of the seasonal dynamics of dissolved organic matters in water of the Desna river, Centralne lake and Gorichovatsky pond in Kyiv are presented. The some hydrochemical characters, also humic acid, fulvic acid, protein and carbohydrate concentrations in these water objects are considered.

Keywords: humic acids; fulvic acids; carbohydrates; proteins; seasonal dynamics; water objects.

Надійшла до редколегії 15.02.12

УДК 556.114:556.531(282.247.3)

Линник П.М., Жежеря В.А., Іванечко Я.С.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

РОЛЬ РОЗЧИНЕНИХ ОРГАНІЧНИХ РЕЧОВИН У МІГРАЦІЇ МЕТАЛІВ У ВОДІ РІЧКИ РОСЬ

Ключові слова: алюміній, ферум, купрум, форми знаходження, розчинені органічні речовини, гумусові речовини, вуглеводи, білковоподібні речовини, р. Рось

Постановка та актуальність проблеми. Річка Рось належить до правобережних приток Дніпра і впадає у Кременчуцьке водосховище. Її гідрохімічний режим вивчався багатьма дослідниками як в Інституті гідробіології НАН України [3, 7, 8], так і в Київському національному університеті імені Тараса Шевченка [10, 11]. Нещодавно вийшла з друку монографія авторів цього ж університету, присвячена гідроекологічному стану басейну р. Рось [4]. Значне місце в ній відведено узагальненню результатів досліджень гідрохімічного режиму самої річки. Розглядається, зокрема, мінералізація води, концентрація головних іонів, біогенних елементів і органічних речовин та кисневий режим за тривалий період – з 1991 по 2005 рр. Узагальнено також середньорічні дані щодо вмісту у воді р. Рось деяких металів (Fe_{заг}, Cu, Mn, Zn і Cr) за цей же період.

Водночас, аналіз літературних даних показує, що вивчення форм знаходження металів у воді р. Рось дотепер не проводилося, що і стало предметом наших досліджень. Не вивчалася також і роль розчинених

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

органічних речовин (POP) у поведінці, міграції та розподілі металів між абіотичними компонентами. Хоча це дуже важливо з еколого-токсикологічних позицій та для оцінки хімічної і біологічної активності металів, оскільки вона істотно змінюється залежно від того, у якому стані знаходиться метал – вільному чи зв'язаному.

Проведені нами дослідження стосуються алюмінію, феруму і купруму. Зазначені метали належать не лише до важливих біоелементів, але розглядаються і як токсиканти, що стосується, насамперед, Al(III) і Cu(II). Крім того, вони активно зв'язуються в комплекси з органічними лігандами поверхневих природних вод і утворюють міцні комплексні сполуки з ними, внаслідок чого відбувається їхня детоксикація.

Варто зазначити, що р. Рось не належить до водних об'єктів з високими показниками концентрації POP. Так, дихроматна окиснюваність води (раніше вживався термін "біхроматна окиснюваність", БО) складає за середньорічними величинами від 16,8 до 29,8 мг О/ дм³ [5]. Порівняно невисоким виявився і вміст у ній гумусових речовин (ГР) – від 7,6 до 10,3 мг/дм³. Це підтверджується також результатами визначення кольоровості води, яка, за середньорічними величинами, протягом 1995–2006 рр. змінювалася в межах 17–26 градусів платино-кобальтової шкали [5]. Незважаючи на це, дослідження ролі POP і їх окремих груп в міграції металів залишається актуальним завданням.

Мета нашої роботи полягала у дослідженні співіснуючих форм металів у воді р. Рось та з'ясуванні ролі POP у їхній міграції у різні пори року.

Матеріал і методи дослідження. Проби води відбирали протягом 2011 р. поблизу м. Біла Церква з поверхневого шару на глибині 0,3–0,4 м і доставляли до лабораторії. Для розділення завислої і розчинної форм металів використовували мембранну фільтрацію. Проби води об'ємом 1,0–1,5 дм³ пропускали під тиском (≈ 2 атм) через мембранний фільтр "Synpro" (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Фільтр із зависсю висушували до постійної маси при кімнатній температурі, а масу зависі знаходили за різницею між масою фільтра із зависсю та масою самого фільтра. Вміст металів у складі зависі визначали після її "мокрого" спалювання у суміші концентрованих кислот H₂SO₄ і HNO₃ "х.ч.". Фільтрати об'ємом 1,0–1,5 дм³ послідовно пропускали через колонки з целюлозними іонітами ДЕАЕ і КМ для розділення POP на три групи: кислотну, оснóвну і нейтральну [13]. У першій з них концентруються переважно ГР, у другій – білковоподібні речовини (БПР), а в третій – вуглеводи. У процесі такого розділення відбувається значне концентрування речовин кислотної і оснóвної фракцій (не менше, ніж у 40–60 разів), що надзвичайно важливо для подальших досліджень, зокрема гель-хроматографічних. Сполуки нейтральної групи POP не концентруються при такому розділенні, тому для їхнього концентрування (в 10–12 разів) використовували метод виморожування.

Гель-хроматографічні дослідження стосувалися переважно кислотної групи POP, оскільки більша частина розчинених металів, зазвичай, концентрується саме в цій фракції. Для розділення POP зазначеної групи, а це

переважно ГР, за молекулярною масою використовували скляну колонку, заповнену гелем HW-50F (Японія) і попередньо відкалібровану за допомогою речовин з відомою молекулярною масою (М.м.) – поліетиленгліколів (М.м. 1,0, 2,0, 15,0 і 20,0 кДа) і глюкози (М.м. 0,18 кДа). Збирали по 17 фракцій об'ємом 15 см³ кожна.

Концентрацію Al(III) і Fe (II) у складі завислих речовин, фільтратах природної води і в окремих фракціях після іонообмінного і гел'єхроматографічного розділення визначали фотометричним методом з використанням реагентів хромазурулу S і о-фенантроліну [1, 12], а Cu(II) – хемілюмінесцентним методом [9].

Результати досліджень та їх обговорення. Нижче (таблиця) наведено результати визначення розчинної та завислої форм Al(III), Fe(III) і Cu(II) у воді р. Рось.

Таблиця. Кольоровість води (К), маса зависі та вміст завислої (З) і розчинної (Р) форм алюмінію, феруму і купруму у воді р. Рось, 2011 р.

Дата відбору проб води	К	Маса зависі, мг/дм ³	Al _{заг} , мкг/дм ³	Форми Al(III), %		Fe _{заг} , мкг/дм ³	Форми Fe(III), %		Cu _{заг} , мкг/дм ³	Форми Cu(II), %	
				З	Р		З	Р		З	Р
27.02	12,7	×	30,5	13,4	86,6	178,4	36,1	63,9	10,2	16,7	83,3
22.05	11,0	6,0	52,4	44,7	55,3	167,0	35,3	64,7	5,5	5,5	94,5
28.06	13,8	16,6	155,5	75,6	24,4	462,6	72,4	27,6	14,3	9,1	90,9
11.09	17,5	10,4	55,7	68,6	31,4	309,8	35,4	64,6	12,7	18,9	81,1
16.10	16,6	4,1	96,1	53,2	46,8	263,0	58,9	41,1	20,6	3,9	96,1
27.11	13,8	4,0	13,2	74,2	25,8	97,8	76,5	23,5	25,2	3,6	96,4

Примітка: кольоровість води виражено в градусах Cr-Co-шкали; × – масу зависі не визначали.

У найбільшій концентрації виявлено ферум (97,8–462,6 мкг/дм³), значно меншій алюміній (13,2–155,5 мкг/дм³), а вміст купруму був найнижчим (5,5–25,2 мкг/дм³). Збільшення кольоровості води, що відзначалося восени, не виявило істотного впливу на вміст досліджуваних металів. Водночас, зростання маси зависі зумовило збільшення концентрації феруму та алюмінію, практично не вплинувши на вміст купруму. І це зрозуміло, оскільки збільшення каламутності річкових вод супроводжується зростанням вмісту завислої форми Al(III) та Fe(III). Розподіл металів між завислою і розчинною формами істотно відрізняється. Алюміній і ферум знаходилися переважно у складі завислих речовин (відповідно 13,4–75,6 і 35,3–76,5%), що характерно для цих металів. Річковими водами вони переносяться зазвичай у завислому стані [2, 6]. Купрум у воді Росі мігрує переважно у розчиненому стані.

У цьому можна пересвідчитися також з наведених на рис. 1 усереднених річних даних, з яких виходить, що зависла форма феруму і алюмінію становила відповідно 52 і 55%, а купруму – лише 10%.

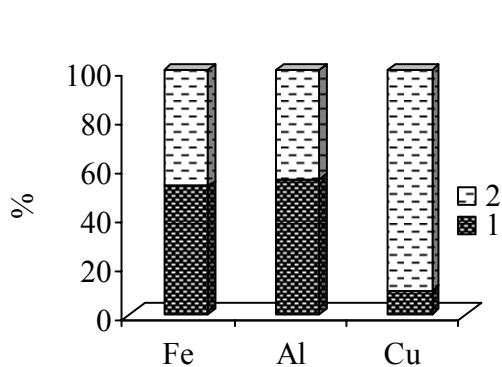


Рис. 1. Співвідношення завислої (1) і розчинної (2) форм металів у воді р. Рось, 2011 р.

Розподіл металів серед комплексних сполук з органічними речовинами різної хімічної природи має деякі свої особливості (рис. 2).

Більша частина Al(III) і Cu(II) була сконцентрована в кислотній групі ROP, тобто знаходилася у вигляді аніонних комплексів з ГР. В той же час переважну частину Fe(III) виявлено у складі нейтральної фракції ROP. Такий розподіл металів можливий за умови порівняно невисокого вмісту у воді ГР. Деяка частина купруму знаходилася у вигляді нейтральних комплексних сполук практично у всі пори року і їхня частка мало змінювалася (див. рис. 2).

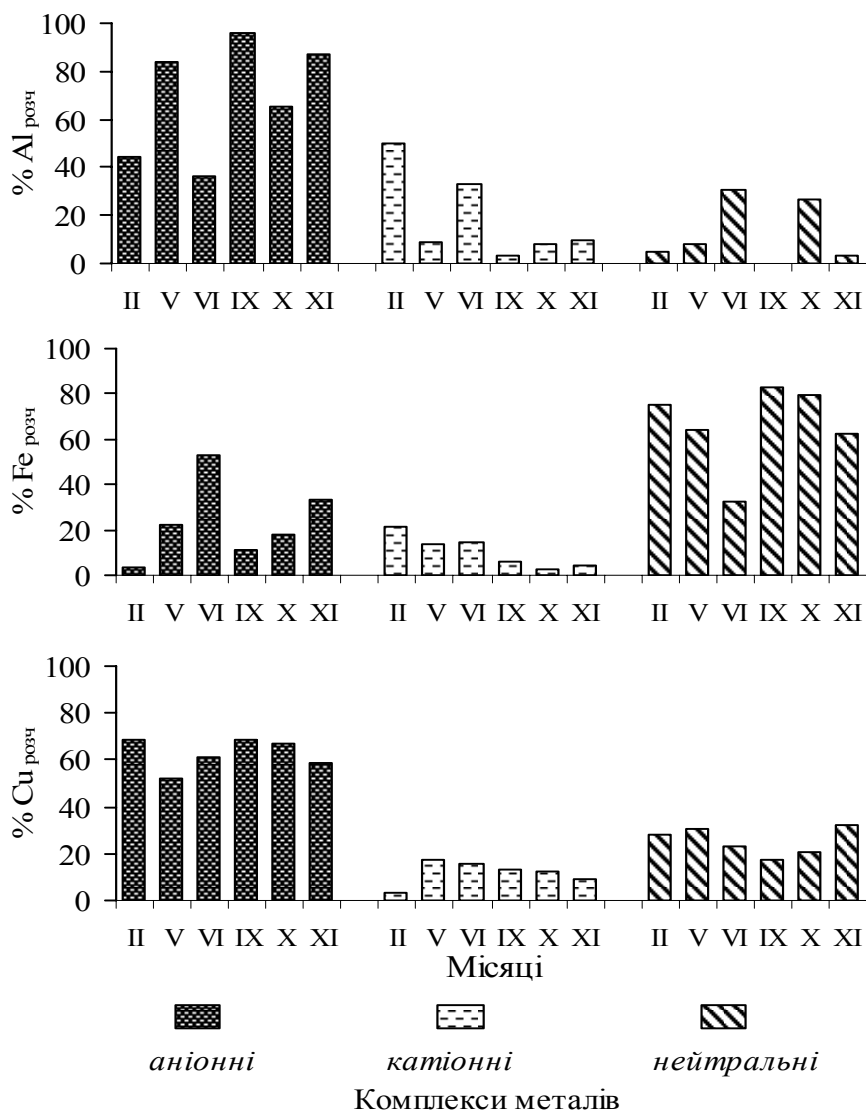


Рис. 2. Розподіл металів між комплексними сполуками з ROP різної хімічної природи у воді р. Рось.

Домінування аніонних комплексів Al(III) і Cu(II) зумовлене тим, що ГР у воді р. Рось, як і багатьох інших водних об'єктів, переважають у загальному балансі РОР. Це характерно для поверхневих вод суші в цілому [14].

Зазначені органічні кислоти відіграють надзвичайно важливу роль в міграції металів, оскільки утворюють з ними комплексні сполуки та підвищують їхню

міграційну здатність внаслідок стабілізації у розчиненому стані. Проте для феруму це не стало характерним.

Нижче (рис. 3) наведено результати дослідження вмісту окремих груп РОР у воді р. Рось та його сезонних змін. Як і слід було очікувати, кислотна група РОР домінує серед інших. Друге місце посідає нейтральна група, що містить у своєму складі переважно вуглеводи. БПР виявлено в найменших концентраціях.

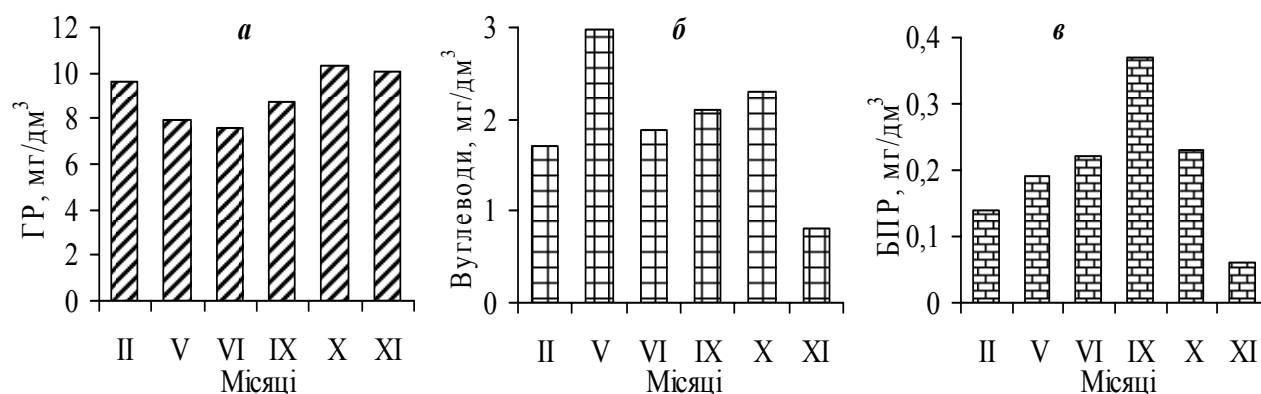


Рис. 3. Величини концентрації ГР (а), вуглеводів (б) і БПР (в) у воді р. Рось протягом 2011 р.

Відмінність у розподілі алюмінію і купруму, з одного боку, та феруму, з іншого, між комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи зумовлена, напевно, конкурентними властивостями самих металів за центри зв'язування у макромолекулах ГР. Відомо, що всі ці метали утворюють достатньо міцні комплекси з РОР поверхневих вод, зокрема з ГР. Тому слід було очікувати, що всі вони знаходитимуться у складі кислотної групи РОР. Однак виявилося, що частка Fe(III) у складі аніонних комплексів незначна порівняно з відповідними частками Al(III) і Cu(II) , а наявність вуглеводів у воді протягом усього року стала, вірогідно, вагомою причиною його перерозподілу і домінування у складі нейтральних комплексних сполук. У цьому можна пересвідчитися також на підставі результатів розрахунків співвідношення різних за хімічною природою комплексів металів з урахуванням середньорічних величин (рис. 4).

Аналіз результатів дослідження молекулярно-масового розподілу комплексних сполук металів з РОР кислотної групи показав, що більша частина Al(III) і Fe(III) знаходилася у складі комплексів, молекулярна маса яких не перевищувала 2,0 кДа (рис. 5).

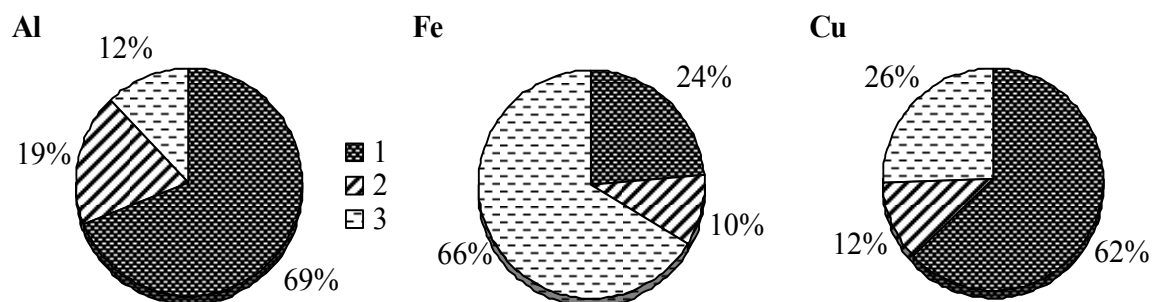


Рис. 4. Частка аніонних (1), катионних (2) і нейтральних (3) комплексів металів у воді р. Рось (за середньорічними величинами).

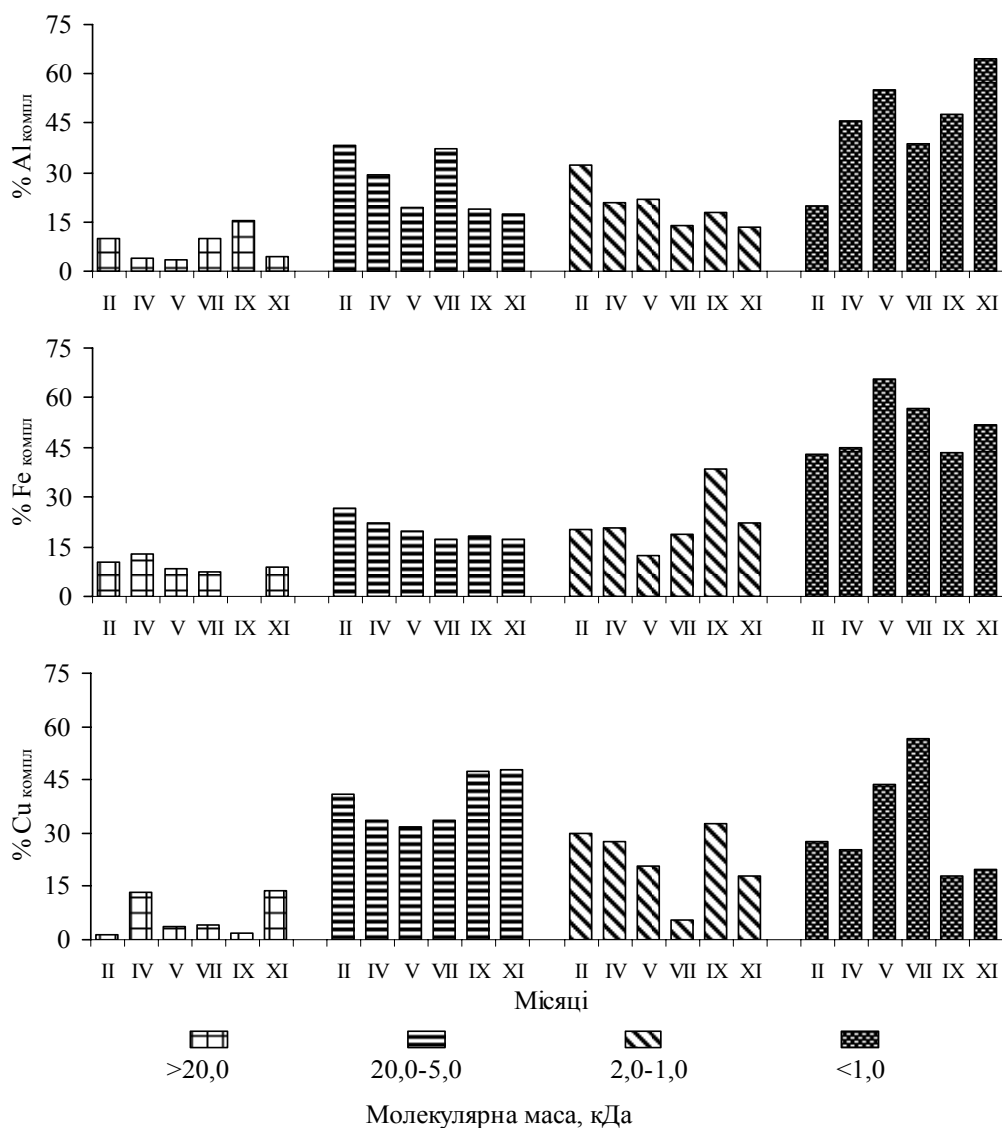


Рис. 5. Розподіл металів між комплексними сполуками з РОР аніонної групи, що характеризуються різною молекулярною масою, у воді р. Рось

Для Cu(II) поряд з цим характерними виявилися також комплексні сполуки з більшою молекулярною масою (20,0–5,0 кДа), що свідчить про неоднакову зв'язувальну здатність різних за молекулярною масою фракцій ГР стосовно окремих йонів металів. У цьому можна пересвідчитися на підставі узагальнених

середньорічних величин вмісту різних за молекулярною масою комплексів металів (рис. 6). У складі комплексних сполук з молекулярною масою <2,0 кДа виявлено 60% алюмінію і майже 70% феруму, тоді як частка таких же комплексів купруму складає приблизно 50%. Не виключено також, що й тут має місце конкуренція між йонами металів за зв'язування активними центрами в макромолекулах ГР, що відрізняються між собою величинами молекулярної маси.

Висновки. Вперше проведено дослідження форм знаходження металів у воді р. Рось. Встановлено, що алюміній і ферум мігрують більшою мірою у складі завислих речовин, що характерно для них. Переважна ж частина купруму знаходилася у розчиненому стані, що є особливістю поведінки цього металу у поверхневих природних водах.

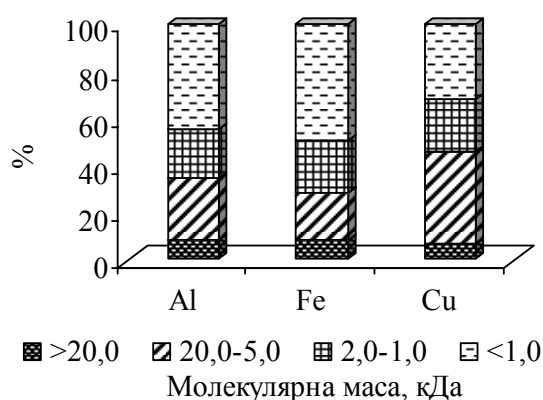


Рис. 6. Середньорічні величини співвідношення різних за молекулярною масою комплексів металів з РОР кислотної групи у воді р. Рось.

Відносно невисокі показники вмісту завислих речовин у річковій воді стали причиною збільшення частки розчинних форм досліджуваних металів. Виявлено особливості розподілу металів між комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи. Більша частина Al(III) і Cu(II) знаходилася у складі комплексів з ГР, тоді як переважна частина Fe(III) – у вигляді нейтральних комплексних сполук.

Молекулярно-масовий розподіл аніонних комплексів металів також характеризується певними особливостями. Al(III) і Fe(III) зв'язані переважно в комплекси з молекулярною масою, що не перевищувала 2,0 кДа, тоді як частка таких же комплексів Cu(II) становила лише 50%. Оскільки всі три метали утворюють міцні комплекси з природними органічними лігандами, то вони конкурують між собою за центри зв'язування в макромолекулах ГР.

Список літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.] – К.: Наукова думка, 2007. – 456 с.
2. 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.
3. Гарасевич И.Г. Исследование гидрохимического режима малых рек среднего Поднепровья и их самоочищения от сточных вод сахарных заводов: автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. хим. наук / И. Г. Гарасевич. – К., 1975. – 30 с.
4. Гідроекологічний стан басейну р. Рось / В.К. Хільчевський, С.М. Курило, С.С. Дубняк та ін.; [за ред. В.К. Хільчевського]. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 116 с.
5. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / [Осадчий В.І., Набиванець Б. Й., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б.] – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
6. Гордеев В.В. Речной сток в океан и черты его геохимии / В.В. Гордеев. – М.: Наука, 1983. – 160 с.
7. Коненко А.Д. Гидрохимическая характеристика малых рек УССР / А.Д. Коненко. – К.: Изд-во АН УССР, 1952. – 172 с.
8. Морозова А. А. Особенности формирования гидрохимического режима р.Рось и р.Роська / А. А. Морозова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 8. – С. 41–44.
9. Набиванець Б.И. Кинетические методы анализа

природных вод / Б. И. Набиванец, П. Н. Линник, Л. В. Калабина. – К. : Наук. думка, 1981. – 140 с. **10.** *Осадчий В.И.* Распределение, накопление и миграция тяжелых металлов в бассейне Днепра: автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. геогр. наук. – Ростов-на-Дону, 1991. – 23 с. **11.** Особливості гідрохімічного режиму р. Рось / [В.К. Хільчевський, С.М. Курило, В.М. Савицький та ін.] // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 11. – С. 151–162. **12.** *Савранский Л.И.* Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Л.И. Савранский, О.Ю. Наджафова // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617. **13.** *Сироткина И.С.* Хроматографические методы в систематическом анализе природных растворенных органических веществ поверхностных вод : автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. хим. наук / И. С. Сироткина. – М., 1974. – 25 с. **14.** *Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter* / Edited by Stuart E. G. Findlay, Robert L. Sinsabaugh. – San Diego: Academic Press, 2003. – 512 p.

Роль розчинених органічних речовин у міграції металів у воді річки Рось

Линник П.М., Жежеря В.А., Иванченко Я.С.

На прикладі алюмінію, феруму і купруму досліджено вміст і форми знаходження металів у воді р. Рось. Встановлено, що Al(III) і Fe(III) мігрують більшою мірою у складі завислих речовин, тоді як Cu(II) – головним чином у розчиненому стані. Наведено дані стосовно концентрації окремих груп РОР (ГР, вуглеводи, білковоподібні речовини) і її сезонних змін, а також з'ясовано їхній вплив на міграцію та розподіл Al(III), Fe(III) і Cu(II). Розчинна форма досліджуваних металів представлена переважно комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи і молекулярної маси. Основна частина алюмінію і купруму знаходилася у складі кислотної групи РОР, тобто у вигляді комплексів з ГР, а феруму – у складі нейтральної групи РОР. Серед аніонних комплексів Al(III) і Fe(III) домінують сполуки з молекулярною масою, що не перевищує 2,0 кДа (60 і 70% відповідно). Частка аналогічних комплексів Cu(II) не перевищує 50%. Висловлено думку, що розподіл металів між органічними комплексними сполуками залежить від концентрації та компонентного складу РОР, а також конкурентної здатності йонів металів.

Ключові слова: алюміній; ферум; купрум; форми знаходження; розчинені органічні речовини; гумусові речовини; вуглеводи; білковоподібні речовини; р. Рось.

Роль растворенных органических веществ в миграции металлов в воде реки Рось

Линник П.Н., Жежеря В.А., Иванченко Я.С.

На примере алюминия, железа и меди исследованы содержание и формы нахождения металлов в воде р. Рось. Установлено, что Al(III) и Fe(III) мигрируют в большей степени в составе взвешенных веществ, тогда как Cu(II) – главным образом в растворенном состоянии. Приведены данные о концентрации отдельных групп РОВ (ГВ, углеводы, белковоподобные соединения) и ее сезонных изменениях, а также выяснено их влияние на миграцию и распределение Al(III), Fe(III) и Cu(II). Растворенная форма исследованных металлов представлена преимущественно комплексными соединениями с РОВ различной химической природы и молекулярной массы. Основная часть алюминия и меди находилась в составе кислотной группы РОВ, то есть в виде комплексов с ГВ, а железа – в составе нейтральной группы РОВ. Среди анионных комплексов Al(III) и Fe(III) доминируют соединения с молекулярной массой, не превышающей 2,0 кДа (60 и 70% соответственно). Доля аналогичных комплексов Cu(II) не превышает 50%. Высказано мнение о том, что распределение металлов среди органических комплексных соединений зависит от концентрации и компонентного состава РОВ, а также конкурентной способности ионов металлов.

Ключевые слова: алюминий; железо; медь; формы нахождения; растворенные органические вещества; гумусовые вещества; углеводы; белковоподобные вещества; р. Рось.

Role of the dissolved organic matter in metal migration in the Ros' River water

Linnik P.N., Zhezherya V.A., Ivanechko Ya.S.

The content and speciation of aluminium, iron and copper in the Ros' river water are investigated. It is established that Al(III) and Fe(III) substantially migrate in composition of the suspended substances, while Cu(II) – mainly in the dissolved state. Data about concentration of particular groups of dissolved organic matter (DOM): humic substances (HS), carbohydrates, protein-like substances and their seasonal changes are given. The influence of these groups on migration and distribution of Al(III), Fe(III) and Cu(II) is found out. The dissolved form of the metals investigated is mainly presented by complex compounds with DOM of the various chemical nature and molecular weight. The principal part of aluminium and copper was founded in the composition of acid group of DOM, i.e. in the form of complexes with HS, while iron – in the composition of neutral group of DOM. Among the anionic complexes of Al(III) and Fe(III), the compounds with molecular weight $\leq 2,0$ kDa are dominated (60 and 70% accordingly). The share of similar complexes of Cu(II) does not exceed 50%. Expressed in this paper is opinion that distribution of metals among organic complex compounds depends on the concentration and component composition of DOM, and competitive ability of metal ions.

Keywords: aluminium; iron; copper; speciation; dissolved organic matter; humic substances; carbohydrates; protein-like substances; the Ros' River.

Надійшла до редколегії 22.02.12

УДК 556.114.2(285.3)

Цапліна К.М., Меленчук Г.В., Лінчук М.І., Шушар О.С.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ ВОДОЙМ МІСЬКОЇ МЕРЕЖІ м. КИЄВА

Ключові слова: автотрофи, кисневий режим водойм, придаткова мережа водосховища

Вступ. До водних об'єктів міської мережі м. Києва відноситься верхня руслова частина Канівського водосховища та придаткова мережа (руслові водотоки, затоки, та інше). Всі вищезгадані водні об'єкти зазнають антропогенного навантаження за рахунок великого промислового міста і тому стан їх екосистем і якість води має велике значення. Однією з найважливіших характеристик стану водних екосистем є їх кисневий режим [4]. Дефіцит кисню негативно впливає на інтенсивність процесів самоочищення, що особливо важливо в умовах антропогенного навантаження на водойми прилеглих територій м. Києва.

В літературі питанню дослідження кисневого режиму водойм верхньої Київської ділянки Канівського водосховища приділено велику увагу. Досліджено, як впливають об'єми скидів води через греблю Київської ГЕС на кисневий режим водойм, прилеглих до території м. Києва [4,5], визначена роль вищих водних рослин у формуванні кисневого режиму водойм [6],

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

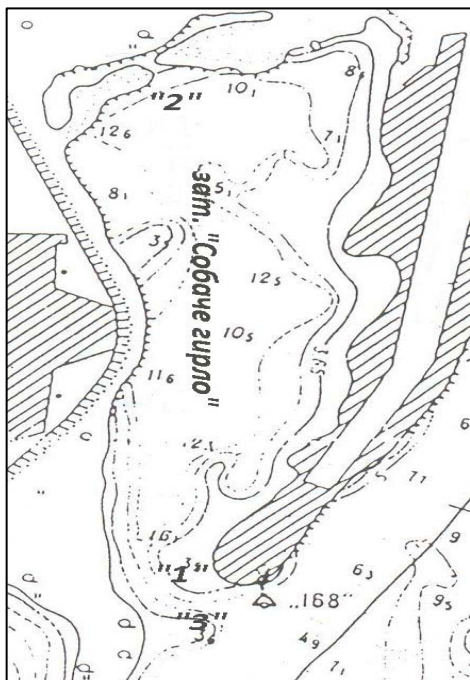


Рис. 1. Схема розташування відбору проб на затоці

досліджено вплив водообмінних процесів мілководь з глибоководдями на розчинений у воді кисень водойми [2], вплив заток на газовий режим руслової частини водосховища [7].

Мета нашої роботи: кількісно оцінити роль автотрофів у формуванні кисневого режиму водойм придаткової мережі верхньої ділянки Канівського водосховища в різних гідрологічних умовах.

Методика роботи. Комплексні дослідження проводились в 2009–2010 р. у районі Києва на 11 км вниз від греблі Київської ГЕС на затоці «Собаке гирло».

В заростях і на ділянках, вільних від рослин в 5 м від краю заростей (чистоводдя), були виділені стаціонарні майданчики: 1-а – на вході у затоку, 2-а – у верхів'ї затоки, 3-а – на виході з затоки у руслову частину водосховища.

Визначали видовий склад вищої водної рослинності та площі їх розташування, фітоепіфітону на вищих водних рослинах, фітопланктону у заростях, на чистоводдях і глибоководдях, мікрофітобентосу [3] (рис. 1).

Досліджувалась добова динаміка вмісту кисню на вході у затоку та у її верхів'ї, рН, температура, визначали вміст біогенних елементів та органічних речовин [1]. Вивчали у процесі фотосинтезу виділення і поглинання кисню вищими водними рослинами, фітоепіфітом, фітомікробентосом, фітопланктоном як в заростях так і на чистоводних і глибоководних ділянках [3]. Вимірювались коливання рівня води протягом доби.

Результати досліджень і обговорення. Як відомо з літератури [4], кисневий режим верхньої ділянки Канівського водосховища влітку нестабільний і змінюється в широких межах (від 35% до 80% насичення), що негативно впливає на інтенсивність самоочисних процесів і зменшення забруднення води, особливо в період посиленого рекреаційного використання водосховища. Формування кисневого режиму дослідженої затоки, як відомо, перш за все відбувається за рахунок води, що надходить з основного русла водосховища в результаті роботи вище розташованої ГЕС. Попуски здійснюються нерегулярно та з різною інтенсивністю. При малих витратах води в нижній б'єф надходить вода в основному з глибинних шарів з дефіцитом кисню. Зі збільшенням попусків у нижній б'єф надходять поверхневі шари води зі збільшеним вмістом кисню. За даними досліджень [4], при витратах води $660 \text{ м}^3/\text{с}$ вміст розчиненого у воді кисню становив $4,8 \text{ мг/дм}^3$, при витратах води до $950 \text{ м}^3/\text{с}$ – $6,1 \text{ мг/дм}^3$, а при $1250 \text{ м}^3/\text{с}$ підвищувався до $7,6 \text{ мг/дм}^3$. Тобто, збільшення вмісту кисню у воді у цих випадках відбувалось за рахунок атмосферної аерації. Чим більша швидкість

течії, тим більше кисню надходило у воду. Але основний внесок в формування кисневого режиму верхньої ділянки водосховища належить рослинним угрупованням: вищим водним рослинам, фітоперифітону на вищих водних рослинах, фітопланктону на мілководних і глибоководних ділянках, мікрофітобентосу.

За нашими дослідженнями на мілководдях як основного русла, так і затоки інтенсивно вегетували вищі водні рослини і нитчасті водорості. У складі рослинних угруповань домінували водопериця колосиста (*Myriophyllum spicatum* L.) та кушир занурений (*Ceratophyllum demersum* L.). Серед рослин з плаваючим листям домінантами були глечики жовті (*Nuphar lutea* (L.) Smith) але їх площі незначні. Повітряно-водні представлені низько травними рослинами: сусаком зонтичним (*Butomus umbellatus* L.), стрілолистом стрілолистим (*Sagittaria sagittifolia* L.) (табл. 1). За нашими розрахунками площі вищих водних рослин у затоці досягали 0,07 км², що складало від її водної поверхні біля 10 %.

Продукційні характеристики занурених рослин на ділянках затоки різнились за роками. У 2009 р. при малих коливаннях рівня води в межах їх біомаси з 1 м² досягли 0,6-0,9 кг/м² сирової маси. При більших коливаннях рівня води, як було це в 2010 р., продукційні характеристики вищих водних рослин збільшились до 3,6 кг/м² сирової маси. Для рослин з плаваючим листям, що мали невеликий відсоток заростання мілководних ділянок затоки, продукційні характеристики з 1 м² досягли 1,4 кг сирової маси.

Таблиця 1. Видовий склад та представленість макрофітів на мілководних ділянках затоки «Собаче гирло»

Рослини	№	Домінантні види	Вхід у затоку	Правий берег затоки	Верхів'я затоки	Лівий берег затоки
Занурені	1	Рдесник пронизанolistий	4	4	4	2
	2	Різуха морська	2	3	3	+
	3	Водопериця колосиста	3	3	4	2
	4	Елодея канадська	-	+	2	+
	5	Рдесник гребінчастий	+	+	+	/
	6	Рдесник кучерявий	-	+	-	-
	7	Кушир занурений	2	3	3	2
	8	Різак алоєвидний	-	-	2	-
	9	Жовтець фехнелевидний	/	3	2	/
З плаваюч. листям	10	Глечики жовті	2	-	-	-
Повітряно-водні	11	Сусак зонтичний	/	/	/	-
	12	Стрілолист стрілолистий	+	/	2	+
Нитчасті водорості	13	Едогоніум	+	+	2	+
	14	Кладофора	+	+	2	+

*Примітка: «-» - поодинокі рослини; «+» - зустрічаються в малих кількостях; «2» - проективне покриття до 25%; «3» - проективне покриття 25-50%; «4» - проективне покриття 50 – 75%.

У фітоценозах саме занурених рослин розвивались також нитчасті водорості: едогоніум і кладофора. Біомаси їх варіювали від 0,6 до 4,0 кг/м² залежно від умов середовища. При розвитку малої біомаси занурених рослин на мілководдях біомаса нитчаток зростала, і навпаки. Характерною особливістю розвитку нитчаток у затоці є те, що в заростях рослин з плаваючим листям у зв'язку з алелопатичними взаємовідносинами вони не розвивались.

Чисельність фітоепіфітону на занурених рослинах коливалася в межах 5,03-54,29 млн. кл/г сирової маси рослин, біомаса 3,06-36,81 мг/г сирової маси рослин. На рослинах з плаваючим листям 1,07-6,81 млн. кл/г сирової маси рослин та 1,02-1,53 мг/г сирової маси рослин відповідно. Черешок рослин з плаваючим листям мав чисельність 1,4-2,2 млн. кл/г сирової маси, а біомаса була в межах 1,41- 2,16 мг/г сирової маси.

Домінантами були діатомові водорості *Fragilaria capucina* Desm., *Melosira varians* Ag., *Aulacoseira granulata* (Ehr) Sim., *Cocconeis placentula* Ehr., *Epithemia sorex* Kütz., *Synedra ulna* (Nitzsch) Ehr., види роду *Cymbella* та ін. В динаміці розвитку фітоепіфітону на рослинах спостерігалось збільшення їх чисельності і біомаси в серпні, в період розвитку максимальної фітомаси вищих водних рослин.

Ще одним з компонентів фітоценозів вищих водних рослин є фітопланктон. Аналіз даних показав, що в заростях занурених рослин розвивались водорості таких відділів: синьозелені (*Cyanophyta*), зелені (*Chlorophyta*), діатомові (*Bacillariophyta*), динофітові (*Dinophyta*), криптофітові (*Cryptophyta*), еугленофітові (*Euglenophyta*), жовтозелені (*Xanthophyta*). Чисельність та біомаса досягала 6,21-7816,93 тис. кл/дм³ та 0,0045-6,87 мг/дм³ відповідно. Домінантами на рівні відділів були синьозелені, зелені та діатомові. Чисельність і біомаса їх відповідала: 1156,63-7816,93 тис. кл/дм³ та 0,31-6,87 мг/дм³. Найбільшу чисельність і біомасу фітопланктон мав серед заростей занурених рослин.

На глибоководних ділянках у фітопланктоні розвивались синьозелені, зелені, діатомові, динофітові, криптофітові водорості. Чисельність і біомаса залежала від горизонту води. На відстані від поверхні води 0,5 м чисельність і біомаса фітопланктону досягала 120,0-9100,0 тис. кл/дм³ та 0,07-8,13 мг/дм³ відповідно, в нижніх горизонтах чисельність і біомаса їх значно падала. Продукційні характеристики фітопланктону на глибоководдях також залежали від відстані його до поверхні води.

Мікрофітобентос у великій кількості розвивався на чистоводних ділянках мілководь затоки і мав різний кількісний та якісний склад залежно від зони. В зоні, яка знаходиться постійно під водою, домінантами були діатомові водорості (*Navicula cryptocephala* Kütz., *N. semen* Ehr., *Surirella ovata* Kütz., *Cymatopleura solea* (Bréb.) W.Sm., *Fragilaria crotonesis* Kitt. та ін.), обов'язково присутні синьо-зелені (*Oscillatoria chalybea* (Mert.) Gom., *O. geminata* (Menegh.) Gom., *Microcystis aeruginosa* Kütz. emend. Elenk.), хлорококові (*Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew. та ін.), рідше вольвоксові та десмідієві, зустрічались також представники золотистих,

динофітових та евгленових. Чисельність водоростей була високою – 257-549 тис. кл/10 см², біомаса коливалась в широких межах – 0,032-0,444 мг/10 см² (табл. 2) .

Таблиця 2. Видовий склад автотрофів в заростях макрофітів в затоці «Собаче гирло»

Рослинні угруповання	Домінантні види на рівні відділів	Чисельність, тис. кл/дм ³	Біомаса, мг/дм ³
Фіто-планктон	Cyanophyta	7816,936	0,3075
	Euglenophyta	27,643	0,1886
	Dinophyta	43,686	0,2582
	Cryptophyta	52,214	0,2924
	Bacillariophyta	5392,364	6,8689
	Xanthophyta	6,214	0,0045
	Chlorophyta	1156,629	0,4528
Мікро-фітобентос	Cyanophyta	254-547 (тис. кл/10 см ²)	0,031-0,442 (мг/10 см ²)
	Bacillariophyta		
	Chlorophyta		
Фітоепіфітон	Bacillariophyta	2,54-54,27 (млн. кл/г)	1,51-36,78 (мг /г сирової маси рослини)

Вище урізу води якісний склад мікрофітобентосу обмежений діатомовими та синьозеленими водоростями; рідко зустрічались зелені та золотисті (*Dinobryon sertularia* Ehr.). Домінували *Melosira varians*, *Aulacoseira granulata* (Ehr) Sim., *Navicula cryptocephala* Kütz., *Amphora ovalis* Kütz., *Merismopedia glauca* (Ehr.) Näg., *Oscillatoria tenuis* Ag. та ін. Біля урізу води, в зоні довготривалого зволоження чисельність досить висока – 110-558 тис. кл/10см², вище урізу – значно менша.

Для визначення ролі рослинних угруповань у кисневому режимі затоки при різних режимах роботи Київської ГЕС, ми використали експериментально отримані величини виділення і поглинання кисню рослинами, що належали до різних екологічних угруповань. Для розрахунків були використані експериментальні дані виділення і поглинання кисню вищими водними рослинами з фітоепіфітоном, оскільки це є звичним явищем для функціонування цієї групи рослин, окремо фітоепіфітоном, фітопланктоном в заростях. На чистоводді мілководних ділянок і глибоководдях – виділення та поглинання кисню фітопланктоном і фітомікробентосом, які функціонували у цих умовах середовища. Експериментальні дані були використані за кінець липня – початок серпня, що припадає на пік вегетації вищих водних рослин (табл. 3).

Таблиця 3. Середні величини виділення і поглинання кисню рослинами у затоці «Собаче гирло». Серпень

Угруповання	Рік	A – валова	R – деструкція
Вищі водянні з фітоепіфітоном	2009	5,7 г/м ² доб.	3,3 г/м ² доб.
Фітоепіфітон		1,7 г/м ² доб.	0,9 г/м ² доб.
Вищі водянні з фітоепіфітоном	2010	34,2 г/м ² доб.	19,3 г/м ² доб.
Фітоепіфітон		8,6 г/м ² доб.	4,5 г/м ² доб.
Нитчасті водорості	2009	4,2 г/м ² доб.	1,6 г/м ² доб.
	2010	0,6 г/м ² доб.	0,24 г/м ² доб.

Аналіз показав, серед макрофітів при низьких коливаннях рівня води виділення і поглинання кисню як зануреними рослинами (див. табл. 3.) без фітоепіфітону так і нитчастими водоростями було майже однакове. Якщо враховувати, що біологія нитчастих водоростей пов'язана з їх швидким відмиранням, на відміну від занурених рослин, в яких вегетація відбувається навесні і закінчується на початку жовтня, на деструкцію фітомаси нитчаток буде витрачатись розчинений у воді кисень. У рік з високими коливаннями рівня води найбільшу кількість кисню у воду виділяли занурені рослини, майже у 6,5 разів більше, ніж у рік з малими коливаннями рівня води (див. табл.3). Вплив нитчаток на кисневий режим заток у рік з високими скидами через греблю ГЕС незначний у порівнянні з попереднім 2009 роком.

Серед інших автотрофів найбільшу кількість кисню у воду на 1 м² виділяв фітопланктон на глибоководдях. В заростях і на чистоводді біля заростей виділення і поглинання кисню фітопланктоном майже в 2 – 3 рази менше. Щодо мікрофітобентосу на мілководдях затоки, поглинання кисню у середньому на 1 м² превалювало над його виділенням (табл. 4).

Таблиця 4. Середні величини виділення і поглинання кисню рослинами у затоці «Собаче гирло»

Угрупування	Одиниці виміру	Зарості	Чистоводдя	Глибоководдя
Фітопланктон	А – валова	1,1 г/м ² доб.	1,8 г/м ² доб.	4,5 г/м ² доб.
	Р- деструкція	0,8 г/м ² доб.	1,0 г/м ² доб.	2,3 г/м ² доб.
Фітомікробентос	А – валова	0,09 г/м ² доб.	0,16 г/м ² доб.	-
	Р- деструкція	0,32 г/м ² доб.	0,33 г/м ² доб.	-

За допомогою проведених досліджень ми змогли прорахувати виділення кисню у воду за рахунок всіх автотрофів на мілководних ділянках, що зарослі вищою водною рослинністю. З цією метою ми використали дані різниці між валовим фотосинтезом автотрофів і їх деструкцією (А–R). Результати показали, що за рахунок рослинних угруповання в кінці липня - на початку серпня у рік з малими коливаннями рівня води за добу під 1 м² буде виділятися у воду всіма автотрофами до 5 г кисню. У рік з високими коливаннями рівня води за нашими розрахунками автотрофами буде виділятися у воду до 15 г О₂/м² доб.

Як впливають водообмінні процеси на формування кисневого режиму затоки на мілководних її ділянках, показано на рис. 2А і 2Б.

При малих коливаннях рівня води (2009 р.) насичення кисню у воді серед заростей в денний період більше за 100%. Вночі вміст кисню у воді на чистоводді залишався стабільним за рахунок водообміну з заростями. У рік з високими коливаннями рівня води різниця між денними величинами розчиненого у воді кисню у заростях і на чистоводді незначні за рахунок водообміну між ними. Вночі на чистоводді вміст розчиненого у воді кисню значно збільшується з тієї ж причини (див. рис. 2).

Підтвердженням провідної ролі водообмінного комплексу у нічний час є добова динаміка кисню при водообміні між русловою частиною водосховища та затокою на вході (рис.3). Як показали наші дослідження, добова динаміка

розчиненого у воді кисню у русловій частині водосховища і на вході в затоку була наступною: при надходженні води у затоку з малим вмістом кисню концентрація його в затоці теж падала. При виході води з затоки вміст кисню збільшувався за рахунок насичення киснем води затоки, що його виділяли автотрофи в денний період доби.

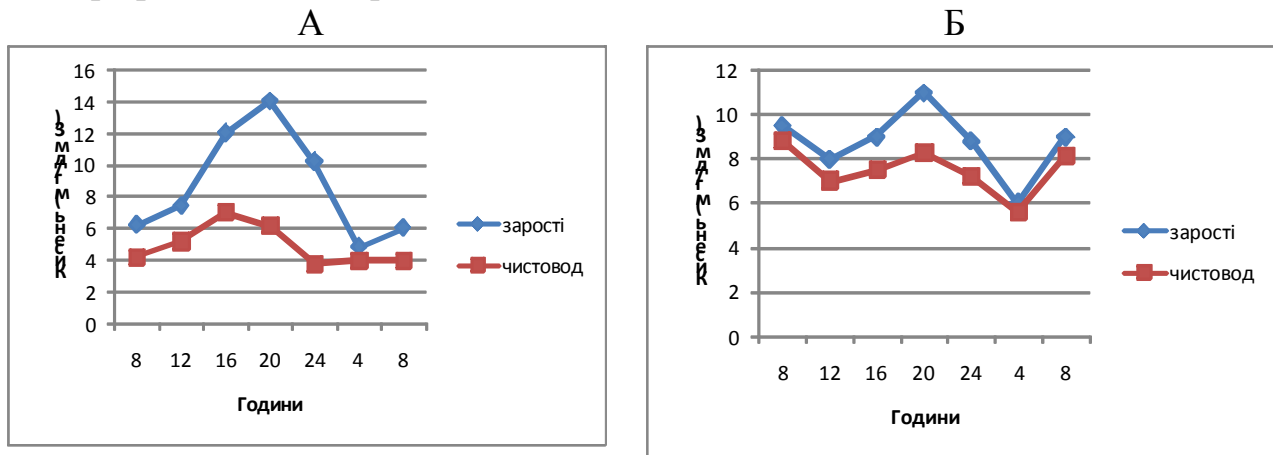


Рис. 2. Добова динаміка розчиненого кисню у воді на мілководдях затоки «Собаче гирло». А- 2009 р., Б -2010 р.

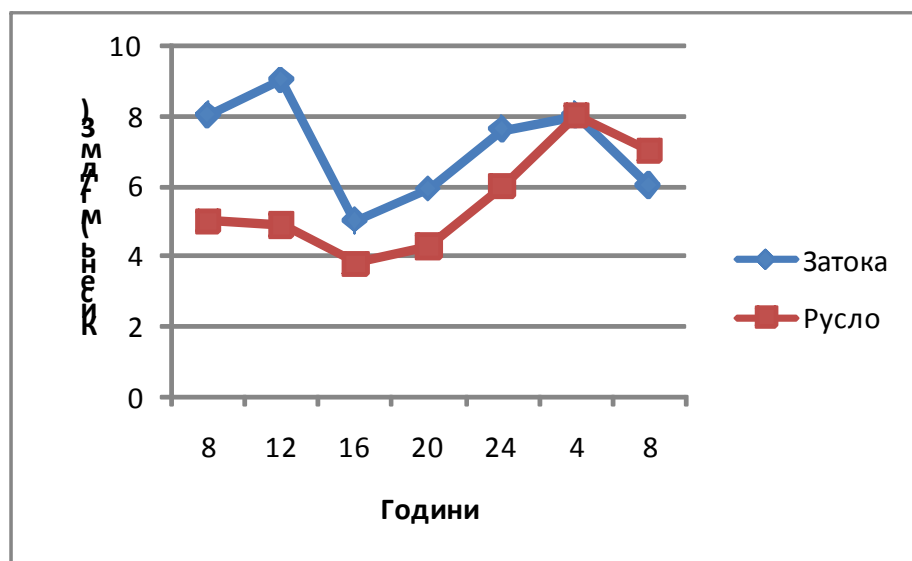


Рис. 3. Добова динаміка розчиненого кисню у воді в русловій частині водосховища і на вході у затоку

Як видно на рис. 3, в руслі водосховища і у воді затоки (4 год.) вміст розчиненого у воді кисню був однаковий.

Висновки. Таким чином, в придатковій мережі водосховища у формуванні кисневого режиму основну роль відіграють рослинні угруповання. Найбільші величини кисню у воду затоки виділяли занурені рослини (від 5,7 до 34,2 мг O_2 /дм³ доб.), що залежить від висоти коливань рівня води. Для фітопланктону на глибоководдях також характерні значні величини виділення у воду кисню (4,5 г O_2 /дм² доб.). Найменше виділяв у воду кисень фітомікробентос. Взагалі, на мілководних ділянках поглинання кисню у мікрофітобентосі превалювало над його виділенням (0,09 г/м² доб. і 0,32 г/м² доб. відповідно).

Дослідження показали, що значну роль у формуванні кисневого режиму затоки відіграють водообмінні процеси глибоководних ділянок з мілководними, зарослими рослинністю. При високих коливаннях рівня води, які напряду залежать від її скидів через греблю Київської ГЕС, вплив на кисневий режим мілководь за рахунок автотрофів втричі більший, ніж при низьких коливаннях рівня води. Крім того, водообмін мілководь з глибоководними ділянками затоки проходить більш інтенсивно, що сприяє більш рівномірному насиченню води киснем по всій її акваторії.

Отже, формуванню кисневого режиму руслової ділянки водосховища можуть також сприяти водообмінні процеси з іншими багаточисельними затоками, що знаходяться в межах м. Києва.

Список літератури

1. *Алекин О.А.* Руководство по химическому анализу вод суши. / О.А. Алекин, А.Д. Семенов, Б.А. Скопинцев – Л.: Гидрометиздат, 1973. – 269 с. 2. *Дубняк С.С.* Вплив попусків ГЕС на кисневий режим мілководь річкових ділянок водосховищ / С.С. Дубняк К.М. Цапліна, О.О. Кузько // Наук. зап. Тернопіль. пед.інституту. Серія: біологія. – 2001. – 4(15). – С. 211-213. 3. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / ред.. В.Д. Романенко.- К. : Логос, 2006. – 400 с. 4. Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования. / [О.П. Окснюк, В.М. Тимченко, О.А. Давыдов и др.] – К., 1999. – 60 с. 5. *Тимченко О.В.* Гідрологічні чинники формування кисневого режиму Канівського водосховища : автореф. дисс. канд. геогр. наук / О.В. Тимченко. – К., 2007. – 20 с. 6. *Цапліна К.М.* Роль вищих водяних рослин у формуванні кисневого режиму Канівського водосховища / К.М. Цапліна // Гідрологія., гідрохімія, гідроекологія. – 2004. – Т. 6. - С. 290-294. 7. *Цапліна Е.Н.* Роль заливов в формуванні кислородного режиму Киевского участка Каневского водохранилища / Е.Н. Цапліна // Мат. V Международная науч.-практ. конф. «Урбосистемы: проблемы и перспективы развития» (26-27 марта, 2010, Ишим). – М., 2010. – С. 46-50.

Особливості формування кисневого режиму водойм міської мережі м.Києва

Цапліна К.М., Меленчук Г.В., Лінчук М.І., Шушар О.С.

Подана кількісна оцінка ролі автотрофів у формуванні кисневого режиму прилеглої мережі Канівського водосховища у різних гідрологічних умовах.

Ключові слова: автотрофи, кисневий режим водойм, придаткова мережа водосховища.

Особенности формирования кислородного режима водоемов прилегающих территорий г. Киева.

Цапліна Е.Н., Меленчук Г.В., Линчук М.И., Шушар Е.С.

Дана количественная оценка роли автотрофов в формировании кислородного режима придаточной сети Каневского водохранилища в разных гидрологических условиях.

Ключевые слова: автотрофы, кислородный режим водоемов, придаточная сеть водохранилища.

Patterns of oxygen regime formation in the water – bodies of adjacent territories of Kyiv

Tsaplina K.M., Melenchuk G.V., Linchuk M.I., Shushar O.S.

The paper presents quantitative estimation of the autotrophic organisms' role in forming the oxygen regime of subsidiary water – bodies of the Kaniv water – reservoir upper section under different hydrologic conditions.

Keywords: autotrophs, oxygen regime of water – bodies, subsidiary system of water - reservoir.

Надійшла до редколегії 05.03.12

Ільчишин Я. Т.

Львівський національний університет імені Івана Франка

**ПРО ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ЯКОСТІ ВОД
ГІРСЬКИХ РІЧОК УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ ЗА МЕТОДИКОЮ
БІОІНДИКАЦІЇ (на прикладі р. Прут)**

Ключові слова: біоіндикація, моніторинг, якість води, екосистема, методи дослідження, індекси якості

Актуальність досліджень. Аналізуючи всезростаючий трансформуючий вплив на водні екосистеми, дослідження стану якості вод має першопланове значення у збереженні унікальних вичерпних водних ресурсів. Зростання антропогенного використання та експлуатації водних об'єктів Чорногори, як основного джерела води для сільськогосподарських, рекреаційних, технічних (технологічних) цілей та питтєвого водопостачання має безпосередній вплив на погіршення, їх якісних й кількісних характеристик [3]. Насамперед це забруднення побутовим сміттям, потрапляння миючих засобів, скид органічних та комунальних стоків, вирубування лісів, що посилює активність ерозійних процесів і супроводжується замуленням та наступною зміною долини річки (проведення ремонтно-будівельних робіт з використанням гравійно-галичникової суміші). Несанкціонований скид забруднюючих речовин, таких як: важкі метали, шлаки, нафтопродукти та інші токсичні хімічні речовини, знижують якість води в річці. У зв'язку з цим, неабиякої ваги набуває необхідність розробки ефективних заходів і рекомендацій щодо вирішення цих проблем та наукового обґрунтування раціонального водокористування та охорони вод Чорногори (*у верхів'ях басейну річки Прут*).

Методика досліджень. Методологічною (методичною) основою дослідження водних об'єктів є їх пізнання, що базується на системно-структурному підході, а також відповідних категоріях та законах. За цим підходом об'єкт дослідження розглядається як геосистема - просторово впорядковане системне утворення в межах географічної оболонки. Системний підхід належить до загальнонаукових методів дослідження, його використовують для системного аналізу та синтезу. Системний аналіз спрямований на дослідження внутрішньої будови та організації річкової системи, її структури. Системний синтез має на меті дослідження властивостей системи водного об'єкта як цілого, зокрема його функцій. Цей підхід дозволяє виділити в системі водного об'єкта наступні структурні зрізи (структури): територіальний (елементи і форми розміщення чи прояву проблем, що спостерігаються у басейні даного водного об'єкта), функціональний (напрямки впливів забруднення), галузевий (джерела забруднення), інградієнтний

(речовини-забруднювачі), організаційно-управлінський (система органів управління розвитком водного басейну) [6]. Застосування системного підходу дає змогу досліджувати водний об'єкт як складну динамічну систему, вся сукупність елементів якої перебуває у певних взаємозв'язках і відносинах, утворюючи єдину цілісність.

Вода надзвичайно складний і багатогранний компонент, що бере участь у всіх біологічних та фізико-хімічних взаємодіях з природним довкіллям. Доцільно, на нашу думку при дослідженні стану якості вод враховувати якомога більшу кількість критеріїв оцінки [2]. Тільки комплексний аналіз всіх чинників впливу дає змогу проаналізувати та розробити рекомендації, щодо покращення якісних характеристик.

Складові елементи якості вод базуються на таких основних параметрах якості, як фізико-хімічні та біологічні. Фізико-хімічні це порівняння допустимих концентрацій хімічних речовин з відповідними граничними значеннями. ГДК визначають за тим критерієм, що має найменшу підпорогову та порогову концентрації відносно певних усталених хімічних показників (нормативних показників). Але дослідження виключно хімічного складу вод має певні обмеження, щодо адекватного відображення якісного стану водної екосистеми. У сучасній системі моніторингу поверхневих вод спостерігається тенденція переходу від виключно хімічного контролю до біологічного, який базується на вивченні змін у структурі й функціонуванні угруповань бентосних водних організмів, які відображають сукупну дію середовища на якість поверхневих вод [5]. Основною причиною переходу на біологічний контроль є те, що угруповання живих організмів відображають більш комплексний вплив на поверхневі води. Макробентос є невід'ємним біологічним компонентом річкових екосистем, який чітко відображає якісний характер проточної води [9].

Основні принципи біоіндикації були розроблені Kolkwitz і Marsson (1902, 1908), які ввели поняття сапробності й біологічного самоочищення вод [10]. Макробентос є невід'ємним біологічним компонентом річкових екосистем, який чітко відображає якісний характер проточної води. Хоч багато організмів можна використовувати для моніторингу якості води, але біоіндикаторами слугують лише ті, що володіють "ідеальними" характеристиками: таксономічною виразністю і можливістю легкого розпізнавання; широким поширенням, щоб порівняти дані, зібрані у різних районах; значною кількістю, що дозволить легко і багатократно відбирати їх зразки; достатньо великими розмірами для полегшення відбору зразків і класифікації; обмеженою рухливістю і відносно тривалим періодом життя; наявністю даних про екологію організму [3].

Також для моніторингу якості вод використовують рибу, оскільки їх біологія, вимоги до живлення і середовища проживання є загально відомі, риби є досконалыми індикаторами довготривалих впливів на умови середовища проживання (оскільки їх споживають люди, що має безпосередній вплив на їх здоров'я). Однак, провести повний відбір зразків риби складно, а низька густина популяцій ускладнює достовірну інтерпретацію отриманих

даних. Крім того, у певних водотоках, таких як маленькі струмки, риби можуть бути відсутні. Оскільки тривалість життя риби порівняно велика, то потрібен певний час для зміни умов якості води, які можна було б зафіксувати. Тому відбір зразків риб для моніторингу якості води є менш підходящим до гірських територій.

Водорості є також досконалыми короткотривалими індикаторами якості води завдяки швидкій репродуктивності та короткому життєвому циклу. Як первинні продуценти водорості зазнають найбільшого впливу фізичних і хімічних негативних факторів. Зразки водоростей легко відібрати, завдаючи мінімальної шкоди природному середовищу. Проте, водорості мають динамічні та короткотривалі природні цикли зміни популяції. Також можуть бути відсутні визначники водоростей, а для проведення їх ідентифікації часто потрібне потужне обладнання.

Напротивагу іншим видам індикаторів стану якості вод – макробезхребетні є належними індикаторами локальних умов і специфіки місцевих впливів. Макробентос моментально реагує навіть на короткочасні зміни водного середовища. Оскільки ці організми не дуже рухливі, можна легко, без дорогого обладнання, з мінімальним втручанням у природне середовище проточних водойм, відібрати їх зразки. Макробезхребетні широко представлені у більшості струмків, потоків і рік, крім того, різноманіття їх популяцій зберігається навіть у малих струмках, де наявні лише кілька, або й відсутні взагалі, інші групи гідробіонтів. Макробентос є основним джерелом їжі для багатьох риб та інших хребетних тварин, слугуючи таким чином основною трофічною базою для них у лотичних водоймах [5]. Тобто від цієї групи істотно залежить стабільність і функціонування всієї гідроекосистеми. Безхребетних нескладно ідентифікувати до великих систематичних рангів, достатніх для проведення біоіндикації [3].

Оцінка стану гідроценозів гірських річок актуальне, оскільки їхні акваторії знаходяться, як в природнонепорушених високогірних територіях так й на територіях з суттєвим антропогенним тиском (населенні пункти, промислові підприємства, сільськогосподарські угіддя, оздоровчі й рекреаційні заклади, дороги, комунікації тощо).

Методика біоіндикації є апробована і використовується в світі, що дає можливість порівняння її результатів й аналізу стану навколишнього середовища у глобальних масштабах [4].

Матеріали досліджень. Для об'єктивного і комплексного дослідження гідроекологічного стану водної екосистеми проводились систематичні, щосезонні дослідження верхів'я річки Прут протягом 2007-2010 рр. Дослідження проводили у верхній течії річки Прут на території Карпатського національного парку та біля міст Ворохта та Яремча.

Загалом обрано 8 точок спостереження, які розміщені вниз за течією перед і після можливих місць надходження забруднюючих речовин у воду р. Прут.

Загальна довжина річки до впадання в р. Дунай – 967 км, у межах України – 299 км. Загальна площа водозбору 27500 км², у межах нашої держави – 17400 км² [8].

Дослідження за методом біоіндикації започатковані в липні 2007 року і проводились щосезону – зима-весна-літо-осінь на протязі трьох років спільно з інститутом екології Карпат НАН України.

Загалом для біоіндикаційного аналізу використовується літній період, проте для загального розуміння процесів самоочищення й забруднення води (як природного, так й антропогенного), проведено біологічний аналіз якості води в усі сезони.

Для біоіндикації верхів'я р. Прут використовували два індекси: Trent Biotic Index (TBI) та його модифікацію Extended Biotic Index (EBI). Індекс TBI був розроблений Woodiwiss (1964) для індикації води англійської річки Трент і на даний час є одним з найбільш поширених індексів, які використовуються в країнах Європи й у світі загалом [11]. Індекс базується на представленості у водоймі організмів, що належать до індикаторних груп та на їхній чисельності. При підвищенні ступеня забруднення водойми, представники цих груп зникають з угруповання в певній послідовності (табл. 1).

Таблиця 1. Розрахунок індексу TBI.

Наявність видів-індикаторів	Кількість видів індикаторів	Загальна кількість присутніх груп бентосних організмів					
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	більше 20
Личинки веснянок (<i>Plecoptera</i>)	більше 1	-	7	8	9	10	11
	1 вид	-	6	7	8	9	10
Личинки одноденок (<i>Ephemeroptera</i>)	більше 1	-	6	7	8	9	10
	1 вид	-	5	6	7	8	9
Личинки волохокрильців (<i>Trichoptera</i>)	більше 1	-	5	6	7	8	9
	1 вид	4	4	5	6	7	8
Бокоплав <i>Gammaridae</i>		3	4	5	6	7	8
Водяний ослик (<i>Asellus aquaticus</i>)		2	3	4	5	6	7
<i>Oligochaeta</i> + <i>Chironomidae</i>		1	2	3	4	5	6

Індекс TBI має чотирьохбальну градацію й характеризує сапробність водойми (табл. 2).

Таблиця 2. Класифікація якості води за індексом TBI

Кількість балів	Тип водойми
До 3	полісапробний
3-6	α -мезосапробний
6-8	β -мезосапробний
Від 8	олігосапробний

Основним недоліком індексу TBI є мала кількість градацій. Окрім цього, біоіндикатори є доволі великими таксономічними групами. У зв'язку з цим був запропонований індекс – Extended Biotic Index (EBI) [11]. Метод розрахунку EBI аналогічний до TBI (табл. 3).

Таблиця 3. Розрахунок індексу ЕВІ

Наявність видів-індикаторів	Кількість видів індикаторів	Загальна кількість присутніх груп бентосних організмів								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	>35
Личинки веснянок (<i>Plecoptera</i>) + <i>Leuctra</i>	більше 1 1 вид	-	-	8	9	10	11	12	13	14
		-	-	7	8	9	10	11	12	13
Личинки одноденок (<i>Ephemeroptera</i>) без <i>Baetidae</i> і <i>Caenidae</i>	більше 1 1 вид	-	-	7	8	9	10	11	12	-
		-	-	6	7	8	9	10	11	-
Личинки волохокрильців (<i>Trichoptera</i>) + <i>Baetidae</i> і <i>Caenidae</i>	більше 1 1 вид	-	5	6	7	8	9	10	11	-
		-	4	5	6	7	8	9	10	-
Бокоплави <i>Gammaridae</i>		-	4	5	6	7	8	9	10	-
Водяний ослик (<i>Asellus aquaticus</i>)		-	3	4	5	6	7	8	9	-
<i>Oligohaeta</i> + <i>Chironomidae</i>		1	2	3	4	5	6	-	-	-

Семенченко В.П. (2004) використав 16 індексів для оцінки якості води річки Березина, що протікає на території Березинського національного заповідника в Білорусії [5]. При проведенні порівняльного аналізу отриманих результатів автор зауважує, що найбільший коефіцієнт кореляції відзначено саме для індексів ТВІ й ЕВІ. Також він вказує, що індекс ЕВІ схильний знижувати якість води, тоді як ТВІ – дещо збільшувати. Тому під час досліджень використовували одночасно два індекси. Інші ж індекси, що базуються на видовому чи родовому таксономічному складі бентосу, дали при їх порівнянні доволі різні результати.

Таблиця 4. Класифікація якості води за індексом ЕВІ

Значення ЕВІ	Якість води	Інтегровано до нормативів України
Від 10	Висока	Відмінна
9-10	Добра	Дуже добра
8-9		Добра
7-8	Невисока	Задовільна
6-7		Посередня
4-6	Низька	Погана
До 4	Незадовільна	Дуже погана

Ці п'ять категорій класифікації ЕВІ відповідають п'ятьом категоріям якості води, прийнятим у нашій державі: відмінна, добра, задовільна, погана, дуже погана. В українській класифікації друга й третя категорії поділяються ще на дві підкатегорії: добра – дуже добра й добра, задовільна – задовільна й

посередня (Методика..., 1998). Ці дві категорії ми також розділяли на підкатегорії відповідно до бальної оцінки ЕВІ [1].

Варто також зазначити, що висока оцінка якості води за цими індексами відповідає лише еталонним ділянкам річок, які практично не зазнають прямої чи опосередкованої антропопресії [5].

На кожному створі обирався стометровий відрізок річки, де відбір проб проводили у трьох однакових біотопах (на ділянках зі швидкою течією й глибиною 0,2–0,3 м).

Результати досліджень. За усередненими даними власних досліджень за 2007-2009 рр. (рис. 1-2) отримано такі результати: вода р. Прут вище бази "Заросляк" є високої – за класифікацією ЕВІ (відмінної – за нормативами України) якості, показники індексів коливаються в межах 7,9 (2007, літо); 7,5 (2008, зима/осінь); 9,5 (2009, літо). Найвищі значення характерні для створу вище "Заросляка", де відсутня будь-яка господарська діяльність, відзначено лише рекреаційне навантаження, засмічення побутовим сміттям та ущільнення ґрунту за рахунок витоптування. На цій ділянці вода є дуже доброї якості й олігосапробна [2].

Відразу ж за місцем скиду неочищених стічних вод туристичної бази якість води погіршується до доброї і є в-мезосапробною. Показники коливаються в межах 7,5 (2008, зима); 8 (2008, осінь); 7 (2009, літо); Така тенденція спостерігається у всі сезони, тобто відбувається забруднення спортивно-туристичною базою "Заросляк" р. Прут на території Карпатського НПП.

Нижче "Заросляка" на створах вода Пруту набувала доброї й задовільної якості. Відтинок річки від впадіння притоки Гомульця й до ділянки за Ворохтою значення ТВІ й ЕВІ коливаються в межах 7 (2007, літо); 7,5-8 (2008, зима/осінь); 8,5 (2009, літо). До Ворохти показники коливаються в межах – доброї й дуже доброї якості, нижче Ворохти – переважно невисокої (посередньої й задовільної). Олігосапробною річка є до Ворохти.

Нижче Ворохти вода стає – β-мезосапробною, показники якості вод є найнижчими (рис.). Показники біоіндикації коливаються в межах 6 (2007 літо); 7 (зима/осінь 2008); 7,5-8 (літо 2009). Це пояснюється з господарською освоєністю території та збільшенням кількості скиду забруднюючих компонентів у річку на території смт. Ворохта.

За Яремча спостерігаємо погіршення показників якості води за рахунок збільшення інфраструктури, що забруднює Прут скидами більшої кількості стічних вод, твердих побутових відходів, будівельного сміття та нафтопродуктів вздовж автомобільної дороги вздовж ріки. Показники біоіндикації коливаються – 6 (2007, літо); 6,5 (2008, зима/осінь); 7,5 (2009, літо).

Загалом такі класи сапробності характерні для гірських водойм. Так 95 % льодовикових озер, озерець і боліт Чорногори в субальпійському й альпійському поясах є β-мезосапробними, і лише 5 % – олігосапробними.

Порівнюючи результати досліджень за 3 роки, можна стверджувати, що регулярними забруднювачами верхів'я р. Прут є база «Заросляк», в якій не

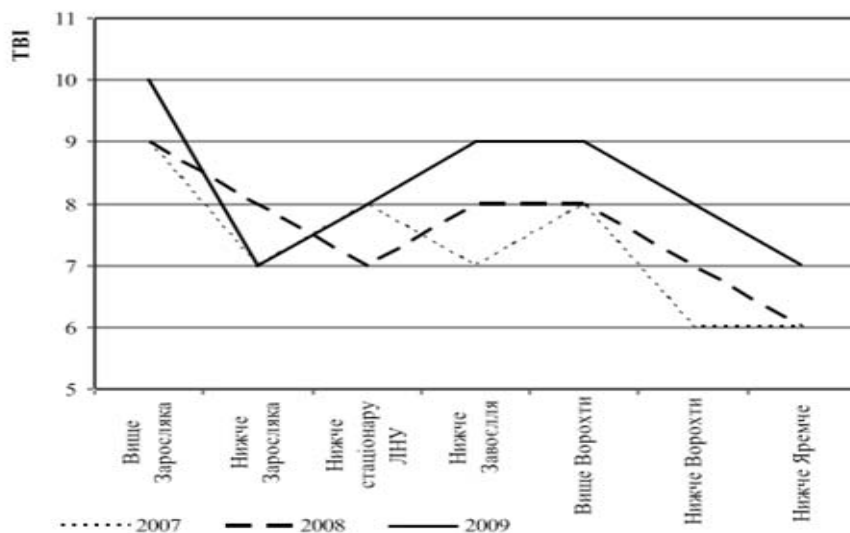


Рис.1. Показники значень індексу ТВІ у верхів'ї р.Прут за 2007-2009 рр.

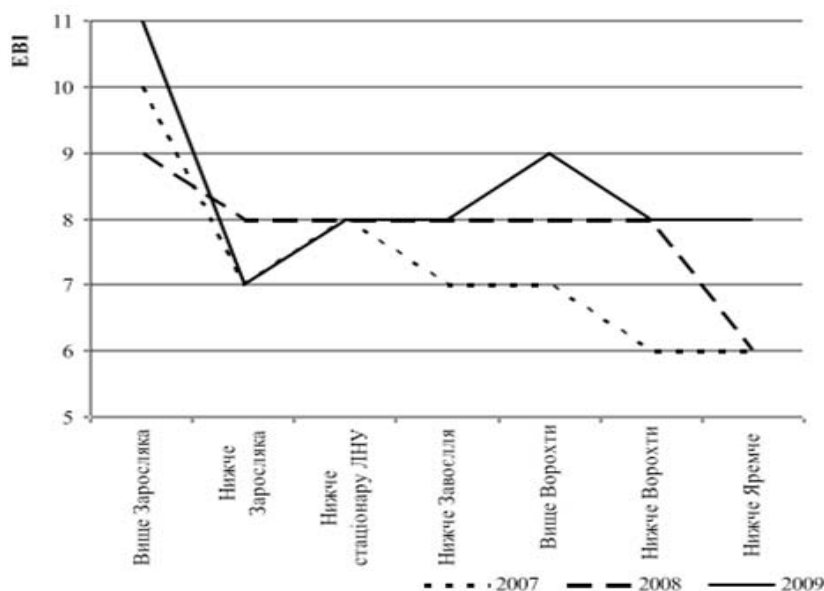


Рис.2. Показники значень індексу EVI у верхів'ї р. Прут за 2007-2009 рр.

працюють очисні споруди, судячи за гідрохімічними аналізами 2008 р., і населені пункти Ворохта і Яремче [1]. Значну мозаїчність якості річкової води створюють нерегулярні й різномасштабні забруднення внаслідок дорожніх ремонтних робіт і нерегульованої рекреації, забрудненням різноманітними видами твердих побутових відходів та будівельним сміттям. Очевидно, що певну роль у забрудненні річки відіграють і промислові підприємства.

Значні зміни в якості вод Пруту відбуваються і внаслідок повеней, які переміщують органічні й неорганічні донні відклади на великих ділянках річки. Омивання каміння й знесення вниз органіки в потоках і накопичення їх у ділянках з більш повільною течією, очевидно, також впливають на очищення верхів'я гірських рік. Річки таким чином «оновлюють» своє русло.

Під час біоіндикації якості води приток р. Прут Гомульця, Форещанки, Озірного відзначено вищу якість їхніх вод, порівняно з Прутом (ТВІ для

р. Прут у цих ділянках – 7-8 балів, приток – 9; аналогічно й для значень ЕВІ). Гаврилець біля місця свого впадіння має однакову якість води з р. Прут – 8 балів для ТВІ й ЕВІ. Отже для р. Прут є характерним очищення за рахунок більш чистих приток, що підтримує якість її води на високому рівні, хоча окремі ділянки ріки піддаються значному забрудненню.

За усередненими даними за 2007-2009 рр. нами отримано такі результати: вода р. Прут вище Заросляка є високої – за класифікацією ЕВІ (відмінної – за нормативами України) якості, до Ворохти – доброї (доброї й дуже доброї) якості, нижче Ворохти – переважно невисокої (посередньої й задовільної). Олігосапробною ріка є до Ворохти, нижче – β -мезосапробною (рис. 3).



Рис. 3. Картоschema якості води верхів'я р. Прут (усереднені дані за 2007-2009 рр.) [1].

Висновки. Проаналізувавши отримані результати аналізу якості вод методом біоіндикації, беззаперечно переконуємося в необхідності використання даного методу в дослідженнях водних екосистем. Оскільки

угруповання бентосних водних організмів (гідроценози) адекватно (моментально) реагують на забруднення чи зміну якісних характеристик водойми, відображають сукупну дію середовища на якість поверхневих вод. Вони дають змогу оцінити стан водної екосистеми на обраних ділянках в комплексі, а не отримати тільки певні показники, що прирівнюються до норм ГДК чи ГОСТ-ів. Методика біоіндикації не витісняє, а доповнює фізико-хімічні способи дослідження, що дає змогу отримати найбільш об'єктивну інформацію про стан водної екосистеми.

Список літератури:

1. Микитчак Т.І. Звіт про НДР за договірною темою № 29 ІЕК 2009 "Біоіндикація води р. Прут" / Т.І. Микитчак. – Львів, 2009. 2. Микитчак Т.І. Біоіндикація річки Прут / Микитчак Т.І., Рожко І.М., Ільчишин Я.Т. // Матеріали наук.-практ. конф. «Природні комплекси й верхів'я річки Прут». – Львів, 2009. – С. 206-213. 3. Рожко І.М. Результати гідроекологічних досліджень верхів'я річки Прут / Рожко І.М., Ільчишин Я.Т., Микитчак Т.І. // там же. – С. 185-190. 4. Ilczyszyn Y. Stan ekologiczny obiektow wodnych Czornohory / Ilczyszyn Y., Lenko O. // Materiały konferencji Homo Naturalis. – Katowice, 2009. – S. 156-165. 5. Семенченко В.П. Принципы и системы биоиндикации текущих вод / В.П. Семенченко. – Мн.: Орех, 2004. – 125 с. 6. Кукурудза С.І. Гідроекологічні проблеми суходолу / С.І. Кукурудза. – Львів: Світ, 1999. – 230 с. 7. Кукурудза С.І. Визначення якості природних вод у контексті моніторингу геосистем / С.І. Кукурудза. – Львів: В-цтво ЛУ, 1994. – 78 с. 8. Вишневецький В.І. Гідрологічні характеристики річок України / В.І. Вишневецький, О.О. Косоверх. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 9. Assessing Biological Integrity in Running Waters / Kolkwitz R., Marsson M. etc. // A Method and its Rationale. – Illinois Natural History Survey. – 1986. – № 5. 10. Kolkwitz R. Ecologie der pflanzlichen Saprobien / Kolkwitz R., Marsson M. / Ber. Deutsch. Bot. Ges. – 1908. – Vol. 22 – P. 505–519. 11. Woodiwiss F.S. Comparative study of biological-ecological water quality assessment methods / F. S. Woodiwiss // Summary Report. Commission of the European Communities/ Seven Trent Water Authority. UK. – 1978. – 45 pp.

Про дослідження екологічного стану якості вод гірських рік Українських Карпат за методикою біоіндикації (на прикладі р. Прут)

Ільчишин Я. Т.

Специфіка дослідження гірських водотоків Українських Карпат полягає в розробці та застосуванні максимально прийнятної методики досліджень. Це дозволить об'єктивно, комплексно оцінювати якісний стан водного об'єкту. В публікації розглянуто та проаналізовано різні методологічні аспекти дослідження якості вод. Обґрунтовано, зокрема, використання методики біоіндикації, що є невід'ємною й необхідною складовою вивчення сучасного стану та змін водних екосистем гірських регіонів. Методика апробовувалася в комплексних багаторічних дослідженнях ріки Прут, в статті подані підсумовуючі результати. Подається аргументація використання методу біоіндикації при комплексному дослідженні гірських рік Українських Карпат.

Ключові слова: біоіндикація, моніторинг, якість води, екосистема, методи дослідження, індекси якості.

Об исследовании экологического состояния качества вод горных рек Украинских Карпат за методикой биоиндикации (на примере р. Прут)

Ильчишин Я. Т.

Специфика исследования горных водотоков Украинских Карпат состоит в разработке и использовании максимально принятой методики исследований. Это дает возможность объективно, комплексно оценить качественное состояние водного объекта.

В публикации рассмотрены и проанализированы методологические аспекты исследования качества вод. Обосновано в отдельности использование методики биоиндикации, что является неотъемлемой и необходимой частью изучения современного состояния и изменения водных экосистем горных регионов. Методика апробирована в комплексных многолетних исследованиях реки Прут; в статье предлагаются результаты, аргументируется использование метода биоиндикации при комплексном исследовании горных рек Украинских Карпат.

Ключевые слова: биоиндикация, мониторинг, качество воды, экосистема, методы исследования, индексы качества.

Research methods of mountain rivers ecological water condition quality of the Ukrainian Carpathians (on the example of Prut river)

Ilchyshyn Y.

Specifics of the watercourses research in Ukrainian Carpathian mountains is in developing and using the most appropriate research methods. This will objectively and comprehensively assess the quality situation of water objects. Were reviewed and analyzed different methodological aspects of water quality researching. The use of bioindication methods that are an integral and necessary part of researching the current situations and changes in water (river) ecosystems of mountain regions is substantiated. The methods were used in long-term and comprehensive research of river Prut, and the article represents a summary of the results. Argumentation of using this bioindication method in an integrated research of mountain rivers of the Ukrainian Carpathian mountains is given.

Keywords: bioindication, monitoring, water quality, ecosystems, research methods, indices of quality.

Надійшла до редколегії 16.03.2012

Огієвська І.В., Серебряков О.В., Соколов В.В.

Центральна геофізична обсерваторія, м. Київ

**ПАМ'ЯТІ АНАТОЛІЯ ВОЛОДИМИРОВИЧА ОГІЄВСЬКОГО
(60 роковин від дня смерті видатного українського вченого-гідролога,
професора, доктора технічних наук)**

Ключові слова: гідрометеорологічна служба, гідрологічна обсерваторія, архів.

Актуальність проблеми. Усіма здобутками науково-технічного поступу, якими в наш час пишається суспільство, людство повинно завдячити діяльності попередніх поколінь. Відомий вислів Ньютона: «Якщо я бачив далі інших, то це через те, що стояв на плечах гігантів» [1] – пояснює успіхи наукової діяльності та кар'єри сучасної еліти. Хто забуває історію минулого свого народу і свого родоводу, той позбувається майбутнього. 2 квітня 2012 року делегація співробітників Центральної геофізичної обсерваторії та Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту Міністерства надзвичайних ситуацій України у складі О. О. Косовця, Н. І. Швень, В. В. Соколова, Г. С. Філіппенка і О. М. Аксюка відвідала Державний історико-меморіальний Лук'янівський заповідник і поклала квіти на могили академіка ВУАН Б. І. Срезневського (155 років від дня народження) і професора А. В. Огієвського (60 роковин від дня смерті). У «Працях Центральної геофізичної обсерваторії» (ЦГО) № 3 за 2007 рік були статті за життєвий шлях та науковий доробок згаданих українських вчених. За Огієвського, найбільш повним біографічним та науковим описом діяльності талановитого українського вченого є невеличка монографія Йосипа Ароновича Железняка «Анатолий Владимирович Огиевский» (Л. : Гидрометиздат, 1973. – 88 с.). Мета авторів привернути увагу громадськості щодо майбутнього відзначення установами Національної академії наук та вищими учбовими закладами України у 2014 році 120-річчя від дня народження Анатолія Володимировича Огієвського, яке святкуватиметься 31 серпня та викласти маловідомі факти та документи із життя українського вченого та його родини.

Коріння та родинні стосунки. Коріння Огієвських веде початок від козацької старшини Чернігівщини з XVII століття. Батько Анатолія Володимировича мав шляхетне походження, народився в Кролевці (зараз це Сумська область), у родинному будинку Огієвських, в якому у свій час, у подорожах, зупинявся Тарас Григорович Шевченко (рис. 2), навчався в університеті Святого Володимира, і за участь у студентських заворушеннях був виключений та назавжди висланий з Києва.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т.1(26)

Анатолій Володимирович народився 31 серпня 1894 року у місті Стародубі, який на той час був у складі Чернігівської губернії. Володимир Дмитрович служив у Міністерстві юстиції, і як суддя, весь час із сім'єю переїжджав на нові місця своєї роботи. Востаннє вони осіли у Мінську.

Мати А.В. Огієвського, Катерина Григорівна (Пресницька) була жінкою працелюбною, освіченою та турботливою до сім'ї (три дочки та два сини). Їх виховання було побудовано на засадах постійної тяги до знань, суспільно-корисної діяльності та культури поведінки.

У 1913 році Анатолій Володимирович із золотою медаллю закінчив гімназію у Мінську. Навчання у вишах Петербурга (Психоневрологічному та Політехнічному інститутах) з початком Першої світової війни привело юнака до Військово-інженерного училища. У царській армії на фронті А.В. Огієвський перебував з 1916 до кінця 1917 року, спочатку у званні прапорщика, а з часом підпоручика. Наприкінці, після масового дезертирства солдатів із германського фронту, він заїхав до Мінську і вся родина на початку 1918 року повернулися до Києва, де Анатолій Володимирович вступив на навчання до Політехнічного інституту [2]. Лихоліття Української революції кидало його на різні боки визволителів України – армія П. Скоропадського, війська А. Денікіна та Червона армія, з якої у 1921 році він демобілізувався для закінчення Київського політехнічного інституту і навчання в аспірантурі.

Стрімка наукова, довоєнна кар'єра Огієвського пов'язана із розвитком гідрології та її суспільною потребою в Україні для розбудови народного господарства: меліорації сільськогосподарських земель, будівництва шляхів сполучень та мостів, будівництва Дніпрогесу, модернізації річкових споруд. Внесок Анатолія Володимировича в освіту наукових кадрів та індустріальне піднесення України був незаперечним. Кипуча діяльність, широкі контакти, шляхетне походження, закордонне відрядження, а ще й підготовка фундаментальної праці на здобуття Сталінської премії, і як наслідок – заздрість, донос та арешт в червні 1941 року і майже два роки перебування у в'язниці під слідством (рис. 3). Але накопичений життєвий позитив, впевненість у своїй правоті, лаконічні, відверті відповіді на запитання слідчих, абсурдність самого обвинувачення – можливо все це сприяло закриттю кримінальної справи. Стрімкий наступ Червоної армії на захід і подолання водних рубежів, відбудова Дніпрогесу, зруйнованих мостів, річкових портових споруд, вимагало потребу у присутності в Україні таких вчених гідрологів і спеціалістів, як доктор технічних наук, професор Анатолій Володимирович Огієвський. 23 травня 1943 року він був звільнений і до лютого 1944 року працював науковим консультантом Гідрометслужби Сибірського військового округу.

Незважаючи на те, що у 1944 році Київ був закритим містом з обмеженням в'їзду та проживання, наказом начальника Головного управління гідрометеослужби Червоної армії генерал-майора інженерно-технічної служби Є. К. Федорова за № 58 від 11 лютого 1944 року, А.В. Огієвський був призначений начальником Гідрологічної обсерваторії Управління гідрометеослужби Київського військового округу. З 1944 до 1946 року

Київський військовий округ був складовою частиною Союзно-республіканського Народного комісаріату оборони на чолі із Наркомом України, командувачем Київським військовим округом генерал-лейтенантом В. Ф. Герасименком. Деякі автори помилково у публікаціях підкреслюють те, що він був директором, організованої вперше, Гідрологічної обсерваторії. Перша Гідрологічна обсерваторія була утворена в січні 1941 року на базі Київської гідрологічної станції 1 розряду [3]. Саме через це тривалий час виробнича частина гідрологічної станції майже до середини 50-х років XX століття тинялася по різних гідрометеорологічним підрозділам, як окрема складова гідрометеорологічних спостережень.

В Українській метеорологічній та гідрологічній службі А. В. Огієвський нетривалий час був крайовим гідрометром [4]. Разом з В. О. Назаровим (заступник директора Гідрометеорологічного інституту), як керівник служби оповіщень Дніпрогесу, брав безпосередньо участь у складанні щоденних гідрологічних прогнозів під час катастрофічної повені 1931 року [5]. Був постійним науковим консультантом гідрометеослужби, а наказом по УГМС УРСР за № 54 від 30 квітня 1941 року він увійшов до складу Науково-технічної ради Гідрологічної обсерваторії разом із Й.Ф. Марчінським, В.О. Гуцало, майбутнім завідувачем кафедри гідрології географічного факультету С.П. Пустовойтом та іншими. У 1944 році доля поєднала професора гідрології із колишньою випускницею Київського інженерно-гідромеліоративного інституту. Обоє загубили рідних у воєнне лихоліття; Валентина Олександрівна – чоловіка, який загинув на фронті і залишив дружину з маленькою дочкою, Анатолій Володимирович – дружину, яка після його арешту загубилася під час німецької окупації. У відтвореній Гідрологічній обсерваторії він обіймав посаду начальника, Валентина Олександрівна була завідувачем відділу обсерваторії, і через деякий час вони одружилися. Анатолій Володимирович удочерив маленьку Тетяну.

У післявоєнний час оточуючий люд і номенклатура упереджено та недовірливо ставилася до тих, хто побував в окупації або перебував у тюрмах і таборах. Огієвського двічі висували від Інституту гідрології і гідротехніки Академії наук УРСР на здобуття звання члена-кореспондента Академії наук і двічі його не затверджували. Мабуть, усе пережите: арешт, перебування у в'язниці, напружена викладацька та наукова роботи, невдачі у виборах до Академії наук призвели до кількох інфарктів. Від останнього ця талановита людина передчасно пішла із життя [2].

Валентина Олександрівна у 50-х роках XX століття блискуче захистилась на ступінь кандидата наук, працювала в Українському науково-дослідному гідрометеорологічному інституті (УкрНДГМІ), в останні роки – вченим секретарем [6] (рис. 6). Після приїзду у 1944 році до Києва, Анатолій Володимирович мешкав у будинку напроти ректорату університету – вул. Л. Толстого, 11, кв. 9, так званому «професорському будинку» (відомому киянам як будинок Мороза) [7]. Разом із новою сім'єю до 1953 року мешкала мати – Катерина Григорівна (Володимир Дмитрович помер у 1935 році).

Дочка Тетяна Анатоліївна у 1959 році закінчила Київський інженерно-будівельний інститут. Працювала у Державному проектувальному інституті «Укрводоканалпроект», Держбуді УРСР. З 24 серпня 1964 року працювала в УкрНДГМІ [8]. Разом із чоловіком Юрієм Костянтинівичем мали сина та дочку. У 1971 році захистила дисертацію на ступінь кандидата технічних наук: «Вплив водосховищ на витрати малих річок». Із 1979 року вже працює в Українському філіалі Центрального науково-дослідного інституту комплексного використання водних ресурсів старшим науковим співробітником лабораторії водогосподарських балансів (рис. 6). Її робота була пов'язана із моделюванням стоку та водоспоживанням у басейнах малих річок, питаннями досконалості водогосподарських систем. За сумлінну працю Тетяна Анатоліївна мала низку заохочень та подяк від керівництва, медаль «1500 лет Києву», диплом «Учасник ВДНХ ССРСР» 1983 року. Її доробок викладений у 34 наукових працях. У 1984 році у видавництві «Урожай» була надрукована монографія «Малым рекам – чистоту и полноводность».

З метою удосконалення математичних знань Тетяна Анатоліївна була слухачем постійно діючого семінару при Будинку науково-технічної пропаганди «Прикладні завдання в теорії імовірності та математичної статистики» та Вищих гідрологічних курсів ЮНЕСКО при МДУ ім. Ломоносова за темою «Наукові засади раціонального використання, охорони та управління водними ресурсами» у 1982-83 рр. В інституті користувалася повагою і авторитетом у колективі, виконувала громадську роботу. Трагічний випадок обірвав життя Тетяни Анатоліївни у 1993 році [9]. У жовтні 2002 року пішла з життя її мама Валентина Олександрівна Огієвська.

Анатолій Володимирович Огієвський похований на території Державного історико-меморіального Лук'янівського заповідника: ділянка 31, ряд 1, місце 33. Похорон був багатолюдним: рідні, друзі, студенти, науковці, працівники Українського управління гідрометеослужби (рис. 4, 5). Один з авторів, досліджуючи справу реабілітованого вчителя професора Огієвського, академіка АН УРСР Євгена Володимировича Опокова, у паперах архівно-кримінальної справи знайшов документ, що у 1962 році, слідчий відділ МДБ УРСР вкотре переглядав кримінальну справу Анатолія Володимировича у пошуках зв'язків закордонних відряджень Опокова та Огієвського, але безрезультатно. Колишні колеги на допитах в якості свідків – Сухомел В.М., Засс В.М., Слободян Р.Т., Свєцинський Д.В., Дрозд Н.І., надали слідчому щирі, теплі та правдиві свідчення за Є.В. Опокова та А.В. Огієвського як видатних, і сумлінних українських вчених в галузі гідрології і гідротехніки [10]. В статті уперше друкується документ, який Анатолій Володимирович власноруч написав у в'язниці до слідчих органів держбезпеки (друкується один із наявних трьох) перед звільненням [11].

Автори вдячні працівникам архівів: УкрНДГМІ, УФ ЦНДІКВР, Центрального державного архіву громадських об'єднань України (ЦДАГОУ), Державного історико-меморіального Лук'янівського заповідника.

***Дополнительное заявление Огиевского Анатолия Владимировича,
до ареста - профессора гидрологии и доктора технических наук.***

1. По сути основного обвинения по ст. 58 в ч. I мною даны особые пояснения еще 28-X-1941 г. (в моих собственноручных показаниях от указанного числа). Подчеркну только здесь, что по имеющимся в деле материалам исходной точкой по обвинению по ст. 58 в ч. I являюсь, как это ни странно, только я сам, – ибо инж. Андреев ссылается в своих клеветнических показаниях 1938 г. как на первоисточник – только лишь на меня (будто бы я сам сказал, что являюсь шпионом). Трудно представить, чтобы нормальный человек (каким я себя считаю) сам себя поставил в такое положение перед малознакомым и ничего с ним не имеющим общего молодым инженером, каковым является инж. Андреев.

2. В следственных материалах довольно много места уделено моему прошлому за период 1919-1920 гг.

Подчеркну здесь, что советский ученый, профессор и доктор технических наук А.В. Огиевский период 1936-1938 гг. (к каковому относится обвинение Андреева) очень мало или даже ничего не имеет общего с тем молодым недоучившимся студентом, каким было это же лицо, т. е. я, в 1919-1920 гг.

И почти годичная служба в Красной Армии и работа на таких стройках как Днепрострой, и работа в ВУЗ'ах, и руководящая работа в Научно-исследовательском Институте, и моя обширная работа с молодыми научными кадрами – все это, вместе с общей обстановкой советской действительности, - не могло не подействовать на меня и мои воззрения – воззрения советского патриота, преданного партии и правительству, любящего свою родину и готового для них во всякое время отдать не только все свои силы и знания, но в любое время и жизнь, если это потребуется.

3. Собранные в конце следственного материала отрицательные моменты, при их соответствующем освещении, если их объединить в одно целое, действительно могут произвести отрицательное впечатление, особенно без их возможной расшифровки, благоприятной для меня. Так, напр., если записать, что мой отец – дворянин и что он служил по б. Министерству Юстиции при Царском режиме, - то это звучит не очень хорошо. Но если прибавить (чего нет как будто бы в следственном материале), что мой отец в бытность его студентом Киевского Университета (в 80-х гг.) был исключен из Университета за участие в так называемых студенческих беспорядках и был выслан из Киева и что он при Советской власти служил в советских органах и жил в месте своего рождения (г. Кролевец, Черниговская обл.) и никакой собственностью не владел – это уже одно несколько меняет первоначальное впечатление.

Таким образом всем отрицательным моментам из моей биографии можно было бы противопоставить ряд положительных, - целиком (или почти целиком) погашающих отрицательные моменты. Вся моя безупречно-честная работа как советского специалиста на протяжении свыше 20-ти лет, - должна быть принята во внимание. Хочется подчеркнуть здесь также

факты, напр., как ряд моих выступлений против действительных врагов народа (Минаев из Госплана УССР – при экспертизе проектировок по Большому Днепру, Саркисов – при экспертизе проекта «Глубокого ввода» - судоходного и обводнительного канала – из Днепра в Донбасс, Оппоков – мои статьи против его научных концепций и др.); хочется подчеркнуть огромный объем научной работы, выполненной мной (97 печ. научн. работ, 2 учебника, принятые в ВУЗ'ах СССР, - с общим объемом моей печатной продукции в 6000-6500 печатных страниц, т. е. в среднем по 250-270 печ. страниц в год) и потребовавшей от меня систематической неустанной работы по 14-18 часов в сутки без выходных и праздничных дней зачастую, а также огромную работу по подготовке и воспитанию молодых технических и научных кадров (аспирантура).

4. Мне неизвестен дальнейший ход моего дела. Я надеюсь, что чрезвычайно тяжелое и весьма оскорбительное для меня обвинение по ст. 58 в ч. I – будет с меня снято.

Если же по каким-либо соображениям все-таки недоверие ко мне останется, или если дело мое опять затянется, - то очень прошу до окончательного решения избрать для меня другую меру пресечения в виде , напр., подписки о невыезде из какого-либо назначенного мне для жительства пункта. Я бы обязался строго соблюдать такую подписку, отвечая за нее своею жизнью.

Ибо самое тяжелое в моем положении – это оставаться в стороне от той работы, которую я мог бы выполнять с успехом и которая могла бы принести надлежащую пользу моей родине в переживаемое ею сейчас тяжелое время. Я готов был бы сейчас нести любые обязанности в Красной Армии, в том числе и непосредственно на фронте, предоставив своей родине свою жизнь. Если это невозможно, то на научном фронте я мог бы сделать больше, чем кто-либо другой, разумеется, по моей специальности, в силу имеющегося у меня богатого опыта и большой теоретической подготовки. Особенно мне горько чувствовать невозможность продолжать мою последнюю научную работу, подготовленную на Сталинскую премию еще в начале 1941 г. и дальнейшее развитие которой могло бы, по моему глубокому убеждению, внести целый переворот в мировую гидрологию, выдвинув Советскую гидрологию на первое место в мире.

5. Я очень прошу принять все вышеизложенное во внимание, снять с меня незаслуженное и неправильное обвинение по ст. 58 в ч. I и дать, наконец, мне возможность отдавать все мои силы и знания на пользу моей родине, как честному советскому ученому и специалисту, искреннее преданному партии и правительству и доказывающему это последнее на самом деле своими делами и своим честным трудом на протяжении свыше 20-ти лет.

А. Огиевский

4-V-1943 г.

г. Новосибирск

Список літератури

1. *О гигантах и карликах*: <http://litsyn.livejournal.com/19424.html>. 2. *Огієвська І.В.* Життєвий і творчий шлях Анатолія Володимировича Огієвського. 55 роковин від дня смерті / І.В. Огієвська // *Праці ЦГО* – 2007. – Вип. 3 (17). – С. 94-95. 3. *Центральний державний архів вищих органів влади та управління України*. – Ф.4668. – оп.1. – спр.1. – арк. 7. 4. *Довгич М.І.* Відділ гідрології та Державного водного кадастру. Історичний огляд і сучасність / М.І.Довгич, Н.А.Самойленко, В.В.Соколов // *Праці ЦГО*. – 2007. – Вип. 3 (17) – С.10. 5. Значення катастрофічної повені ні Дніпрі біля Києва 1931 року для визначення максимальних характеристик стоку (хроніка події та науково-історичний нарис) / [О.О.Косовець, М.І.Довгич, Н.А.Самойленко, В.В.Соколов] // *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. – Т. 4(25). – С. 155–169. 6. *Особиста справа В.О. Огієвської*, архів УкрНДГМІ. 7. *Київ*. *Энциклопедический справочник* / Под ред. А.В. Кудрицкого. – Изд. 2-е. – К. : УРЕ, 1986. – С. 614. 8. *Особиста справа Т.А. Чекушкіної*. Архів УкрНДГМІ. 9. *Особиста справа Т.А. Чекушкіної*. Архів УФ ЦНДІКВР. 10. *Архівно-кримінальна справа Є.В. Опокова*. – ЦДАГОУ – Ф.263. – оп. 1. – спр. 56306. – арк. 128-131. 11. *Архівно-кримінальна справа А.В. Огієвського*. ЦДАГОУ – Ф.263. – оп. 1. – спр.44623.

Пам'яті Анатолія Володимировича Огієвського (60 роковин від дня смерті видатного українського вченого-гідролога, професора, доктора технічних наук)

Огієвська І.В., Серебряков О.В., Соколов В.В.

Викладені маловідомі факти із біографії одного з видатних вчених України в галузі гідрології – Анатолія Володимировича Огієвського.

Ключові слова: *гідрометеорологічна служба, гідрологічна обсерваторія, архів.*

Памяти Анатолия Владимировича Огиевского (60 годовщина со дня смерти выдающегося украинского ученого-гидролога, профессора, доктора технических наук)

Огиевская И.В., Серебряков О.В., Соколов В.В.

Изложены малоизвестные факты из биографии одного из выдающихся ученых Украины в области гидрологии – Анатолия Владимировича Огиевского.

Ключевые слова: *гидрометеорологическая служба, гидрологическая обсерватория, архив.*

To memory of Anatoly Vladimirovich Ogievsky – outstanding Ukrainian scientist-hydrologist, Professor, Doctor of Technical Sciences – on the 60th anniversary of his death

Ogievska I.V., Serebryakov O.V., Sokolov V.V.

Set out little-known facts from biography one of the outstanding scientist of Ukraine in hydrology - Anatoliy Vladimirovich Ogievskii.

Keywords: *Hydrometeorological Service, hydrological observatory, archive.*

Надійшла до редколегії 05.04.2012

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 New Roman - 14, Word 6-8. Поля: верхнє, нижнє, ліве – 2 см; праве – 1 см, інтервал – 1, абзац – 3 знаки.

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

Необхідно мати на увазі, що одиниці вимірювання величин і характеристик у статтях треба наводити згідно системи СІ. Зокрема, концентрацію хімічних компонентів у воді – в мг/дм^3 (а не в мг/л).

До тексту статті додаються 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 14)

Петренко М.І. (кегель 14, напівжирний, нахилений)

Інститут гідробіології НАН України, м.Київ (кегель 14, нахилений)

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА (кегель 14, напівжирний)

Через інтервал – **Ключові слова:** не більше 5 слів (кегель 12, нахилений)

Далі через інтервал починається текст статті. Після нього через інтервал підзаголовок "Список літератури" (кегель 12, напівжирний), а потім власне список за його наявності. Список літератури має бути оформлений згідно вимог ДСТУ ГОСТ 7.1-2006 та вимог ВАК України («Бюлетень ВАК України, № 3 від 2008).

Після "Списку літератури" через інтервал – анотації українською, російською і англійською мовами: назва статті, прізвище та ініціали автора, короткий текст анотації, ключові слова.

Наукове видання

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Науковий збірник

2012 рік

Том 1(26)

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – **Є. Цвєлих**

Підписано до друку 07.05.2012
Формат 60х90/16. Папір офсетний.
Гарнітура Times New Roman. Друк різнограф.
Ум. др. арк. 11,3. Обл.-вид. арк. 11,5.
Наклад 300 прим. Зам. № 14-012.



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