

Волинський національний університет
імені Лесі Українки

ПРОБЛЕМИ ХІМІЇ ТА СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Випуск 4



Видавничий дім
«Гельветика»
2021

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

Гулай Любомир Дмитрович – доктор хімічних наук, професор, завідувач кафедри екології та охорони навколишнього середовища Волинського національного університету імені Лесі Українки (головний редактор);

Бедункова Ольга Олександрівна – доктор біологічних наук (03.00.16 – Екологія), доцент, професор кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства Національного університету водного господарства та природокористування;

Клименко Олександр Миколайович – доктор сільськогосподарських наук (03.00.16 – Екологія), професор, професор кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства Національного університету водного господарства та природокористування;

Когут Юрій Миколайович – кандидат хімічних наук, старший лаборант кафедри хімії та технологій Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Марушко Лариса Петрівна – кандидат хімічних наук, доцент, декан факультету хімії, екології та фармації Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Марчук Олег Васильович – кандидат хімічних наук, доцент, доцент кафедри хімії та технологій Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Олексеюк Іван Дмитрович – доктор хімічних наук, професор, професор кафедри хімії та технологій Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Піскач Людмила Василівна – кандидат хімічних наук, професор, професор кафедри хімії та технологій Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Романюк Ярослав Євгенійович – PhD, керівник наукової групи Швейцарської федеральної лабораторії матеріалознавства і технологій (EMPA) (Швейцарія);

Салієва Леся Миколаївна – кандидат хімічних наук, старший викладач кафедри органічної хімії та фармації Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Сливка Наталія Юріївна – кандидат хімічних наук, доцент, завідувач кафедри органічної хімії та фармації Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Смітюх Олександр Вікторович – кандидат хімічних наук, старший лаборант кафедри хімії та технологій Волинського національного університету імені Лесі Українки;

Сонько Сергій Петрович – доктор географічних наук (08.00.06 – Економіка природокористування та охорони навколишнього середовища), професор, завідувач кафедри екології та безпеки життєдіяльності Уманського національного університету садівництва.

Журнал ухвалено до друку Вченою радою
Волинського національного університету імені Лесі Українки
23 листопада 2021 р., протокол № 12

Науковий журнал «Проблеми хімії та сталого розвитку»
zareєстровано Міністерством юстиції України
(Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації
серія KB № 24806–14746P від 27.04.2021 року)

«Проблеми хімії та сталого розвитку» включено до Переліку наукових фахових видань України категорії Б у галузі природничих наук (спеціальності 101 – Екологія, 102 – Хімія) відповідно до Наказу МОН України від 29.06.2021 No 735 (додаток 4).

Офіційний сайт видання: www.journals.vnu.volyn.ua/index.php/chemistry

Статті у виданні перевірені на наявність плагіату за допомогою програмного забезпечення StrikePlagiarism.com від польської компанії Plagiat.pl.

ISSN 2786-4669 (Print)
ISSN 2786-4677 (Online)

© Волинський національний університет імені Лесі Українки, 2021

УДК 546 + 54-161.6

Орися БЕРЕЗНЮК

аспірант кафедри хімії та технологій, Волинський національний університет імені Лесі Українки, просп. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

Ірина ПЕТРУСЬ

кандидат хімічних наук, старший лаборант кафедри хімії та технологій, Волинський національний університет імені Лесі Українки, просп. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0003-2527-6356**Олександр СМІТЮХ**

кандидат хімічних наук, старший лаборант кафедри хімії та технологій, Волинський національний університет імені Лесі Українки, просп. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025, e-mail: Smitiukh.Oleksandr@vnu.edu.ua

ORCID: 0000-0003-1632-5849**Іван ОЛЕКСЕЮК**

доктор хімічних наук, професор, завідувач кафедри хімії та технологій, Волинський національний університет імені Лесі Українки, просп. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0001-7206-4351

Бібліографічний опис статті: Березнюк, О., Петрусь, І., Смітюх, О., Олексеюк, І. (2021). Склоутворення в квазіпотрійних системах $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - Cu, Ag; B^{IV} - Ge, Sn, C^V - As, Sb$). *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 3–10, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-1>

СКЛОУТВОРЕННЯ В КВАЗІПОТРІЙНИХ СИСТЕМАХ $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - CU, AG; B^{IV} - GE, SN, C^V - AS, SB$)

Уперше встановлено межі областей склоутворення у квазіпотрійних системах $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - Cu, Ag; B^{IV} - Ge, Sn, C^V - As, Sb$) на основі результатів рентгенофазового аналізу. Максимальна температура синтезу становила 1100 K із подальшим гартуванням ампул у 25-відсотковий водний розчин натрій хлориду з подрібненим льодом. Одержані склоподібні зразки становили темно-сірі та жовто-червоні блискучі монолітні сплави.

У досліджуваних германійумісних системах $A^I_2S-GeS_2-C^V_2S_3$ наявні неперервні області склоутворення на сторонах $GeS_2-C^V_2S_3$. Головним чинником є схильність GeS_2, As_2S_3 та Sb_2S_3 до склоутворення. За перерізом Ag_2S-GeS_2 у склоподібному стані отримуємо зразки з умістом Ag_2S від 0 до 55 мол.%. У квазібінарній системі $Ag_2S-As_2S_3$ є область склоутворення в межах 0–70 мол.% Ag_2S . Максимальний уміст модифікатора Cu_2S , який удалося ввести за умов збереження склоподібного стану, становить 10 та 15 мол.% у системах $Cu_2S-GeS_2-As(Sb)_2S_3$ відповідно. Максимальний уміст Ag_2S , що входить до складу скла в системах $Ag_2S-GeS_2-As(Sb)_2S_3$, становить 70 та 55 мол.% відповідно.

У станумовмісних системах області склоутворення значно менші порівняно з аналогічними германійумісними, що пов'язано з посиленням йонного складника хімічного зв'язку в разі заміни GeS_2 на SnS_2 . У квазіпотрійних системах $Cu(Ag)_2S-SnS_2-Sb_2S_3$ спостерігаємо лише дві області склоутворення, які розміщуються на стороні $SnS_2-Sb_2S_3$: одна перебуває в області 17–23 мол.% Sb_2S_3 , включно з 3 та 2 мол.% Cu_2S, Ag_2S відповідно, інша – 66–83 мол.% Sb_2S_3 , максимальний уміст Cu_2S та Ag_2S становить 12 та 4 мол.%. У системі $Cu_2S-SnS_2-As_2S_3$ область склоутворення простягається від 76 до 100 мол.% As_2S_3 , максимальний уміст Cu_2S становить 12 мол.%. У системі $Ag_2S-SnS_2-As_2S_3$ за перерізом $Ag_2S-As_2S_3$ у склоподібному стані є зразки в межах 0–75 мол.% Ag_2S . На стороні $SnS_2-As_2S_3$ концентраційного трикутника область склоутворення простягається від 78 до 100 мол.% As_2S_3 .

Ключові слова: квазіпотрійна система, фазова діаграма, халькогенід, область склоутворення, рентгенофазовий аналіз.

Orysia BEREZNYUK

Postgraduate Student at the Department of Chemistry and Technology, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

Iryna PETRUS

PhD in Chemistry, Head of Laboratory at the Department of Chemistry and Technology, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0003-2527-6356

Oleksandr SMITIUKH

PhD in Chemistry, Head of Laboratory at the Department of Chemistry and Technology, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0003-1632-5849

Ivan OLEKSEYUK

Doctor of Chemical Sciences, Professor, Head of the Department of Chemistry and Technology, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0001-7206-4351

To cite this article: Bereznyuk, O., Petrus, I., Smitiukh, O., Olekseiuik, I. (2021). Skloutvorennia v kvazipotriinykh systemakh $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - Cu, Ag; B^{IV} - Ge, Sn, C^V - As, Sb$) [Glass Formation in the Quasi-ternary Systems $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - Cu, Ag; B^{IV} - Ge, Sn, C^V - As, Sb$)]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 3–10, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-1>

GLAS FORMATION IN THE QUASI-TERNARY SYSTEMS $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - CU, AG; B^{IV} - GE, SN, C^V - AS, SB$)

The boundaries of the glass formation areas of quasiternary systems $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - Cu, Ag; B^{IV} - Ge, Sn, C^V - As, Sb$) have been established by based on the results of X-ray phase analysis. Maximum synthesis temperature was 1100 K, followed by quenching of the ampoules in 25% a solution of sodium chloride with crushed ice. The obtained glasses have been dark gray, yellow-red color monolithic alloys.

There are continuous bands of glass formation on the sides $GeS_2-C^V_2S_3$ in the studied germanium-containing systems $A^I_2S-GeS_2-C^V_2S_3$. The main factor is the tendency of GeS_2, As_2S_3 and Sb_2S_3 to the glass formation. The content of 0 – 55 mol.% Ag_2S have been obtained in the vitreous state from the cross section Ag_2S-GeS_2 . In the quasi-binary system $Ag_2S - As_2S_3$ there is a region of glass formation in the 0–70 mol.% Ag_2S . The maximum content of the modifier Cu_2S that could be introduced while preserving the glassy state is 10 and 15 mol.% in the systems $Cu_2S-GeS_2-As(Sb)_2S_3$. The maximum content of the Ag_2S that is part of the glass in the systems $Cu_2S-GeS_2-As(Sb)_2S_3$ state is 10 and 15 mol.%.

The areas of glass formation have been much smaller compared to similar germanium-containing in the state-containing systems of the glassformation area, which is associated with the strengthening of the ionic component of the chemical bond by changing GeS_2 to SnS_2 . We observe only two areas of glass formation in quasi-triple systems $Cu(Ag)_2S-SnS_2-Sb_2S_3$ which are on the side $SnS_2-Sb_2S_3$: one in the area 17–23 mol.% Sb_2S_3 , the maximum content of Cu_2S and Ag_2S is 3 and 2 mol.%; the other – 66–83 mol.% Sb_2S_3 , the maximum content of Cu_2S and Ag_2S is 12 and 4 mol.%. In the system $Cu_2S-SnS_2-As_2S_3$, the region of glass formation state is 76–100 mol.% As_2S_3 , the maximum content of Cu_2S is 12 mol.%. In the $Ag_2S - SnS_2 - As_2S_3$ system, on the cross section of $Ag_2S-As_2S_3$, the region of glass formation state is 0–75 mol.% Ag_2S . On the cross section of $SnS_2-As_2S_3$ the region of glass formation state is 78–100 mol.% As_2S_3 .

Key words: quasi-ternary systems, phase diagram, chalcogenides, glass formation, X-ray phase analysis.

1. Вступ

Зважаючи на стрімкий розвиток інфрачервоної фотоніки, актуальним є пошук функціональних середовищ для ефективного передання електромагнітного випромінювання широкого спектрального діапазону, розробка новітніх технологій мініатюризації оптоелектронної та фотонної техніки для різноманітних при-

ладних застосувань (сенсори, оптичні волокна, резонатори, детектори, підсилювачі та перетворювачі сигналів, тощо). Одні з найбільш перспективних матеріалів – халькогенідні напівпровідникові стекла, які мають унікальну властивість – відмінну прозорість в інфрачервоному діапазоні спектра [1]. Зокрема, алмазоподібні напівпровідники типу $A^I_2B^{IV}S_3$ ($A^I - Cu, Ag;$

V^{IV} – Ge, Sn) володіють цікавими фотоелектричними, акустооптичними і термоелектричними властивостями (Бабанлы, Юсиров & Абишев, 1993; Cho et al, 2011; Marcano, Bracho, Rincon, Perez & Nieves, 2000). Отже, встановлення областей склоутворення у системах $Cu(Ag)_2S-Ge(Sn)S_2-As(Sb)_2S_3$ з метою пошуку нових та більш перспективних матеріалів є актуальним.

Слід зазначити, що вихідні компоненти $GeS_2, As(Sb)_2S_3$ є склоутворювачами.

Германій дисульфід має шарувату структуру, тому є цікавим у галузі оптоелектроніки. Згідно з (Виноградова, 1984) склоутворення в системі пов'язане з тим, що GeS_2 є кристалохімічним аналогом однієї з модифікацій SiO_2 . Цікавою є структура GeS_2 , яка складається з тетраєдрів GeS_4 , що з'єднані вершинами (Кевшин, 2014). Слід зазначити, що температура склування цієї бінарної сполуки є найвищою для всіх відомих халькогенідних стекел і становить 758 К (Борисова, Бычков & Тверьянович, 1991).

Склоподібний As_2S_3 легко отримати навіть в умовах охолодження в режимі вимкненої печі (Роусон, 1970). Завдяки електричним, оптичним і термічним властивостям він застосовується в лазерних технологіях, системах копіювання, сучасних пристроях зберігання та передання даних, голографічних елементах, оптичних фільтрах, нелінійних елементах (Паюк, Ліщинський, Стронський, Криськов, Губанова, Прибилова & Влочек, 2011) Область склоутворення в системі $As-S$ простягається від 5,4 до 45 ат.% As (Flaschen, Pearson & Northover, 1959)

Згідно з (Виноградова, 1984) аморфну оранжево-червону модифікацію Sb_2S_3 можна отримати, використовуючи високу швидкість охолодження (473-523 К). Проте під час нагрівання отриманого скла до 723 К відбувається його повна кристалізація. Імовірно, можливість отримання Sb_2S_3 в склоподібному стані пов'язана з особливістю структури сполуки, а саме зі здатністю до зниження к.ч. Sb.

Аналіз наукової літератури показав, що склоподібні зразки перерізу Ag_2S-GeS_2 можуть бути отримані в інтервалі 45–100 мол.% GeS_2 (Kamitsos, Kapoutsis, Chryssikos, Taillades, Pradel & Ribes, 1994; El Mkami, Deroide, Zanchetta, Rumori & Abidi, 1996). У роботі (Борисова, 1983) наведено відомості про склоутворення, згідно з якими під час загартування від 1170 К наявні стекла на квазібінар-

них перерізах $Cu_2S(Ag_2S)-As_2S_3$. Досліджено, що під час комбінації різних режимів гарту в системі $GeS_2-As_2S_3$ область склоутворення становить 0–62,48 мол.% германій дисульфиду (Виноградова, 1984). Склоподібні зразки в системі $Sn-As-S$ (Виноградова, 1984) отримано на великих швидкостях охолодження від 1170 К. При цьому в скло вдається ввести до 2,5 ат.% Sn. Під час сплавлення бінарних GeS_2 та Sb_2S_3 вакуумним синтезом за максимальної температури 970–1270 К отримано стекла в системі $GeS_2-Sb_2S_3$ (Виноградова, 1984).

Склоутворення в аналогічних квазіпотрійних системах із селеном наведено в літературних джерелах (Климович, Змій & Олексеюк, 2013; Климович, Змій & Олексеюк, 2007). Згідно з (Климович, Змій & Олексеюк, 2013) у квазіпотрійній системі $Cu_2Se-SnSe_2-As_2Se_3$ склоподібними виявилися зразки: у системах $SnSe_2-As_2Se_3$ та $Cu_2Se-As_2Se_3$ до 55 мол. % $SnSe_2$ та 45 мол.% Cu_2Se відповідно; на перерізі $Cu_2SnSe_3-As_2Se_3$ при вмісті As_2Se_3 більше 65 мол.%. Область склоутворення у системі $Cu_2Se-GeSe_2-As_2Se_3$ прилягає до квазіподвійної системи $GeSe_2-As_2Se_3$, суттєво розширюючись (до 40 мол.% арсен(III) селеніду) (Климович, Змій & Олексеюк, 2007).

Із вищенаведеної інформації можна прогнозувати значні області склоутворення в квазіпотрійних системах $Cu(Ag)_2S-Ge(Sn)S_2-As(Sb)_2S_3$.

2. Експериментальна частина

Склоподібні напівпровідникові зразки синтезували з елементарних речовин високого ступеня чистоти (мідь, срібло, германій, олово, сурма та сірка) та попередньо синтезованого арсен (III) сульфиду. Синтез проводили у вакуумованих до залишкового тиску $1,33 \cdot 10^{-2}$ Па кварцових контейнерах. Режим синтезу обирали відповідно до фізико-хімічних властивостей компонентів скла та діаграм стану обмежувальних сторін. Так, склоподібні зразки систем нагрівали зі швидкістю 20 К/год до 1100К із витримками впродовж 24 год за температур 670 та 870 К для зв'язування сірки. За максимальної температури зразки витримували 10 год.

Щоб зберегти визначену структуру скла, вибирали швидкий режим охолодження: ампули зі сплавами гартували у 25-відсотковий водний розчин натрій хлориду з подрібненим льодом. Для запобігання розбризкування роз-

плаву в процесі гартування, а також для зменшення втрат на конденсацію парової фази стінками ампул використовували термостатування шнуровим азбестом.

Аморфність отриманого зразка контролювали візуально за характерним для скла зломом та за допомогою даних рентгендифрактометричних досліджень (ДРОН 4-13, CuK_α -випромінювання, діапазон кутів $2\theta=10\div 90^\circ$, крок $0,05^\circ$, експозиція – 2 с). На всіх дифрактограмах склоподібних зразків спостерігали «галло», відсутність піків свідчить про нево-

рядкованість атомів на відстані нанометричного характеру (Фунтиков, 1996).

3. Результати та їх обговорення

За результатами дослідження склоподібних зразків встановлено, що найбільші області склоутворення існують у квазіпотрійних системах $\text{Ag}_2\text{S}-\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$ (рис. 1). Одна з причин – вихідні фази GeS_2 , As_2S_3 та Sb_2S_3 , які є склоутворювачами.

Як бачимо, максимальний уміст Ag_2S , що входить до складу скла в цих системах, становить 70 та 55 мол.% відповідно. Халькогенід

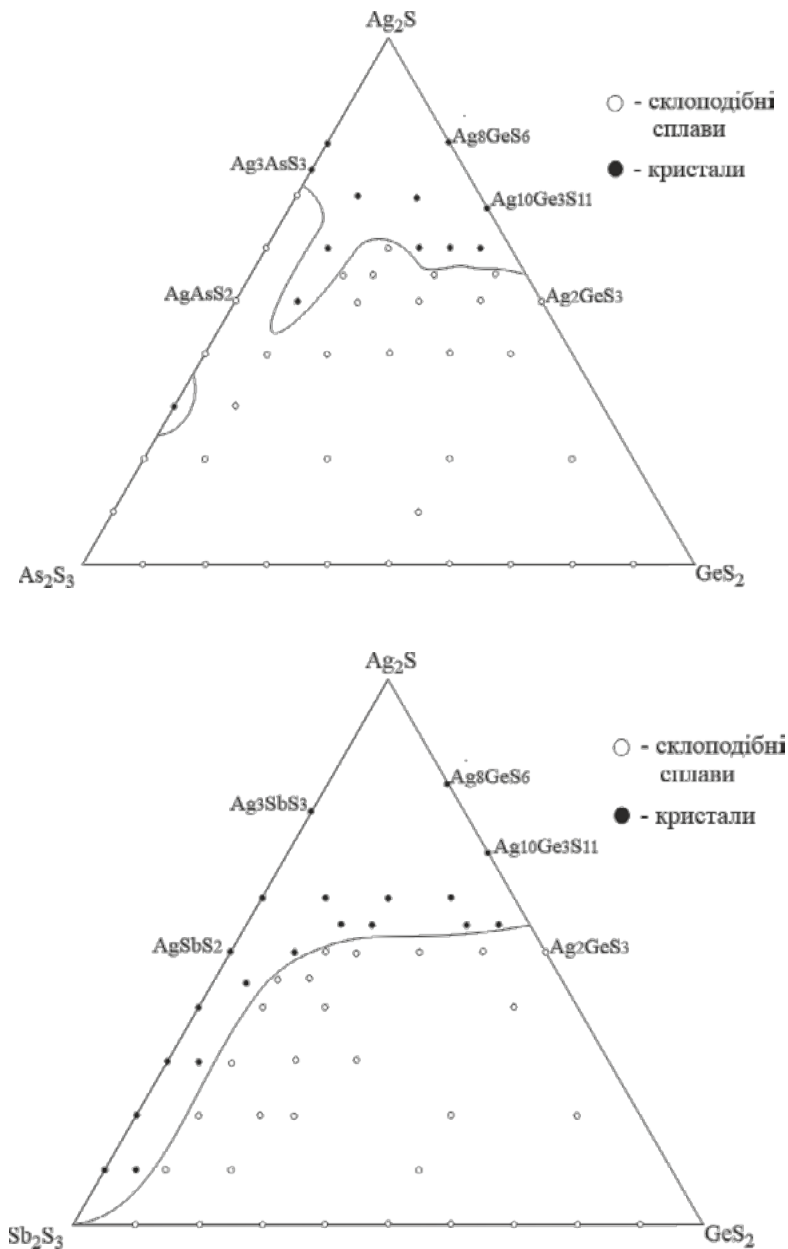


Рис. 1. Области склоутворення в системах $\text{Ag}_2\text{S}-\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$

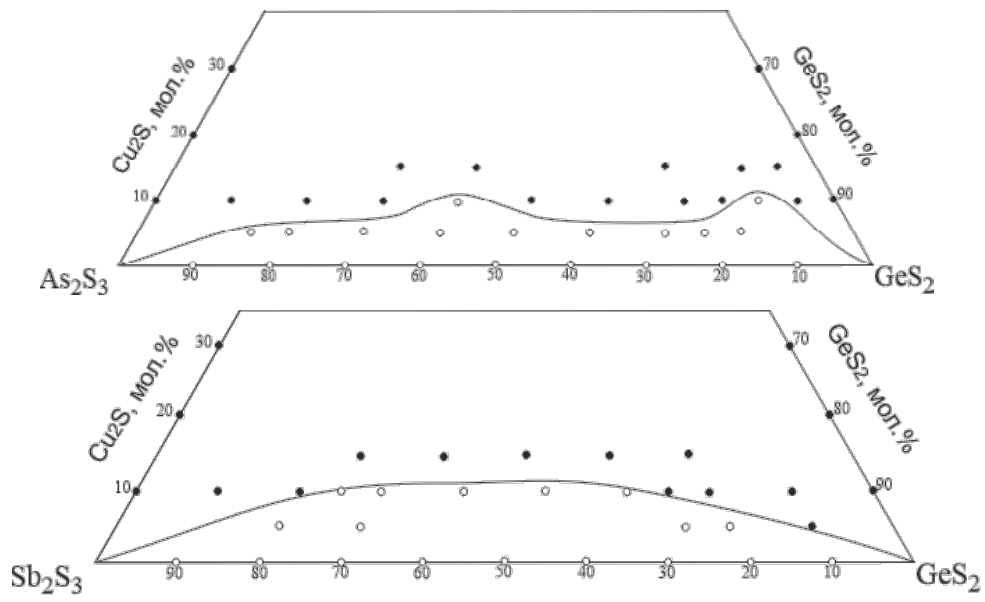


Рис. 2. Области склоутворення в системах $\text{Cu}_2\text{S}-\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$

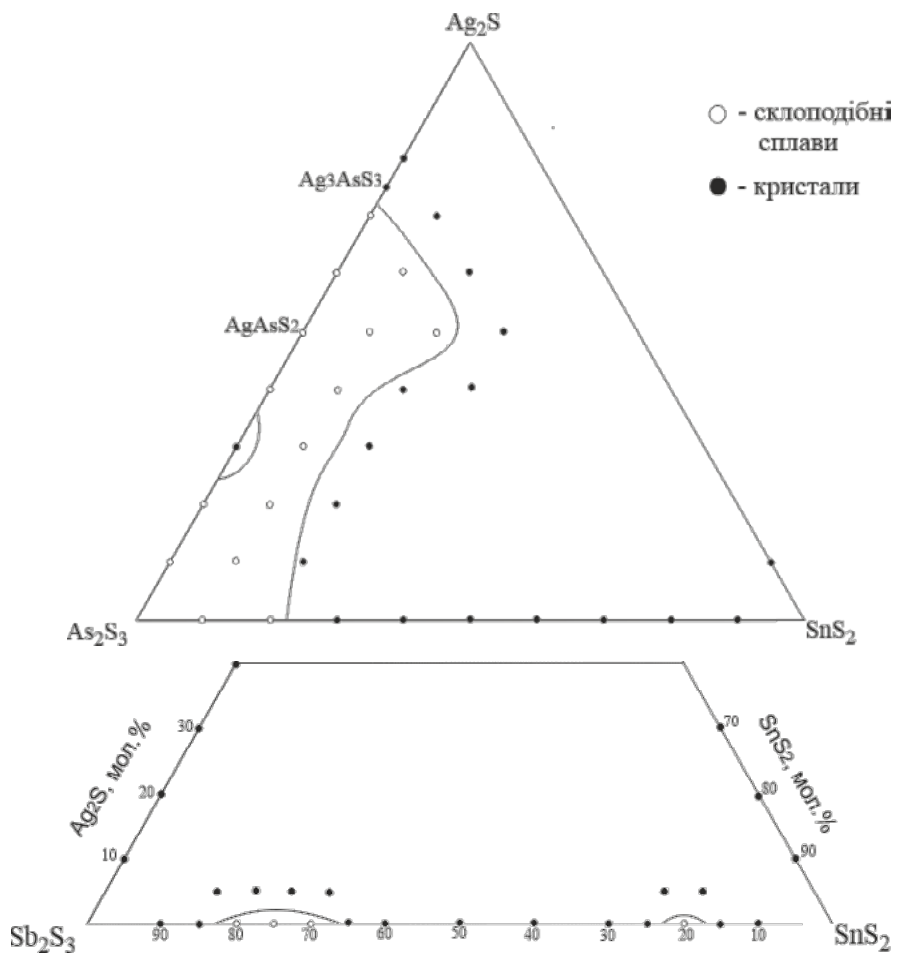


Рис. 3. Области склоутворення в системах $\text{Ag}_2\text{S}-\text{SnS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$

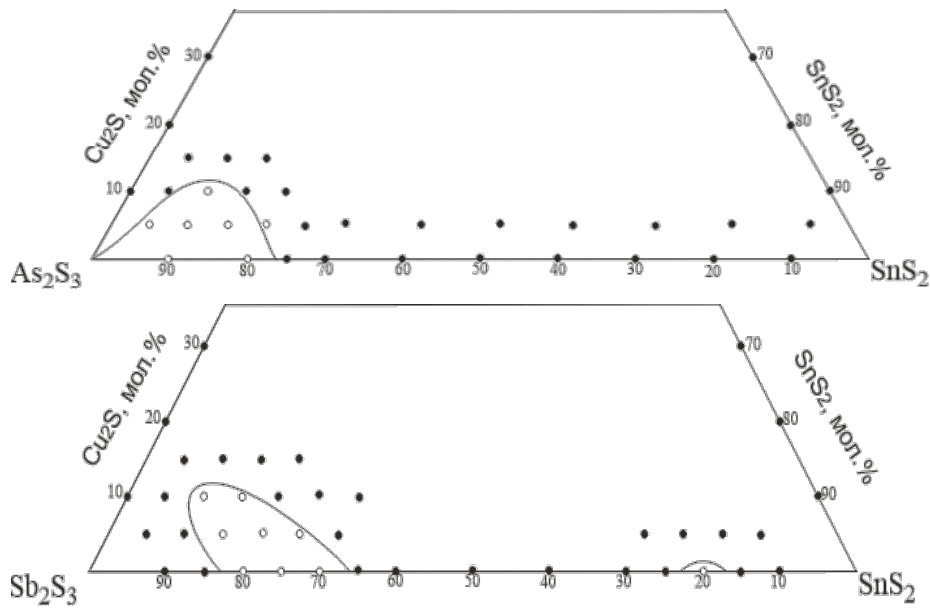


Рис. 4. Области склоутворення в системах $\text{Cu}_2\text{S}-\text{SnS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$

Ag_2GeS_3 є склом, а одержати $\text{Ag}_{10}\text{Ge}_3\text{S}_{11}$ в аморфному стані складніше. Це пояснюється відсутністю структурно-хімічної основи у вигляді сітки по-різному з'єднаних тетраєдрів $[\text{GeS}_4]$. Розчленування структурної сітки у разі збільшення вмісту срібла сприяє значному зростанню іонної провідності, як це є з Ag_8GeS_6 (Ковач, Кохан & Ворошилов, 1993). Ag_8GeS_6 при кімнатній температурі має змішану іонно-електронну провідність і переходить у суперіонний стан лише під час переходу у високотемпературну модифікацію, що характерно для більшості сполук родини аргіродитів (Кохан, 1996). Наявність значної кількості дефектних позицій і значно розшита структурна сітка створюють сприятливі умови для міграції іонів і можуть бути причиною високої іонної провідності в Ag^+ -іонах у сполуці $\text{Ag}_{10}\text{Ge}_3\text{S}_{11}$ уже при кімнатній температурі (Виноградова, 1984).

Область склоутворення на обмежувальній стороні $\text{Ag}_2\text{S}-\text{As}_2\text{S}_3$ розташована в інтервалі 0–70 мол.% Ag_2S . Одержані результати добре корелюють із літературними джерелами (Liu Jun, Videau, Tanguy, Portier & Reau, 1988).

Результати визначення областей склоутворення у системах $\text{Cu}_2\text{S}-\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$ представлено на рис. 2.

Область склоутворення перетинає концентраційний трикутник лише по перерізу $\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$. Положення атомів Ge, As, Sb, S в Періодичній системі визначає майже повну відсутність у склі як іонного, так і металіч-

ного складника хімічного зв'язку, що визначає область склоутворення (Борисова, 1983).

Максимальний уміст Cu_2S , який удалося ввести в склад скла, не перевищує 10 та 15 мол.% у системах $\text{Cu}_2\text{S}-\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$ відповідно. Відомості про склоутворення в обмежувальних системах $\text{Cu}_2\text{S}-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$ відсутні. Відповідно до результатів рентгенофазового аналізу за вибраного режиму гарту всі зразки мають яскраво виражений полікристалічний характер.

Області склоутворення в станумовмісних системах значно менші порівняно з аналогічними германійумісними. Це пояснюється тим, що SnS_2 має шарувату структуру і що в межах однієї атомної площини між атомами Sn та S виникає сильний іонно-ковалентний зв'язок. Аналіз літературних джерел показав, що безпосередньо SnS_2 , на відміну від GeS_2 , у склоподібному стані не отримано. На нашу думку, це також позначається на величині області існування стекол.

У системі $\text{Ag}_2\text{S}-\text{SnS}_2-\text{As}_2\text{S}_3$ (рис. 3) по перерізу $\text{Ag}_2\text{S}-\text{As}_2\text{S}_3$ в склоподібному стані наявні зразки в межах 0–75 мол.% Ag_2S . На стороні $\text{SnS}_2-\text{As}_2\text{S}_3$ концентраційного трикутника область склоутворення простягається від 78 до 100 мол.% As_2S_3 .

В аналогічній стибійумісній системі $\text{Ag}_2\text{S}-\text{SnS}_2-\text{Sb}_2\text{S}_3$ (рис. 3) спостерігаємо дві області склоутворення, які розміщуються на стороні $\text{SnS}_2-\text{Sb}_2\text{S}_3$: одна мститься в області 17–23 мол.% Sb_2S_3 , інша – 66–83 мол.% Sb_2S_3 (включно з 2 мол.% та 4 мол.% Ag_2S відповідно).

Відповідно до результатів рентгенофазового аналізу в системі $\text{Cu}_2\text{S}-\text{SnS}_2-\text{As}_2\text{S}_3$ (рис. 4) область склоутворення локалізована на перерізі $\text{SnS}_2-\text{As}_2\text{S}_3$ в межах 76–100 мол.% As_2S_3 , максимальний уміст Cu_2S становить 12 мол.%.

На обмежувальній стороні $\text{SnS}_2-\text{Sb}_2\text{S}_3$ концентраційного трикутника $\text{Cu}_2\text{S}-\text{SnS}_2-\text{Sb}_2\text{S}_3$ (рис. 4) спостерігаємо такі дві області склоутворення: 17–23 мол.% Sb_2S_3 (при вмісті 3 мол.% Cu_2S), 66–83 мол.% Sb_2S_3 (при вмісті 12 мол.% Cu_2S).

4. Висновки

Таким чином, за допомогою результатів рентгенофазового аналізу встановлено межі областей склоутворення у 8 квазіпотрійних системах. Варто зазначити, що більшість

зразків систем $\text{Ag}_2\text{S}-\text{GeS}_2-\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$ – стекла, що пояснюється природою вихідних бінарних компонентів, як-от GeS_2 , $\text{As}(\text{Sb})_2\text{S}_3$, є склоутворювачами. Також встановлено, що по перерізу $\text{Ag}_2\text{S}-\text{As}_2\text{S}_3$ в склоподібному стані існують зразки в межах 0–75 мол.% Ag_2S . В обмежувальних системах $\text{Cu}_2\text{S}-\text{C}^{\text{V}}_2\text{S}_3$ та $\text{Ag}_2\text{S}-\text{Sb}_2\text{S}_3$ за умов вибраного режиму гарту стекла не утворюються.

Відомості про межі існування стекел у квазіпотрійних системах можуть бути використані як довідковий матеріал у галузі напівпровідникового матеріалознавства, що дозволить проводити цілеспрямований синтез нових матеріалів із задалегідь заданими властивостями.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Шпотюк М.В. Фізичні особливості радіаційно-структурної модифікації ковалентно-сіткового скла As–S : дис. ... док. фіз.-мат. наук : 01.04.07. Львів, 2018. 345 с.
2. Бабанлы М.Б., Юсубов Ю.А., Абишев В.Т. Трехкомпонентные халькогениды на основе меди и серебра. Баку : БГУ, 1993. 342 с.
3. Cho J.Y., Shi X., Salvador J.R., Meisner G.P., Yang J. et al. Thermoelectric properties and investigations of low thermal conductivity in Ga-doped Cu_2GeSe_3 . *Physical Review B*. 2011. Vol. 84. № 8. Doi : 10.1103/PhysRevB.84.085207
4. Marcano G., Bracho D.B., Rincon C., Perez G.S., Nieves L. On the temperature dependence of the electrical and optical properties of Cu_2GeSe_3 . *Journal of Applied Physics*. 2000. Vol. 88. P. 822–828.
5. Виноградова Г.З. Стеклообразование и фазовые равновесия в халькогенидных системах. Москва : Наука, 1984. 238 с.
6. Кевшин А.Г. Особливості структури халькогенідних стекел на базі GeX_2 (X=S, Se). *Фізика і хімія твердого тіла*. 2014. Т. 15. № 4. С. 682–688.
7. Борисова З.У., Бычков Е.А., Тверьянович Ю.С. Взаимодействие металлов с халькогенидными стеклами : монография. Ленинград, 1991. 252 с.
8. Роусон Г. Неорганические стеклообразующие системы. Москва : Мир, 1970. 270 с.
9. Паюк О., Ліщинський І., Стронський О., Крицьков Ц., Губанова А., Прибилова Г., Влочек М. Властивості стекел As_2S_3 легованих марганцем: калориметричні дослідження та Раманівська спектроскопія. *Фізика і хімія твердого тіла*. 2011. Т. 12. № 3. С. 594–597.
10. Flaschen S.S., Pearson A.D., Northover W.R. Low-melting inorganic glasses with high melt fluidities below 400°. *J. Amer. Ceram. Soc.* 1959. Vol. 42. № 9. P. 450.
11. Kamitsos E.I., Kapoutsis J.A., Chryssikos G.D., Taillades G., Pradel A., Ribes M. Structure and Optical Conductivity of Silver Thiogermanate Glasses. *J. Solid State Chem.* 1994. Vol. 112. № 2. P. 255–261. Doi : 10.1006/jssc.1994.1301.
12. El Mkami H., Deroide B., Zanchetta J.V., Rumori P., Abidi N. Electron paramagnetic resonance study of Mn^{2+} and Cu^{2+} spin probes in $(\text{Ag}_2\text{S})_x(\text{GeS}_2)_{1-x}$ glasses. *J. Non-Cryst. Solids*. 1996. Vol. 208. № 1–2. P. 21–28. Doi: 10.1016/S0022-3093(96)00509-1.
13. Борисова З.У. Халькогенидные полупроводниковые стекла. Ленинград : Ленингр. ун-т, 1983. 344 с.
14. Климович О.С., Змій О.Ф., Олексеюк І.Д. Фазові рівноваги та склоутворення в системі $\text{Cu}_2\text{Se} - \text{SnSe}_2 - \text{As}_2\text{Se}_3$. *Наук вісн. СНУ імені Лесі Українки. Хімічні науки*. 2013. № 23. С. 89–94.
15. Климович О.С., Змій О.Ф., Олексеюк І.Д. Склоутворення в системі $\text{Cu}_2\text{Se} - \text{GeSe}_2 - \text{As}_2\text{Se}_3$. *Наук. вісн. ВДУ імені Лесі Українки. Хімічні науки*. 2007. № 15. С. 14–18.
16. Фунтиков В.А. К вопросу о строении стёкол и физико-химическом анализе стеклообразных систем. *Фізика і хімія стекла*. 1996. Вып. 22. № 3. С. 279–285.
17. Ковач С.К., Кохан А.П., Ворошилов Ю.В. Электрохимическое поведение Ag_8GeS_6 и Ag_8GeSe_6 . *Укр. хим. журн.* 1993. Вып. 59. № 4. С. 396–398.
18. Кохан О.П. Взаємодія в системах $\text{Ag}_2\text{X}-\text{B}^{\text{IV}}\text{X}_2$ ($\text{B}^{\text{IV}}-\text{Si, Ge, Sn}$; X=S, Se) і властивості сполук : автореф. дис. ... канд. хім. наук : 02.00.01. Ужгород, 1996. 21 с.
19. Liu Jun, Videau J. J., Tanguy B., Portier J., Reau J. M. Investigation on glass in the As–Ag–S system. *Mater. Res. Bull.* 1988. Vol. 23. P. 1315–1320.

REFERENCES:

1. Shpotyuk, M.V. (2018). Fizychni osoblyvosti radiatsiino-strukturnoi modyfikatsii kovalentno-sitkovoho skla As-S [Physical peculiarities of radiation-structural modification of As-S covalent-network glass] *Doctor's thesis*. Lviv [in Ukrainian].
2. Babanly, M.B., Yusibov, Yu.A., Abishev, V.T. (1993) Trekhkomponentnyye khalkogenidy na osnove medi i serebra [Three-component chalcogenides based on copper and silver]. Baku [in Russian].
3. Cho, J.Y., Shi, X., Salvador, J.R., Meisner, G.P., Yang, J. et al. (2011) Thermoelectric properties and investigations of low thermal conductivity in Ga-doped Cu_2GeSe_3 . *Physical Review B*, Vol. 84. № 8 [in English].
4. Marcano, G., Bracho, D.B., Rincon, C., Perez, G.S., Nieves, L. (2000) On the temperature dependence of the electrical and optical properties of Cu_2GeSe_3 . *Journal of Applied Physics*, Vol. 88. P.822–828 [in English].
5. Vinogradova, G.S. (1984). *Stekloobrazovaniye i fazovyye ravnovesiya v khalkogenidnykh sistemakh [Glass-formation and Phase Equilibria in Chalcogenide Systems]*. Moscow, Nauka [in Russian].
6. Kevshyn, A.H. (2014) Osoblyvosti struktury khalkogenidnykh stekol na bazi GeX_2 (X=S, Se) [Features of the structure of chalcogenide glasses based on GeX_2 (X=S, Se)] *Physics and Chemistry of Solid State*, Vol. 15, № 4, P. 682–688 [in Ukrainian].
7. Borisova, Z.U., Bychkov, E.A., Tverianovich, Yu.S. (1991) *Vzaimodeistviye metallov s khalkogenidnymi steklami [Interaction of metals with chalcogenide glasses]*. Leningrad [in Russian].
8. Rouson, G. (1970). *Neorganicheskiye stekloobrazuyushchiye sistemy [Inorganic glass-forming systems]*. Moscow, Mir [in Russian].
9. Paiuk, O., Lishchynskiy, I., Stronskyi, O., Kryskov, Ts., Hubanova, A., Pribylova, H., Vlochek, M. (2011) Vlastyivosty stekol As_2S_3 lehovanykh marhantsem: kalorymetrychni doslidzhennia ta Ramanivska spektroskopiiia [Properties As_2S_3 Glasses Doped with Manganese: Calorimetrical Study and Raman Spectroscopy] *Physics and Chemistry of Solid State*, Vol. 12, № 3, P. 594–597 [in Ukrainian].
10. Flaschen, S.S., Pearson, A.D., Northover, W.R. (1959) Low-melting inorganic glasses with high melt fluidities below 400°. *J. Amer. Ceram. Soc.*, Vol. 42. № 9, P.450 [in English].
11. Kamitsos, E.I., Kapoutsis, J.A., Chryssikos, G.D., Taillades, G., Pradel, A., Ribes, M. (1994) Structure and Optical Conductivity of Silver Thiogermanate Glasses. *J. Solid State Chem.*, Vol. 112. № 2. P. 255–261 [in English].
12. El Mkami, H., Deroide, B., Zanchetta, J.V., Rumori, P., Abidi, N. (1996) Electron paramagnetic resonance study of Mn^{2+} and Cu^{2+} spin probes in $(\text{Ag}_2\text{S})_x(\text{GeS}_2)_{1-x}$ glasses. *J. Non-Cryst. Solids.*, Vol. 208. № 1–2. P. 21–28 [in English].
13. Borisova, Z.U. (1983) *Khalkogenidnyye poluprovodnikovyye stekla [Chalcogenide semiconductor glasses]*. Leningrad: Leningrad. un-t [in Russian].
14. Klymovych, O.S., Zmiy, O.F., Olekseyuk, I. D. (2013) Fazovi rivnovahy ta skloutvorennia v systemi $\text{Cu}_2\text{Se-SnSe}_2\text{-As}_2\text{Se}_3$ [Phase equilibria and glass formation in the $\text{Cu}_2\text{Se-SnSe}_2\text{-As}_2\text{Se}_3$ system] *Lesya Ukrainka Eastern European National Univ. Sci. Bull. Chemistry series*, № 23, P. 89–94 [in Ukrainian].
15. Klymovych, O.S., Zmiy, O.F., Olekseyuk, I. D. (2007) Skloutvorennia v systemi $\text{Cu}_2\text{Se-GeSe}_2\text{-As}_2\text{Se}_3$ [Glass formation in the $\text{Cu}_2\text{Se-GeSe}_2\text{-As}_2\text{Se}_3$ system]. *Lesya Ukrainka Volyn State Univ. Sci. Bull. Chemistry series*, № 15, P. 14–18 [in Ukrainian].
16. Funtykov, V.A. (1996) K voprosu o stroyenii stekol i fiziko-khimicheskoy analize stekloobraznykh sistem [On the question of the Structure of Glasses and physicochemical Analysis of vitreous systems] *Glass Physics and Chemistry*, Vol. 22, № 3, P. 279–285 [in Russian].
17. Kovach, S.K., Kokhan, A.P., Voroshylov, Yu.V. (1993) Ag_8GeS_6 y Ag_8GeSe_6 [Electrochemical behavior Ag_8GeS_6 and Ag_8GeSe_6] *Ukrainian Chemistry Journal*, Vol. 59, № 4, P. 396–398 [in Russian].
18. Kokhan, O.P. (1996) Vzaiemodiia v systemakh $\text{Ag}_2\text{X-B}^{\text{IV}}\text{X}_2$ (B^{IV} -Si, Ge, Sn; X-S, Se) i vlastyivosty spolkuk [Interaction in systems $\text{Ag}_2\text{X-B}^{\text{IV}}\text{X}_2$ (B^{IV} -Si, Ge, Sn; X-S, Se) and properties of compounds]. *Extended abstract of candidate's thesis*. Uzhhorod [in Ukrainian].
19. Liu Jun, Videau, J. J., Tanguy, B., Portier, J., Reau, J. M. (1988) Investigation on glass in the As-Ag-S system. *Mater. Res. Bull.*, №23, P. 1315–1320 [in English].

УДК 504.43:543.3(477.42)

Руслана ВАЛЕРКО

кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри загальної екології, Поліський національний університет, бульв. Старий, 7, м. Житомир, Україна, 10008

ORCID: 0000-0003-4716-0100

Людмила ГЕРАСИМЧУК

кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри загальної екології, Поліський національний університет, бульв. Старий, 7, м. Житомир, Україна, 10008

ORCID: 0000-0002-3166-5588

Бібліографічний опис статті: Валерко, Р., Герасимчук, Л. (2021). Екологічна оцінка стану підземних вод Бердичівського району Житомирської області. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 11–16, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-2>

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ПІДЗЕМНИХ ВОД БЕРДИЧІВСЬКОГО РАЙОНУ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Метою дослідження є оцінка стану підземних вод Бердичівського району Житомирської області, що використовуються населенням як питне водопостачання.

Методологія. Зразки питної води відбирались із джерел нецентралізованого водопостачання на території нового укрупненого Бердичівського району. Аналітичні дослідження зразків води здійснювалися за загальноприйнятими методиками: рН – потенціометричним методом, уміст нітратів – іонометричним, уміст заліза – фотоколориметричним, жорсткість загальна – титриметричним.

Наукова новизна полягає в оцінюванні підземних вод Бердичівського району через визначення їх класу якості та коефіцієнта сумарного забруднення.

Висновки. У питній воді джерел нецентралізованого водопостачання, які розміщуються на території Бердичівського району, перевищення середнього вмісту нітратів виявлено у 61% відібраних зразків, невідповідність нормативу водневого показника у бік його зниження – у 5,5% відібраних зразків, уміст заліза загального – у 20%, жорсткості загальної – у 46,2%. Розрахована величина індексу якості води варіює між 2 (за середніми значеннями показників, що відповідає «добрій», чистій воді прийнятної якості) до 3,85 (за найгіршими значеннями, що уналежнює воду до «обмежено придатної» небажаної якості з ухилом до класу «задовільно», слабкозабрудненої води прийнятної якості). Величина сумарного коефіцієнта встановлена на рівні 4,5, що свідчить про «досить чисті» води, а екологічний стан природного середовища визначається як «сприятливий». Найбільший внесок у якість підземних вод роблять нітрати, середній уміст яких перевищено в питній воді в середньому у 2,6 рази.

Ключові слова: підземні води, клас якості води, коефіцієнт сумарного забруднення, нітрати, водневий показник, залізо загальне, твердість загальна.

Ruslana VALERKO

Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor at the General Ecology Department, Polissya National University, 7 Staryi Boulevard, Zhytomyr, Ukraine, 10008

ORCID: 0000-0003-4716-0100

Lyudmyla HERASYMCHUK

Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor, Associate Professor at the General Ecology Department, Polissya National University, 7 Staryi Boulevard, Zhytomyr, Ukraine, 10008

ORCID: 0000-0002-3166-5588

To cite this article: Valerko, R., Herasymchuk, L. (2021). Ecological assessment of groundwater condition of Berdychiv district of Zhytomyr region. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 11–16, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-2>

ECOLOGICAL ASSESSMENT OF GROUNDWATER CONDITION OF BERDYCHIV DISTRICT OF ZHYTOMYR REGION

The purpose of the study is to assess the state of groundwater in Berdychiv raion of Zhytomyr region, used by the population as drinking water supply.

Methodology. Drinking water samples were taken from sources of decentralized water supply in the territory of the new enlarged Berdychiv raion. Analytical studies of water samples were performed according to generally accepted methods, namely: pH – potentiometric method, nitrate content – ionometric, iron content – photocolometric, total hardness – titrimetric method.

The scientific novelty is to assess the groundwater of Berdychiv raion by determining their quality class and the coefficient of total pollution.

Conclusions. It is established that in drinking water of sources of decentralized water supply located in the territory of Berdychiv raion, excess of average content of nitrates is revealed in 61% of the selected samples, discrepancy of the standard of hydrogen indicator towards its decrease in 5.5% of the selected samples, iron content in 20% and a total stiffness of 46.2%. The calculated value of the water quality index varies between 2 – on average values corresponding to “good”, clean water of acceptable quality to 3.85 – on the worst values, which refers water to “limitedly suitable” undesirable quality with a bias to the class “satisfactory”, slightly contaminated water, acceptable quality. The value of the total coefficient is set at 4.5, which indicates a “fairly clean” water, and the ecological state of the environment is defined as favorable. The largest contribution to groundwater quality is made by nitrates, the average content of which is 2.6 times higher in drinking water.

Key words: groundwater, water quality class, total pollution coefficient, nitrates, hydrogen index, total iron, total hardness.

Актуальність проблеми. Одним зі складників екологічної безпеки держави є безпека питного водопостачання, яка є основою здоров'я та якості життя населення. Забезпечення питних та господарсько-побутових потреб міського населення здійснюється за допомогою системи централізованого водопостачання за рахунок поверхневих водних джерел, якість води у яких належить до 2–3 класів (Герасимчук & Валерко, 2019; Осадчук, Валерко & Герасимчук, 2019). Проте якість води, яка надходить із джерел централізованого водопостачання, не завжди задовольняє споживача, тому міське населення часто використовує альтернативні джерела водопостачання, які живляться підземними водами, як-от природні джерела, колодязі, бювети, артезіанські свердловини тощо.

За відсутності централізованого водопостачання в межах сільських селітебних територій мешканці сіл змушені використовувати для водогосподарських потреб воду з джерел нецентралізованого водопостачання, яка часто не відповідає нормативам якості. Зокрема, на території Житомирської області станом на 2019 рік централізованим водопостачанням забезпечено 125 сільських населених пунктів із 1 613, що становить лише 7,7% (Міністерство розвитку громад та територій України, 2020). Оскільки якість підземних вод, що надходять у джерела нецентралізованого водопостачання, є сумнівною і безпосередньо впливає на здоров'я населення, необхідно є оцінка екологічного стану грун-

тових вод, що використовуються населенням для питних та господарсько-побутових потреб.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Якість підземних вод, які використовуються людством для забезпечення власних водогосподарських потреб, турбує учених усього світу. Ресурси підземних вод, як правило, антропогенно і природно забруднені. Наприклад, органічні і мінеральні добрива, які використовуються в сільському господарстві, можуть просочуватись у ґрунтові води та викликати забруднення нітратами (Romanchuk, Valerko, Herasymchuk & Kravchuk, 2021). Підвищення рівня нітратів у колодязній воді також може бути викликане недотриманням власниками приватних садиб правил утримання та облаштування криниць, утримання худоби на подвір'ї, нормативних відстаней між джерелами водопостачання та господарськими спорудами тощо (Палапа, Устименко & Сігалова, 2017). Промислові скиди можуть містити важкі метали та органічні речовини, які також можуть проникати в підземні води (Motlagh, Yang & Saba, 2020).

Підземні води є важливим компонентом водопостачання для житлових, промислових і сільськогосподарських цілей, а їх забруднення є зростаючою проблемою, якість ґрунтових вод оцінюють за класами якості питної води (Шунков & Єзловецька, 2016; Валерко & Герасимчук, 2021) та за коефіцієнтом їх забруднення (Трапезнікова, Чундак, Мониц, Ламбрух, Маркович & Рішко, 2015).

Метою дослідження є екологічна оцінка підземних вод Бердичівського району Житомирської області, що використовуються населенням як питне водопостачання, за класами якості води та сумарного коефіцієнта забруднення.

Виклад основного матеріалу дослідження. Дослідження здійснювалися на території укрупненого Бердичівського району, до складу якого з липня 2020 року повністю та частково увійшли Бердичівський, Андрушівський, Ружинський та Чуднівський райони Житомирської області (ВРУ, 2020). Бердичівський район розташований на півночі України, займає південну частину області та лежить на північному схилі Придніпровської височини. Клімат району континентальний помірний, ґрунти перехідні від підзолистих до чорноземних (Бердичівська районна державна адміністрація, 2021).

Відбір зразків води здійснювався з приватних та громадських джерел нецентралізованого водопостачання. У підземних водах визначали вміст рН, нітратів, заліза загального і жорсткості за загальноприйнятими методиками.

Отримані значення показників якості питної води порівнювали з нормативами, зазначеними у ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН, 2010). Класи якості підземних вод визначали за ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання», відповідно до якого якість води визначається за чотирма класами (ДСТУ, 2007). Сумарний коефіцієнт комплексного забруднення підземних вод K_z розраховували за формулою:

$$K_z = \sum_{i=1}^n \left(\frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n} \right), \quad (1)$$

де C_1, C_2, \dots, C_n – середній вміст забруднювальних речовин у воді, мг/дм³;

$ГДК_1, ГДК_2, \dots, ГДК_n$ – гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин у воді, мг/дм³.

Залежно від величини коефіцієнта сумарного забруднення ступінь забруднення ґрунтових питних вод та екологічний стан природного середовища ранжується так: $K_z < 1$ – чисті води, $1 < K_z < 5$ – досить чисті, екологічний стан: сприятливий; $5 < K_z < 10$ – слабкозабруднені, $10 < K_z < 15$ – помірно забруднені, екологічний стан: задовільний; $15 < K_z < 20$ – забруднені, $20 < K_z < 25$ – брудні, екологічний стан: напружений; $25 < K_z < 30$ – дуже брудні, екологічний стан: складний (Трапезнікова, Чундак, Мониц, Ламбрух, Маркович & Рішко, 2015).

У результаті досліджень встановлено, що в питній воді джерел нецентралізованого водопостачання, які розміщуються на території Бердичівського району, виявлено перевищення середнього вмісту нітратів та жорсткості загальної. Доведено, що в 61% відібраних зразків уміст нітратів перевищував норматив, а їх середній уміст більший за гранично допустимий рівень у 2,6 раза. Підвищення кислотності води зафіксовано у 5,8% відібраних зразків, проте середній рівень водневого показника відповідає нормативному значенню. Середній уміст заліза загального наближається до граничного і становить 0,934 мг/дм³, а найбільше його значення на рівні 10,6 мг/дм³ зафіксовано у свердловині с. Мала П'ятигірка. Підвищення загальної твердості виявлено у 46,2% відібраних зразків, а перевищення її нормативу становить 1,02 раза (табл. 1).

Оцінку якості підземних вод здійснювали за загальносанітарними хімічними та токсикологічними показниками за найгіршими та середніми їх значеннями. Встановлено, що найбільший внесок у величину інтегрального індексу якості питної води роблять нітрати, клас якості для яких за середнього значення розраховано на рівні 3,4, що характеризує воду як «задовільну», слабкозабруднену, з ухилом до класу «обмежено придатної» небажаної якості. За показником загальної твердості вода класифікується як «задовільна», слабкозабруднена

Таблиця 1

Показники якості підземних вод Бердичівського району

Показник води	Середнє значення	Інтервал значень	% зразків із перевищенням нормативу
рН, одиниці рН	7,03	6,14-7,66	5,8
Нітрати, мг/дм ³	129,8	0,7-720	61
Залізо загальне, мг/дм ³	0,934	0,02-10,6	20
Жорсткість загальна, ммоль/дм ³	10,2	0,7-17,5	46,2

**Оцінка якості підземної води Бердичівського району
за загальносанітарними хімічними та токсикологічними показниками**

Показники води	Одиниці вимірювання	Відповідність нормативним вимогам до підземних джерел (ДСТУ, 2007)				Нормативи для питної води, (ДСаНПІН, 2010)
		Найгірші значення показника		Середні значення показника		
		величина	клас якості	величина	клас якості	
<i>Загальносанітарні хімічні показники</i>						
Водневий показник	одиниці рН	6,14	3	7,03	1,1	6,5-8,5
Нітрати	мг/дм ³	720	4	129,8	3,4	50
Жорсткість загальна	ммоль/дм ³	17,5	4	10,2	3,2	10
Інтегральний блоковий індекс		3,7		2,4		-
<i>Токсикологічні показники</i>						
Залізо загальне	мг/дм ³	10,6	4	0,934	1,6	1
Інтегральний блоковий індекс		4		1,6		-
Інтегральний індекс якості води		-		2,0		-
		3,85		-		-

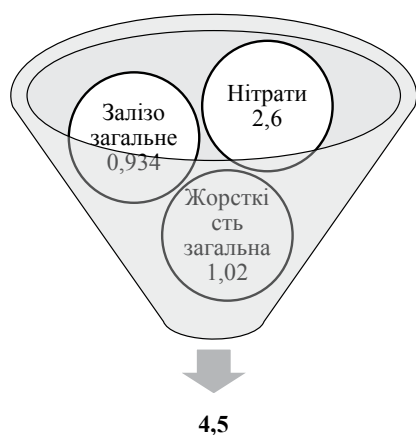


Рис. 1. Складники коефіцієнта сумарного забруднення підземних питних вод Бердичівського району

з ухилом до класу «обмежено придатної» небажаної якості. Загалом, величина індексу якості води варіює в межах між 2 (за середніми значеннями показників, що відповідає «добрій», чистій воді прийнятної якості) до 3,85 (за найгіршими значеннями, що уналежнює воду до «обмежено придатної» небажаної якості з ухилом до класу «задовільно», слабкозабрудненої води, прийнятної якості) (табл. 2).

Розрахунок сумарного коефіцієнта забруднення підземних вод Бердичівського району здійснено на основі середніх значень умісту нітратів, заліза загального та твердості загальної. Величина сумарного коефіцієнта установлена на рівні 4,5, що свідчить про «досить чисті» води, а екологічний стан природного середовища визначається як сприятливий (Трапезнікова, Чундак, Монич, Ламбрух, Маркович

& Рішко, 2015). Найбільший внесок у сумарний коефіцієнт забруднення роблять нітрати (рис. 1).

Отже, оскільки вміст нітратів у воді в середньому перевищує норматив у 2,6 раза, вони є основним показником якості питної води, що погіршує її екологічний стан. Незважаючи на перевищення концентрації нітратів у питній воді джерел нецентралізованого водопостачання Бердичівського району Житомирської області, за класом якості така вода відповідає «добрій», чистій воді прийнятної якості, а за коефіцієнтом сумарного забруднення належить до «досить чистої» води.

Висновки і перспективи подальших досліджень. У підземних водах Бердичівського району Житомирської області, які використовуються населенням для задоволення питних та господарських потреб, виявлено перевищення вмісту нітратів у середньому у 2,6 раза та перевищення твердості загальної в 1,02 раза. Невідповідність нормативу водневого показника в бік його зниження виявлено в майже 6% відібраних зразків води. Максимальний уміст заліза загального встановлено на рівні 10,6 мг/дм³, що перевищує норматив удесятеро. Загалом, у середньому підземні води Бердичівського району є «добрими» та «досить чистими», екологічний стан природного середовища класифікується як сприятливий.

У перспективі подальших досліджень планується проведення досліджень щодо визначення класу якостей та коефіцієнтів сумарного забруднення питних підземних вод решти районів Житомирської області.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Герасимчук Л.О., Валерко Р.А. Стан питних водозаборів Житомирської області як індикатора безпеки водокористування. *Водні екосистеми у контексті євроінтеграції: реалії та перспективи* : мат-ли Міжнар. наук.-практ. конф. приуроченої до Всесвітнього дня водних ресурсів, м. Житомир, 21–22 березня 2019 р. Житомир, 2019. С. 123–125.
2. Осадчук О.В., Валерко Р.А., Герасимчук Л.О. Екологічна оцінка стану питних водозаборів Хмельницької області. *Водні і наземні екосистеми та збереження їх біорізноманіття* : мат-ли Всеукр. наук.-практ. конф., м. Житомир, 22–24 травня 2019 р. Житомир, 2019. С. 94–96.
3. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2019 році. Міністерство розвитку громад та територій України. Київ, 2020. URL: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2020/12/naczialna-dopovid-za-2019-rik.pdf>.
4. Romanchuk L. D., Valerko R. A., Herasymchuk L. O., Kravchuk M. M. Assessment of the impact of organic Agriculture on Nitrate Content in Drinking Water in Rural Settlements of Ukraine. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2021. 11(2). С. 17-26. DOI: 10.15421/2021_65.
5. Палапа Н.В., Устименко О.В., Сігалова І.О. Екологічна оцінка сільських селітебних територій. *Агроекологічний журнал*. 2017. № 2. С. 89–95.
6. Motlagh A.M., Yang Z., Saba H. Groundwater quality. *Water Environment Research*. 2020. Vol. 92. Is. 10. P. 1649–1658. <https://doi.org/10.1002/wer.1412>.
7. Шунков В.С., Єзловецька І.С. Оцінка якості води підземних джерел питного водопостачання Вінницької області. *Вода і водоочисні технології*. 2016. № 2 (19). С. 32–39.
8. Валерко Р.А., Герасимчук Л.О. Екологічна оцінка стану питної води у межах об'єднаних територіальних громад укрупненого Житомирського району. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2021. Вип. 35. С. 37–47. DOI:<https://doi.org/10.26565/1992-4224-2021-35-04>.
9. Трапезнікова Л.В., Чундак С.Ю., Монич І.І., Ламбрух Л.М., Маркович В.П., Рішко Я.В. Екологічний стан ґрунтових питних вод с. Драгово Хустського району Закарпатської області. *Науковий вісник Ужгородського університету. Сер. Хімія*. 2015. Вип. 1. С. 66–71.
10. Про утворення та ліквідацію районів : Постанова Верховної Ради України № 807-ІХ від 17.07.2020 року. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/807-IX#Text>.
11. Бердичівська районна державна адміністрація Житомирської області: офіційний вебсайт. URL: <http://berdichev-rda.gov.ua/pro-berdichivskiy-rayon>.
12. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною»: ДСанПіН 2.2.4-171-10. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>.
13. ДСТУ 4808:2007. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання. Київ : Міністерство будівництва, архітектури та житлово-комунального господарства України, 2012. 36 с.

REFERENCES:

1. Herasymchuk, L.O., Valerko, R.A. (2019). Stan pytnykh vodozaboriv Zhytomyrs'koyi oblasti yak indykatora bezpeky vodokorystuvannya. [The state of drinking water intakes in the Zhytomyr region as an indicator of water use safety]. *Vodni ekosystemy u konteksti yevrointehratsiyi: realiyi ta perspektyvy – Aquatic ecosystems in the context of European integration: realities and prospects* : Proceedings of the International scientific-practical conference dedicated to the World Water Day, (p. 123-125). Zhytomyr, 2019 [in Ukrainian].
2. Osadchuk, O.V., Valerko, R.A., Herasymchuk, L.O. (2019). Ekolohichna otsinka stanu pytnykh vodozaboriv Khmel'nyts'koyi oblasti. [Ecological assessment of drinking water intakes in Khmelnytsky region]. *Vodni i nazemni ekosystemy ta zberezhennya yikh bioriznomanittya – Aquatic and terrestrial ecosystems and conservation of their biodiversity* : Proceedings of the All-Ukrainian scientific-practical conference, (p. 94-96). Zhytomyr, 2019 [in Ukrainian].
3. Natsionalna dopovid pro yakist pytnoi vody ta stan pytnoho vodopostachannia v Ukraini u 2019 rotsi [National report on drinking water quality and the state of drinking water supply in Ukraine in 2019]. Ministry of Development of Communities and Territories of Ukraine. Kiev, 2020. Available at: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2020/12/naczialna-dopovid-za-2019-rik.pdf>.
4. Romanchuk, L.D., Valerko, R.A., Herasymchuk, L.O., Kravchuk, M.M. (2021). Assessment of the impact of organic Agriculture on Nitrate Content in Drinking Water in Rural Settlements of Ukraine. *Ukrainian Journal of Ecology*. 11(2). pp. 17-26. Available at: DOI: 10.15421/2021_65.
5. Palapa, N.V., Ustymenko, O.V., Sihalova, I.O. (2017). Ekolohichna otsinka silskykh selitebnykh terytorii [Ecological assessment of rural residential areas]. *Ahroekolohichniy zhurnal – Agroecological journal*. Vol. 2. pp. 89-95 [in Ukrainian].

6. Motlagh, A.M., Yang, Z., Saba, H. (2020). Groundwater quality. *Water Environment Research*. Vol. 92. Is. 10. P. 1649-1658. <https://doi.org/10.1002/wer.1412>.
7. Shunkov, V.S., Yezlovetska, I.S. (2016). Otsinka yakosti vody pidzemnykh dzherel pytnoho vodopostachannya Vinnyts'koyi oblasti. [Assessment of water quality of underground sources of drinking water supply of Vinnytsia region]. *Voda i vodoochysni tekhnolohiyi – Water and water treatment technologies*. № 2(19). pp. 32-39 [in Ukrainian].
8. Valerko, R.A., Herasymchuk, L.O. (2021). Ekolohichna otsinka stanu pytnoyi vody u mezhakh ob"yednanykh terytorial'nykh hromad ukрупnenoho Zhytomyrs'koho rayonu. [Ecological assessment of the state of drinking water within the united territorial communities of the enlarged Zhytomyr district]. *Lyudyna ta dovkillya. Problemy neoekolohiyi – Man and the environment. Problems of neoecology*. Vol. 35. pp. 37-47. Available at: DOI:<https://doi.org/10.26565/1992-4224-2021-35-04> [in Ukrainian].
9. Trapeznikova, L.V., Chundak, S.Yu., Monych, I.I., Lambrukh, L.M., Markovych, V.P., Rishko, Ya.V. (2015). Ekolohichni stan gruntovykh pytnykh vod s. Drahovo Khustskoho raionu Zakarpatskoi oblasti [Ecological condition of ground drinking water with. Dragovo, Khust district, Zakarpattia region]. *Naukovyi visnyk Uzhhorodskoho universytetu. Ser. Khimiia – Scientific Bulletin of Uzhhorod University. Series. Chemistry*. Vol. 1. pp. 66-71 [in Ukrainian].
10. Pro utvorennia ta likvidatsiiu raioniv: Postanova Verkhovnoi Rady Ukrainy № 807-IKh vid 17.07.2020 roku [On the formation and liquidation of districts: Resolution of the Verkhovna Rada of Ukraine № 807-IX of 17.07.2020]. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/807-IX#Text>.
11. Berdychivs'ka rayonna derzhavna administratsiya Zhytomyrs'koyi oblasti. [Berdychiv District State Administration of Zhytomyr Region]. Available at: <http://berdichev-rda.gov.ua/pro-berdichivskiy-rayon>.
12. Hihiyenichni vymohy do vody pytnoyi, pryznachenoyi dlya spozhyvannya lyudynoyu. DSanPiN 2.2.4-171-10. [Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption. DSanPiN 2.2.4-171-10]. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>.
13. DSTU 4808:2007. Dzherela tsentralizovanoho pytnoho vodopostachannya. Hihiyenichni ta ekolohichni vymohy shchodo yakosti vody i pravyla vybyrannya. [DSTU 4808:2007. Sources of centralized drinking water supply. Hygienic and environmental requirements for water quality and selection rules]. Kyiv: Ministerstvo budivnytstva, arkhitektury ta zhytlovo-komunal'noho hospodarstva Ukrainy, 2012. 36 s. Kyiv: Ministry of Construction, Architecture and Housing of Ukraine, 2012. 36 p.

УДК 633.1.631.81

Михайло ВІНІЧУК

доктор біологічних наук, професор кафедри екології, Державний університет «Житомирська політехніка», вул. Чуднівська, 103, м. Житомир, Україна, 10005

ORCID: 0000-0002-8042-9282

Юрій МАНДРО

асистент кафедри екології, Державний університет «Житомирська політехніка», вул. Чуднівська, 103, м. Житомир, Україна, 10005

ORCID: 0000-0003-4621-0719

Бібліографічний опис статті: Вінічук, М., Мандро, Ю. (2021). Ефективність позакореневого підживлення картоплі сорту Джеллі сполуками цинку та мангану в умовах Полісся України. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 17–23, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-3>

**ЕФЕКТИВНІСТЬ ПОЗАКОРЕНЕВОГО ПІДЖИВЛЕННЯ КАРТОПЛІ СОРТУ
ДЖЕЛЛІ СПОЛУКАМИ ЦИНКУ ТА МАНГАНУ В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ¹**

Наведено результати дослідження ефективності позакореневого підживлення насаджень картоплі сорту Джеллі водними розчинами цинку, мангану та їх хелатованими аналогами в складі ЕДТА (комплексонати цинку та мангану) в різні фази росту та розвитку рослин. Дослідження проводились на дерново-середньопідзолистих глеюватих супіщаних ґрунтах Полісся, забруднених радіонуклідами після аварії на Чорнобильській АЕС.

Показано, що позакореневе підживлення насаджень картоплі розчином ЕДТА в першій половині вегетації (фаза сходів) забезпечує підвищення врожаю бульб картоплі в середньому за роки досліджень на 20%, а підживлення у фазі стеблуння – на 40%. Обприскування насаджень картоплі розчинами сульфату цинку та сульфату мангану у фазі стеблуння підвищувало вихід бульб порівняно з контрольним варіантом на 14%. У разі обприскування насаджень картоплі у фазі бутонізації-цвітіння статистично значуще зростання врожаю бульб (~30%) спостерігалось лише у випадку з розчином сульфату мангану. Удобрення насаджень картоплі розчинами досліджуваних елементів у фазі дозрівання бульб не впливало на величину їх урожаю.

В умовах засушливого 2015 року ефект від позакореневого підживлення насаджень картоплі мікроелементами виявився незначним. У разі обприскування насаджень розчином мангану врожайність бульб дослідного варіанта зростала на 20% за умов підживлення у фазі стеблуння та бутонізації-цвітіння. Хелатні форми мікроелементів (ЕДТА) підвищували врожайність бульб на 40% за умов обприскування насаджень у фазі сходів та стеблуння та на 20% за умов обприскування у фазі дозрівання.

Результати показують, що за умов обприскування насаджень картоплі, яка вирощується на дерново-середньопідзолистих глеюватих супіщаних ґрунтах Полісся розчинами цинку, мангану та їх хелатованими формами (ЕДТА), урожайність бульб, як правило, підвищується, хоча цей ефект залежить, зокрема, від погодних умов вегетації. Обприскування насаджень картоплі доцільно проводити в першій половині вегетації, а саме у фазі стеблуння. Також встановлено, що між концентрацією мікроелементів у бульбах картоплі та надходженням цезію-137 у бульби залежності відсутні, а концентрація цинку та мангану в бульбах картоплі в результаті удобрення, як правило, знижується, ймовірно, внаслідок ефекту «розбавлення».

Ключові слова: ґрунт, залізо, калій, манган, мідь, картопля, радіоцезій, цинк.

Mykhailo VINICHUK

Doctor of Biological Sciences, Professor at the Department of Ecology, Zhytomyr Polytechnic State University, 103 Chudnivska str., Zhytomyr, Ukraine, 10005

ORCID: 0000-0002-8042-9282

Yurii MANDRO

Assistant at the Department of Ecology, Zhytomyr Polytechnic State University, 103 Chudnivska str., Zhytomyr, Ukraine, 10005

ORCID: 0000-0003-4621-0719

¹ Подяка. Цей проєкт профінансовано Шведським управлінням із радіаційної безпеки.

To cite this article: Vinichuk, M., Mandro Yu. (2021). Efektyvnist pozakorenevoho pidzhyvlennia kartopli sortu Dzhelli spolukamy tsynku ta manhanu v umovakh Polissia Ukrainy. [The effect of foliar fertilization with zinc and manganese on the yield of potatoes when grown in Polissya of Ukraine]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 17–23, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-3>

THE EFFECT OF FOLIAR FERTILIZATION WITH ZINC AND MANGANESE ON THE YIELD OF POTATOES WHEN GROWN IN POLISSYA OF UKRAINE

In this study we investigated the effect of foliar application of micronutrients with aqueous solutions of zinc, manganese and their chelated analogues as EDTA (zinc and manganese complexates) on the yield of Jelly potato cultivar.

Growing potato plants were fertilized at different phases of plant growth and development. The research was carried out on soddy-medium podzolic gley sandy soils of Polissya region contaminated with radionuclides after the Chernobyl accident.

It has been shown that the foliar fertilization of potato crops with EDTA solution at the first half of the growing season (leaf development) phase provides an increase in the yield of potato tubers on average over the years of study by 20%, and foliar fertilization in the main stem elongation phase increased the yield by about 40%. Spraying of potato crops with solutions of zinc sulfate and manganese sulfate in the main stem elongation phase increased the yield of tubers compared to the control treatment by about 14%. When potato crops were fertilized at the phase of flowering, a statistically significant increase in tuber yield ($\approx 30\%$) was observed only in the case of manganese sulfate solution application. Foliar fertilization of potato crops with solutions of the studied elements in the fruit development phase of tubers did not affect the value of their yield.

In the extremely dry 2015, the effect of foliar fertilization of potato crops with trace elements was negligible. When spraying crops with a solution of manganese, the yield of tubers of the experimental treatment increased by about 20% when fertilized in the phase of main stem elongation and flowering. Chelated forms of microelements (EDTA) increased the yield of tubers by about 40% when spraying crops in the phase of leaf development and main stem elongation, and by 20% when spraying in the fruit development phase.

The generalization of the results shows that fertilization of potato crops grown on sod-medium-podzolic gley sandy soils of Polissya with solutions of zinc, manganese and their chelated forms (EDTA) increases the yield of potato tubers, although this effect seems to be dependent on the conditions. vegetation. Spraying of potato crops should be carried out in the first half of the growing season, namely in the main stem elongation phase. Data obtained also indicate that there is no relationship between the concentration of studied trace elements in potato tubers and the uptake of cesium-137 by tubers, and the concentration of zinc and manganese in potato tubers as a result of fertilization usually decreases with decreasing yield, probably due to the "dilution" effect.

Key words: soil, iron, potassium, manganese, copper, potatoes, radiocaesium, zinc.

Вступ. Картопля (*Solanum tuberosum* L.) вирощується в усьому світі і є однією з найбільш важливих світових культур (із точки зору як використання її як продукту харчування, так і виробництва крохмалю). За обсягами виробництва картоплі Україна посідає третє місце після Китаю та Індії (FAO, 2020).

Картопля також забезпечує високий вихід продукції з одного гектара землі, особливо в умовах Полісся України, де вона є однією з найбільш урожайних культур. Високий вихід продукції вимагає особливої уваги до системи її вдобрення для забезпечення балансу елементів живлення. Картопля потребує багато поживних речовин. Крім макроелементів, для картоплі необхідні мікроелементи, які не лише забезпечують нормальний розвиток та високу врожайність, а й відіграють життєво важливу роль у здоров'ї рослин та якості врожаю.

Аналіз останніх досліджень. Серед мікроелементів під час вирощування картоплі важливими є такі, як цинк (Zn), манган (Mn), залізо

(Fe), бор (B) та мідь (Cu). Із перелічених мікроелементів у бульбах, крім міді, найбільше мангану й цинку, менше – кобальту, йоду, нікелю та молібдену. Картопля є середньочутливою як до нестачі цинку, так і до нестачі мангану, і малочутлива до дефіциту міді. Згадані елементи можна вносити в ґрунт разом із мінеральними добривами, обробляти бульби їх розчином одночасно з протруюванням або обприскувати рослини в період вегетації разом із внесенням фунгіцидів.

Ефект від підживлення насаджень картоплі мікроелементами, зокрема цинком та манганом, залежить від умісту цих елементів у ґрунті. Приріст бульб спостерігається під час вирощування їх на ґрунтах із дефіцитом цих мікроелементів, тоді як підживлення насаджень картоплі, вирощуваних на ґрунтах із достатнім рівнем забезпеченості цими мікроелементами, не призводить до зростання врожайності бульб (Badillo-Feliciano, 1979). На супіщаних дерново-підзолистих ґрунтах

Полісся України ефективним є позакореневе підживлення насаджень картоплі мікроелементами у формі хелатів.

Також на врожайність та якість бульб позитивно впливає позакореневе внесення мангану (Hiller, 1995). Збільшення врожайності картоплі та підвищення вмісту сухої речовини в бульбах також спостерігається за умов сумісного використання цинку та мангану (Walworth, 1998). Поєднуючи ці елементи як позакореневе підживлення, спостерігається зростання кількості бульб, збільшення розмірів товарних бульб, маси, висоти рослин, урожайності та якості бульб, а саме вмісту білку (Mousa, 2009).

Відомо, що за умов обприскування рослин картоплі розчином цинку та мангану вміст обох елементів у бульбах зростає, тоді як вміст фосфору знижується (Mousavi, 2007), що свідчить про те, що мікроелементи, як-от цинк, можуть виявляти як синергічні, так і антагоністичні взаємодії з іншими макро- та мікроелементами. Відомо, що антагоністичні взаємодії можуть виникати між цинком та фосфором, зокрема, під час їх надходження в бульби картоплі (Barben, 2007).

Дерново-підзолисті ґрунти Полісся характеризуються порівняно невисоким вмістом мікроелементів, тому використання мікроелементів на цих ґрунтах може бути доцільним. Значна частина території Українського Полісся забруднена радіонуклідами. Крім підвищення врожайності, мікроелементи також можуть впливати на перехід радіонуклідів із ґрунту в рослини.

Постановка завдання. У роботі ми дослідили дію водних розчинів солей цинку і мангану та їх хелатованих форм на величину врожаю бульб картоплі та виявили залежності між концентрацією окремих мікроелементів у бульбах картоплі, врожайністю та величинами переходу радіонуклідів цезію-137 у бульби. Обприскування насаджень картоплі проводили в різні фази росту та розвитку рослин.

Методика досліджень. Дослідження проводились протягом 2014–2016 років на землях, забруднених радіонуклідами, на території селища Базар (Житомирська область) (51°03'19"N 29°17'54"E). Площа дослідної ділянки $\approx 400 \text{ м}^2$. Тип ґрунту – дерново-підзолистий, сильнogleйовий, супіщаний на воднольодовикових відкладеннях із низьким вмістом найбільш біологічно важливих мікроелементів (табл. 1).

Уміст обмінного калію та рухомого фосфору в ґрунті можна охарактеризувати як низький, а значення рН ґрунту (6,3) перебуває в межах, придатних для культури.

Обприскування насаджень проводили водними розчинами сірчаноокислого цинку (ZnSO_4), сульфат мангану (MnSO_4), а також хелатованими аналогами – комплексонатами металів, розчинами етилендіамінтетраоцтової (ЕДТА) кислоти з вмістом цинку та мангану 25% та 20% відповідно.

Сірчаноокислий цинк та сульфат мангану розчиняли у воді з розрахунку 200 г ZnSO_4 на 80 літрів води та 300 г MnSO_4 на 80 літрів води на 1 га відповідно, що забезпечувало концентрацію 0,05%. ЕДТА використовували за рекомендацією виробника: 0,5–1,0 л розчину, розчиненого у 80 літрах води на 1 га. Рослини обприскували з допомогою ручного помпового розпилювача об'ємом 2 л під тиском. Кількість розчину коригувалась на площу окремих ділянок експерименту. Мінеральні добрива в досліді не використовувались. Рослини обприскували чотири рази протягом вегетаційного періоду: повні сходи (1), стеблуння (2), бутонізація-цвітіння (3), дозрівання бульб (4).

Варіанти досліду: 1 – контроль; 2 – розчин сульфату цинку (ZnSO_4); 3 – розчин сульфату мангану (MnSO_4); 4 – ЕДТА (хелат, комплексон). Культура – картопля (*Solanum tuberosum*), середньоранній сорт Джеллі селекційної компанії Europlant Pflanzenzucht GMBH. Повторність досліду – чотирикратна.

Таблиця 1

Концентрація окремих макро- та мікроелементів у ґрунті дослідної ділянки, $M \pm SD$, $n = 6$

мг/100 г ґрунту с.в.									
К		P		Na		Ca		Mg	
AL*	HCl*	AL	HCl	AL	HCl	AL	HCl	AL	HCl
6,4 \pm 1,3	34,2 \pm 3,5	4,3 \pm 0,71	33,4 \pm 3,9	0,11 \pm 0,08	1,7 \pm 0,87	75,3 \pm 13,0	126,6 \pm 22,7	4,0 \pm 0,91	41,1 \pm 5,5

*AL – легкодоступні форми; HCl – кислоторозчинні (загальна кількість)

Погодні умови за період досліджень на метеостанції Овруч представлені в таблиці 2.

Зразки (як бульб, так і ґрунту) аналізували на вміст заліза (Fe), калію (K), мангану (Mn), міді (Cu), цинку (Zn) та бору (B), мг/кг сухої ваги (с.в.) масспектрометричним методом (ICP, Optima 7300 DV). Зразки рослин та ґрунту також аналізувались на вміст ¹³⁷Cs із використанням детектора NaI. Коефіцієнт біологічного накопичення (далі – КН) – відношення вмісту елемента в бульбах картоплі (мг/кг) до вмісту в ґрунті (мг/кг). Коефіцієнти переходу ¹³⁷Cs

(КП, м²/кг) – відношення активності концентрації радіонукліду в бульбах картоплі (Бк/кг) до щільності забруднення ґрунту (Бк/м²).

Результати досліджень. У таблиці 3 наведені рівні врожайності бульб картоплі після збирання врожаю залежно від фаз росту та розвитку рослин, під час яких здійснювалось їх позакореневе підживлення. Як видно з даних таблиці, статистично значуще зростання врожайності бульб картоплі в середньому за 3 роки досліджень спостерігалось за умов обприскування насаджень розчином ЕДТА у фазі сходів

Таблиця 2

Температура та опади за період 2014–2016 рр. на метеостанції м. Овруч

Показники	Квітень			Травень			Червень			Липень		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
2014												
Температура, °С	6,3	8,9	13,8	11,3	15,8	19,7	19,4	15,8	15,4	18,4	21,5	22,2
Опади, мм	13,6	8,6	0,3	30,2	70	15	38,5	13	10,7	85,5	37,9	–
ГТК Селянінова	–	–	0,02	2,67	4,43	0,76	1,98	0,82	0,69	4,65	1,76	–
2015												
Температура, °С	3,8	7,9	12,0	12,1	13,0	17,7	19,6	19,2	18,5	21,4	17,7	20,2
Опади, мм	7	21	7	29	9	3	–	18	0,6	12	11	12
ГТК Селянінова	–	–	0,58	2,40	0,69	0,17	–	0,94	0,03	0,56	0,62	0,59
2016												
Температура, °С	11,3	11,9	9,3	14,4	12,4	17,4	16,1	18,9	23,8	19,3	21,6	21,7
Опади, мм	16	21	8	9	55	26	3	24	0	3	37	38
ГТК Селянінова	1,42	1,76	–	0,63	4,44	1,49	0,19	1,27	0,00	0,16	1,71	1,75

Таблиця 3

Урожайність бульб картоплі (2014–2016 рр.), М±SD, т/га

Варіанти	Фази росту та розвитку на час обприскування*			
	сходи	стеблування	бутонізації-цвітіння	дозрівання
2014				
Контроль	12,57±4,39 ^a	12,57±4,39 ^a	12,57±4,39 ^a	12,57±4,39 ^a
Zn	10,46±3,62	15,38±4,07 ^b	9,86±3,08	14,86±3,89 ^b
Mn	12,11±1,93	16,29±4,20 ^b	21,39±3,67 ^b	14,96±2,18 ^b
EDTA	17,57±3,36 ^b	17,89±2,22 ^b	14,00±3,06	17,25±3,79 ^b
2015				
Контроль	10,52±1,37 ^a	10,52±1,37 ^a	10,52±1,37 ^a	10,52±1,37 ^a
Zn	10,68±1,71	10,83±3,48	9,32±1,55	9,48±1,29
Mn	10,05±2,90	12,41±2,07 ^b	12,70±1,06 ^b	9,86±1,52
EDTA	14,63±1,25 ^b	14,43±2,54 ^b	11,04±2,21	12,68±1,51 ^b
2016				
Контроль	12,77±1,11	12,77±1,11 ^a	12,77±1,11	12,77±1,11
Zn	13,04±2,50	13,75±3,53	11,63±2,12	10,29±3,64
Mn	10,54±2,49	12,07±0,71	12,70±2,56	11,04±2,60
EDTA	13,36±1,43	21,25±4,10 ^b	11,39±2,23	9,07±0,62
2014-2016				
Контроль	11,95±2,69 ^a	11,95±2,69 ^a	11,95±2,69 ^a	11,95±2,69
Zn	11,39±2,75	13,36±3,75 ^b	10,27±2,35	11,54±3,78
Mn	10,90±2,42	13,59±3,18 ^b	15,60±4,91 ^b	11,95±3,00
EDTA	14,57±2,58 ^b	16,71±4,25 ^b	12,71±2,71	11,68±3,66

* числа з різними літерами індексів є статистично значущими (p < 0,05).

Таблиця 4

Коефіцієнти кореляції між величинами переходу ^{137}Cs із ґрунту в бульби картоплі (КП) та коефіцієнтами накопичення (КН) мікроелементів бульбами картоплі з ґрунту, n = 13

	Fe	K	Mn	Cu	Zn	B
^{137}Cs , КП ($\text{м}^2 \text{кг}^{-1}$) : КН (мг кг^{-1} у бульбах / мг кг^{-1} у ґрунті)	0,48	0,52	0,56	0,62	0,63	-0,05

Таблиця 5

Коефіцієнти кореляції між величиною активності концентрації ^{137}Cs у бульбах (А) та концентрацією в ній окремих макро- та мікроелементів (С), n = 13

	Fe	K	Mn	Cu	Zn	B
^{137}Cs , А (Бк кг^{-1}) : С, (мг кг^{-1} у бульбах)	0,21	0,06	0,22	0,33	0,33	-0,14

Таблиця 6

Коефіцієнти кореляції між величинами врожайності бульб картоплі (У) і концентрацією в ній окремих макро- та мікроелементів (С), n = 13

	Fe	K	Mn	Cu	Zn	B
У, (т га^{-1}) : С (мг кг^{-1} у бульбах)	-0,72	-0,12	-0,62	-0,25	-0,49	-0,22

($\approx 20\%$) та стеблуння ($\approx 40\%$). Обприскування насаджень у фазі стеблуння виявилось ефективним за умов використання як розчину сульфату цинку, так і розчину сульфату мангану. Приріст урожаю бульб картоплі при цьому становив приблизно 14%. У разі обприскування насаджень картоплі у фазі бутонізації-цвітіння статистично значуще зростання врожаю бульб ($\approx 30\%$) спостерігалось лише у випадку з розчином сульфату мангану. Удобрення насаджень картоплі розчинами досліджуваних елементів у фазі дозрівання бульб не впливало на величину їх урожаю (табл. 3). Результати отримані нами добре узгоджуються з аналогічними дослідженнями, проведеними майже одночасно в Польщі (із тим же сортом картоплі) (Ноаема, 2018).

Як видно з таблиці 2, погодні умови в роки проведення досліджень значно відрізнялись (як за значеннями температури, так і за кількістю опадів). У 2015 році погодні умови були особливо несприятливими для росту та розвитку рослин (зокрема, тривалий засушливий період). Так, якщо у 2014 та 2016 роках у період із початку травня до кінця липня випало 300 та 195 мм опадів відповідно, у 2015 році за той же період їх випало лише 95 мм. Особливо засушливими в цьому році були друга та третя декади, а також перша декада червня (за цей період на тлі високих середньомісячних температур випало всього 11 мм опадів). Показники гідротермічного коефіцієнта (далі – ГТК) Селянінова протягом другої половини травня та першої червня ($< 0,4$) характеризують такий стан погоди, як дуже сильну посуху (табл. 2).

Дані таблиці 3 свідчать про негативний вплив таких засушливих умов на ефективність позакореневого підживлення насаджень картоплі досліджуваними елементами. У 2014 році приріст урожаю бульб забезпечувало обприскування розчином цинку у фазі стеблуння та дозрівання на 27 та 20% відповідно. Обприскування розчином мангану у фазі стеблуння, бутонізації-цвітіння та дозрівання підвищувало врожайність бульб на 30, 70 та 19% відповідно. Позакореневе удобрення рослин картоплі розчином ЕДТА підвищувало врожайність бульб на ≈ 5 т із 1 га, або 40% (порівняно з контролем під час обприскування насаджень у всі фази росту та розвитку).

У засушливому 2015 році ефект від позакореневого підживлення насаджень картоплі розчином цинку не спостерігався: врожайність бульб картоплі контрольного та дослідного варіантів були в межах похибки. За умов обприскування насаджень розчином мангану врожайність бульб дослідного варіанта зростала на ≈ 2 т на 1 га, або 20% (за умов підживлення у фазі стеблуння та бутонізації-цвітіння). Хелатні форми мікроелементів (ЕДТА) підвищували врожайність бульб на $\approx 40\%$ (під час обприскування насаджень у фазі сходів та стеблуння) та на $\approx 20\%$ (під час обприскування у фазі дозрівання).

У 2016 році хелатні форми мікроелементів підвищували врожайність бульб на понад 8 т на 1 га, або 66% (за умов обприскування насаджень у фазі стеблуння, тоді як обприскування водними розчинами цинку та мангану не забезпечували приріст урожаю бульб).

З огляду на вищенаведене, можна стверджувати, що позакореневе підживлення насаджень картоплі водними розчинами цинку та мангану, особливо їх хелатними формами – комплексо-натами металів (УДТА), за умов вирощування її на дерново-підзолистих супіщаних ґрунтах забезпечує 25–30% приріст урожаю бульб. Результати також свідчать, що підживлення рослин краще проводити у фазі стеблуння.

У результаті проведених досліджень також встановлено залежності між величинами переходу цезію-137 з ґрунту в бульби картоплі (КП) та коефіцієнтами накопичення (КН) бульбами картоплі окремих мікроелементів з ґрунту (табл. 4).

Як видно з наведених даних, між величинами переходу радіонукліду з ґрунту в бульби картоплі та величинами переходу мікроелементів з ґрунту в бульби картоплі зв'язок помірний, окрім бору, для якого такий зв'язок відсутній. Дані показують, що надходження мікроелементів з ґрунту в бульби картоплі, досліджувані в роботі, відбувається незалежно від величини надходження в бульби радіонукліду.

У таблиці 5 наведено коефіцієнти кореляції між величиною активності концентрації в бульбах картоплі (А) цезію-137 та окремих макро- та мікроелементів (С).

Як видно з даних таблиці, між активністю концентрації радіонукліду в бульбах картоплі та вмістом у них окремих макро- та мікроелементів також відсутній зв'язок, що також підтверджує гіпотезу про відсутність безпосередньої взаємодії між радіонуклідом та досліджуваними елементами.

У таблиці 6 наведені коефіцієнти кореляції між величинами врожайності бульб картоплі (У) і концентрацією в ній окремих макро- та мікроелементів (С).

Отже, як слідує з даних таблиці, величини врожайності бульб картоплі не корелюють із концентрацією у них макро- та мікроелементів. Така залежність характерна для досліджуваних нами елементів – цинку та мангану, а також заліза. Аналогічне зниження вмісту мікроелементів у бульбах картоплі, як-от мідь, цинк та манган, за умов унесення цих елементів у ґрунт також спостерігалось в інших дослідях (Baranowska, 2017). Отже, підвищення врожайності бульб картоплі за умов позакореневого їх удобрення розчинами цинку та мангану не пов'язане зі збільшеним надходженням останніх у бульби, до того ж спостерігається достовірне зниження їх концентрації в бульбах дослідних варіантів на час збирання урожаю (порівняно з рослинами контрольного варіанта). Очевидно, що збільшення маси бульб за умов удобрення мікроелементами призводить до зниження їх концентрації на одиницю маси речовини.

Висновки. Результати досліджень позакореневого підживлення насаджень картоплі на дерново-середньопідзолистих глеюватих супіщаних ґрунтах Полісся розчинами цинку, мангану та їх хелатованими формами (ЕДТА) показали таке:

- урожайність бульб картоплі в результаті удобрення, як правило, підвищується, хоча цей ефект залежить, зокрема, від погодних умов вегетації;
- обприскування насаджень картоплі доцільно проводити в першій половині вегетації у фазі стеблуння;
- між концентрацією мікроелементів у бульбах картоплі та надходженням цезію-137 у бульби залежності відсутні;
- концентрація цинку та мангану в бульбах картоплі в результаті удобрення, як правило, знижується, ймовірно, внаслідок ефекту «розбавлення».

ЛІТЕРАТУРА:

1. FAO Statistical Yearbook – World Food and Agriculture, 2020, Rome, Italy 366 p.
2. Badillo-Feliciano J., Lugo-Lopes M. A. Differential response of corn and sweetpotatoes to Zn applications in an Oxisol in northwestern Puerto Rico. *Journal of Agriculture of University of Puerto Rico*. 1979. Vol. 103. P. 483–488.
3. Hiller L.K. Foliar Fertilization Bumps Potato Yields in Northwest: Rate and Timing of Application, Plus Host of Other Considerations, Are Critical in Applying Foliars to Potatoes Fluid Journal. 1995. № 10. P. 28–30.
4. Walworth J.L. Crop production and soil management series. Field Crop Fertilizer Recommendations for Alaska Potatoes. 1998, FGV-00246A.
5. Mousa M.A.A. Effect of zinc plus manganese foliar application on potato performance and quality. *Assiut Journal of Agricultural Sciences*. 2009. Vol. 40. P. 17–35.
6. Mousavi S.R. Galavi M., Ahmadvand G. Effect of zinc and manganese foliar application on yield, quality and enrichment on potato (*Solanum tuberosum* L.) Faisalabad, Pakistan. *Asian Journal of Plant Sciences*. 2007. Vol. 6. P. 1256–1260.

7. Barben S., Nichols B.A., Hopkins B. G., Jolley V. D. et al., Phosphorus and zinc interactions in potato. *Western Nutrient Management Conference*. 2007. Vol. 7. Salt lake city, UT, P. 219–223.
8. Noaema A., Sawicka B. Using the spray of macro- and micronutrients of fertilizers to increase the productivity of potato tubers (*Solanum tuberosum* L.). *Mechanization in agriculture*. 2018. Issue 2, P. 64–67.
9. Baranowska A., Zarzecka K., Gugala M., Mystkowska I. Contents of zinc, copper and manganese in potato tubers depending on the ways of application of the soil fertilizer UGmax. *Journal of Ecological Engineering*. 2017. Vol. 18(1), P. 99–106.

УДК 502.3/502.7:504.53

Геннадій КАСЬЯНЕНКО

кандидат хімічних наук, доцент, доцент кафедри біології людини, хімії та методики навчання хімії, Сумський державний педагогічний університет імені А.С.Макаренка, вул. Роменська, 87, м. Суми, Україна, 40002

ORCID: 0000-0002-7531-5192

Станіслав МАЦАК

студент кафедри біології людини, хімії та методики навчання хімії, природничо-географічного факультету, Сумський державний педагогічний університет імені А.С.Макаренка, вул. Роменська, 87, м. Суми, Україна, 40002

ORCID: 0000-0002-5658-0433

Бібліографічний опис статті: Касьяненко, Г., Мацак, С. (2021). Техногенний флуор в ґрунтах та водоймах м. Суми. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 24–29, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-4>

ТЕХНОГЕННИЙ ФЛУОР У ҐРУНТАХ ТА ВОДОЙМАХ М. СУМИ

Флуор відіграє важливу роль у мінералізації кісток та утворенні зубних емалей в організмах людей і тварин. Нестача флуору спричиняє проблеми зі здоров'ям, як-от карієс зубів, відсутність утворення зубної емалі та зменшення мінералізації кісток, особливо в дітей. У разі надмірного споживання флуору можуть виникнути проблеми зі здоров'ям, які однаково впливають на молодих і літніх людей. Високі концентрації флуору в організмі людини призводять до порушення метаболічних процесів, наслідком чого можуть бути скелетний чи зубний флюороз, нескелетні вияви або поєднання цих захворювань. Частота та тяжкість флюорозу залежить від концентрації флуору в повітрі, ґрунті чи воді та ступеня їх впливу на живі організми.

Мета роботи полягала у визначенні впливу хімічного виробництва на вміст флуоридів у природних середовищах м. Суми. Основним техногенним джерелом надходження флуору в довкілля в регіоні дослідження є виробництво фосфатних добрив ПАТ «Сумхімпром», на якому як сировину використовують фосфорити з високим вмістом сполук флуору.

Методологія дослідження. Під час досліджень використано стандартні методи відбору зразків ґрунту і поверхневих вод. Аналіз вмісту флуоридів у зразках здійснювали методом йон-селективної потенціометрії.

Наукова новизна. Одержано результати цільових досліджень, які вказують на завищений (порівняно з гранично допустимим) вміст флуоридів як у поверхневих природних водах, так і в ґрунтах м. Суми. На прикладі Степового заповідника «Михайлівська цілина» визначено природний фоновий вміст флуоридів у ґрунтах, характерних для досліджуваного регіону.

Висновки. Низький фоновий вміст флуоридів у ґрунтах регіону, наявність порівняно високого їх вмісту в ґрунтах та в сніговому покриві на території, що прилягає до хімічного виробництва фосфатних добрив, свідчить про суттєвий внесок останнього до забруднення довкілля м. Суми флуоровмісними сполуками.

Ключові слова: флуор, флуориди, забруднення довкілля, техногенний вплив, йон-селективна потенціометрія.

Hennadii KASIANENKO

Candidate of Chemistry, Associate Professor, Associate Professor at the Department of Human Biology, Chemistry and Methods of Teaching Chemistry, Sumy State Pedagogical University named after A. S. Makarenko, 87 Romenska str., Sumy, Ukraine, 40002

ORCID: 0000-0002-7531-5192

Stanislav MATSAK

Student at Human Biology, Chemistry and Methods of Teaching Chemistry Department of Faculty of Natural Geography, Sumy State Pedagogical University named after A. S. Makarenko, 87, Romenska str., Sumy, Ukraine, 40002

ORCID: 0000-0002-5658-0433

To cite this article: Kasianenko, H., Matsak, S. (2021). Tekhnohenny fluor v gruntakh ta vodoymakh m. Sumy. [Technogenic fluorine in soils and waters of Sumy]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 24–29, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-4>

TECHNOGENIC FLUORINE IN SOILS AND WATERS OF SUMY

Fluor plays an important role in bone mineralization and the tooth enamel formation in humans and animals. Fluor deficiency causes health problems, including dental caries, lack of tooth enamel formation and reduced bone mineralization, especially among children. Excessive fluor consumption can cause health problems that equally affect young and elderly people. High concentrations of fluor in the human body lead to metabolic disorders, skeletal or dental fluorosis, non-skeletal manifestations or combinations of these diseases. The frequency and severity of fluorosis depends on the fluor concentration in air, water or soil and the degree of their impact on organisms.

The purpose of the research work is to establish the impact of chemical production on the fluorides content in the natural environment of Sumy. It was found that the main man-made source of fluor in the study area environment is the current production of phosphate fertilizers at PJSC “Sumykhimprom” that uses phosphorites with a high content of fluorine compounds as raw materials.

Research methodology. There were used standard methods of soil and surface water sampling in the research work. The analysis of the fluoride content in the samples was performed by the ion-selective potentiometry.

Scientific novelty. The results of targeted studies indicate an overpriced content of fluorides in both surface natural waters and Sumy soils compared to the maximum permissible content. The fluorides natural background content in the soils of the studied region is determined on the example of the Steppe Reserve “Mykhailivska Tsilina”.

Conclusions. The low background content of fluorides in the soils of the region, its relatively high content in the soils and snow cover in the area adjoined to chemical production, indicates a significant contribution of the phosphate fertilizers industrial production to environmental pollution by fluor-containing compounds in Sumy.

Key words: fluorine, fluorides, environmental pollution, technogenic influence, ion-selective potentiometry.

Актуальність проблеми. Флуор широко представлений у природному середовищі і за поширенням у земній корі та Світовому океані посідає 13 місце серед хімічних елементів. Зважаючи на високу хімічну активність, у природі він трапляється лише у зв'язаному стані у формі неорганічних флуоридів. Останні є основним компонентом таких мінералів, як флюорит, кріоліт, фторapatит, авогадрит тощо. Також флуориди у вигляді включень чи супутніх домішок входять до складу окремих фосфоровмісних мінералів, зокрема апатитів та фосфоритів (Полонский, 2013). Основні рухливі форми флуору в доквіллі – гідрогенфлуорид та флуориди активних металів. У невеликих кількостях флуор присутній також в окремих продуктах харчування (морепродукти, крупи та їх похідні, горіхи), напоях, зубних пастах та ін. Флуор є необхідним для організму людини мікроелементом, що відповідає за стан кісткових тканин. Середньодобова потреба організму дорослої людини становить близько 2,5 мг (Янин, 2007). Важливе екологічне та санітарно-гігієнічне значення мають природні ситуації, пов'язані з надлишком чи нестачею сполук флуору. Хронічні захворювання в людини і тварин виявляються як на низьких (карієс зубів, остеопороз), так і на високих (флюороз зубів та кісток) рівнях впливу флуору, що надходить до орга-

нізму разом із їжею, питною водою та повітрям (Янин, 2007; Донских, 2013).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Високий уміст сполук флуору в питній воді, яка є основним джерелом їх постачання до організму, за умов тривалої експозиції призводить до зниження когнітивних властивостей (Liu, 2008; Choi, 2012). Надлишок флуору і в людей, і у тварин викликає флуорозалежні пошкодження структури ДНК, збільшення апоптозу клітин структур головного мозку, гіпокампу та мозочка (Chouhan, 2008; Ding, 2011). У разі накопичення в шишкоподібній залозі флуор пригнічує секрецію мелатоніну, який відповідає за регуляцію ендокринної системи (Guan, 1998). Токсична для людини доза флуоридів становить 20 мг, летальна – 2 г (Янин, 2007). Згідно із санітарно-гігієнічними вимогами вміст флуоридів у питній воді не може перевищувати 1,5 мг/дм³ (ДСанПіН, 2010), а їх ГДК у ґрунтах – 10 мг/кг та 2,8 мг/кг для водорозчинних та для рухомих форм відповідно, що вилучаються з ґрунту кислими розчинами (Фатеев, 2003; Тригуб, 2014). Промисловими джерелами надходження неорганічних флуоридів у доквілля (за ступенем зменшення потужності) є виробництво алюмінію, фосфатних добрив, теплові електростанції, що працюють на вугіллі, коксохімічні, сталеливарні, цегляні,

керамічні, цементні та емалеві виробництва, об'єкти атомної промисловості. Перфлуорати мають широкий спектр застосування у виробництві різноманітних промислових і комерційних продуктів, як-от флуорополімери, поверхнево-активні речовини, емульгатори, антипригарні покриття тощо (Янин, 2003; Тригуб, 2014). Збільшення вмісту загального та рухомого флуору в орному шарі ґрунту може бути наслідком інтенсивного внесення фосфатних добрив під сільськогосподарські культури (Loganathan, 2001; Тригуб, 2014).

Мета дослідження полягає у встановленні впливу промислового виробництва фосфатних добрив ПАТ «Сумхімпром» на вміст флуоровмісних сполук в об'єктах довкілля м. Суми.

Виклад основного матеріалу дослідження. Промислова зона ПАТ «Сумхімпром» розташована на південно-східній околиці м. Суми. Під час виробництва фосфатних добрив на підприємстві як сировину використовують сирійські та йорданські фосфорити з масовою часткою фосфатів (у перерахунку на P_2O_5) 29,5%. До складу цих фосфоритів входить значна кількість сполук флуору, вміст яких визначений співвідношенням $F / P_2O_5 = 0,108$ (Клименко, 2010). У технологічному процесі дії сульфатної кислоти на природні фосфорити, що містять сполуки флуору, має місце побічна хімічна реакція, продуктом якої є газуватий гідрогенфлуорид HF. Останній (за умов його неповної утилізації очисним обладнанням підприємства) стає складником атмосферних викидів. Гідрогенфлуорид, маючи температуру кипіння всього $+19,5^\circ C$, може переноситись повітряними масами на значні відстані, особливо під час літнього сухого сезону. За прохолодної і вологої погоди гідрогенфлуорид активно поглинається водяною парою, утворюючи кислий аерозоль, і після конденсації останнього потрапляє до ґрунтового покриву та водойм, що перебувають у зоні атмосферного впливу хімічного виробництва. Пізньої осені та взимку (за низької температури) HF здатний швидко конденсуватися, має порівняно невеликий атмосферний міграційний шлях і осідає в безпосередній близькості від джерела викидів. Не варто також нівелювати роль твердих промислових відходів виробництва фосфатних добрив як вторинного джерела забруднення довкілля флуоридами. Саме фосфогіпс за часи існування ПАТ «Сумхімпром»

багато років використовували як матеріал для будівництва меліораційних споруд, автошляхів, під'їздів у процесі будівництва мостів у м. Суми та Сумському районі тощо. Такі споруди промиваються дощовими та талими водами і стають джерелом постачання у довкілля (найчастіше до водойм) кислих розчинів, що містять сульфати, фосфати, флуориди та ін. Тому моніторингові дослідження динаміки вмісту потенційно небезпечних сполук флуору в об'єктах довкілля є актуальними для м. Суми.

Уміст флуору в зразках природних поверхневих вод та повітряно-сухого ґрунту ми визначали у формі флуорид-йонів стандартним потенціометричним методом із використанням йон-селективного електроду з лантан-флуоридною полікристалічною мембраною (ДСанПіН, 2010). Рідкі проби відбирали в пластиковий посуд та аналізували в день відбору. Рухомі форми флуору з повітряно-сухого ґрунту вилучали цитратно-ацетатним буферним розчином із $pH = 4,5$. Схема розміщення місць відбору зразків зображена на рисунку 1.

Моніторинг умісту флуоридів в окремих природних водних об'єктах м. Суми здійснено посезонно у період із листопада 2019 року до червня 2021 року. Середні значення визначених концентрацій флуоридів у поверхневих водах подано в таблиці 1.

Нами досліджено природні водні об'єкти, що перебувають на відстані 5–7 км на північ та північний захід від ПАТ «Сумхімпром» (рис. 1). Експериментальні результати хімічного аналізу зразків поверхневих природних вод свідчать про широкі сезонні коливання концентрацій флуорид-йонів у досліджених водоймах. Однак ці коливання відбуваються навколо середніх значень, що перевищують гранично допустимі (табл. 1). Найвищий рівень забруднення флуором уже традиційно виявлений нами у р. Псел та р. Сумка.

Із метою встановлення наявності флуорумісних атмосферних викидів хімічного виробництва проаналізовано 21 зразок ґрунту, відібраний у листопаді 2020 року та червні 2021 року, а також 8 зразків снігового покриву (січень 2021 р.). Територія відбору проб безпосередньо прилягає до промислової зони ПАТ «Сумхімпром» і була визначена нами з урахуванням переважних напрямків вітрів. Місця відбору зразків ґрунту локалізовані впо-

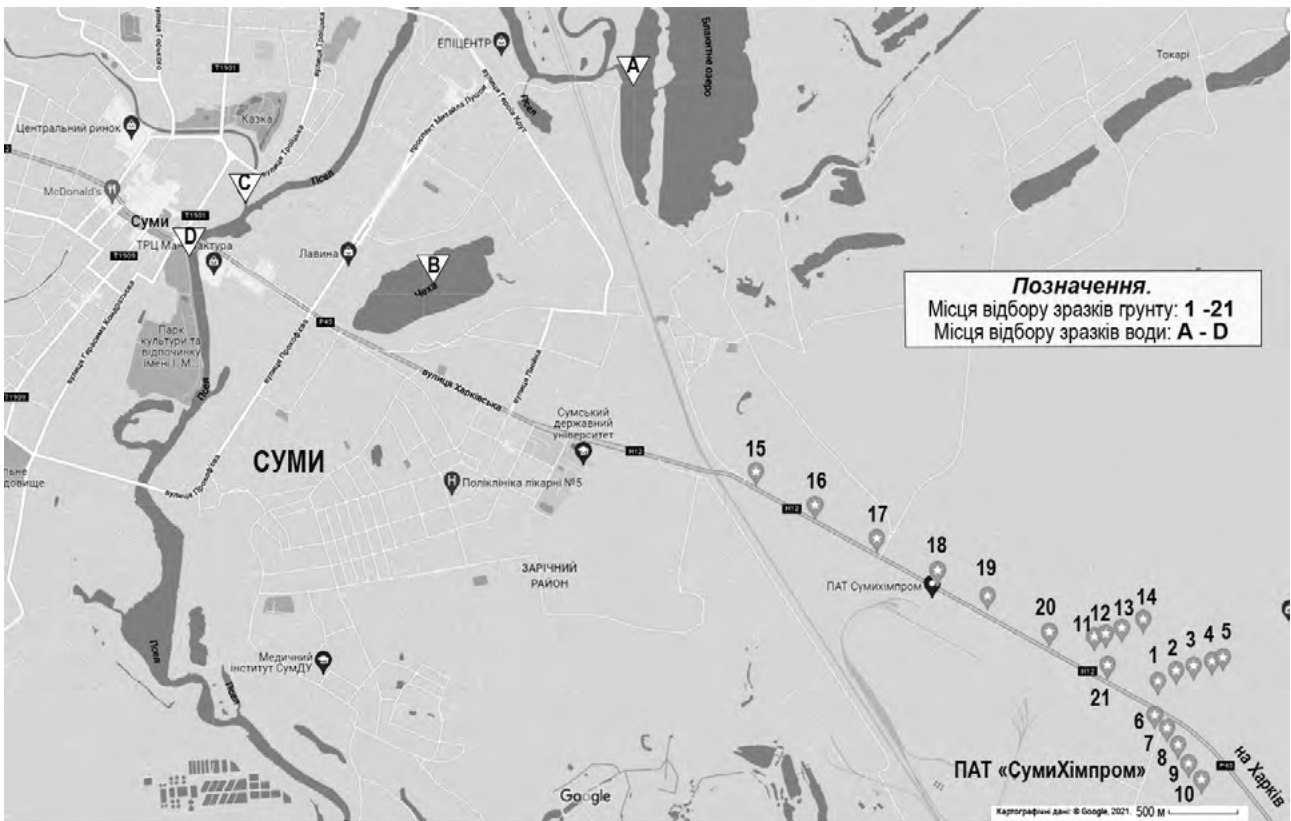


Рис. 1. Схема місць відбору зразків ґрунту і природної води

довж автомобільної траси Н-12 Суми – Харків та перебувають на відстані від 25 до 500 м від останньої (узлісся захисної лісосмуги, широколистяного лісу, поля сільгоспугідь). Зразки відібрані на відстані 0,3–3 км від виробництва фосфатних добрив за різними напрямками. Визначені нами значення вмісту рухомих форм флуору (F^-), екстраговані зі зразків ґрунту цитратно-ацетатним буферним розчином, а також концентрації флуорид-йонів у талому снігу наведені в таблиці 2.

Одержані результати хімічного аналізу свідчать про те, що вміст рухомих форм флуору в досліджених зразках ґрунту перевищує ГДК і помітно не спадає з віддаленістю від хімічного виробництва. Значення вмісту водорозчинних флуоридів у ґрунтах України оцінюється у межах 1–27 мг/кг (Фатєєв, 2003;

Тригуб, 2014). Інформації про природний уміст рухомих чи водорозчинних форм флуоридів у ґрунтах м. Суми та Сумської області нами в доступних джерелах не виявлено. Тому за природний для нашого регіону фоновий рівень ми вирішили взяти вміст флуору в ґрунті Степового природного заповідника «Михайлівська цілина». Заповідник розташований за 40 км на південний-захід від промислового хімічного виробництва. На нашу думку, він не зазнає відчутного впливу атмосферних викидів ПАТ «Сумхімпром». Інші потужні промислові підприємства, що могли б бути джерелом надходження сполук флуору в довкілля, у ближньому оточенні заповідника відсутні. Експериментально визначений уміст рухомих форм флуоридів у зразках ґрунту з природного заповідника був меншим за 0,03 мг/кг.

Таблиця 1

Уміст флуоридів в окремих водоймах м. Суми

Характеристика зразка		ГДК для флуорид-йонів, мг/л	Середній уміст флуорид-йонів у зразках
Шифр	Місце відбору проби		
A	Блакитні озера	1,5	1,8
B	Озеро Чеха		1,6
C	р. Сумка (гирло)		2,0
D	р. Псел (район мосту на вул. Харківській)		2,0

Уміст флуоридів у зразках ґрунту та снігового покриву

Місця відбору зразків		Ґрунт		Сніг
Шифр	GPS – координати місць відбору (широта/довгота)	ГДК для рухомих форм флуорид-йонів, мг/кг	C_F – (вміст), мг/кг	$C_F \rightarrow$, мг/л
1	50.876725°/34.903092°	2,8	9,9	0,3
2	50.877429°/ 34.905030°		5,8	0,3
3	50.877722°/ 34.906836°		5,5	0,4
4	50.878021°/ 34.908721°		5,0	не визн.
5	50.878305°/ 34.909873°		3,0	не визн.
6	50.874503°/ 34.902758°		8,5	0,3
7	50.873656°/ 34.904033°		4,8	0,2
8	50.872530°/ 34.905175°		4,4	0,2
9	50.871310°/ 34.906302°		3,6	не визн.
10	50.870244°/ 34.907607°		8,1	не визн.
11	50.879650°/ 34.896472°		12,1	не визн.
12	50.879823°/ 34.897675°		14,7	не визн.
13	50.880229°/ 34.899324°		16,6	не визн.
14	50.880423°/ 34.900285°		15,3	не визн.
15	50.890476°/ 34.861220°		12,0	не визн.
16	50.888285°/ 34.867392°		4,8	не визн.
17	50.886085°/ 34.873815°		5,7	не визн.
18	50.883975°/ 34.880148°		5,8	не визн.
19	50.882320°/ 34.885366°		38,4	не визн.
20	50.879948°/ 34.891798°		11,0	0,5
21	50.877768°/ 34.897873°		6,2	0,2

Висновки та перспективи подальших досліджень. Ураховуючи експериментально одержані результати дослідження, можна стверджувати про наявність як високомобільних газуватих (HF), так і дисперсних (дим, аерозолі) флуоровмісних викидів хімічного виробництва ПАТ «Сумихімпром», що повітряним шляхом далеко не переносяться. На нашу думку, ситуація з умістом флуоровмісних сполук у довкіллі м. Суми є досить напруженою. Причиною є саме наявність промислового виробництва фосфатних добрив на ПАТ «Сумихімпром».

До того ж це не лише наявні флуорумісні гомогенні чи гетерогенні атмосферні викиди, а й широке використання (зокрема, у шляхобудуванні) твердих промислових відходів у минулому. Санітарно-гігієнічна ситуація у м. Суми може погіршитись у разі потрапляння флуоридів до джерел питної води. Подальшого дослідження потребує установлення меж зони впливу атмосферних викидів хімічного виробництва, а також дослідження міграційних шляхів водорозчинних і рухомих форм флуору в реальних природних системах досліджуваної території.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». ДСанПіН 2.2.4-171-10. 2010, 41 с.
2. Донских И.В. Влияние фтора и его соединений на здоровье населения (обзор данных литературы). *Бюллетень ВСНЦ СЦ РАМН*. 2013. 91 (№ 3), часть 2. С. 179–185.
3. Клименко Р.Н. Сравнительная характеристика сирийского фосфорита – сырья фосфорсодержащих минеральных удобрений. *Вісник КДУ імені Михайла Остроградського*. Вип. 5 (64), част. I. 2010. С. 159–162.
4. Полонский В.И., Полонская Д.Е. Фторидное загрязнение почвы и фиторемедиация (обзор). *Сельскохозяйственная биология*. 2013. № 1. С. 3–14.
5. Тригуб В.І. Оцінка екологічного нормування гранично допустимих концентрацій фтору в системі «природне середовище – людина». *Вісник ОНУ. Сер.: Географічні та геологічні науки*. 2014. Т. 19. Вип. I. С. 139–152.
6. Фатеев А.І., Пашенко Я.В. (ред.). Фононий вміст мікроелементів у ґрунтах України. *ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського» УААН*. Харків, 2003. 72 с.
7. Янин Е.П. Фтор в окружающей среде (распространённость, поведение, техногенное загрязнение). *Экологическая экспертиза*. 2007, № 4. С. 2–98.

8. Choi A.L., Sun G., Zhang Y., Grandgean P. Developmental Fluoride Neurotoxicity: A Review and Meta-Analysis. *Environ. Health Perspect*, 2012.
9. Chouhan S., Flora S.J., Effects of fluoride on the tissue oxidative stress and apoptosis in rats: biochemical assays supported by IR spectroscopy data. *Toxicology*, 2008, № 5, 61–67.
10. Ding Y., Gao Y., Sun H et al. The relationships between low levels of urine fluoride on children's intelligence, dental fluorosis in endemic fluorosis areas in Hulunbuir, Inner Mongolia, China. *J. Hazard Mater.*, 2011, № 2, Vol. 8; 186, 1942–1946.
11. Guan Z.Z., Wang Y.N., Xiao K.Q. et al. Influence of chronic fluorosis on membrane lipids in rat brain. *Neurotoxicol Teratol*, 1998, № 20 (5), 537– 342.
12. Liu M., Qian C. Effect of endemic fluorosis on children's intelligence development: a Meta-analysis. *Zhongguo Dang Dai Er Ke Za Zhi*, 2008, № 10 (6), 723–725.
13. Loganathan P., Hedley M.J., Wallace G.C., Roberts A.H.C. Fluoride accumulation in pasture forages and soils following long-term applications of phosphorus fertilizers. *Environ. Pollut.*, 2001, 115(2), 275–282.

REFERENCES:

1. Derzhavni sanitarni normy ta pravyla «Hihiyenichni vymohy do vody pytynoyi, pryznachenoyi dlya spozhyvannya lyudynoyu». [State sanitary norms and rules «Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption»]. *DSanPiN 2.2.4-171-10*, 2010, 41 s. [in Ukrainian].
2. Donskikh I.V. Vliyaniye ftora i yego soyedineniy na zdorov'ye naseleniya (obzor dannykh literatury). [Influence of fluorine and its compounds on the health of the population (review of literature data)]. *Byulleten' VSNTS SSHCH RAMN*, 2013, 91 (№3), chast' 2, 179-185 [in Russian].
3. Klymenko R.N. Sravnytel'naya kharakterystyka syryyskoho fosforyta – syr'ya fosforsoderzhashchyykh myneral'nykh udobrenyy. [Comparative characteristics of Syrian phosphorite - raw materials of phosphorus-containing mineral fertilizers]. *Visnyk KDU imeni Mykhayla Ostrohrads'koho, vypusk 5 (64), chastyna I*, 2010, 159-162 [in Russian].
4. Polonskiy V.I., Polonskaya D.Ye. Ftoridnoye zagryazneniye pochvy i fitoremediatsiya (obzor). [Fluoride contamination of soil and phytoremediation (review)]. *Sel'skokhozyaystvennaya biologiya*, 2013, №1, 3-14 [in Russian].
5. Tryhub V.I. Otsinka ekolohichnoho normuvannya hranychno dopustymykh kontsentratsiy ftoru v systemi «pryroodne seredovyshe – lyudyna». [Estimation of ecological standardization of maximum permissible concentrations of fluorine in the system "natural environment – man"]. *Visnyk ONU, Ser.: Heohrafichni ta heolohichni nauky*, 2014, T. 19, vyp. I, 139–152 [in Ukrainian].
6. Fatyeyev A.I., Pashchenko Ya.V. (red.). Fonovyy vmist mikroelementiv u hruntakh Ukrayiny [Background content of microelements in the soils of Ukraine]. *NNTS «Instytut gruntoznavstva ta ahrokhimiyi im. O.N.Sokolovs'koho» UAAN*, Kharkiv, 2003, 72 s. [in Ukrainian].
7. Yanin Ye.P. Ftor v okruzhayushchey srede (rasprostranonnost', povedeniye, tekhnogennoye zagryazneniye) [Fluorine in the environment (prevalence, behavior, industrial pollution)]. *Ekologicheskaya ekspertiza*, 2007, № 4, 2–98 [in Russian].
8. Choi A.L., Sun G., Zhang Y., Grandgean P. Developmental Fluoride Neurotoxicity: A Review and Meta-Analysis. *Environ. Health Perspect*, 2012.
9. Chouhan S., Flora S.J., Effects of fluoride on the tissue oxidative stress and apoptosis in rats: biochemical assays supported by IR spectroscopy data. *Toxicology*, 2008, № 5, 61–67.
10. Ding Y., Gao Y., Sun H et al. The relationships between low levels of urine fluoride on children's intelligence, dental fluorosis in endemic fluorosis areas in Hulunbuir, Inner Mongolia, China. *J. Hazard Mater.*, 2011, № 2, Vol. 8; 186, 1942–1946.
11. Guan Z.Z., Wang Y.N., Xiao K.Q. et al. Influence of chronic fluorosis on membrane lipids in rat brain. *Neurotoxicol Teratol*, 1998, № 20 (5), 537– 342.
12. Liu M., Qian C. Effect of endemic fluorosis on children's intelligence development: a Meta-analysis. *Zhongguo Dang Dai Er Ke Za Zhi*, 2008, № 10 (6), 723–725.
13. Loganathan P., Hedley M.J., Wallace G.C., Roberts A.H.C. Fluoride accumulation in pasture forages and soils following long-term applications of phosphorus fertilizers. *Environ. Pollut.*, 2001, 115(2), 275–282.

УДК 504.453

Олександр КЛИМЕНКО

доктор сільськогосподарських наук, професор, професор кафедри менеджменту, Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна, 11, м. Рівне, Україна, 33028
ORCID: 0000-0002-2047-8824

Людмила КЛИМЕНКО

кандидат сільськогосподарських наук, доцент, доцент кафедри туризму та готельно-ресторанної справи, Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна, 11, м. Рівне, Україна, 33028
ORCID: 0000-0001-6986-3881

Людмила КОРНІЙКО

аспірант кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства, Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна, 11, м. Рівне, Україна, 33028
ORCID: 0000-0003-3935-5952

Бібліографічний опис статті: Клименко, О., Клименко, Л., Корнійко, Л. (2021). Аналіз та оцінка біосфероцентричного складника екобезпеки селітебних територій Рівненської області. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 30–38, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-5>

АНАЛІЗ ТА ОЦІНКА БІОСФЕРОЦЕНТРИЧНОГО СКЛАДНИКА ЕКОБЕЗПЕКИ СЕЛІТЕБНИХ ТЕРИТОРІЙ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ

У статті розглянуто питання оцінки стану екологічної безпеки селітебних територій Рівненської області. Аналіз останніх досліджень показує, що екологічна безпека формується під дією екологічних, соціально-економічних та техногенних факторів.

Оцінено біосфероцентричний складник екологічної безпеки селітебних територій Рівненської області. Оцінку біосфероцентричного складника екологічної безпеки проводили із використанням методики З.В. Герасимчук та А.О. Олексюк.

Розрахунок цього складника екологічної безпеки рекомендується здійснювати за двома типами показників: дестимуляторів, за якими перевищення фактичних даних над мінімальними негативно відображається на рівні екологічної безпеки, та стимуляторів, за якими перевищення фактичних даних над максимальними є сприятливими для екологічної безпеки регіону.

У біосфероцентричному блоці проаналізуємо показники антропогенного впливу на природне середовище через формування скидів, викидів та відходів. Біосфероцентричний складник екологічної безпеки містить показники сумарних викидів забруднювальних речовин, щільності викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря, споживання свіжої води, частини забруднених зворотних вод у загальному обсязі скидання, утворення відходів I–III класів небезпеки у спеціально відведених місцях.

Інтегрований показник екологічної безпеки біосфероцентричної складової Рівненської області оцінюється такими трьома станами, як екологічна небезпека (5 районів), екологічна загроза (9 районів) та екологічний ризик (2 райони).

Проведено кластерний аналіз, у результаті якого встановлено групування показників біосфероцентричного складника у 3 субкластери. Установлено, що на селітебні території Рівненської області відбувається значне антропогенне навантаження на природне середовище. Це в майбутньому значно негативно вплине як на показники якості довкілля, так і на якість життя людини.

З огляду на це, для забезпечення екологічної безпеки території необхідно формувати основні та допоміжні стратегії, які будуть залежати від стану екологічної безпеки та фінансових можливостей регіону.

Ключові слова: екологічна безпека, селітебні території, біосфероцентричний складник, рівень забруднення, антропогенне навантаження, транспортна логістична система, екологістика.

Oleksandr KLYMENKO

Doctor of Agricultural Science, Professor, Professor at the Department of Management, National University of Water and Environmental Engineering, 11 Soborna str., Rivne, Ukraine, 33028

ORCID: 0000-0002-2047-8824

Luidmyla KLYMENKO

Candidate of Agricultural sciences, Associate Professor at the Department of Tourism and Hotel and Restaurant Business, National University of Water and Environmental Engineering, 11 Soborna str., Rivne, Ukraine, 33028

ORCID: 0000-0001-6986-3881

Luidmyla KORNIKO

Postgraduate Student at the Department of Ecology, Environmental Technology and Forestry, National University of Water and Environmental Engineering, 11 Soborna str., Rivne, Ukraine, 33028

ORCID: 0000-0003-3935-5952

To cite this article: Klymenko, O., Klymenko, L., Korniko, L. (2021) Analiz ta otsinka biosferotsentrychnoi skladovoi ekobezpeky selitebnykh terytorii Rivnenskoï oblasti [Analysis and evaluation of biospherocentric component ecosecurity of residential territories of Rivne region]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 30–38, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-5>

ANALYSIS AND EVALUATION OF BIOSPHEROCENTRIC COMPONENT ECOSECURITY OF RESIDENTIAL TERRITORIES OF RIVNE REGION

The article considers the issue of assessing the state of ecological safety of residential areas of Rivne region. Analysis of recent research shows that environmental safety is formed under the influence of environmental, socio-economic and man-made factors.

This article estimates the biosphere-centric component of the ecological safety of residential areas of Rivne region.

The calculation of the biosphere-centric component of eco safety is recommended to be carried out in two types of indicators: destimulators, for which the excess of actual data over the minimum is negatively reflected in environmental safety) and stimulants, for which the excess of actual data over the maximum is favorable for environmental safety of the region.

In the biosphere-centric component we will analyze the indicators of anthropogenic impact on the environment through the formation of discharges, emissions and waste.

The biosphere-centric component of environmental safety includes indicators of total emissions of pollutants, density of emissions of pollutants into the atmosphere, consumption of fresh water, part of polluted return water in the total discharge, the formation of waste I–III hazard classes in specially designated areas.

Integrated indicator of ecological safety biosphere-centric component of Rivne region are evaluated by three states: ecological hazards – 5 districts, environmental threat – 9 districts and ecological risk – 2 districts.

A cluster analysis was performed, and as a result the method for grouping indicators of biosphere-centric component into three subclusters was established. It is determined that the residential areas of Rivne region are under significant anthropogenic load. In future this will have a crucial negative impact on both the quality of the environment and the quality of human life.

Thus, to ensure the environmental security of the territory it is necessary to form the basic and supporting strategies based on the state of environmental security and financial capabilities of the region.

Key words: *ecological safety, residential areas, biosphere-centric component, transport logistics system, ecologicistics, pollution level, anthropogenic load.*

Вступ. Екологічні проблеми в наш час становлять небезпеку існування людини на всіх можливих рівнях (від регіонального до глобального). Для нашої держави ці проблеми постають достатньо гостро, зважаючи на велику кількість небезпечних виробництв, трансформацію ландшафтів, нераціональне використання природних ресурсів.

Екологічна безпека має вирішальне значення у формуванні збалансованого розвитку селітебних територій, де щільність населення та економічно-господарська діяльність значно тиснуть на довкілля. При цьому селітебна територія визначається як навколишнє середовище не лише в адміністративних межах населених пунктів, а і в межах екосистем, де відбува-

ється формування обмінних потоків, на котрі селітебні джерела безпосередньо впливають (Хилько, 2017; Самойлік, 2014).

Нині загальний стан екологічної безпеки в Україні є доволі складним. Є широка різноманітність чинників як природного, так і антропогенного характеру, які спричиняють ускладнення стану екологічної безпеки. Це значно впливає на стан навколишнього середовища та призводить до погіршення умов життя людей. Як показує досвід, більшість екологічних проблем, небезпек антропогенного та природного походження виникає та повинна бути вирішена саме на регіональному рівні, щоб не набувати загальнодержавних масштабів (Герасимчук, 2007). Саме тому головна роль у забезпеченні екологічної безпеки повинна належати регіональній екологічній безпеці.

Аналіз останніх досліджень. Вивченню проблеми екологічної безпеки присвячено низку досліджень, серед яких слід указати на І.К. Бистрякова, В.С. Кравціва, С.І. Дорогунцова, А.В. Толстоухова, А.М. Федорищева, М.А. Хвесика, Є.В. Хлобистова, З.В. Герасимчук, М.С. Самойлік та ін. (Руденко, Лісовський, 2005; Качинський, 2001; Хилько, 2017; Хвесик, 2002; Кравців, 2007). Є вагомні методичні розробки щодо оцінки, аналізу та покращення екологічної та еколого-економічної ситуації, рівнів забруднення, раціональності природокористування, антропогенного та техногенного впливу на навколишнє середовище, надзвичайних ситуацій, аварій та катастроф у межах як цілих країн, так і окремих регіонів.

Методика досліджень. Мета статті – дослідити екологічну безпеку селітебних територій Рівненської області.

Об'єкт досліджень – процес формування біосфероцентричного складника екобезпеки території Рівненської області.

Предмет досліджень – показники, що характеризують біосфероцентричний складник екобезпеки території Рівненської області.

Розрахунок та оцінювання рівня екологічної безпеки території області здійснювали за методикою З.В. Герасимчук, А.О. Олексюк (Герасимчук, Олексюк, 2007).

Згідно з цією методикою оцінку екологічної безпеки території можна здійснювати за трьома блоками показників, які відображають рівень екологічної безпеки. Серед них виділя-

ють ресурсний, біосфероцентричний та антропоцентричний блоки.

Детальніше зупинимось на одному з них – біосфероцентричному блоці. Цей блок містить показники, які відображають рівень забрудненості навколишнього середовища регіону та можливості збереження властивостей біосфери в майбутньому. Основною метою аналізу показників цього блоку є забезпечення можливості збереження та відтворення екосистем регіону як обов'язкової умови функціонування людського суспільства.

При цьому розрахунок екологічної небезпеки (згідно з методикою З.В. Герасимчук, А.О. Олексюк) рекомендується здійснювати за двома типами показників: стимуляторів, за якими перевищення фактичних даних над максимальними є сприятливими для екологічної безпеки регіону, та дестимуляторів, за якими перевищення фактичних даних над мінімальними негативно відображається на рівні екологічної безпеки.

Для оцінки екологічної небезпеки території для стимуляторів обиралися максимальні значення за кожним із цих показників, а для дестимуляторів – мінімальні серед районів.

Розрахунки здійснюються за формулами:

– для показників стимуляторів:

$$P_{EBC_i} = \frac{I_{\phi}}{I_{max}}, \quad (1)$$

де: P_{EBC_i} – рівень екобезпеки району за i -тим індикатором-стимулятором;

I_{ϕ_i} – фактичне значення індикатора екологічної безпеки;

I_{max} – максимальне значення індикатора екологічної безпеки.

– для показників дестимуляторів:

$$P_{EBDi} = \frac{I_{min}}{I_{\phi}}, \quad (2)$$

P_{EBDi} – рівень екологічної безпеки району за i -тим індикатором – дестимулятором.

I_{ϕ_i} – фактичне значення індикатора екологічної безпеки;

I_{min} – мінімальне значення індикатора екологічної безпеки.

Кількісну і якісну оцінку рівня екологічної небезпеки селітебних територій Рівненської області здійснювали з використанням шкали, запропонованої З.В. Герасимчук і А.О. Олексюк (табл. 1).

Результати досліджень. Розрахунки біосфероцентричного складника екологічної безпеки, до складу якого внесено показники сумарних викидів забруднювальних речовин, щільності викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря, споживання свіжої води, частини забруднених зворотних вод у загальному обсязі скидання, утворення токсичних відходів I–III класів небезпеки в спеціально відведених місцях представлені в таблиці 2 та 3.

Основними джерелами забруднення атмосферного повітря досліджуваних селітебних територій Рівненської області є промисловість та автотранспорт. Основними забруднювачами атмосферного повітря у 2019 році були підприємства м. Рівне (4,1 тис. т), Здолбунівського (1,8 тис. т), Рівненського (1,6 тис. т), Костопільського (0,6 тис. т), Дубенського (0,4 тис. т) та Сарненського (0,4 тис. т). Найбільшими підприємствами – забруднювачами атмосферного повітря, якими щороку викидається в атмосферне повітря понад 66% усіх викидів забруднювальних речовин від стаціонарних джерел, у області є ПрАТ «Рівнеазот», філія «Волиньцемент» ПАТ «Дікергофф цемент Україна», ПрАТ «Консюмерс-Скло-Зоря», філія «Управління магістральних газопроводів «Львівтрансгаз», ТзОВ «Агроконцерн», ТзОВ «Укрмолпродукт», ТзОВ «ОДЕК-Україна», ТзОВ «Свиспан Лімітед». За оцінкою ступеня забрудненості атмосферного повітря загальний рівень забруднення оцінюється як підвищений. Індекс забруднення атмосфери (ІЗА) у 2019 році становив 5,9.

Наступним вагомим чинником, що впливає на рівень забрудненості, є вплив автомобільного транспорту.

Наявність ефективної транспортної логістичної системи забезпечує житловому фонду, комунальним і промисловим об'єктам, торговельним центрам та організаціям безперервне функціонування, формуючи економічну комунікаційну систему селітебних територій. Однак це призводить і до різних негативних виявів. Перевантажена транспортна система спричинює забруднення повітря, шумове забруднення, затори, погіршення стану доріг, викиди CO₂ тощо (Бояринова, 2020).

Автотранспорт є потужним джерелом викидів забруднювальних речовин, що значно погіршує умови розсіювання, створює їх високі концентрації в районах автомагістралей і прилеглих до них селітебних територій, де проживає і працює значна кількість населення.

Великий обсяг викидів від автотранспорту пояснюється збільшенням кількості приватного автотранспорту, експлуатацією технічно застарілого автомобільного парку, використанням пального низької якості, аварійним станом доріг.

Логістика є базою функціонування транспортних систем, що забезпечує організацію та контроль за переміщенням пасажирів, вантажів та товаропотоків. Екологістика розглядається як нова філософія, метою якої є збалансована інтеграція економічних, екологічних та соціальних аспектів у межах селітебних логістичних систем.

Таблиця 1

Оцінна шкала рівня екологічної небезпеки регіону (З.В. Герасимчук, А.О. Олексюк, 2007)

Якісна характеристика	Екологічно безпечний стан	Екологічно ризиковий стан	Екологічно загрозливий стан	Екологічно небезпечний стан
Кількісне значення екологічної небезпеки регіону	0,6756–1,0	0,4834–0,6755	0,1919–0,4833	0–0,1918

Таблиця 2

Викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря від стаціонарних та пересувних джерел забруднення Рівненської області

Роки	Кількість викидів забруднювальних речовин від стаціонарних джерел, тис. т	Кількість викидів забруднювальних речовин від пересувних джерел, тис. т	Кількість викидів забруднювальних речовин на одну особу, кг	Темпи зростання/зниження викидів на одну особу до попереднього року, %
2017	11,0	34,9	38,0	96,3
2018	10,2	35,2	42,0	95,7
2019	9,9	38,2	45,0	101,0

Таблиця 3

Розрахунок біосфероцентричного складника екобезпеки Рівненської області

Райони	Сумарні викиди шкідливих речовин в розрахунку на км ² території, т	Щільність викидів забруднюючих речовин на одиницю населення, кг	Викиди забруднюювальних речовин в атмосферне повітря, тис. т	Споживання свіжої води м ³ /людину	Частка забруднених зворотних вод у загальному обсязі скидання, %	Питоми показники утворення промислових токсичних відходів I–III класів небезпеки, т	Наявність відходів I–III класів небезпеки у спеціально відведених місцях або об'єктах на території підприємств, т
Березнівський	1,2	31,4	2	47	42,5	9	13
Володимирецький	1	40,6	1,9	107	80	2	8
Гошанський	2,8	55,2	1,9	174	-	2	24
Демидівський	1,1	28,3	0,4	212	47,6	1	0
Дубенський	2	54	2,4	260	18,4	157	155
Дубровицький	1,1	32	2,1	15,2	7,7	4	0
Зарічненський	0,7	31,7	1,1	317	100	1	8
Здолбунівський	11,5	135,4	7,6	142	-	28	45
Корецький	1,5	33,7	1,1	153	3,4	-	43
Костопільський	2	47,2	3	78,7	31,3	34	2
Млинівський	2,6	67,9	2,5	163	19,5	4	3
Острозький	1,7	43,3	1,2	180	-	9	6
Радивилівський	2,1	41,2	1,5	137	12,6	6	3
Рівненський	3,9	45,1	4,2	86	8,2	849	102
Рокитнівський	0,9	37,8	2,2	17	2,5	10	6
Сарненський	2,2	41,3	4,3	28,8	7,3	231	23

Таблиця 4

Розрахунок біосфероцентричного складника екобезпеки Рівненської області

Райони	Сумарні викиди шкідл. реч. в розрахунку на км ² території, т	Щільність викидів забруднюювальних речовин на одиницю населення, кг	Викиди забруднюювальних речовин в атмосферне повітря, тис. т	Споживання свіжої води м ³ /людину	Частка забрудн. зворотних вод у заг. обсязі скидання, %	Питоми показники утворення пром. токсичних відходів I–III класів небезпеки, т	Наявність відходів I–III класів небезпеки в спеціально відведених місцях або об'єктах на території підприємств, т	Інтеграційний	Рейтинг
Березнівський	0,5833	0,9013	0,2	0,3234	0,0588	0,1111	0,0769	0,2084	10
Володимирецький	0,7000	0,6970	0,2105	0,1421	0,0313	0,5000	0,1250	0,2242	8

Продовження таблиці 4

Гоцанський	0,2500	0,5127	0,2105	0,0874	-	0,5000	0,0417	0,1914	11
Демидівський	0,6364	1,0000	1,0000	0,0717	0,0525	1,0000	1,0000	0,4823	2
Дубенський	0,3500	0,5241	0,1667	0,0585	0,1359	0,0064	0,0065	0,0719	14
Дубровицький	0,6364	0,8844	0,1905	1,0000	0,3247	0,2500	1,0000	0,5078	1
Заріченський	1,0000	0,8927	0,3636	0,0479	0,0250	1,0000	0,1250	0,2420	6
Здолбунівський	0,0609	0,2090	0,0526	0,1070	-	0,0357	0,0222	0,0620	16
Корецький	0,4667	0,8398	0,3636	0,0993	0,7353	-	0,0233	0,2496	5
Костопільський	0,3500	0,5996	0,1333	0,1931	0,0799	0,0294	0,5000	0,1809	12
Млинівський	0,2692	0,4168	0,1600	0,0933	0,1282	0,2500	0,3333	0,2098	9
Острозький	0,4118	0,6536	0,3333	0,0844	-	0,1111	0,1667	0,2279	7
Радивилівський	0,3333	0,6869	0,2667	0,1109	0,1984	0,1667	0,3333	0,2573	4
Рівненський	0,1795	0,6275	0,0952	0,1767	0,3049	0,0012	0,0098	0,0679	15
Рокитнівський	0,7778	0,7487	0,1818	0,8941	1,0000	0,1000	0,1667	0,3978	3
Сарненський	0,3182	0,6852	0,0930	0,5278	0,3425	0,0043	0,0435	0,1318	13

Саме тому передумовою економічного зростання міст у контексті екологізації є розвиток сталої логістики, яка не буде посилювати вищезазначені негативні фактори (Бояринова, 2020).

Установлено, що в наш час обсяги викидів від стаціонарних джерел забруднення порівняно з 2017 роком зменшилися у 1,3 раза, з 2018 роком – у 1,2 раза. Із таблиці 2 видно, що кількість викидів від пересувних джерел з 2017 року постійно зростає, а у 2019 році становить 38,2 тис т (101% зростання викидів на одну особу порівняно з 2018 роком).

Підсумовуючи, слід указати на зменшення викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря від стаціонарних джерел, яке характерне для досліджуваних селітебних територій Рівненської області, тоді як спостерігається постійне зростання викидів від пересувних джерел.

У результаті розрахунку за біосферноцентричним блоком спостерігаємо таку ситуацію: в зоні екологічної небезпеки перебуває 5 районів (Дубенський, Здолбунівський, Костопільський, Рівненський, Сарненський), у зоні екологічної загрози – 9 районів, у зоні екологічного ризику – 2 райони (Дубровицький та Демидівський).

Території районів, які входять до складу Рівненської області, суттєво відрізняються одне від одного за показниками, що відображають рівень забрудненості та антропогенного впливу на окремі компоненти довкілля. При цьому найнижчі значення нормованих показників виявлені для частки забруднених зворотних вод у загальному обсязі скидання (0,005–0,3), утворення промислових токсичних відходів І–ІІІ класів небезпеки (0,0012–0,18), наявності відходів І–ІІІ класів небезпеки в спеціально відведених місцях на території підприємств (0,0022–0,25).

Відповідно до цього інтегровані показники екологічної безпеки біосфероцентричного складника оцінюються трьома станами: екологічної небезпеки (0–0,1918) – 5 районів, екологічно загрозованим (0,1918–0,4833) – 9 районів, екологічно ризиковим (0,4834–0,6755) – 2 райони. При цьому екологічно небезпечний стан сформувався у Рівненському (0,0679), Здолбунівському (0,0620), Сарненському (0,1318), Костопільському (0,1809), Дубенському (0,0719) районах (табл. 3).

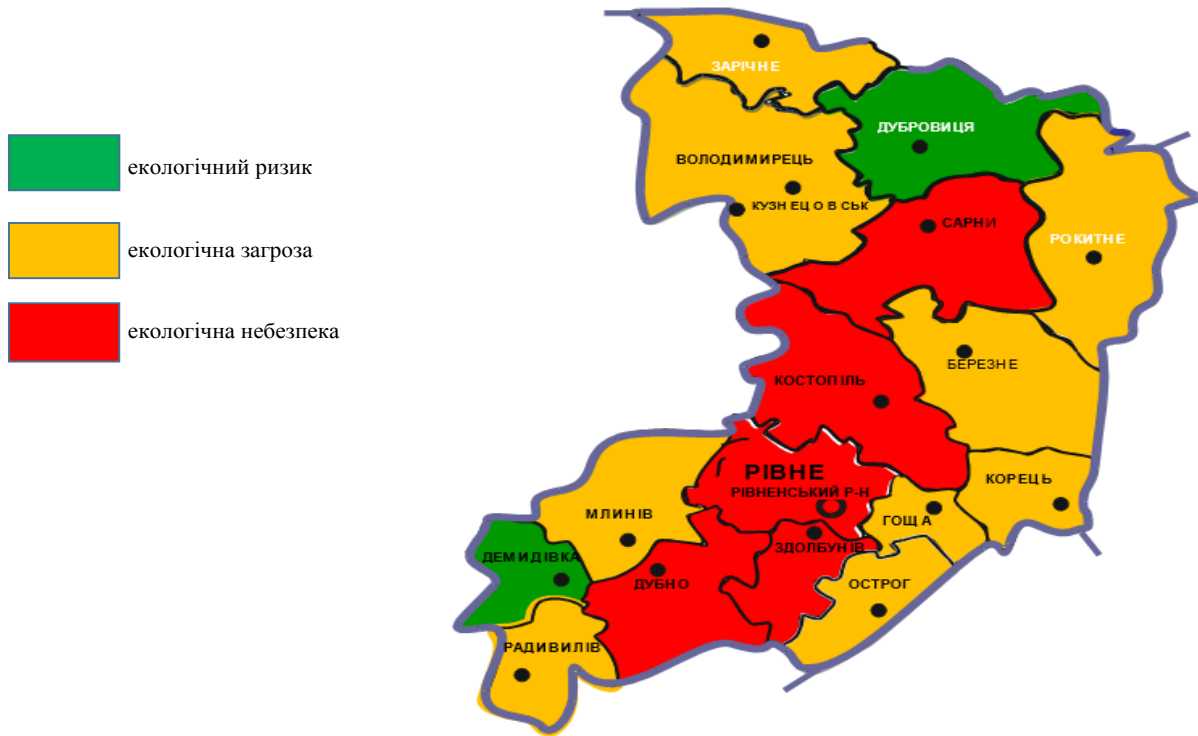


Рис. 1. Зонування території Рівненської області за станом біосфероцентричного складника екологічної безпеки

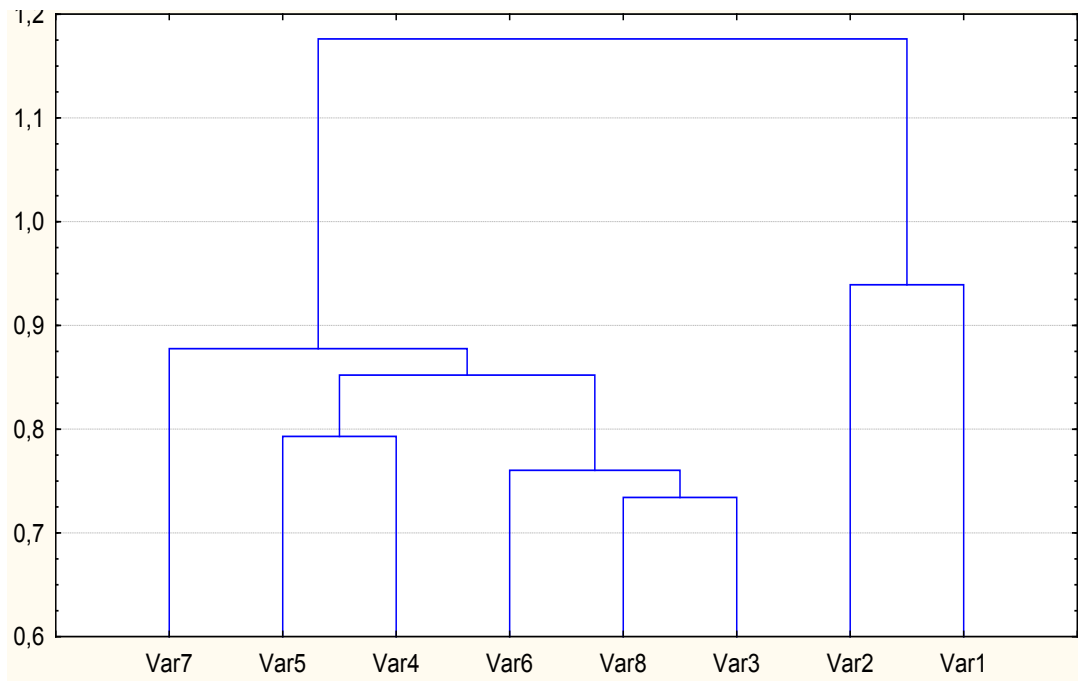


Рис. 2. Дендрограма подібності стандартизованих величин* біосфероцентричного блоку селітебних районів Рівненської області

* Примітка: тут і далі Var1 – сумарні викиди шкідливих речовин у розрахунку на км² території, т; Var2 – щільність викидів забр. речовин на одиницю населення, кг; Var3 – викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря, тис. т; Var4 – споживання свіжої води, м³/людину; Var5 – частка забруднених зворотних вод у загальному обсязі скидання, %; Var6 – питоми показники утворення пром. токсичних відходів I–III класів небезпеки, т; Var7 – наявність відходів I–III класів небезпеки в спец. відведених місцях або об’єктах на території підприємств, т.

Результати розрахованого інтегрального показника (ІІ) екологічної безпеки регіону за біосфероцентричним складником відображено у вигляді картосхем (рис. 1) із градацією досліджуваних нами районів Рівненської області відповідно до шкали (Герасимчук, Олексюк, 2007). Так, якісну характеристику «екологічна небезпека» мали 5 районів (Рівненський, Здолбунівський, Костопільський, Сарненський, Дубенський), якісну характеристику «екологічна загроза» – 9.

У найкращому стані з якісною характеристикою «екологічна безпека» виявились 2 райони – Демидівський та Дубровицький.

Для з'ясування пріоритетних показників, що впливають на формування рівня екологічної безпеки в Рівненській області, нами здійснено кластерний аналіз.

За результатами кластерного аналізу (рис. 2) відстежується групування показників біосфероцентричного складника у 3 субкластери. Перший субкластер становлять – сумарні викиди шкідливих речовин у розрахунку на км² території і щільність викидів забруднювальних речовин на одиницю населення, до II субкластера ввійшли: питомі показники утворення промислових токсичних відходів I–III класів небезпеки та викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря, до III – споживання свіжої води, частка забруднених вод у загальному обсязі скидання та наявність на території підприємств.

За результатами проведення багатофакторної регресії між показниками біосфероцентричного складника була можливість побудови рівняння з ваговим коефіцієнтом кожного з них щодо впливу на рівень екологічної безпеки Рівненської області у 2019 р. (табл. 3):

$$ІІ=0,06+0,42Var1-0,19Var2+0,33Var3+0,33Var4+0,07Var5-0,19Var6+0,59Var7$$

Однак варто зауважити, що отримана залежність не мала статистичної достовірності. Очевидно, отримання ґрунтової прогностичної залежності моделі формування екологічної безпеки Рівненської області за біосфероцентричним складником потребує врахування низки даних за ширший період. На нашу думку, варто також розширити перелік показників біосфероцентричного складника.

Висновки. Отже, аналіз та оцінка біосфероцентричного складника екологічної безпеки Рівненської області показав:

1. Території районів, які входять до складу Рівненської області, суттєво відрізняються одне від одного за показниками, що відображають рівень забруднення та антропогенного впливу на довкілля.

2. Відповідно до цього інтегровані показники екологічної безпеки біосфероцентричного складника оцінюються трьома станами: екологічної небезпеки – 5 районів, екологічно загрозованим – 9 районів та екологічно ризиковим – 2 райони.

3. Проведено кластерний аналіз, у результаті якого встановлено групування показників біосфероцентричного складника в 3 субкластери.

4. У подальших дослідженнях для отримання прогностичної моделі формування екологічної безпеки Рівненської області за біосфероцентричним складником потрібно врахувати низки даних за ширший період, а також розширити перелік показників біосфероцентричного складника.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення : навчальний посібник. Київ : НІСД, 2001. 312 с.
2. Сталій розвиток та екологічна безпека суспільства: теорія, методологія, практика / [у 2-х т.]; За наук. ред. Хлобистова Є.В. Сімферополь : Аріал, 2011. Т. 1. 464 с.
3. Герасимчук З.В., Вахович І.М., Голян В.А., Олексюк А.О. Трансформація інституціонального механізму природокористування в умовах глобалізації екологічні імперативи та системні суперечності : монографія. Луцьк : Надстир'я, 2006. 228 с.
4. Руденко Л.Г., Лісовський С.А. Концепція сталого (збалансованого) розвитку та її сприйняття в Україні. *Український географічний журнал*. 2005. № 4. С. 3–10.
5. Герасимчук З.В., Олексюк А.О. Екологічна безпека регіону: діагностика та механізм забезпечення : монографія. Луцьк : Надстир'я, 2007. 280 с.
6. Хилько М.І. Екологічна безпека України. Київ, 2017. 267 с.
7. Самойлік М.С. Забезпечення ресурсно-екологічної безпеки у регіоні: теорія та практика. *Аграрна економіка*. 2014. Т. 7. № 1–2. С. 131–137.

8. Хвесик М.А. Основні пріоритети державної політики в галузі раціонального використання охорони та відтворення водних ресурсів України. *Регіональна економіка*. 2002. № 1. С. 184–197.
9. Бояринова К.О., Федорова Ю.І. Екологістика як сучасний напрям сталого розвитку. *Збірник тез доп. між-нар. наук.-практ. інтернет-конференції «Світ економічної науки»* (м. Тернопіль, 28 трав. 2020 р.). Тернопіль. Вип. 23. С. 10–13.
10. Кравців В.С. Екологічна безпека як об'єкт регіональної політики. *Регіональна економіка*. 2007. № 1. С. 124–135.

REFERENCES:

1. Kaczynski, A.B. (2001) *Ekologichna bezpeka Ukrainy: systemnyj analiz perspektiv pokrashhennya*. [Environmental security of Ukraine: a systematic analysis of prospects for improvement]. Kyiv: [in Ukrainian].
2. Khlobystov, Ye. V. (2011) *Stalyi rozvytok ta ekolohichna bezpeka suspilstva: teoriia, metodolohiia, praktyka* [Sustainable development and ecological safety of society: theory, methodology, practice] / (Vols 1-2). Simferopol: Arial [in Ukrainian].
3. Gerasymchuk, Z.V., Vaxovych, I.M., Golyan, V.A., Oleksyuk, A.O. (2006). *Transformaciya instytucionalnogo mexanizmu pryrodokorystuvannya v umovax globalizaciyi ekolohichni imperatyvy ta systemni superechnosti: monografiya* [Transformation of the institutional mechanism of nature management in the conditions of globalization ecological imperatives and system contradictions]. Lutsk: Nadstyria: [in Ukrainian].
4. Rudenko, L.G. Lisovskyj, S.A. (2005). *Koncepciya stalogo (zbalansovanogo) rozvytku ta yiyi spryjnattya v Ukraini*. [The concept of sustainable development and its perception in Ukraine]. – *Ukrainian Geographical Journal – Ukrainian Geographical Journal*, 4, 3-10 [in Ukrainian].
5. Gerasimchuk, Z.V., Oleksyuk, A.O. (2007). *Ekolohichna bezpeka rehionu: diahnozyka ta mekhanizm zabezpechennia*. [Ecological safety of the region: diagnostics and support mechanism]. Lutsk : Nadstyria: [in Ukrainian].
6. Khilko M.I. (2017). *Ekologichna bezpeka Ukrainy*. [Ecological safety of Ukraine]. Kyiv: [in Ukrainian].
7. Samoylik, M. (2014) *Zabezpechennya resursno-ekolohichnoyi bezpeky u rehioni: teoriya ta praktyka*. [Ensuring resource and environmental security in the region: theory and practice]. *Ahrarna ekonomika – Agrarian economy*, 1, 131-137 [in Ukrainian].
8. Khvesyk M. A. (2002) *Osnovni priorytety derzhavnoyi polityky v haluzi ratsionalnoho vykorystannya okhorony ta vidtvorennia vodnykh resursiv Ukrainy*. [The main priorities of state policy in the field of rational use of protection and reproduction of water resources of Ukraine] *Rehionalna ekonomika – Regional economy*, 1, 184-197 [in Ukrainian].
9. Boiarynova K.O., Fedorova Yu.I. *Ekolohistyka yak suchasnyi napriam staloho rozvytku: Proceedings from naukovo-praktychna internet-konferentsiia «Svit ekonomichnoi nauky»*. Retrieved from <http://www.economy-confer.com.ua/full-article/3452/>
10. Kravtsiv V. S. (2007) *Ekolohichna bezpeka yak obiekty rehionalnoi polityky*. [Environmental security as an object of regional policy] *Rehionalna ekonomika – Regional economy*, 1, 124-135 [in Ukrainian].

УДК 502.51(28)(477.82):556.5]:351.79

Зоряна ЛАВРИНЮК

кандидат хімічних наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0002-1906-3330

Ольга КАРАЇМ

кандидат економічних наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0002-1722-411

Любомир ГУЛАЙ

доктор хімічних наук, професор, професор кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13 м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0003-3495-5027

Оксана ЮРЧЕНКО

кандидат фізико-математичних наук, доцент, доцент кафедри хімії та технологій, Волинський національний університет імені Лесі Українки, просп. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0002-6602-2929

Бібліографічний опис статті: Лавринюк, З., Караїм, О., Гулай, Л. Юрченко, О. (2021). Оцінка якості поверхневих вод за сполуками нітрогену та особливості антропогенного впливу в аспекті управління водними ресурсами річки Бистряк. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 39–45, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-6>

ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ЗА СПОЛУКАМИ НІТРОГЕНУ ТА ОСОБЛИВОСТІ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ В АСПЕКТІ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ РІЧКИ БИСТРЯК

Раціональне використання поверхневих вод малих річок є досить актуальною і складною проблемою сучасного водного господарства України, оскільки ці водойми формують водні ресурси, гідрохімічний режим та якість води середніх та великих річок, створюють природні ландшафти значних територій. У басейнах малих річок формується понад 60% водних ресурсів України. Тому в нинішній системі управління водними ресурсами надзвичайно важливим є моніторинг якості природних вод та екологічного стану басейнів таких річок.

Метою роботи є проведення оцінки якості поверхневих вод та дослідження особливостей антропогенного впливу на басейн річки Бистряк.

Дослідження проведено на основі матеріалів обстеження стану басейну річки Бистряк, потенціометричного та фотометричного аналізів визначення вмісту сполук Нітрогену.

Річка Бистряк бере початок у заболоченій місцевості біля с. Сокіл Любомльського району Волинської області на північний захід від м. Любомль та протікає в межах Любомльського району. Вона є правою притокою першого порядку річки Західний Буг. Довжина річки Бистряк становить 19,78 км, площа басейну – 94,51 км. Майже по всій довжині вона слугує магістральним каналом Ровенчансько-Полапської осушувальної системи.

Нами здійснено відбір серії проб для дослідження гідрохімічних показників поверхневих вод річки Бистряк у чотирьох сезонах року протягом 2017–2019 рр. у трьох створах (1 – на захід від с. Рівне в нижній течії річки, 2 – на схід від с. Борове у середній течії річки, 3 – біля с. Сокіл, у верхів'ї річки).

На основі проведених досліджень встановлено, що якість води у водоймі є задовільною. Нами зафіксовано лише перевищення концентрації нітритів. Дані нітратів, йонів амонію та інших досліджуваних фізичних та хімічних показників якості води знаходяться у межах норми. Отримані результати вказують на те, що у зв'язку з динамікою росту антропогенного навантаження на водойму та з метою ефективного управління водними ресурсами річки Бистряк необхідним є постійний моніторинг якості її поверхневих вод.

Ключові слова: річка Бистряк, поверхневі води, екологічний стан, гідрохімічні показники, раціональне використання, управління водними ресурсами.

Zoryana LAVRYNYUK

PhD of Chemistry, Associate Professor, Associate Professor at the Department of Ecology and Protection of Environment, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-1906-3330

Olha KARAIM

PhD of Economics, Associate Professor, Associate Professor at the Department of Ecology and Protection of Environment, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-1722-4110

Lubomir GULAY

Doctor of Science in Chemistry, Professor, Head of the Department of Ecology and Protection of Environment, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0003-3495-5027

Oksana YURCHENKO

PhD in Physics and Mathematics, Docent, Associate Professor, Associate Professor at the Department of Chemistry and Technologies, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-6602-2929

To cite this article: Lavrynyuk, Z., Karaim, O., Gulay, L., Yurchenko, O. (2021). Otsinka yakosti poverkhnevyykh vod za spolukamy nitrohenu ta osoblyvosti antropohennoho vplyvu v aspekti upravlinnia vodnyimi resursamy richky Bystriak [Assessment of the surface water quality by nitrogen compounds and features of the anthropogenic impact in aspect of the water resources management of the Bystryak river]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 39–45, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-6>

ASSESSMENT OF THE SURFACE WATER QUALITY BY NITROGEN COMPOUNDS AND FEATURES OF THE ANTHROPOGENIC IMPACT IN ASPECT OF THE WATER RESOURCES MANAGEMENT OF THE BYSTRYAK RIVER

Rational use of surface waters of small rivers is a very important and complex problem of modern water management in Ukraine, as these reservoirs form water resources, hydrochemical regime and water quality of medium and large rivers, create natural landscapes of large areas. More than 60% of Ukraine's water resources are formed in small river basins. Therefore, in the current water management system, it is extremely important to monitor the quality of natural waters and the ecological status of the basins of such rivers.

The aim of the work is to assess the quality of surface waters and study the features of anthropogenic impact of the Bystryak river basin.

The study was conducted on the basis of materials from the survey of the Bystryak river basin, potentiometric and photometric analyzes to determine the content of nitrogen compounds.

The Bystryak river originates in a wetland near the Sokol village of Lyuboml district of the Volyn region to the north-west of town Lyuboml and flows within its district. It is the right tributary of the first order of the Western Bug river. The length of the Bystryak river is 19,78 km, the basin area is 94,51 km. Almost along its entire length, it serves as the main canal of the Rovenchansko-Polapskoy drainage system.

We took a series of the samples for study the hydrochemical indicators of the surface waters of the Bystryak river in four seasons of the year during 2017–2019 in three sections (1 – to the west of the Rivne town in the lower flow of the river, 2 – to the east of the Borove village in the middle flow of the river, 3 – near the Sokol village, in the upper flow of the river).

Based on conducted studies, it is established that the water quality in the reservoir is satisfactory. We recorded only an excess of the concentration of nitrites. The data of the nitrates, ammonium ions and other investigated physical and chemical indicators of water quality are within the normal range. The results obtained indicate that in connection with the dynamics of the growth of the anthropogenic load on the reservoir and in order to effectively manage the water resources of the Bystryak river, it is necessary to constantly monitor the quality of its surface waters.

Key words: *the Bystryak river, surface waters, ecological condition, hydrochemical parameters, rational use, water resources management.*

Актуальність проблеми. Зростаюче антропогенне навантаження на басейни малих річок, збільшення безповоротного вилучення води, нарощування обсягів скидів різноманітних видів забруднень та низка інших чинників негативно позначаються на водному режимі, процесах самоочищення, якості води в таких річках. Саме тому для дослідження гідрохімічного стану поверхневих вод та особливостей антропогенного впливу з метою подальшого здійснення якісного управління водними ресурсами була обрана мала річка Бистряк у межах Любомльського району Волинської області.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Екологічний стан басейнів та якість поверхневих вод річок Волинської області були об'єктом дослідження авторів (Вишневський, 2000; Мольчак, 1999, Лавринюк, 2015). Порівняння результатів екологічної оцінки сучасного стану води річок Волинської області з екологічними нормативами подано авторами (Гопчак, 2006). Однак вивченню якості поверхневих вод річки Бистряк не було приділено достатньої уваги.

Метою роботи є проведення оцінки якості поверхневих вод та дослідження особливостей антропогенного впливу на басейн річки Бистряк.

Виклад основного матеріалу дослідження. Річка Бистряк бере початок у заболоченій місцевості біля с. Сокіл Любомльського району Волинської області на північний захід від м. Любомль та протікає повз села Сокіл, Борове, Рівне, Миловань. Далі впадає у р. Західний Буг на 490-му кілометрі від його гирла, на відстані 8,2 км від міжнародного автомобільного переходу Ягодин (Україна) – Дорохуськ (Республіка Польща). Річка Бистряк є правою притокою першого порядку річки Західний Буг. Її довжина становить 19,78 км, площа басейну – 94,51 км² (Мольчак, 1999). У басейні річки впродовж 1967–1990 рр. проводились меліоративні роботи із розчистки, поглиблення та розширення русла річки при будівництві Ровенчансько-Полапської осушувальної системи. У нижній та верхній течії річка знаходиться у природному стані із вираженими природними параметрами (наноси, повороти, острови). Майже по всій довжині вона слугує магістральним каналом Ровенчансько-Полапської осушувальної системи (Мольчак, 1999). Басейн річки Бистряк розташований у низовині, в зоні Волинського Полісся. Зміна висот терито-

рії басейну річки незначна, між витоком і гирлом різниця висот становить 15 м. Вона має лише 2 струмки-притоки без назви: один струмок впадає у р. Бистряк із правого її берега поблизу с. Миловань, інший, який протікає поблизу с. Старовойтове, впадає з лівого берега недалеко від її гирла. Долина р. Бистряк доволі часто не чітко виражена, майже рівна, плавно поєднується із навколишньою прилеглою територією. Річці притаманна низинна заплава, шириною близько 200 м, порізана багатьма каналами. Оскільки річка на значній протяжності каналізована, береги тут мають різну висоту, іноді вони зливаються зі заплавою, вкриті кущами та трав'янистою рослинністю. Озера у басейні річки Бистряк відсутні, відтак показник «озерність» дорівнює нулю. Заболоченість території сягає 30%. Ліси на території басейну становлять 12%. Річці властивий нерівномірний розподіл водного стоку впродовж року – основна частина його (60–70%) припадає на літньо-осінній період (травень– жовтень), значно менша – на зиму і весну (30–40%). Річка Бистряк має переважно дощове живлення (50% від загальної кількості), частка снігового живлення сягає 37%, а підземне живлення – лише 13%. Взимку, а також у літній бездощовий період річка живиться переважно підземними водами.

Нами здійснено відбір серії проб для дослідження гідрохімічних показників поверхневих вод річки Бистряк у чотири сезони (зима, весна, літо, осінь) 2017–2019 рр. у трьох створах (1 – на захід від с. Рівне в нижній течії річки, 2 – на схід від с. Борове у середній течії річки, 3 – біля с. Сокіл у верхів'ї річки). Аналіз проб проводили у лабораторії не пізніше 12 годин після відбору. Консервування проб не проводилось (Кукурудза, 1990; Набиванець, 2002, Яцик, 2006). Вміст йонів амонію та нітрит-йонів визначали фотометричним методом відповідно до (КНД 211.1.4.023-95, 1995; КНД 211.1.4.030, 1995; ДСанПін 22.4-171-10, 2010). Вміст нітратів у воді визначали потенціометричним методом. ГДК взято для води рибогосподарських водойм (ПДК и ОБУВ, 1990; Про затвердження Нормативів екологічної безпеки водних об'єктів, 2012). Усереднені результати подані у табл. 1.

Порівняльні діаграми вмісту нітритів, нітратів та амонію протягом 2017–2019 рр. наведені на рис.1–3.

Фізико-хімічні показники якості поверхневих вод річки Бистряк протягом 2017–2019 років

Найменування показника	Середні значення вмісту (зима)	Середні значення вмісту (весна)	Середні значення вмісту (літо)	Середні значення вмісту (осінь)
Запах при 20°C при нагріванні до 60°C, бали, не більше	0	0	0	1
Смак і присмак при 20°C, бали, не більше	0	0	0	1
Колірність, градуси, не більше	0,2	0,1	0,1	0,1
Каламутність за стандартною шкалою, мг/дм ³ , не більше	0,3	0,1	0,1	0,2
Водневий показник (рН)	6,9	6,9	6,9	6,6
Сухий залишок, мг/дм ³ , не більше	97	80,5	81	105
Жорсткість, ммоль/дм ³	1,3	1,25	1,26	1,4
Аміак, мг/дм ³	0,1	0,2	0,2	0,3
Нітрати, мг/дм ³	32	28	29	37
Нітрити, мг/дм ³	0,1	0,2	0,2	0,2

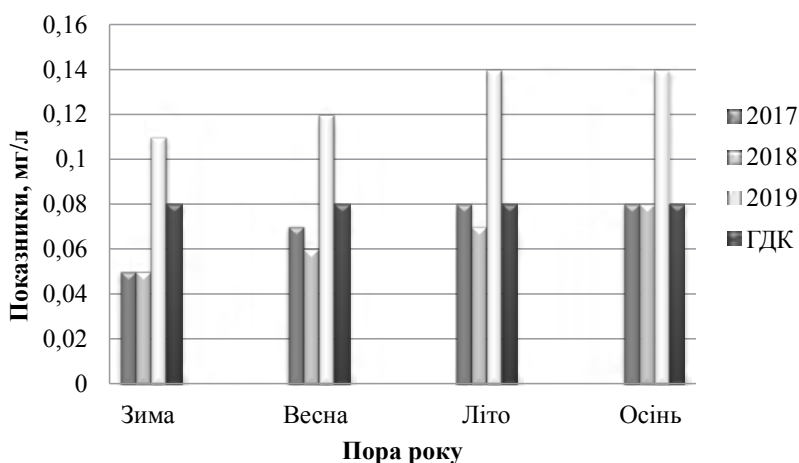


Рис. 1. Порівняльна діаграма вмісту нітритів у поверхневих водах річки Бистряк у 2017–2019 рр.

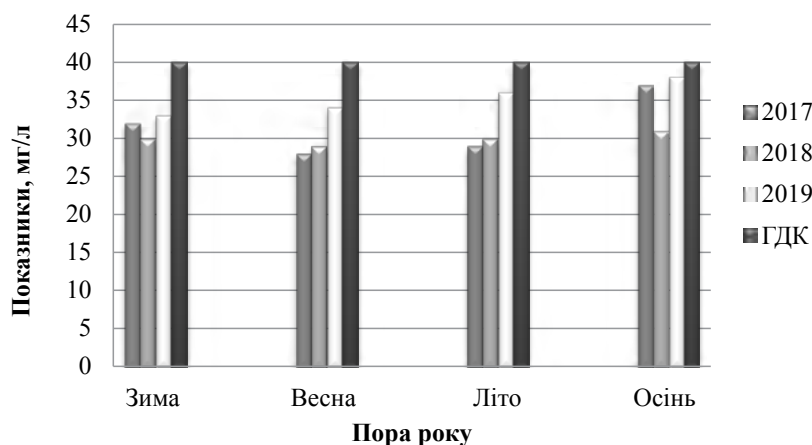


Рис. 2. Порівняльна діаграма вмісту нітратів у поверхневих водах річки Бистряк у 2017–2019 рр.

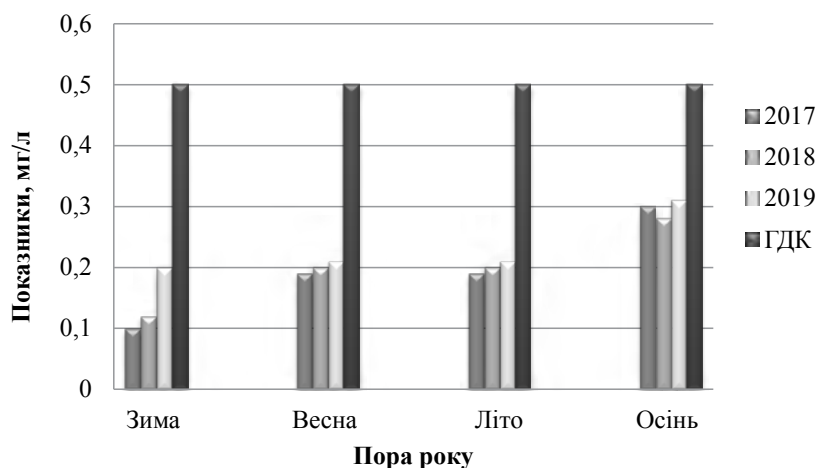


Рис. 3. Порівняльна діаграма вмісту амонію у поверхневих водах річки Бистряк у 2017–2019 рр.

На основі проведених досліджень встановлено, що за вмістом нітритів показники перевищують нормативи у 2019 р.

За вмістом нітратів у воді р. Бистряк перевищення гранично допустимої концентрації не зафіксовано.

За вмістом йонів амонію гранично допустима концентрація не перевищена, всі інші досліджувані фізичні та хімічні показники якості води знаходяться у межах норми. Із отриманих результатів бачимо, що у зв'язку із динамікою росту антропогенного навантаження на водойму необхідним є постійний моніторинг якості її поверхневих вод.

Що стосується напряму антропогенного впливу у басейні р. Бистряк, то кількість населення, яке проживає на зазначеній території станом на 01.01.2016 р. становила 1652 осіб. Таким чином, водозабезпеченість на 1 мешканця басейну в маловодний рік (з урахуванням використання підземних вод) зафіксовано у межах 16,3 тис. м³/рік.

Загальний забір води у басейні річки за 2016 р. становив 30,9 тис. м³, у тому числі підземних вод – 30,9 тис. м³. У поверхневі води скинуто 30 тис. м³ зворотних вод, у вигрібні ями – 0,9 тис. м³.

До водокористувачів, які розташовані в басейні р. Бистряк і підлягають державному обліку використання вод за звітною формою 2-ТП (водгосп), у 2016 р. належали 2 суб'єкти господарювання.

Найбільшим водокористувачем басейну є ТзОВ «УІФК-Волинь», яке територіально розташоване у с. Старовойтове (вул. При-

кордонників буд. 6) Любомльського району. Напрями діяльності товариства – автостоянки, мийки, технічне обслуговування та ін. Скид стічних вод з території товариства після очисних споруд та повної біологічної очистки здійснюється у струмок, який є лівою притокою річки Бистряк.

У зв'язку з близькістю до міжнародного автомобільного переходу «Ягодин» на території Рівненської сільської ради, головним чином у населеному пункті Старовойтове, діє сервісна зона, прикордонний відділ, кафе, супермаркет, 10 АЗС, митний термінал «Ягодин» з відповідною інфраструктурою, які спричиняють певний забруднюючий вплив на довкілля.

Водопостачання сільських населених пунктів здійснюється як централізовано із підземних водоносних горизонтів, так і з індивідуальних свердловин, які були пробурені у попередні роки. Найбільш поширеним джерелом водопостачання сіл басейну р. Бистряк є індивідуальні колодязі, які розкривають верхні водоносні горизонти, деякі з яких є незахищеними від забруднення поверхневими та дощовими стоками.

У межах басейну р. Бистряк відсутні великі тваринницькі комплекси, стічні води яких могли б спричинити забруднення водних об'єктів. Скиди існуючих об'єктів сільського господарства здійснюються переважно на поля фільтрації та рельєф місцевості, відтак ступінь їх впливу на поверхневі води незначний.

Слідів розорювання прибережних захисних смуг не виявлено, прибережні захисні смуги зарослі природною травою, очеретом та лугово-

болотною рослинністю. Течія річки помітна по всій її довжині. В окремих місцях за течією річки виявлені ділянки берегової ерозії внаслідок водопою великої рогатої худоби та близьке розміщення літніх таборів випасу худоби.

У нижній та верхній течії річка знаходиться в природному стані із вираженими природними параметрами (наноси, повороти, острови). У середній течії річка каналізована з широким 3-4 м дзеркалом води у руслі. Незначне засмічення побутовими відходами, здебільшого пластиковими пляшками, зафіксоване неподалік від с. Рівне.

Висновки і перспективи подальших досліджень. Загалом екологічний стан р. Бистряк є задовільним. Перевищення нормативів зафік-

совано тільки за вмістом нітритів. За вмістом нітратів та йонів амонію гранично допустима концентрація не перевищена, всі інші досліджувані фізичні та хімічні показники якості води знаходяться у межах норми.

Із отриманих результатів, бачимо, що у зв'язку з динамікою росту антропогенного навантаження на водойму та з метою ефективного управління водними ресурсами річки Бистряк необхідним є постійний моніторинг якості її поверхневих вод. Що стосується рекомендованих заходів із покращення якісного стану, то першочерговим є очистка водойми від засмічення, це дасть можливість покращити її гідрохімічний режим, а також знизить ступінь замулення та збільшить водопрпуску здатність.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Вишневський В.І. Річки і водойми України. *Стан і використання*. Київ : Віпол, 2000. 376 с.
2. Мольчак Я.О., Мігас Р.В. Річки Волині. Луцьк : Надстир'я, 1999. 176 с.
3. Лавринюк З.В., Караїм О.А. Екологічний аудит та шляхи покращення якості води гідрологічної пам'ятки природи «Оконські джерела». Людина і довкілля. *Проблеми неоекології*. Харків. 34(24). 2015. С. 49–54. URL : <https://periodicals.karazin.ua/humanenviron/article/view/5554>.
4. Лавринюк З.В., Юрченко О.М., Караїм О.А. Гідрохімічний аналіз якості поверхневих вод річки Бистряк Любомльського району Волинської області. *Актуальні проблеми хімії, матеріалознавства та екології* : матеріали І Міжнар. наук. конф., Луцьк, 12–14 травня 2021 р. Луцьк : ВНУ імені Лесі Українки, 2021. С. 193–195.
5. Гопчак І.В. Порівняння результатів екологічної оцінки сучасного стану якості води річок Волинської області з екологічними нормативами. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ : ВГЛ Обрій, 2006. № 9. С. 148–156.
6. Кукурудза С.І, Гурій С.М. Аналіз якості природних вод. Львів, 1990. 90 с.
7. Набиванець Б.І., Сухан В.В., Калабша Л.В. Аналітична хімія природного середовища. Київ : Либідь, 2002. 304 с.
8. Яцик А.В., Гопчак І.В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод Волинської області та нормування їх якості. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. Київ : ВГЛ Обрій, 2006. № 10. С 129–135.
9. КНД 211.1.4.023-95. Методика визначення нітрит-йонів з реактивом Гріса в поверхневих та очищених стічних водах. Київ, 1995. 11 с.
10. КНД 211.1.4.030. Методика визначення амонійіонів з реактивом Неслера в стічних водах. Київ, 1995. 16 с.
11. ДСанПін 22.4-171-10. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. Київ. 2010. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> (дата звернення: 26.08.2019).
12. Обобщенный перечень предельно-допустимых концентраций (ПДК) и ориентовочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва, 1990. 37 с.
13. Про затвердження Нормативів екологічної безпеки водних об'єктів, що використовуються для потреб рибного господарства, щодо гранично допустимих концентрацій органічних та мінеральних речовин у морських та прісних водах (біохімічного споживання кисню (БСК-5), хімічного споживання кисню (ХСК), завислих речовин та амонійного азоту). Наказ Міністерства аграрної політики та продовольства України 30.07.2012 р. № 471. URL : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1369-12#Text> (дата звернення: 26.08.2019).

REFERENCES:

1. Vishnevsky, V.I. (2000). Richky i vodoimy Ukrainy. *Stan i vykorystannia* [Rivers and reservoirs of Ukraine. Condition and use]. Kyiv: Vipol [in Ukrainian].
2. Molchak, Y.O., Migas, R.V. (1999). Richky Volyni [Rivers of Volyn]. Lutsk: Nadstyria [in Ukrainian].
3. Lavrynyuk, Z.V., & Karaim, O.A. (2015). Ekolohichniy audyt ta shliakhy pokrashchennia yakosti vody hidrolohichnoi pamiatky pryrody «Okonski dzhherela» [Ecological Audit and Ways of Improvement of Water Quality of Hydrological Monuments of Nature "Okonski Dzherela"]. *Liudyna i dovkillia. Problemy neoekolohii – Man and Environment. Issues of Neoecology*, 3-4, 49-54. Retrieved from <https://periodicals.karazin.ua/humanenviron/article/view/5554> [in Ukrainian].

4. Lavrynyuk, Z.V., Yurchenko, O.M., & Karaim, O.A. (2021). Hidrokhimichniy analiz yakosti poverkhnevyykh vod richky Bystriak Lyuboml'skoho raionu Volynskoi oblasti. [Hydrochemical analysis of the surface water quality of the Bystryak river, Lyuboml district, Volyn region]. Proceedings of I International Scientific Conference "Current problems of chemistry, materials science and ecology" – *Aktualni problemy khimii, materialoznavstva ta ekolohii* 12-14. Lutsk: Lesya Ukrainka Volyn National University. (pp. 193-195). [in Ukrainian].
5. Gopchak, I.V. (2006). Porivniannia rezultativ ekolohichnoi otsinky suchasnoho stanu yakosti vody richok Volynskoi oblasti z ekolohichnyimi normatyvami [Comparison of the results of ecological assessment of the current state of water quality of rivers of Volyn region with ecological standards]. *Hidrolohiia, hidrokhiimiia i hidroekolohiia – Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. Kyiv: VGL Obrij. 9, 148-156 [in Ukrainian].
6. Corn, S.I., Guriy, S.M. (1990). Analiz yakosti pryrodnykh vod [Analysis of natural water quality]. Lviv [in Ukrainian].
7. Stuffed, B.I., Sukhan, V.V., Kalabsha, L.V. (2002). Analitychna khimiia pryrodnoho seredovyscha [Analytical chemistry of the natural environment]. Kyiv: Lybid [in Ukrainian].
8. Jacik, A.V., Gopchak, I.V. (2006). Ekolohichna otsinka stanu poverkhnevyykh vod Volynskoi oblasti ta normuvannia yikh yakosti [Ecological assessment of the state of surface waters of Volyn region and standardization of their quality]. *Hidrolohiia, hidrokhiimiia i hidroekolohiia – Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*, 10, 129-135 [in Ukrainian].
9. KND 211.1.4.023-95. (1995). Metodyka vyznachennia nitryt-ioniv z reaktivom Hrisa v poverkhnevyykh ta ochyshchenykh stichnykh vodakh [Method of determination of nitrite-ions with Gris reagent in surface and treated waste water]. Kyiv [in Ukrainian].
10. KND 211.1.4.030. (1995) Metodyka vyznachennia amonii-ioniv z reaktivom Neslera v stichnykh vodakh [Method of determination of ammonium-ions with Nessler's reagent in waste water]. Kyiv [in Ukrainian].
11. DSanPin 22.4-171-10. (2010). Hihienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoj dlia spozhyvannia liudynoiu [Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption]. Kyiv. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> (date of application: 26.08.2019) [in Ukrainian].
12. Obobshchennyi perechen' predel'no-dopustimykh kontsentratsiy (PDK) i orientovochno bezopasnykh urovney vozdeyvtiia (OBUV) vrednykh veshchestv dlya vody rybokhozyaystvennykh vodoemov [A generalized list of maximum permissible concentrations (MPC) and tentatively safe exposure levels (TSEL) of harmful substances for the water of fishery reservoirs]. Moscow: 1990. 37 p. [in Russian].
13. Pro zatverdzhennia Normatyviv ekolohichnoi bezpeky vodnykh ob'ektiv, shcho vykorystovuiutsia dlia potreb rybnoho hospodarstva, shchodo hranychno dopustimykh kontsentratsii orhanichnykh ta mineralnykh rehovyn u morskykh ta prisnykh vodakh (biokhimichnoho spozhyvannia kysniu (BSK-5), khimichnoho spozhyvannia kysniu (KhSK), zavyslykh rehovyn ta amoniinoho azotu) [On approval of the Standards of ecological safety of water bodies used for the needs of fisheries on the maximum permissible concentrations of organic and mineral substances in marine and fresh waters (biochemical oxygen demand (BOD-5), chemical oxygen demand (COD), suspended solids and ammonium nitrogen)]. Decree of the Ministry of Agrarian Policy and Food of Ukraine 30.07.2012 № 471. Retrieved from <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z1369-12#Text> (date of application: 26.08.2019) [in Ukrainian].

УДК 502:504

Віктор ПИЛИП'ЮК

кандидат географічних наук, старший викладач кафедри гідроекології та водних досліджень, Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська, 15, м. Одеса, Україна, 65016

ORCID: 0000-0002-0365-4275

Алла КОЛІСНИК

кандидат географічних наук, доцент кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська, 15, м. Одеса, Україна, 65016

ORCID: 0000-0002-0622-9637

Бібліографічний опис статті: Пилип'юк, В., Колісник, А. (2021). Оцінка гідрохімічного стану вод річки Псел. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 46–51, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-7>

ОЦІНКА ГІДРОХІМІЧНОГО СТАНУ ВОД РІЧКИ ПСЕЛ

Проблема оцінки якості поверхневих вод в Україні є особливо гострою через нестачу якісних питних вод у регіонах. Річка Псел є транскордонною, площа її водозбору в межах України становить 72% від загального обсягу. У роботі оцінено гідрохімічний стан вод р. Псел. Установлено, що води річки використовуються для різних потреб, зокрема для господарсько-питного водопостачання. Основним антропогенним джерелом забруднення вод р. Псел є промислове об'єднання «Хімпром», розташоване у м. Суми. Загалом, питання екологічної оцінки якості вод р. Псел є предметом дослідження багатьох авторів. Як вихідні використано дані спостережень на стаціонарних постах підрозділів Гідрометеорологічної служби і Державного агентства водних ресурсів України за 1990–2018 рр. Для оцінки гідрохімічного режиму р. Псел застосована методика екологічної оцінки якості поверхневих вод суші й естуаріїв України з урахуванням трьох груп показників: за критеріями сольового складу; за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями; за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії. Основним показником оцінки є екологічний індекс. Виявлено, що якість вод р. Псел за середніми значеннями екологічного індексу характеризується класом III, категорією 4. Клас якості вод за їх станом характеризується як «задовільні», категорія якості вод – «задовільні». За ступенем чистоти клас якості вод характеризується як «забруднені», категорія якості – «слабкозабруднені». Такий стан досліджуваного водного об'єкта зумовлений значним антропогенним навантаженням – видобутком залізної руди в межах басейну річки. Для використання вод у питних і рибогосподарських цілях необхідні попередні заходи з очищення стічних вод.

Ключові слова: якість вод, гідрохімічний режим, екологічний індекс.

Victor PYLYPIUK

PhD in Geography, Senior Lecturer at the Department of Hydroecology and Water Research, Odesa State Environmental University, 15 Lvivska str., Odesa, Ukraine, 65106

ORCID: 0000-0002-0365-4275

Alla KOLISNYK

PhD in Geography, Associate Professor at the Department of Environmental Science and Environmental Protection, Odesa State Environmental University, 15 Lvivska str., Odesa, Ukraine, 65106

ORCID: 0000-0002-0622-9637

To cite this article: Pylypiuk, V., Kolisnyk, A. (2021). Otsinka hidrokhimichnoho stanu vod richky Psel [Assessment of the Psel River hydrochemical state]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 46–51, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-7>

ASSESSMENT OF THE PSEL RIVER HYDROCHEMICAL STATE

The problem of assessing the quality of surface water in Ukraine is particularly acute due to the lack of quality drinking water in the regions. The Psel River is cross-border, its catchment area within Ukraine is 72% of the total. The paper evaluates the hydrochemical state of the Psel River waters. It is established that the river waters are used for various needs,

including drinking water supply. The main anthropogenic source of water pollution in the Psel River is the “Khimprom” industrial association, which is located in Sumy. In general, the issue of ecological assessment of water quality in the Psel River is the subject of research by many authors. Observation data at stationary posts of the Hydrometeorological Service and the State Agency of Water Resources of Ukraine for 1990-2018 were used as initial data. To assess the hydrochemical regime of the Psel River, the method of ecological assessment of the quality of surface waters of the land and estuaries of Ukraine was applied, taking into account three groups of indicators: according to the criteria of salt composition; according to tropho-saprobiological (ecological and sanitary) criteria; according to the criteria of content of specific substances of toxic and radiation action. The main indicator of the assessment is the environmental index. It is obtained that the water quality of the Psel River according to the average values of the ecological index is characterized by class III, category 4. The water quality class according to their condition is characterized as “satisfactory”, the water quality category – “satisfactory”. According to the degree of purity, the water quality class is characterized as “polluted”, the quality category – “slightly polluted”. This state of the studied water body is due to a significant anthropogenic load, namely the extraction of iron ore within the river basin. For the use of water for drinking and fishery purposes, preliminary measures for wastewater treatment are required.

Key words: water quality, hydrochemical regime, environmental index.

Вступ. Водозбір р. Псел належить до ліво-бережної України і є лівобережною притокою р. Дніпро (Вишневецький, 2000). Ця річка є транскордонною, площа її водозбору в межах України становить 72% від загального обсягу. Загальна довжина річки – 719 км, а загальна площа водозбору – 22,8 тис. км². На території України водозбір р. Псел розташований у межах Сумської й Полтавської областей.

Річка Псел бере початок на південно-західних відгалуженнях Середньоруської височини. Середня течія річки перебуває в межах Полтавської височини (Коротун І., Коротун Л. & Коротун С., 2000), а нижня – у межах Середньодніпровської (лівобережної) терасової рівнини. Полтавська височина та Середньодніпровська рівнина є складниками такого геоморфологічного утворення, як Придніпровська низовина (за Ю.Г. Грубріним).

Установлено, що води річки використовуються для різних потреб, зокрема для господарсько-питного водопостачання. Основним антропогенним джерелом забруднення вод р. Псел є промислове об'єднання «Хімпром», розташоване у м. Суми (Пилип'юк, Лобода, 2010).

Питання екологічної оцінки якості вод р. Псел розглядалися у роботах багатьох дослідників. Так, у роботі (Гололобова, Дорогань, 2019) оцінено якість вод річки в межах Полтавської області. Окремим складником оцінки є робота (Степов, Рома, 2018) щодо аналізу впливу кліматичних змін на кисневий режим річки. За даними Сумської державної адміністрації (Сумська обласна, 2021), контроль якості вод р. Псел має бути постійним за комплексом показників.

З огляду на вищезазначене, метою дослідження є оцінка гідрохімічного стану вод р. Псел за багаторічний період (1990–2018 рр.).

Методи дослідження. Вихідними матеріалами досліджень є дані спостережень на стаціонарних постах підрозділів Гідрометерологічної служби і Державного агентства водних ресурсів України з таким розташуванням: с. Запсілля (у межах села), м. Суми (0,5 км вище міста), м. Суми (6 км нижче міста), м. Гадяч (1 км вище міста) і м. Гадяч (6 км нижче міста).

Для оцінки гідрохімічного режиму р. Псел застосована методика екологічної оцінки якості поверхневих вод суші й естуаріїв України (Сніжко, 2001). Як відомо, ця методика містить 3 групи спеціалізованих класифікацій:

- за критеріями сольового складу;
- за трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями;
- за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії, а також за рівнем токсичності (Сніжко, 2001).

Узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води здійснюється на основі аналізу показників у межах відповідних блоків. Це узагальнення полягає у визначенні середніх і найгірших значень для 3 блокових індексів якості води (I_1, I_2, I_3). Так, визначається 6 значень блокових індексів: $I_{1сер}$ та $I_{1макс}$, $I_{2сер}$ та $I_{2макс}$, $I_{3сер}$ та $I_{3макс}$. За значеннями блокових індексів якості води легко визначити їх належність до певного класу і категорії якості води за допомогою системи екологічної класифікації.

Етап визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта загалом або для окремих його ділянок полягає в розрахунку інтегрального або екологічного індексу (I_E). Значення I_E визначається за формулою (Осадчий, Набиванець Б., Осадча & Набиванець Ю., 2008):

$$I_E = (I_1 = I_2 = I_3)/3, \quad (1)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_2 – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

I_3 – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Категорії і класи якості визначаються так: I – відмінні (1 – відмінні); II – добрі (2 – дуже добрі, 3 – добрі); III – задовільні (4 – задовільні,

5 – посередні); IV – погані (6 – погані); V – дуже погані (7 – дуже погані) (Сніжко, 2001).

Результати досліджень та їх аналіз. Виявлено, що за середніми значеннями показників води р. Псел належать до підвищено мінералізованих, клас якості вод – прісні води-I, категорія якості – олігокальцині-2. За максимальними значеннями води р. Псел коливаються від підвищено мінералізованих до високомінералізованих, за критеріями іонного складу за

Таблиця 1

Переважні класи і категорії класифікації якості вод за критеріями сольового складу р. Псел (середні значення)

Пункт спостережень	Показники, мг/дм ³					
	сума іонів		хлориди		сульфати	
	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія
с. Запсілля; у межах села	II	2	IV	3	III	2
м. Суми; 500 м вище міста	II	2	II	3	III	4
м. Суми; 6 км нижче міста	II	2	II	2	III	4
м. Гадяч; 1 км вище міста	II	2	III	4	II	3
м. Гадяч; 6 км нижче міста	II	2	III	4	II	3

Таблиця 2

Переважні класи і категорії класифікації якості вод за критеріями сольового складу р. Псел (максимальні значення)

Пункт спостережень	Показники, мг/дм ³					
	сума іонів		хлориди		сульфати	
	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія
с. Запсілля; у межах села	III	2	III	4	III	5
м. Суми; 500 м вище міста	III	2	III	4	III	5
м. Суми; 6 км нижче міста	III	2	III	4	III	5
м. Гадяч; 1 км вище міста	III	2	III	4	III	5
м. Гадяч; 6 км нижче міста	III	2	III	4	III	5

Таблиця 3

Переважні класи і категорії класифікації якості вод за еколого-санітарними критеріями р. Псел (середні значення)

Показники	с. Запсілля; у межах села		м. Суми; 500 м вище міста		м. Суми; 6 км нижче міста		м. Гадяч; 1 км вище міста		м. Гадяч; 6 км нижче міста	
	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія
Завислі речовини, мг/дм ³	III	4	III	4	II	3	III	4	II	3
Прозорість, м	IV	6	IV	6	IV	6	IV	6	IV	6
pH	II	2	II	2	II	3	II	2	II	2
NH ₄ ⁺ , мгN/дм ³	II	2	II	2	II	2	II	3	II	3
NO ₂ ⁻ , мгN/дм ³	II	2	III	5	II	2	II	2	III	5
NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³	I	1	I	1	II	2	I	1	II	2
PO ₄ ³⁻ , мгP/дм ³	IV	6	III	5	IV	6	III	5	III	5
O ₂ , мг/дм ³	I	1	III	4	I	1	I	1	I	1
O ₂ , % насичення	I	1	IV	6	V	6	II	3	II	3
ПО, мгO ₂ /дм ³	III	4	III	4	III	4	II	3	II	3
БО, мгO ₂ /дм ³	III	4	II	3	III	4	II	3	III	4
BCK ₅ , мг/дм ³	III	5	III	4	III	4	III	5	III	5

Таблиця 4

**Переважні класи і категорії класифікації якості вод за еколого-санітарними критеріями
р. Псел (максимальні значення)**

Показники	с. Запсілля; у межах села		м. Суми; 500 м вище міста		м. Суми; 6 км нижче міста		м. Гадяч; 1 км вище міста		м. Гадяч; 6 км нижче міста	
	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія
Завислі речовини, мг/дм ³	III	4	IV	6	III	4	IV	6	III	4
Прозорість, м	IV	6	IV	6	IV	6	IV	6	IV	6
pH	II	2	II	2	V	7	II	2	III	4
NH ₄ ⁺ , мгN/дм ³	III	4	III	5	III	4	III	5	III	4
NO ₂ ⁻ , мгN/дм ³	V	7	IV	6	IV	6	V	7	III	5
NO ₃ ⁻ , мгN/дм ³	I	1	II	2	IV	6	III	4	III	4
PO ₄ ³⁻ , мгP/дм ³	V	7	IV	6	V	7	IV	6	IV	6
O ₂ , мг/дм ³	I	1	II	2	I	1	I	1	I	1
O ₂ , % насичення	II	3	III	5	III	5	II	3	II	3
ПО, мгO ₂ /дм ³	IV	6	III	5	IV	6	III	5	IV	6
БО, мгO ₂ /дм ³	III	5	III	5	III	5	III	5	III	5
БСК ₅ , мг/дм ³	IV	6	III	4	III	4	IV	6	IV	6

Таблиця 5

**Переважні класи і категорії класифікації якості вод за критеріями вмісту
специфічних речовин токсичної дії (середні значення)**

Показники	с. Запсілля; у межах села		м. Суми; 500 м вище міста		м. Суми; 6 км нижче міста		м. Гадяч; 1 км вище міста		м. Гадяч; 6 км нижче міста	
	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія
Cu	III	4	III	4	V	7	III	4	III	4
Zn	III	4	I	1	III	5	III	4	III	4
Cr	II	2	II	2	IV	6	II	2	II	2
Fe	IV	6	III	5	III	4	III	4	III	4
НП	II	2	II	2	II	3	II	2	II	2
Феноли	III	5	V	6	IV	6	IV	6	III	5
СПАР	II	3	II	3	III	4	II	3	II	3

Таблиця 6

**Переважні класи і категорії класифікації якості вод за критеріями вмісту
специфічних речовин токсичної дії (максимальні значення)**

Показники	с. Запсілля; у межах села		м. Суми; 500 м вище міста		м. Суми; 6 км нижче міста		м. Гадяч; 1 км вище міста		м. Гадяч; 6 км нижче міста	
	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія	клас	категорія
Cu	III	4	III	4	V	7	III	4	III	4
Zn	I	1	III	5	III	5	III	4	III	5
Cr	I	1	II	2	II	2	II	2	III	4
Fe	III	4	III	4	III	4	III	4	III	4
НП	II	2	II	3	II	2	II	2	II	3
Феноли	II	3	III	5	II	3	III	4	II	3
СПАР	IV	6	III	4	III	4	III	4	III	4

Таблиця 7

Об'єднана оцінка якості вод р. Псел (середні значення)

Водний об'єкт	Клас якості вод	Категорія якості вод	Назва класів якості вод за їх станом	Назва категорія якості вод за їх станом	Назва класів якості вод за ступенем їх чистоти	Назва категорія якості вод за ступенем їх чистоти
р. Псел	III	4	Задовільні	Задовільні	Забруднені	Слабкозабруднені

Об'єднана оцінка якості вод р. Псел (максимальні значення)

Водний об'єкт	Клас якості вод	Категорія якості вод	Назва класів якості вод за їх станом	Назва категорія якості вод за їх станом	Назва класів якості вод за ступенем їх чистоти	Назва категорія якості вод за ступенем їх чистоти
р. Псел	III	5	Задовільні	Посередні	Забруднені	Помірно забруднені

досліджуваний період належать до гідрокарбонатного класу, групи кальцієвих та натрієвих (тип I). За величиною pH (як за середніми, так і за максимальними значеннями) води р. Псел належать до слабколужних.

У табл. 1–6 наведено переважні класи і категорії якості вод за трьома критеріями. Так, установлено значний уміст у водах р. Псел хлоридів і сульфатів (табл. 1–2).

Значні концентрації у водах річки по всій її довжині за показниками еколого-санітарного блоку відзначаються для таких речовин, як завислі речовини, фосфати, перманганатна окислюваність (далі – ПО), біхроматна окислюваність (далі – БО) і BCK_5 (табл. 3).

За максимальними значеннями в цьому блоці найбільші концентрації відзначаються додатково за вмістом азоту амонійного й нітритного. Також у створі м. Суми, 6 км нижче міста в цей перелік входять показники pH і азоту нітратного (табл. 4).

Серед специфічних речовин токсичної дії за середніми значеннями максимальним є вміст міді, цинку, заліза, фенолів, а також хрому у створі м. Суми, 6 км нижче міста (табл. 5).

Серед забруднювальних речовин специфічної і токсичної дії за максимальними значеннями максимальні концентрації відзначаються для міді, цинку, заліза, фенолів та $СПАР$ (табл. 6).

Також здійснено об'єднувальну оцінку якості вод р. Псел (табл. 7–8). У результаті розрахунків виявлено, що:

– якісний стан вод за середнім значенням I_E характеризується класом якості вод III, категорією 4;

– клас якості вод за їх станом характеризується як «задовільні», категорією за станом – «задовільні»;

– клас якості вод за ступенем їх чистоти характеризується як «забруднені», категорією за ступенем їх забрудненості – «слабкозабруднені».

За максимальним значенням I_E отримано:

– клас якості вод – III, категорія якості води – 5;

– якість вод за станом – «задовільні», категорія – «посередні»;

– якість вод за ступенем чистоти – «забруднені», категорія – «помірно забруднені».

Висновок. Якісний стан вод р. Псел за середнім значенням I_E характеризується класом III, категорією 4. Клас якості вод за їх станом характеризується як «задовільні», категорія якості вод – «задовільні». За ступенем чистоти клас якості вод характеризується як «забруднені», категорія якості – «слабкозабруднені».

За максимальними значеннями I_E для досліджуваної річки виявлено таке: клас якості вод – III; категорія якості води – 5; клас якості вод за їх станом – «задовільні», категорія якості вод – «посередні»; клас якості вод за ступенем їх чистоти – «забруднені», категорія якості вод – «помірно забруднені».

Такий стан досліджуваного водного об'єкта зумовлений значним антропогенним навантаженням – видобутком залізної руди в межах басейну річки. Для використання вод для господарсько-питного та рибогосподарського водоспоживання необхідні попередні заходи з очищення стічних вод.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. Київ : Віпол, 2000. 375 с.
2. Коротун І.М., Коротун Л.К., Коротун С.І. Природні ресурси України : навчальний посібник. Рівне, 2000. 192 с.
3. Пилип'юк В.В., Лобода Н.С. Динаміка хімічного складу р. Псел та оцінка її якості. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2010. Т. 4 (21). С. 125–134.

4. Гололобова О.О., Дорогань В.В. Екологічна оцінка якості поверхневих вод малих та середніх річок Полтавської області. *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*. 2019. Вип. 31. С. 84–95. DOI: 10.26565/1992-4224-2019-31-08.
5. Степова О.В., Рома В.В. Аналіз впливу змін кліматичних умов на кисневий режим річки Псел. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2018. № 2. С. 113–119. DOI: 10.31210/visnyk2018.02.18
6. Сумська обласна державна адміністрація. URL: <http://sm.gov.ua/uk/arkhiv1/> (дата звернення: 31.10.2021).
7. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ : НІКА – Центр, 2001. 264 с.
8. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.П., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. Київ : Ніка – Центр, 2008. 656 с.

REFERENCES:

1. Vyshnevskiy, V.I. (2000). Richky i vodoimy Ukrainy. Stan i vykorystannia [Rivers and reservoirs of Ukraine. Condition and use]. Kyiv. [in Ukrainian]
2. Korotun, I.M., Korotun, L.K., Korotun, S.I. (2000). Pryrodni resursy Ukrainy: navchalnyi posibnyk [Natural resources of Ukraine: textbook]. Rivne. [in Ukrainian]
3. Pylypiuk, V.V., Loboda, N.S. (2010). Dynamika khimichnoho skladu r. Psel ta otsinka yii yakosti [Dynamics of chemical composition of the Psel River and evaluation of its quality]. *Hidrolohiia, hidrokhiimiia i hidroekolojiia – Hydrology, hydrochemistry and hydroecology*. 4 (21), 125 – 134. [in Ukrainian]
4. Gololobova, O.O., Dorogan, V.V. (2019). Ekolohichna otsinka yakosti poverkhnevyykh vod malykh ta serednikh richok Poltavskoi oblasti [Ecological assessment of quality of surface water of small and medium rivers of Poltava region]. *Liudyna i dovkillia. Problemy neokolohii – Man and Environment. Issues of Neoecology*. 31, 84–95. [in Ukrainian]
5. Stepova, O.V., Roma, V.V. (2018). Analiz vplyvu zmin klimatychnykh umov na kysnevyi rezhym richky Psel [Analysis of the influence of changes in climatic conditions on the oxygen regime of the Psel River]. *Visnyk Poltavskoi derzhavnoi ahrarnoi akademii – Bulletin of the Poltava State Agrarian Academy*. 2, 113 – 119. [in Ukrainian]
6. Sumska oblasna derzhavna administratsiia [Sumy Regional State Administration]. Retrieved from: <http://sm.gov.ua/uk/arkhiv1/>. [in Ukrainian]
7. Snizhko, S.I. (2001). Otsinka ta prohnozuvannia yakosti pryrodnykh vod [Assessment and forecasting of natural water quality]. Kyiv. [in Ukrainian]
8. Osadchyi, V.I., Nabyvanets, B.I., Osadcha, N.P., Nabyvanets, Yu.B. (2008). Hidrokhimichni dovidnyk. Poverkhnevi vody Ukrainy. Hidrokhimichni rozrakhunky. Metody analizu [Hydrochemical reference book. Surface waters of Ukraine. Hydrochemical calculations. Methods of analysis]. Kyiv. [in Ukrainian]

УДК 547.781 + 547.869 + 547.562 + 581.142

Наталія СЛИВКА

кандидат хімічних наук, доцент, завідувач кафедри органічної хімії та фармації, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025
ORCID: 0000-0002-3811-7138

Леся САЛІЄВА

кандидат хімічних наук, старший викладач кафедри органічної хімії та фармації, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025
ORCID: 0000-0002-1047-8652

Елла КАДИКАЛО

кандидат хімічних наук, доцент кафедри органічної хімії та фармації, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Волинська обл., Україна, 43025
ORCID: 0000-0002-5613-1662

Тетяна БОРТНІК

кандидат сільськогосподарських наук, старший науковий співробітник, Поліська дослідна станція Національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського», вул. Шевченка, 35, м. Луцьк, Україна, 43000

Михайло ВОВК

доктор хімічних наук, професор, член-кореспондент Національної академії наук України, завідувач відділу механізмів органічних реакцій, директор, Інститут органічної хімії Національної академії наук України, вул. Мурманська, 5, м. Київ, Україна, 02660
ORCID: 0000-0003-1753-3535

Бібліографічний опис статті: Сливка, Н., Салієва, Л., Кадикало, Е., Бортнік, Т., Вовк, М. (2021). Рістінгібувальна активність (2-піридинілокси) заміщених (бензо)імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазинів. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 52–61, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-8>

РІСТІНГІБУЮЧА АКТИВНІСТЬ (2-ПІРИДИНІЛОКСИ) ЗАМІЩЕНИХ (БЕНЗО)ІМІДАЗО[2,1-*b*][1,3]ТІАЗИНІВ

Робота присвячена дослідженню рістрегулюючої дії нових сполук імідазотіазинового типу: 6-[(піридин-2-іл)окси]-6,7-дигідро-5Н-(бензо)імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазинів та 6-[(3,4-дигідро-2Н-(бензо)імідазо-[2,1-*b*][1,3]тіазин-3-іл)окси]нікотино(ізонікотино)нітрилів. Синтезовані сполуки із задалегідь заданою будовою досліджено на виявлення особливостей фізіологічного розвитку проростків дводольної рослини *Cucumis sativus*. За результатами проведеного експерименту встановлено, що перебіг фізіологічних процесів у рослинному організмі має різноплановий характер. Неоднозначність інгібуючого впливу залежить від структури сполуки, концентрації розчинів та способу їх застосування. Показано, що наслідком замочування насіння в концентрації 0,1% робочих розчинів досліджуваних сполук є сильновиражена інгібуюча дія, яка спричиняє повну ембріональну загибель насіння. Під час використання розчинів тестованих сполук у концентраціях 0,01–0,0001% має місце як наростальний, так і спадний пригнічуючий ефект. Таким чином, характеризуючи інтенсивність та характер вияву інгібуючого впливу досліджуваних сполук і їх будови на значущість цього ефекту, варто зазначити, що епізодичний пригнічувальний ефект з вираженими інтервалами виявляють сполуки **3a**, **3f**, **3i**, які містять трифлуорометилзаміщений піридинільний фрагмент. Помірно епізодичний пригнічувальний ефект, у якому інтенсивність вияву не має критичних значень (загибель рослинного організму), але характеризується певним інтервалом посилення інгібуючого впливу, виявляють сполуки **3b**, **3c**, **3g**, **3h**, **3j** із ціановмісним піридинільним ядром. І рівномірно виражений пригнічуючий ефект, де інгібуючий вплив рівномірно розподілений на всьому спектрі концентрацій, виявляють сполуки **3d**, **3e**, які містять дихлоро- та хлоротрифлуорометилзаміщений піридинільний фрагменти.

Ключові слова: 6-[(піридин-2-іл)окси]-6,7-дигідро-5Н-(бензо)імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазини, 6-[(3,4-дигідро-2Н-(бензо)імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазин-3-іл)окси]нікотино(ізонікотино)нітрили, інгібувальна активність, пригнічуючий ефект.

Nataliia SLYVKA

Ph.D., Associate Professor, Head of the Department of Organic Chemistry and Pharmacy, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-3811-7138

Lesya SALIYEVA

Ph.D., Senior Lecturer at the Department of Organic Chemistry and Pharmacy, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-1047-8652

Ella KADYKALO

Ph.D., Senior Lecturer at the Department of Organic Chemistry and Pharmacy, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-5613-1662

Tatiana BORTNIK

Ph.D., Senior Research Fellow, Polissya Research Station National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O. N. Sokolovsky", 35 Shevchenko str., Lutsk, Ukraine, 43000

Mykhailo VOVK

Doctor of Chemistry, Professor, Corresponding Member of the National Academy of Sciences of Ukraine, Head of the Department of Mechanisms of Organic Reactions, Director, Institute of Organic Chemistry of the National Academy of Sciences of Ukraine, 5 Murmanska str., Kyiv, Ukraine, 02660

ORCID: 0000-0003-1753-3535

To cite this article: Slyvka, N., Saliyeva, L., Kadykalo, E., Bortnik, T., Vovk, M. (2021). Inhibitive activity of pyridinyloxysubstituted (benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazines. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 53–61, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-8>

GROWTH INHIBITING ACTIVITY OF (2-PYRIDINYLOXY)-SUBSTITUTED (BENZO) IMIDAZO [2,1-*b*][1,3] THIAZINES

The work is devoted to the study of the growth regulating action of new compounds of imidazothiazine type, 6-[(pyridine-2-yl)oxy]-6,7-dihydro-5H-(benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazines and 6-[(3,4-dihydro-2H-(benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazine-3-yl)oxy]nicotino(isonicotino)nitriles. The synthesized compounds with a predetermined structure were investigated to identify the features of the physiological development of *Cucumis sativus* dicotyledon seedlings. According to the results of the experiment, it was established that the course of physiological processes in the plant organism is diverse. The ambiguity of inhibitory influence depends on the structure of the compound, the concentration of solutions and the method of application. It is shown that the result of soaking seeds in 0.1% concentration of working solutions of the investigated compounds is a highly pronounced inhibitory action that causes complete embryonic death of seeds. Whereas the use of solutions of test compounds at concentrations of 0.01 - 0.0001% shows both increasing and decreasing depressing effect. Thus, characterizing the intensity and nature of the inhibitory effects of the compounds and structures for the significance of this effect, the compounds **3a**, **3f**, **3i** containing a trifluoromethyl substituted pyridine fragment exhibit episodic suppressing effect with sharply pronounced intervals. Compounds **3b**, **3c**, **3g**, **3h**, **3j** with a cyano-containing pyridinyl nucleus exhibit moderately episodic suppressing effect which intensity does not reach critical values (the death of the plant organism) but is characterized by a certain interval of enhancing inhibitory effects. Finally, compounds **3d**, **3e** containing dichloro- and chlorotrifluoromethyl substituted pyridinyl fragments exhibit evenly expressed depressing effect wherein the inhibitory effect is uniformly distributed throughout the concentration spectrum.

Key words: 6-[(pyridin-2-yl)oxy]-6,7-dihydro-5H-(benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazines, 6-[(3,4-dihydro-2H-(benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazin-3-yl)oxy] nicotino(isonicotino)nitriles, inhibiting activity, depressing effect.

Упродовж останніх років конденсовані гетероциклічні сполуки стали ключовими об'єктами системних досліджень в органічній, фармацевтичній, медичній хімії та агрохімії. Це

зумовлено притаманним їм потужним спектром біологічних та фармакологічних властивостей. На основі конденсованих гетероциклічних систем розроблено значну кількість лікарських

препаратів та біоактивних речовин. Чільне місце серед такого типу сполук посідають похідні імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазину, біциклічний скелет яких входить до складу потужних антагоністів GPR18, які повністю інгібують набір β -артестину та інгібіторів мікобактерій із групи *Mycobacterium tuberculosis complex* [1–3]. Раніше [4] ми розробили ефективний метод синтезу низки нових азоло-азинових сполук – 6-[(піридин-2-іл)окси]-6,7-дигідро-5*H*-імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазинів та їх бензоанельованих аналогів, який базувався на реакції 3-гідрокси(бензо)імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазинів із заміщеними 2-хлоропіридинами. Одержані речовини в експериментах *in vitro* та *in vivo* показали помірну антибактеріальну, проти-грибкову та протизапальну дію [4].

Детальний аналіз літературних джерел засвідчив, що структурна модифікація ароматичних та гетероциклічних субстратів різноманітними піридинілламінованими фрагментами може бути вдало використана для дизайну сполук із вираженою гербіцидною активністю [5–7]. Так, похідні 3-амінокарбоніл-2-оксазолідинтіону із заміщеним піридиновим ядром (I) виявляють помітну гербіцидну дію щодо бур'янів *Echinochloa crusgalli*, *Sorghum vulgare*, *Digitaria sanguinalis*, *Eclipta prostrata*, *Cucumis sativus* та *Brassica campestris* [8]. Піридотріазол (II) характеризується високою активністю та широким спектром дії проти однодольних (*Echinochloa crusgalli*, *Digitaria sanguinalis*,

Setaria faberii) та дводольних (*Amaranthus retroflexus*, *Eclipta prostrata*, *Brassica juncea*) бур'янів з ефектом інгібування >50% у дозі 37,5 г у день [9].

Більшість похідних 3-(піридин-2-іл)бензенсульфонамиду (III) виявились ефективними в боротьбі з *Barnyard grasses*, *Foxtail millet*, *Stellaria media* L. (гербіцидна активність $\geq 90\%$) [10; 11]. Феноксипіридин-2-піролідинони (IV) потенційно можуть бути використані для розроблення післясходових гербіцидів для боротьби з бур'янами *Amaranthus retroflexus*, *Abutilon theophrasti*, *Digitaria sanguinalis*, *Setaria faberii*, і *Echinochloa crus-galli* у рисі, бавовні та арахісі [12].

Не менш важливо зазначити, що такі комерційні гербіциди, як Diflufenzopyr та Dithiopyr, містять піридиновий цикл і є перспективними препаратами для боротьби з низкою бур'янів [13; 14].

З огляду на вищенаведені факти, видавалось доцільним дослідити фізіологічну дію синтезованих за схемою 1 6-[(піридин-2-іл)окси](бензо)-імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазинів **3a-j** як рістрегулюючих агентів.

Метою статті є вивчення впливу різних концентрацій та будови сполук **3a-j** на особливості раннього росту і розвитку рослинного організму *Cucumis sativus* на стадіях проростання насіння та формування проростків.

У результаті проведених експериментів установлено, що тестовані сполуки **3a-j** різнопла-

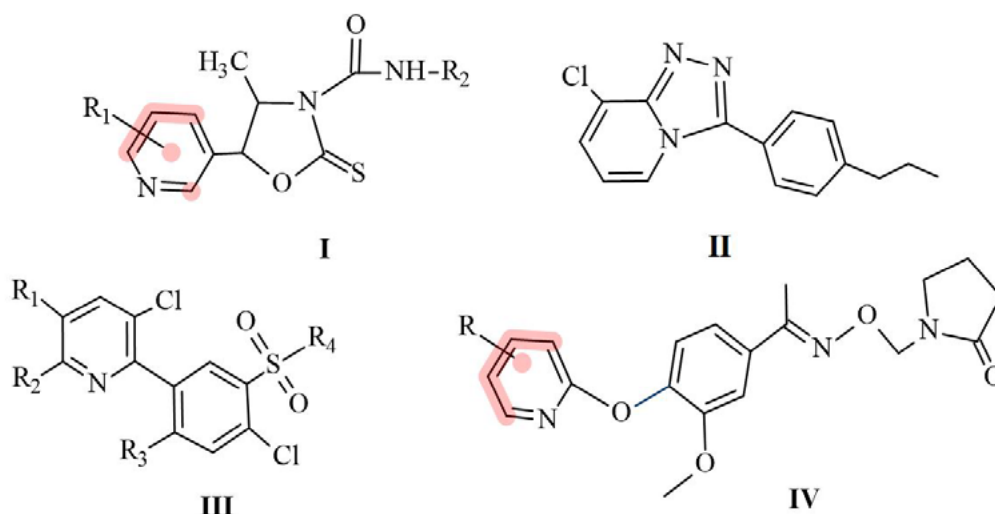
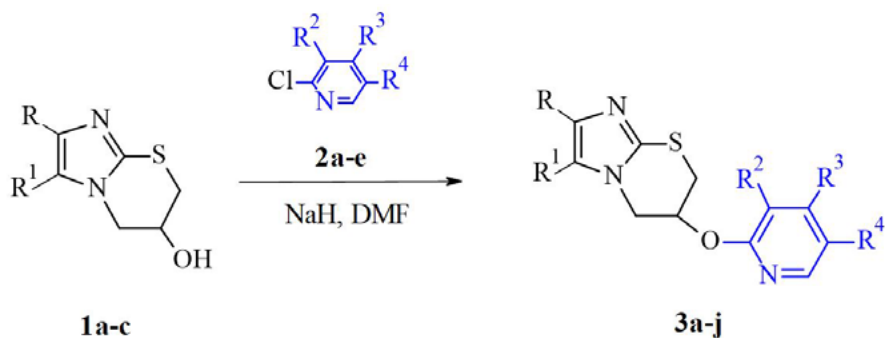


Рис. 1. Приклади сполук із піридинільним фрагментом, що виявляють ефективну гербіцидну активність

Схема 1



- 1 a R=H, b R=R¹=Ph, c RR¹=(CH=CH)₂
 2 a R²=R³=H, R⁴=CF₃; b R¹=R⁴=H, R³=CN;
 c R²=R³=H, R⁴=CN; d R²=R⁴=Cl, R³=H; e R²=Cl, R³=H, R⁴=CF₃

ново впливають на особливості розвитку огірка *Cucumis sativus*. Винятком виявилось лише замочування насіння в 0,1% розчинах, де у всіх варіантах була відзначена сильна інгібуюча дія, яка спричинила повну ембріональну загибель насіння. У разі замочування насіння у 0,01–0,001% розчинах 6-{[5-(трифторметил)піридин-2-іл]окси}-6,7-дигідро-5H-імідазо[2,1-b][1,3]

тіазину **3a** спостерігався досить сильний пригнічуючий вплив, що спричинило зародкову загибель рослинного організму. За умов зниження концентрації до 0,0001% цей ефект послабився, що забезпечило отримання 94,7% схожості насіння та формування паростків масою 0,188 г і довжиною 10,5 см. У контрольному варіанті біометричні показники проростків

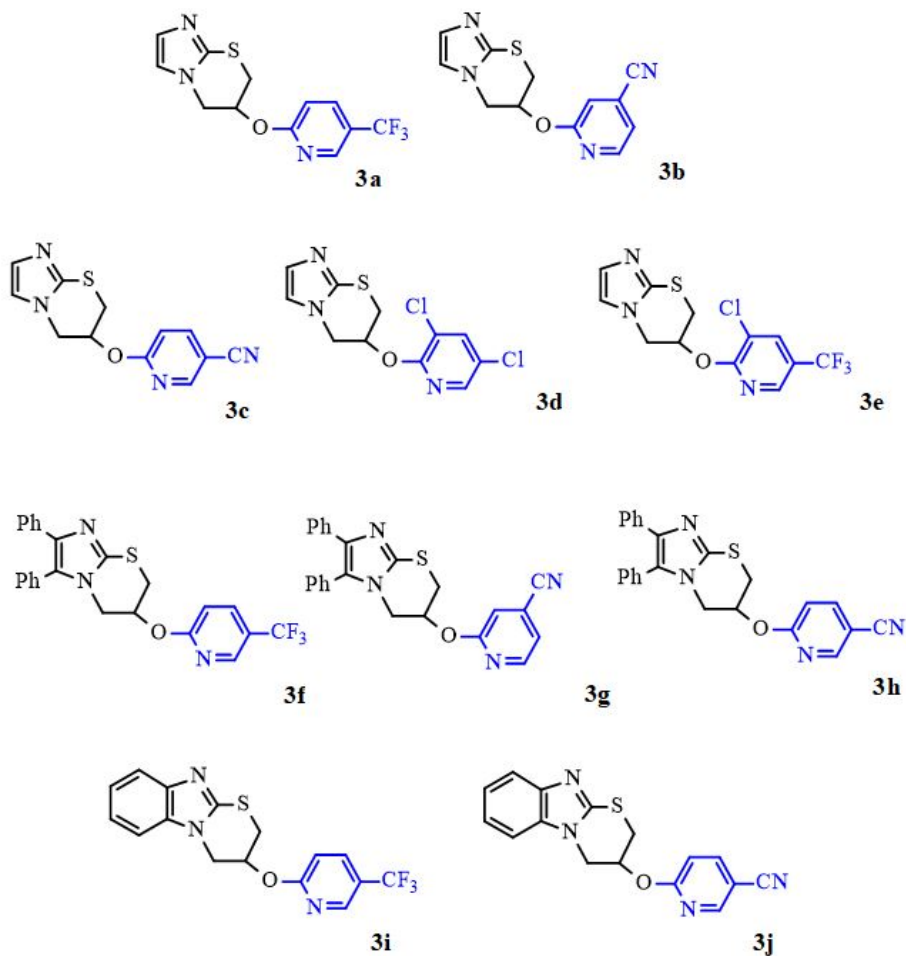


Рис. 2. Сполуки, які досліджувалися на інгібуючу активність

характеризувались більш високими значеннями: маса – 0,210 г, довжина – 15,0 см. Статистично показника схожості, то суттєвої статистично значущої різниці зафіксовано не було.

Оброблення проростків імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазином **3a** також викликало негативний вплив на ріст і розвиток рослинного організму, але зі значно меншою інтенсивністю. При цьому значення показника життєздатності коливалось у межах 98,0–100%, тобто було майже рівнозначним у всіх варіантах, хоча і відзначалась тенденція до його зниження. Зокрема, під час оброблення проростків цією сполукою зниження її концентрації приводило до зменшення інгібуючого ефекту: показник маси проростка коливався від 0,110 г до 0,159 г та довжини – від 4,8 см до 10,4 см за 0,1% – 0,0001% концентрацій робочих розчинів, що було нижче контролю на 0,063–0,189 г (21,2–63,2%) та 6,0–11,6 (36,6–70,7%) відповідно. За умов обробки дистильованою водою (контроль) маса проростків становила 0,299 г, довжина – 16,4 см.

Результати досліджень 2,3-дифеніл-6-{[5-(трифторметил)піридин-2-іл]окси}-6,7-дигідро-5Н-імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазину **3f** свідчать про його вплив, майже аналогічний до сполуки **3a**. У варіантах, де проводили замочування насіння у 0,01–0,001% розчинах досліджуваної сполуки спостерігалась повна ембріональна загибель насіння, що є показником сильної інгібуючої дії. У разі зниження концентрації до 0,0001% цей ефект значно загальмувався. Негативний вплив на ріст і розвиток *Cucumis sativus* зафіксовано і під час оброблення проростків 0,1–0,0001% розчинами сполуки **3f**. Інтенсивність вияву цього впливу була значно нижчою (порівняно із замочуванням насіння) і послаблювалася із зниженням концентрації від 0,001% до 0,0001%. Показник життєздатності відносно варіантів був майже рівнозначним (96,0–98,0%).

Близьким за дією до сполук **3a** та **3f** характеризувався вплив на ріст і розвиток проростків *Cucumis sativus* 3-{[4-(трифторметил)піридин-2-іл]окси}-3,4-дигідро-2Н-бензо[4,5]імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазину **3i**. Замочування насіння у його 0,01–0,001% розчинах викликало загибель рослинного організму. Однак під час оцінки впливу цієї сполуки на біометричні параметри зафіксовано певну відмінність порівняно зі сполуками **3a** та **3f**.

Так, під час оброблення 0,1–0,001% розчинами сполуки **3i** показники маси проростка коливались у межах 0,108–0,111 г, довжини – 3,49–3,97 см, тобто характеризувались майже однаковою силою росту і розвитку. У варіантах за використання сполуки в концентрації 0,0001% спостерігалось наростання інтенсивності вияву інгібуючого ефекту, що забезпечило формування паростків масою 0,07 г та довжиною 2,53 см. У цьому варіанті відзначено і найсильніший пригнічуючий ефект, що забезпечило зниження показника маси проростка на 0,174 г (71,3%) та довжини – на 9,07 см (69,9%) порівняно з контролем ($m = 0,244$ г; $l = 11,60$ см). У контексті взаємозв'язку «структура – інгібуюча активність» слід зауважити, що особливістю досліджених сполук **3a, f, i** є наявність трифлуорометильного замісника у піридинілоксильному фрагменті, причому перехід від імідазольного до бензімідазольного циклу приводить до зростання інгібуючого ефекту в концентрації 0,0001%.

З'ясування впливу сполуки 2-[(6,7-дигідро-5Н-імідазо[2,1-*b*][1,3]тіазин-6-іл)окси]ізонікотинонітрилу **3b** на ріст і розвиток *Cucumis sativus* на ранніх стадіях органогенезу засвідчує майже тотожну дію зі сполуками **3c, g, h**. Так, у всіх варіантах досліджень визначено прояв пригнічуючої дії цих сполук на рослинний організм. Під час замочування насіння інтенсивність прояву інгібуючого ефекту знижувалась у режимі концентрацій робочих розчинів із 0,01% до 0,001%, а далі залишалась майже незмінною, тобто статистично значуща різниця між варіантами була відсутня. За умов 0,01% концентрації сполук показник схожості становив 95,3–98,7%, маса проростка була нижчою за контроль на 33,3–74,3%, а довжина – на 30,9–89,6%. За умов замочування насіння в концентраціях 0,001–0,0001% зниження щодо контролю маси проростка склало 67,6–68,9% (**3b**), 18,5–27,0% (**3c**), 55,6–59,4% (**3g**), 21,2–24,7% (**3h**), довжини – 81,6–86,1% (**3b**), 23,4–26,4% (**3c**), 73,5–81,6% (**3g**), 27,9–30,1% (**3h**) відповідно.

Під час оброблення проростків сполуками **3b, c, g, h** пригнічуючий вплив на біометричні параметри спостерігався в усіх варіантах, однак із дещо іншою залежністю. Однакова інтенсивність його прояву спостерігалась під час оброблення проростків 0,1–0,001% робочими розчинами цих сполук, тобто статистично

значущої різниці виявлено не було. Однак за умов використання цих сполук у концентрації 0,0001% негативний вплив суттєво послабився, що сприяло формуванню проростків масою, близькою до маси контрольного зразка. Такий рівнозначний вплив розчинів на ріст і розвиток *Cucumis sativus* на ранніх стадіях органогенезу, очевидно, зумовлений будовою піридинільного фрагмента, який містить ціаногрупу, причому її розміщення у γ -положенні піридинового циклу сприяє посиленню інгібуючого ефекту.

Результати досліджень впливу сполуки **3j**, яка містить бензоімідазольний фрагмент, на особливості раннього розвитку *Cucumis sativus* свідчать про прояв ефекту, аналогічного до сполук **3b,c,g,h**. У варіантах при замочуванні насіння у 0,01–0,001% робочих розчинах інгібуючий ефект знижувався і за умов подальшого розведення залишався майже незмінним. Аналіз даних щодо впливу сполуки **3j** на ріст і розвиток проростків свідчить про аналогічний пригнічуючий ефект під час її використанні у концентраціях 0,1–0,001%. Найнижчий негативний вплив спостерігався в концентрації 0,0001%, де проростки характеризувались близькими до контролю масою та довжиною. З аналізу інгібуючого впливу сполук **3b,c,g,h,j** із ціановмісним піридинілоксильним фрагментом виходить, що найвищою пригнічуючою дією відзначаються сполуки з імідазо[2,1-b][1,3]тіазиновим циклом.

Вплив 6-[(3-хлор-5-(трифторметил)піридин-2-іл)окси]-6,7-дигідро-5H-імідазо[2,1-b][1,3]тіазину **3d** на особливості раннього росту і розвитку рослинного організму є тотожним сполуці **3e**. Інтенсивність їх прояву в концентраціях 0,01–0,0001% залишалася майже рівнозначною, тобто статично значущої різниці між варіантами виявлено не було. Показник схожості коливався в межах 98,0–99,3%, маси проростка – 0,112–0,141 г, довжини проростка – 10,30–10,96 см, що було нижче контролю на 0,6–2,05%, 0,023–0,067 г (14,0–37,4%), 2,02–2,53 см (16,3–20,0%) відповідно. У контрольному варіанті цих сполук схожість насіння становила 99,3%, 97,3%, маса проростка – 0,164 г та 0,179 г, довжина – 12,42 см та 13,35 см відповідно. Необхідно зазначити, що щодо показника схожості, то між контролем та варіантами з використанням досліджуваних сполук **3d** і **3e** достовірної різниці зафіксовано не було.

Під час оброблення проростків різними робочими розчинами сполук **3d** та **3e** спостерігався вплив, ідентичний до замочування насіння. Це забезпечило життєздатність на рівні 98,0–100,0%, формування проростків масою – 0,120–0,186 г та довжиною 10,03–13,62 см. У контрольних варіантах показник життєздатності становив 99,3% і 98,7%, маса проростка – 0,216 г та 0,198 г, а довжина – 17,42 см та 16,47 см відповідно. Необхідно зазначити, що використання досліджуваних сполук суттєво впливало лише на біометричні параметри проростка. Така ідентичність у інгібуючому впливі вказаних сполук чітко випливає з їх структури, у якій імідазо[2,1-b][1,3]тіазиновий фрагмент поєднаний із дихлорозаміщеним (**3d**) або ж хлоротрифлуорометилзаміщеним (**3e**) піридинільним замісником.

Таким чином, узагальнюючи вищевведені результати досліджень, можна зробити висновок про різноплановий інгібуючий вплив сполук **3a-j** на перебіг фізіологічних процесів у рослинному організмі безпосередньо на ранніх етапах органогенезу. Неоднозначність їх впливу залежить від будови сполуки, дози та способу її застосування. При цьому залежно від інтенсивності та характеру вияву пригнічуючого впливу досліджувані сполуки можна розділити на такі групи:

- сполуки **3a,f,i** із трифлуорометилпіридинільним фрагментом виявляють *епізодичний* пригнічуючий вплив із чіткими інтервалами вияву сильно вираженого інгібуючого впливу;

- сполуки **3b,c,g,h,j** із ціановмісним піридинільним циклом виявляють *помірно епізодичний* інгібуючий вплив, інтенсивність вияву якого не має критичних значень (загибель рослинного організму), але характеризується певним інтервалом посилення пригнічуючого впливу.

- сполуки **3d,e** із дихлоро- та хлоротрифлуорометилзаміщеним піридинільним фрагментом виявляють *рівномірний виражений* вплив. Їх рівномірний інгібуючий ефект спостерігається на всьому спектрі концентрацій.

Сполуки перших двох груп характеризуються певним періодом інтенсивного інгібуючого впливу на рослинний організм, тому доцільним є їх подальше вивчення як складників препаратів гербіцидної дії. Варто зазначити: оскільки перша група сполук **3a,f,i** має досить сильний і стабільний пригнічуючий вплив

Таблиця 1

Вплив синтезованих сполук на основні параметри *Cisimix sativus* на різних етапах органогенезу

Сполука	Показник	Варіант дослідження												НПР [*] ₀₅	
		Оброблення насіння						Оброблення проростка							
		дист. вода	0,1%	0,01%	0,001%	0,0001%	дист. вода	0,1%	0,01%	0,001%	0,0001%				
3a	Схожість/Життєздатність*, %	96,7	-	-	-	94,7	100	99,3	99,3	99,3	99,3	99,3	99,3	99,3	5,0/3,5
	Маса одного проростка, г	0,210	-	-	-	0,188	0,299	0,136	0,148	0,159	0,159	0,159	0,159	0,01/0,02	
	Довжина одного проростка, см	15,0	-	-	-	10,5	16,4	4,8	9,3	10,4	10,4	10,4	10,4	2,12/0,82	
3b	Схожість/Життєздатність*, %	100	-	95,3	99,3	100	100	99,7	100	100	100	100	100	2,53/0,49	
	Маса одного проростка, г	0,222	-	0,057	0,069	0,072	0,282	0,163	0,177	0,223	0,223	0,223	0,01/0,04		
	Довжина одного проростка, см	15,52	-	1,61	2,15	2,86	19,00	13,32	13,57	13,82	13,82	13,82	0,75/2,66		
3c	Схожість/Життєздатність*, %	100	-	98,7	100	100	100	100	100	100	100	100	100	0,97/0,97	
	Маса одного проростка, г	0,222	-	0,148	0,162	0,181	0,298	0,180	0,188	0,192	0,192	0,192	0,03/0,05		
	Довжина одного проростка, см	14,95	-	10,33	11,01	11,45	20,05	11,12	11,35	11,83	11,83	11,83	1,36/3,72		
3d	Схожість/Життєздатність*, %	99,3	-	98,7	98,7	98,0	99,3	99,3	100	99,3	98,0	98,0	98,0	3,0/2,06	
	Маса одного проростка, г	0,164	-	0,128	0,134	0,141	0,216	0,177	0,177	0,178	0,186	0,186	0,03/0,03		
	Довжина одного проростка, см	12,42	-	10,3	10,4	10,34	17,42	13,45	13,37	13,68	13,12	13,12	1,62/2,19		
3e	Схожість/Життєздатність*, %	97,3	-	99,3	98,7	98,7	98,7	98,0	98,7	98,0	98,0	98,0	98,7	3,0/4,26	
	Маса одного проростка, г	0,179	-	0,112	0,123	0,130	0,198	0,129	0,120	0,127	0,124	0,124	0,03/0,04		
	Довжина одного проростка, см	13,35	-	10,82	10,90	10,96	16,47	10,03	10,52	11,10	11,17	11,17	1,94/2,34		
3f	Схожість/Життєздатність*, %	100	-	-	-	99,8	100	96,0	96,0	98,0	98,0	98,0	98,0	2,5/5,58	
	Маса одного проростка, г	0,170	-	-	-	0,110	0,260	0,093	0,095	0,132	0,134	0,134	0,01/0,03		
	Довжина одного проростка, см	12,57	-	-	-	7,45	16,88	5,65	7,30	8,03	8,57	8,57	2,20/3,27		
3g	Схожість/Життєздатність*, %	100	-	96,0	99,3	99,3	100	98,7	100	98,7	99,3	99,3	99,3	3,15/3,0	
	Маса одного проростка, г	0,207	-	0,068	0,084	0,092	0,211	0,151	0,178	0,180	0,222	0,222	0,01/0,03		
	Довжина одного проростка, см	14,27	-	2,53	2,63	3,78	17,27	12,93	12,88	13,13	16,65	16,65	0,82/1,68		
3h	Схожість/Життєздатність*, %	100	-	98,7	100	100	98,7	100	98,7	99,3	100	100	100	0,97/1,82	
	Маса одного проростка, г	0,198	-	0,107	0,149	0,156	0,247	0,129	0,132	0,142	0,189	0,189	0,06/0,02		
	Довжина одного проростка, см	14,45	-	8,70	10,10	10,42	21,06	12,12	12,45	12,53	16,37	16,37	1,56/1,54		
3i	Схожість/Життєздатність*, %	98,0	-	-	-	97,3	100,0	100	98,7	100	99,3	100	99,3	3,40/1,94	
	Маса одного проростка, г	0,131	-	-	-	0,032	0,244	0,110	0,111	0,108	0,070	0,070	0,07/0,05		
	Довжина одного проростка, см	7,7	-	-	-	3,32	11,60	3,97	6,77	3,49	2,53	2,53	6,53/6,21		
3j	Схожість/Життєздатність*, %	100	-	95,3	100	100	100	99,7	100	100	100	100	100	2,71/0,49	
	Маса одного проростка, г	0,217	-	0,065	0,086	0,094	0,255	0,175	0,178	0,170	0,219	0,219	0,02/0,03		
	Довжина одного проростка, см	15,13	-	7,56	10,02	10,28	19,83	13,45	14,05	14,50	17,57	17,57	1,53/2,57		

у концентраціях 0,1–0,001%, то вони є найбільш перспективними для вивчення як складників «досходових» гербіцидів. Підтвердженням цього є зафіксована повна ембріональна загибель насіння у досліді під час його замочування.

Стосовно другої (сполуки **3b,c,g,h,j**) та третьої (сполуки **3d,e**) груп, то вони також характеризуються інгібуючою дією, хоча з дещо меншою інтенсивністю прояву. Ураховуючи те, що їх використання спричиняє вияв та активізацію процесів гниття проростків, то перспективним буде вивчення їх застосування як компонентів під час виробництва «післясходових» гербіцидів.

Підсумовуючи вищевикладене, логічно припустити: оскільки зниження концентрації сполук **3a-j** не змінювало характер впливу, то в агрохімічному аспекті доцільним є продовження їх досліджень як складників препаратів гербіцидної, фунгіцидної та інсектицидної дії.

Методика експерименту

Культура досліджень – дводольна рослина *Cucumis sativus*. Повторюваність експерименту – триразова.

Дослідження з вивчення впливу синтезованих сполук піридинілоксизаміщених (бензо) імідазо[2,1-b][1,3]тіазинів на ранніх стадіях органогенезу рослинних організмів проводили за схемами:

Схема 1. Контроль (замочування насіння у дистильованій воді); замочування насіння у 0,1%, 0,01%, 0,001% та 0,0001% розчині досліджуваної сполуки.

Схожість проростання визначали згідно з Державним стандартом України 4138-2002 «Насіння сільськогосподарських культур. Методи визначення якості» [15], у відсотках до загальної кількості взятого на пророщування насіння, як середнє між трьома варіантами (пробами).

Для визначення цього показника з фракції чистого насіння відбирали поспіль три проби по 50 насінин на кожен варіант досліді. Далі насіння замочували впродовж 24 год у дистильованій воді (контроль) та розчинах досліджуваних сполук відповідних концентрацій. Робочі розчини сполук готували шляхом їх додавання у таких дозах: 1000 мг/л (0,1%), 100 мг/л (0,01%), 10 мг/л (0,001%), 1 мг/л (0,0001%).

Після замочування у розчинах насіння пророщували у чашках Петрі на фільтрувальному папері. Чашки Петрі розміщували в термостатах, де підтримували температуру близько 25°C. За проростанням насіння спостерігали щоденно протягом 7 днів. Схожість виражали відсотковим відношенням кількості насіння, що проросло, до загальної кількості висіяного. Через сім днів пророщування визначали лабораторну схожість.

Схема 2. Контроль (оброблення проростків дистильованою водою); замочування проростків у 0,1%, 0,01%, 0,001% та 0,0001% розчині досліджуваної сполуки.

Проростки для досліджень вирощували на дистильованій воді за дотриманням умов ДСТУ 4138-2002 (наведені вище, схема № 1). На 7-й день їх розвитку розпочинали закладку досліді. Для цього відбирали три проби по 50 шт. непошкоджених та рівнозначних (відхилення у рості не більше 10%) проростків на кожен варіант досліді. Далі проростки обробляли дистильованою водою (контроль) та розчинами досліджуваних сполук відповідних концентрацій. Робочі розчини сполук готували шляхом їх додавання у таких дозах: 1000 мг/л (0,1%), 100 мг/л (0,01%), 10 мг/л (0,001%), 1 мг/л (0,0001%).

Життєздатність проростків виражали відсотковим відношенням кількості проростків, що активно розвиваються, до загальної кількості, яку використано під час закладки досліді (50 шт.).

Для встановлення впливу досліджуваних сполук на біометричні параметри сформованих проростків, на 7-й (схема № 1) та 14-й день (схема № 2) визначали середню масу ваговим методом, та довжину – вимірюванням, аналізуючи по 30 проростків із кожного варіанта досліді.

Вищенаведені схеми дозволяють вивчити особливості впливу різних концентрацій досліджуваних сполук на фізіологічні процеси рослинного організму на стадії проростання насінини та формування проростка.

Математичну обробку результатів досліджень здійснювали методом дисперсійного аналізу за прописом Б.О. Доспехова, з використанням комп'ютерної програми Alfa [16].

ЛІТЕРАТУРА:

- Gong, J.-X.; Cui, Y. He, Z.-L.; Guo, Y.-W. Synthesis, spectral characterization, and antituberculosis activity of thiazino[3,2-*a*]benzimidazole derivatives. *Phosphorus, Sulfur, Silicon*. 2016. 191(7). 1036–1041.
- Kim, P.; Kang, S.; Boshoff, H.I.; Jiricek, J.; Collins, M.; Singh, R.; Manjunatha, U.H.; Niyomrattanakit, P.; Patel, S.; Zhang, L.; Goodwin, M.; Dick, T.; Keller, T.H.; Dowd, C.S.; Barry, C.E. Structure–Activity Relationships of Antitubercular Nitroimidazoles. 2. Determinants of Aerobic Activity and Quantitative Structure–Activity Relationships. *J. Med. Chem.* 2009. 52. 1329–1344.
- Thompson, A.M.; Marshall, A.J.; Maes, L.; Yarlett, N.; Bacchi, C.J. Assessment of a pretomanid analogue library for African trypanosomiasis: Hit-to-lead studies on 6-substituted 2-nitro-6,7-dihydro-5H-imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazine 8-oxides. *Bioorg. Med. Chem. Lett.* 2018. 28. 207–213.
- Saliyeva, L.; Slyvka N.; Litvinchuk, M.; Holota, S.; Grozav, A.; Yakovychuk, N.; Vovk M. Synthesis and evaluation of bioactivity of (2-pyridinyloxy)substituted (benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazines. *Biointerface Research in Applied Chemistry*. 2022. 12(4). 5031–5044.
- Wang, Q. M.; Sun, H. K.; Cao, H. Y.; Cheng, M. R.; Huang, R. Q. Synthesis and herbicidal activity of 2-cyano-3-substitutedpyridinemethylamino-acrylates. *J. Agric. Food Chem.* 2003. 51. 5030–5035.
- Nan, J.-X.; Yang, J.-F.; Lin, H.-Y.; Yan, Y.-C.; Zhou, S.-M.; Wei, X.-F. Chen, Q.; Yang, W.-C.; Qu, R.-Y. and Yang, G.-F. Synthesis and Herbicidal Activity of Triketone-Aminopyridines as Potent p-Hydroxyphenylpyruvate Dioxygenase Inhibitors. *J. Agric. Food Chem.* 2021. 69. 5734–5745.
- Obojska, A.; Berlicki, L.; Kafarski, P.; Lejczak, B.; Chicca, M. and Forlani, G. Herbicidal Pyridyl Derivatives of Aminomethylene-bisphosphonic Acid Inhibit Plant Glutamine Synthetase. *J. Agric. Food Chem.* 2004. 52. 3337–3344.
- Li, G.; Qian, X.; Cui, J.; Huang, Q.; Zhang, R.; Guan, H. Synthesis and Herbicidal Activity of Novel 3-Aminocarbonyl-2-oxazolidinethione Derivatives Containing a Substituted Pyridine Ring. *J. Agric. Food Chem.* 2006. 54. 125–129.
- Liu, X.-H.; Xu, X.-Y.; Tan, C.-X.; Weng, J.-Q.; Xinb, J.-H. and Chen, J. Synthesis, crystal structure, herbicidal activities and 3D-QSAR study of some novel 1,2,4-triazolo[4,3-*a*]pyridine derivatives. Research Article. *Pest Manag Sci.* 2015. 71(2). 292–301.
- Xie, Y.; Chi, H.-W.; Guan, A.-Y.; Liu, C.-L.; Ma, H.-J. and Cui, D.-L. Design, Synthesis, and Herbicidal Activity of Novel Substituted 3-(Pyridin-2-yl)benzenesulfonamide Derivatives. *J. Agric. Food Chem.* 2014. 62. 12491–12496.
- Xie, Y.; Peng, W.; Ding, F.; Liu, S.-J.; Ma, H.-J. and Liu, C.-L. Quantitative structure–activity relationship (QSAR) directed the discovery of 3-(pyridin-2-yl)benzenesulfonamide derivatives as novel herbicidal agents. *Pest Manag Sci.* 2018. 74(1). 189–199.
- Zhao, L.-x.; Hu, J.-j.; Wang, Z.-x. Yin, M.-l.; Zou, Y.-l.; Gao, S.; Fu, Y., Ye, F. Novel phenoxy-(trifluoromethyl) pyridine-2-pyrrolidinone-based inhibitors of protoporphyrinogen oxidase: Design, synthesis, and herbicidal activity. *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 2020. 170. 104–684.
- Wehtje, G.R. Synergism of Dicamba with Diflufenzopyr with Respect to Turfgrass Weed Control. *Weed Technology*. 2008. 22(4). 679–684.
- Armbruster, B.L.; Molin, W.T.; Bugg M.W. Effects of the herbicide dithiopyr on cell division in wheat root tips *Pesticide Biochemistry and Physiology*. 1991. 39(2). 110–120.
- ДСТУ 4138-2002 Насіння сільськогосподарських культур. Методи визначення якості. Державний стандарт України. Вид. офіц. [чинний від 2004-01-01]. Київ : ДП «УкрНДНЦ», 2003. 173 с. [in Ukrainian].
- Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. Москва : Агропромиздат, 1985. 351 с.

REFERENCES:

- Gong, J.-X.; Cui, Y. He, Z.-L.; Guo, Y.-W. Synthesis, spectral characterization, and antituberculosis activity of thiazino[3,2-*a*]benzimidazole derivatives. *Phosphorus, Sulfur, Silicon*. 2016. 191(7). 1036–1041.
- Kim, P.; Kang, S.; Boshoff, H.I.; Jiricek, J.; Collins, M.; Singh, R.; Manjunatha, U.H.; Niyomrattanakit, P.; Patel, S.; Zhang, L.; Goodwin, M.; Dick, T.; Keller, T.H.; Dowd, C.S.; Barry, C.E. Structure–Activity Relationships of Antitubercular Nitroimidazoles. 2. Determinants of Aerobic Activity and Quantitative Structure–Activity Relationships. *J. Med. Chem.* 2009. 52. 1329–1344.
- Thompson, A.M.; Marshall, A.J.; Maes, L.; Yarlett, N.; Bacchi, C.J. Assessment of a pretomanid analogue library for African trypanosomiasis: Hit-to-lead studies on 6-substituted 2-nitro-6,7-dihydro-5H-imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazine 8-oxides. *Bioorg. Med. Chem. Lett.* 2018. 28. 207–213.
- Saliyeva, L.; Slyvka N.; Litvinchuk, M.; Holota, S.; Grozav, A.; Yakovychuk, N.; Vovk M. Synthesis and evaluation of bioactivity of (2-pyridinyloxy)substituted (benzo)imidazo[2,1-*b*][1,3]thiazines. *Biointerface Research in Applied Chemistry*. 2022. 12(4). 5031 – 5044.
- Wang, Q. M.; Sun, H. K.; Cao, H. Y.; Cheng, M. R.; Huang, R. Q. Synthesis and herbicidal activity of 2-cyano-3-substitutedpyridinemethylamino-acrylates. *J. Agric. Food Chem.* 2003. 51. 5030–5035.

6. Nan, J.-X.; Yang, J.-F.; Lin, H.-Y.; Yan, Y.-C.; Zhou, S.-M.; Wei, X.-F. Chen, Q.; Yang, W.-C.; Qu, R.-Y. and Yang, G.-F. Synthesis and Herbicidal Activity of Triketone-Aminopyridines as Potent p-Hydroxyphenylpyruvate Dioxygenase Inhibitors. *J. Agric. Food Chem.* 2021. 69. 5734-5745.
7. Obojska, A.; Berlicki, L.; Kafarski, P.; Lejczak, B.; Chicca, M. and Forlani, G. Herbicidal Pyridyl Derivatives of Aminomethylene-bisphosphonic Acid Inhibit Plant Glutamine Synthetase. *J. Agric. Food Chem.* 2004. 52. 3337-3344.
8. Li, G.; Qian, X.; Cui, J.; Huang, Q.; Zhang, R.; Guan, H. Synthesis and Herbicidal Activity of Novel 3-Aminocarbonyl-2-oxazolidinethione Derivatives Containing a Substituted Pyridine Ring. *J. Agric. Food Chem.* 2006. 54. 125-129.
9. Liu, X.-H.; Xu, X.-Y.; Tan, C.-X.; Weng, J.-Q.; Xinb, J.-H. and Chen, J. Synthesis, crystal structure, herbicidal activities and 3D-QSAR study of some novel 1,2,4-triazolo[4,3-a]pyridine derivatives. Research Article. *Pest Manag Sci.* 2015. 71(2). 292-301.
10. Xie, Y.; Chi, H.-W.; Guan, A.-Y.; Liu, C.-L.; Ma, H.-J. and Cui, D.-L. Design, Synthesis, and Herbicidal Activity of Novel Substituted 3-(Pyridin-2-yl)benzenesulfonamide Derivatives. *J. Agric. Food Chem.* 2014. 62. 12491-12496.
11. Xie, Y.; Peng, W.; Ding, F.; Liu, S.-J.; Ma, H.-J. and Liu, C.-L. Quantitative structure-activity relationship (QSAR) directed the discovery of 3-(pyridin-2-yl)benzenesulfonamide derivatives as novel herbicidal agents. *Pest Manag Sci.* 2018. 74(1). 189-199.
12. Zhao, L.-x.; Hu, J.-j.; Wang, Z.-x. Yin, M.-l.; Zou, Y.-l.; Gao, S.; Fu, Y., Ye, F. Novel phenoxy-(trifluoromethyl) pyridine-2-pyrrolidinone-based inhibitors of protoporphyrinogen oxidase: Design, synthesis, and herbicidal activity. *Pesticide Biochemistry and Physiology.* 2020. 170. 104684.
13. Wehtje, G.R. Synergism of Dicamba with Diflufenzopyr with Respect to Turfgrass Weed Control. *Weed Technology.* 2008. 22(4). 679-684.
14. Armbruster, B.L.; Molin, W.T.; Bugg M.W. Effects of the herbicide dithiopyr on cell division in wheat root tips *Pesticide Biochemistry and Physiology.* 1991. 39(2). 110-120.
15. DSTU 4138-2002 Nasynnya sil's'kogospodars'kih kul'tur. Metodi viznachennya yakosti. Derzhavnij standart Ukraïni. Vid. ofic. [chinnij vid 2004-01-01]. Kiïv: DP «UkrNDNC», 2003. 173 s. [in Ukrainian].
16. Dospekhov B.A. Metodika polevogo opyta. M.: Agropromizdat, 1985. 351 s. [in Russian].

УДК 504.4.062.2:556.38

Оксана ЦЬОСЬ

кандидат сільськогосподарських наук, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0002-9679-9413

Оксана МУЗИЧЕНКО

кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0003-1909-3131

Марія БОЯРИН

кандидат географічних наук, доцент, доцент кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Волинський національний університет імені Лесі Українки, пр. Волі, 13, м. Луцьк, Україна, 43025

ORCID: 0000-0001-9822-5897

Ольга БЄДУНКОВА

доктор біологічних наук, доцент, професор кафедри екології, технології захисту навколишнього середовища та лісового господарства, Національний університет водного господарства та природокористування, вул. Соборна, 11, м. Рівне, Україна, 33028

ORCID: 0000-0003-4356-4124

Scopus-Author ID: 57193439260

Бібліографічний опис статті: Цьось, О., Музиченко, О., Боярин, М., Бєдункова, О. (2021). Вплив урбосистеми міста Ковеля на якість води річки Турія. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 62–67, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-9>

ВПЛИВ УРБОСИСТЕМИ МІСТА КОВЕЛЬ НА ЯКІСТЬ ВОДИ РІЧКИ ТУРІЯ

Інтенсивний розвиток урбанізаційних процесів призвів до забруднення поверхневих вод річок біогенними речовинами, сполуками важких металів, нафтопродуктами, фенолом. Погіршення якості води спостерігається в р. Турія в межах м. Ковель. Основними джерелами забруднення р. Турія в межах міста є стічні води ВАТ «Ковельмолоко», УВКГ «Ковельводоканал», стихійні сміттєзвалища в межах водоохоронних вод.

Нами досліджено, що на формування якості води р. Турія суттєво впливають речовини сольового та трофо-сапробіологічного блоку. У створі № 2 спостережено незначне зростання показників сольового блоку. Серед показників трофо-сапробіологічного блоку найгірші значення у створі № 2 зафіксовані для кисню ($5,1 \text{ mgO}_2/\text{dm}^3$) та фосфатів ($0,26 \text{ mgP}/\text{dm}^3$). Перевищення у створі № 2 показників розчиненого кисню, фосфатів пов'язане з надходженням стічних вод з очисних систем. Серед показників трофо-сапробіологічного блоку найвищі значення у створі № 1 мали азот нітратний – 7,0, біхроматна окиснюваність – 5,1 та БСК₅ – 4,7. У створі № 2 серед речовин трофо-сапробіологічного блоку найвищої категорії сягали азот нітратний – 7,0 та азот нітритний – 6,2.

Інтегральний екологічний індекс якості води р. Турія перебував в інтервалі від категорії 3,7 у м. Ковель, 500 м вище очисних систем – стан «добрий», ступінь чистоти – «досить чисті», що відповідає II класу якості води – стан «добрий», ступінь чистоти – «чиста», до 4,2 категорії у с. Бахів, 500 м нижче випуску очисних систем – стан «задовільний», ступінь чистоти «слабкозабруднена», що відповідає III класу якості води – стан «задовільний», ступінь чистоти «забруднена».

Ключові слова: урбосистема, річка Турія, якість води, екологічний індекс.

Oksana TSOS

Candidate of Agricultural Sciences, Associate Professor at the Department of Ecology and Nature Management, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli Avenue, Lutsk, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0002-9679-9413

Oksana MUZYCHENKO

Candidate of Biological Sciences, Associate Professor, Associate Professor at the Department of Ecology and Nature Management, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli ave., Lutsk, Volyn region, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0003-1909-3131

Mariia BOIARYN

Candidate of Geographical Sciences, Associate Professor, Associate Professor at the Department of Ecology and Nature Management, Lesya Ukrainka Volyn National University, 13 Voli ave., Lutsk, Volyn region, Ukraine, 43025

ORCID: 0000-0001-9822-5897

Olha BIEDUNKOVA

Doctor of Biology, Associate Professor, Professor at the Department of Ecology, Environmental Technology and Forestry, National University of Water and Environmental Engineering, 11 Soborna str., Rivne, Ukraine, 33028

ORCID: 0000-0003-4356-4124

Scopus-Autor ID: 57193439260

To cite this article: Tsos, O., Muzychenko, O., Boiaryn, M., Biedunkova, O. (2021). The influence of the urbosystem of the city of Kovel on water quality river Turiya. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 62–67, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-9>

THE INFLUENCE OF THE URBOSYSTEM OF THE CITY OF KOVEL ON WATER QUALITY RIVER TURIYA

Intensive development of urbanization processes has led to pollution of surface waters of rivers with nutrients, heavy metal compounds, petroleum products, phenol. Deterioration of water quality is observed in the river Turia within the city of Kovel. The main sources of pollution of the Turia River within the city are sewage of “Kovelmoloko”, “Kovelvodokanal”, natural landfills within the water protection waters. We investigated that the formation of water quality of the Turia River is significantly influenced by the substances of the salt and tropho-saprobiological block. In sampling site № 2 below the descent of the treatment systems, an increase in all indicators of the salt block was observed. In sampling site № 2, an insignificant increase in the indicators of the salt block was noted. Among the indicators of the tropho-saprobiological block, the worst values sampling site № 2 were recorded for oxygen – 5.1 mgO₂/dm³ and phosphates – 0,26 mgP/dm³. Excess in the sampling site № 2 indicators of dissolved oxygen, phosphates, associated with the inflow of wastewater from treatment systems. Among the indicators of the tropho-saprobiological block, the highest values in the sampling site № 1 were nitrate nitrogen – 7,0, dichromate oxidation – 5,1 and biological oxygen consumption – 4,7.

The integrated ecological index of water quality of the Turia River was in the range from category 3,7 in Kovel, 500 m above the treatment systems – good condition, degree of purity – “sufficiently clean”, which corresponds to the second class of water quality – “good condition”, the degree of purity “pure” to 4,2 categories in the vill. Bachiv, 500 m below the production of treatment systems – condition “satisfactory”, the degree of purity “slightly contaminated”, which corresponds to the third class of water quality – condition “satisfactory”, the degree of purity “contaminated” quite clean.

Key words: urbansystem, Turia river, water quality, ecological index.

Актуальність проблеми. Одним із визначальних факторів економічного розвитку та соціального благополуччя суспільства є водні ресурси, тому раціональне використання водних об'єктів, їх охорона та збереження має вагомe значення. В умовах урбосистем значно зростає антропогенний тиск

на поверхневі води, оскільки у водні об'єкти з поверхневим стоком та каналізаційними стічними водами потрапляють різноманітні забруднювальні речовини. Створення меліоративних систем, водосховищ та ставків у басейнах річок значно змінює гідрометричні та гідрохімічні характеристики та екологічний стан водних

об'єктів. Особливо чутливими до антропогенного забруднення є малі та середні річки.

Вищевказані фактори впливу на поверхневі води характерні й для р. Турія, оскільки її переважним живленням є снігове (із великою часткою дощових вод). Так, у м. Ковель на досліджуваному водотоці створено водосховище площею 54,8 га і об'ємом 2,7 млн м³. Крім того, на притоках р. Турія – Воронка та Чорна створені меліоративні системи «Воронка» та «Польдер» відповідно (Еколог. пасп. м. Ковель). Отже, моніторинг якості води в р. Турія в межах урбанізованих територій є актуальним.

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

На екологічний стан басейну р. Турія та якість поверхневих вод значно вплинуло створення осушувальних систем. Із середини ХХ століття в басейні річки збудовано п'ять великих осушувальних систем загальною площею 19 755 га: «Верхів'я р. Турія» (площею 2 905 га), «Красновольська» (площею 8 405 га), «Кричевицька» (площею 3 549 га), «Стобихівська» (площею 2 451 га), «Сошичнлянська» (площею 2 445 га) (Зузук, 2012).

Науковці О.А. Ліхо та І.А. Бондарчук дослідили зміни якості води р. Турія під впливом осушувальних меліорацій за 1947–1994 роки. Проаналізовано дані гідрохімічних досліджень проб води зі створу-водотоку, що розташовується в с. Ягідне, безпосередньо після осушувальної системи «Верхів'я р. Турія».

Установлено, що за роки функціонування осушувальної системи якість води погіршилася з II до IV класу, зросли показники якості води за сольовим, трофо-сапробіологічним складом та специфічними речовинами токсичної дії (Ліхо, 2012).

І.М. Нетробчук та Л.М. Миколук проаналізували динаміку змін якості води в р. Турія за період із 2007 р. до 2016 р. у пунктах 2 км вище за течією і 1,5 км нижче м. Ковель. Установлено, що за середньорічними інтегральними індексами поверхневі води р. Турія належали до 2 і 3 категорії якості води 2 км вище і 1,5 км нижче м. Ковеля відповідно. Виявлено тенденцію до збільшення значень індексів за блоками трофо-сапробіологічних показників і специфічних речовин токсичної дії вниз за течією.

Автори зазначають, що на тлі економічної кризи промислові підприємства міста або не працюють або значно знизили обсяги виробництва, проте основними джерелами забруд-

нення р. Турія є випуски недостатньо очищених стічних вод із ВАТ «Ковельмолоко», очисних споруд УВКГ «Ковельводоканал», несанкціоновані підключення каналізаційних стоків від домогосподарств до колекторів зливної каналізації міста. Погіршення екологічного стану р. Турія спричинене також розміщенням стихійних сміттєзвалищ у межах водоохоронних зон, частим порушенням і недотриманням водоохоронного режиму, забрудненням поверхневих вод стоками з приватного сектору міста (Нетробчук, 2018).

На думку авторів, погіршення гідрологічного та екологічного стану води річки Турія пов'язане також із кліматичними чинниками. Високі температури повітря влітку та дефіцит опадів формують межень, що призводить до обміління та заростання русла вищою водною рослинністю (Нетробчук, 2018).

Метою дослідження є оцінка якості води в р. Турія за гідрохімічними показниками в межах м. Ковель.

Виклад основного матеріалу дослідження.

Місто Ковель є центром Ковельського району Волинської області, вперше його назва згадується в історичних документах 1518 р. Нині це промислово розвинене місто, один із найпотужніших залізничних вузлів Західної України. Ковель розташований у середній течії р. Турія. Довжина русла річки у м. Ковель становить 3,8 км по правому березі та 6,8 км – по лівому. На території міста протікають також її притоки – р. Воронка, довжиною 19 км, в межах міста – 0,3 км та р. Чорна, довжиною 12 км, в межах міста – 5,6 км (Еколог. пасп. м. Ковель).

Річка Турія є правою притокою першого порядку р. Прип'ять, протікає в межах Волинської області. Її довжина становить 192,9 км, площа басейну водозбору – 2 922,86 км². Уздовж берегової лінії розміщено 39 населених пунктів, серед яких є смт Турійськ (5 812 мешкан.) та м. Ковель (67 991 мешкан.). Найбільші притоки – Рудка, Воронка, Бобрівка, Вільшанка, Сукачі, Дурниця (Регіон. офіс водн. рес. у Волин. обл.; Гопчак, 2007; Фесюк, 2016). Код р. Турія за дескрипторами Водної рамкової директиви – UA R 16 L 1 O (Методика визнач. масив. поверхн. та підзем. вод).

Для проведення досліджень нами були вибрані репрезентативні створи, де посезонно протягом 2018 р. здійснювались відбори проб води (табл. 1).

Репрезентативні створи відбору проб води р. Турія (м. Ковель)

№ створу	Адміністративне місцезнаходження тестової ділянки	Відстань від гирла річки, км	Обґрунтування репрезентативності
1	м. Ковель, 500 м вище КОС «Ковельводоканалу»	79,29	Контрольний створ, вплив сільськогосподарської освоєності басейну, середня частина русла річки
2	с. Бахів, 500 м нижче випуску КОС «Ковельводоканалу»	78,29	Контрольний створ, вплив скиду стічних вод КОС «Ковельводоканалу», середня частина русла річки

Екологічна оцінка якості води у створах р. Турія проводилась за «Методикою екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» з уточненням категорій за екологічними нормативами природних зон України (Романенко, 1998).

Згідно з вищевказаною «Методикою» оцінка якості води проводиться за трьома блоками речовин. До першого (сольового) блоку належать показники суми іонів, умісту сульфатів та хлоридів. До другого (трофо-сапробіологічного) блоку входять показники вмісту завислих речовин, рН, розчиненого кисню, ХСК (Mn), ХСК (Cr), БСК₅, нітрогену амонійного, нітратного, нітритного, фосфатів, феруму. Третій блок (специфічних речовин токсичної дії) містить показники купруму, цинку, свинцю, хрому, нафтопродуктів, СПАР.

Середні значення для трьох блокових індексів якості води визначали через розрахунок середніх значень номерів категорій за всіма показниками кожного блоку (Гриценко, 2012).

Вагоме значення має ступінь наближення значень показника до межі наступного (гіршого) класу, тому ми проводили розрахунок уточнення категорії за кожним гідрохімічним показником:

$$K_y = K + (A_c - K_{min}) / (K_{max} - K_{min}), \quad (1)$$

де K_y – уточнене значення категорії; K – ціле число категорії якості вод, що відповідає номеру тієї категорії, до якої належить абсолютна величина показника; A_c – абсолютна величина показника якості вод у пункті контролю; K_{min} і K_{max} – найменше і найбільше значення діапазону величин категорії якості вод, до якої належить абсолютна величина показника.

Екологічний індекс якості води (I_e) визначали за формулою:

$$I_e = \frac{I_a + I_b + I_c}{3}, \quad (2)$$

де I_a – індекс сольового блоку; I_b – індекс трофо-сапробіологічного блоку; I_c – індекс блоку специфічних речовин токсичної дії.

У створі № 1 серед показників сольового блоку найвищі значення мали сульфати, сягаючи 4,9 категорії, а у створі № 2 – хлориди, сягаючи категорії 4,5 за середніми значеннями ознак. Середні значення показників сольового складу, крім суми іонів, незначно переважали у створі № 2.

Серед показників трофо-сапробіологічного блоку найвищі значення у створі № 1 р. Турія мали азот нітратний, азот нітритний, біхроматна окиснюваність та БСК₅. За середніми значеннями ознак ці показники мали такі категорії: азот нітратний – 7,0; азот нітритний – 5,9; ХСК – 5,1; БСК₅ – 4,7. У створі № 2 серед речовин трофо-сапробіологічного блоку за середніми значеннями ознак найвищої категорії сягали азот нітратний – 7,0 та азот нітритний – 6,2. У цьому ж створі зафіксовано значне погіршення середнього значення показника розчиненого кисню (створ № 1 – 8,18 мгО₂/дм³ – 1 категорія, створ № 2 – 5,9 мгО₂/дм³ – 5,1 категорія) та фосфатів (0,11 мгР/дм³ – 5,1 категорія і 0,26 мгР/дм³ – 6,2 категорія).

За показниками специфічних речовин токсичної дії у створі № 1 усі речовини мали значення в межах 1,0 категорії, окрім нафтопродуктів, які за середніми значеннями ознак сягали 7,0 категорії. У створі № 2 найвищі значення мали феноли леткі з категорією 6,0; СПАР із категорією 5,7; нафтопродукти з категорією 5,7 за середніми значеннями ознак. У створі № 1 за середніми значеннями переважали нафтопродукти (0,31 мг/дм³ – 7 категорія і 0,175 мг/дм³ – 5,7 категорія). У створі № 2 значно переважали СПАР (0,01 мг/дм³ – 2 категорія і 0,085 мг/дм³ – 5,7 категорія) та феноли леткі (0,001 мг/дм³ – 2 категорія та 0,01 мг/дм³ – 6 категорія).

Перевищення вмісту нафтопродуктів у воді створу № 2 пов'язане з потраплянням їх у воду з поверхневим стоком, оскільки він розташований поряд з автомагістраллю. Високі значення показників розчиненого кисню, фосфатів,

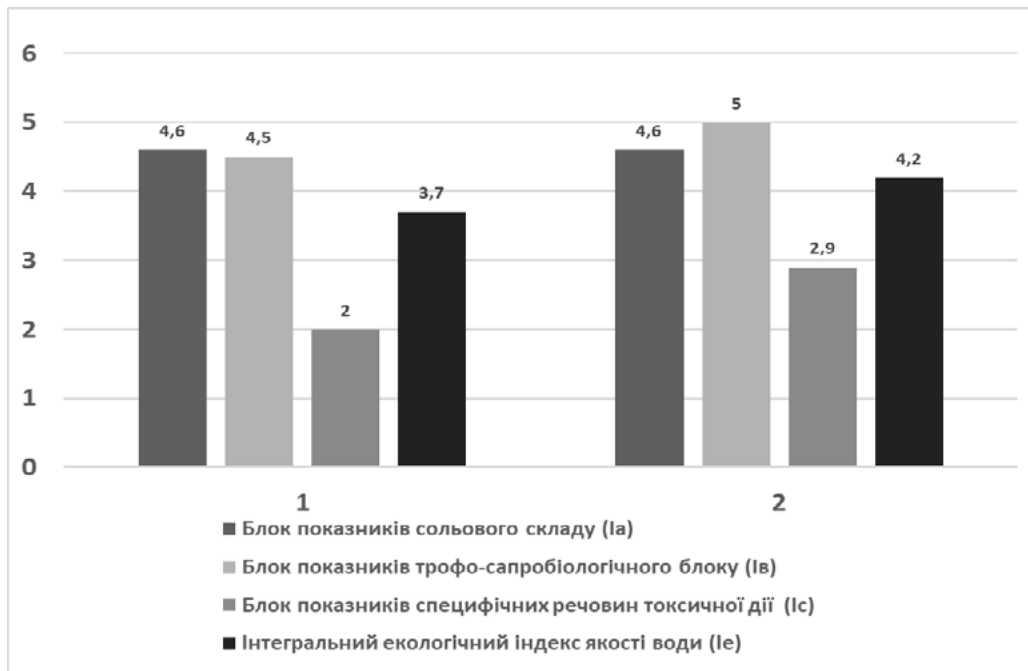


Рис. 1. Просторова динаміка якості поверхневих вод р. Турія у репрезентативних створах спостережень, 2018 р.

1. Створ № 1 – м. Ковель, 500 м вище випуску о/с м. Ковеля.
2. Створ № 2 – с. Бахів, 500 м нижче випуску о/с.

СПАР у створі № 2 спричинені надходженням стічних вод із міських очисних споруд.

На рис. 1 зображено величини блокових індексів та інтегрального екологічного індексу у створі № 1 та № 2 за 2018 р.

Із рис. 1 видно, що індекси сольового блоку мають однакові значення у двох створах – 4,6. Індекс трофо-сапробіологічного блоку у створі № 1 має менше значення, ніж у другому (4,5 і 5,0 відповідно). Блоковий індекс показників специфічної та токсичної дії у створі № 1 теж має менше значення, ніж у створі № 2 (2 і 2,9 відповідно).

Інтегральний екологічний індекс якості води р. Турія за середніми значеннями показників коливався в межах від 3,7 категорії у створі № 1 – стан «добрий», ступінь чистоти – «досить чисті», що відповідало II класу якості води – стан «добрий», ступінь чистоти – «чиста», до 4,2 категорії у створі № 2 – стан «задовільний», ступінь чистоти – «слабкозабруднена», що відповідає III класу якості води – стан «задовільний», ступінь чистоти – «забруднена».

Висновки і перспективи подальших досліджень. За результатами дослідження встановлено, що на формування якості води р. Турія в межах розташування обох створів значно впливають речовини сольового та трофо-сапробіологічного блоку, як-от біогенні елементи (азот нітратний, азот нітритний, фосфати). За середніми значеннями ознак найвищої категорії сягали азот нітратний – 7,0; азот нітритний – 6,2; фосфати – 6,2. Із блоку специфічних речовин токсичної дії за середніми значеннями ознак 7,0 категорії сягали нафтопродукти, що відповідає V класу якості води – стан «дуже поганий», ступінь чистоти – «дуже брудний». Інтегральний екологічний індекс якості поверхневих вод р. Турія за середніми значеннями ознак коливався в межах від 3,7 категорії у створі № 1 до 4,2 категорії у створі № 2.

Екологічний стан поверхневих вод р. Турія в межах м. Ковель оцінюється в діапазоні II–III класів якості – стан «добрий-задовільний», ступінь чистоти «чиста-забруднена».

ЛІТЕРАТУРА:

1. Екологічний паспорт м. Ковель. Офіційний сайт Волинської обласної державної адміністрації. URL: <https://voladm.gov.ua/article/ekologichniy-pasport-mkovel/> (дата звернення 01.11.2021).

2. Зузук Ф.В., Колошко Л.К., Карпюк З.К.осушені землі Волинської області та їх охорона : монографія. Луцьк : Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2012. 293 с.
3. Ліхо О.А., Бондарчук І.А. Врахування впливу осушувальних меліорацій в методиці оцінки екологічного стану басейнів малих річок Полісся України. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Серія «Сільськогосподарські науки»*. Вип. 4 (60), 2012. С. 83–89.
4. Нетробчук І.М., Миколок Л.М. Екологічна оцінка та динаміка змін якості води річки Турія у Волинській області. *Наукові записки СумДПУ імені А. С.Макаренка. Географічні науки*. Вип. 9. 2018. С. 69–77.
5. Нетробчук І.М., Миколок Л.М. Оцінка антропогенного навантаження на басейн річки Турія у Волинській області. *Вісник Київського національного університету імені Т. Г. Шевченка. Географія*. Вип. 1 (70). 2018. С. 64–67.
6. Методика экологической оценки качества поверхностных вод по соответствующим категориям / В.Д. Романенко, В.М. Жукинский, О.П. Окснюк и др.. Киев : СИМВОЛ–Т, 1998. 28 с.
7. Регіональний офіс водних ресурсів у Волинській області. URL: <https://www.vodres.gov.ua/> (дата звернення 01.11.2021).
8. Гопчак І.В. Екологічна оцінка стану поверхневих вод : автореф. дис. ... канд. геогр. наук : 11.00.07. Київ. нац. ун-т імені Т.Г. Шевченка Київ, 2007. 20 с.
9. Сучасний екологічний стан та перспективи екологічно безпечного стійкого розвитку Волинської області / за ред. В.О. Фесюка. Київ : ТОВ «Підприємство ВІ ЕН ЕЙ», 2016. 316 с.
10. Про затвердження Методики визначення масивів поверхневих та підземних вод : Наказ № 4 Міністерства екології та природних ресурсів України від 4.01.2019 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0287-19#n14> (дата звернення 06.11.2021).
11. Гриценко А.В., Васенко О.Г., Верніченко Г.А. Проект Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями. Харків : УкрНДІЕП, 2012. 37 с.

REFERENCES:

1. Ekolohichniy pasport m. Kovel. Ofitsiyniy sait Volynskoi oblasnoi derzhavnoi administratsii. [Ecological passport of Kovel. Official site of the Volyn Regional State Administration]. URL: <https://voladm.gov.ua/article/ekolohichniy-pasport-mkovel/> (data zvernennia 01.11.2021) [in Ukrainian].
2. Zuzuk, F.V., Koloshko, L.K., Karpiuk, Z.K. Osusheni zemli Volynskoi oblasti ta yikh okhorona. [Drained lands of Volyn region and their protection]: monohrafiia. Lutsk: Volyn. nats. un-t im. Lesi Ukrainky, 2012. 293 s [in Ukrainian].
3. Likho, O.A., Bondarchuk, I.A. Vrahuvannia vplyvu osushivalnykh melioratsii v metodytsi otsinky ekolohichnoho stanu baseiniv malykh richok Polissia Ukrainy. [Taking into account the impact of drainage reclamation in the method of assessing the ecological status of the basins of small rivers of Polissya, Ukraine]. *Visnyk Natsionalnoho universytetu vodnoho hospodarstva ta pryrodokorystuvannia. Seriiia «Silskohospodarski nauky»*. Vyp. 4 (60), 2012 r. S. 83-89 [in Ukrainian].
4. Netrobchuk, I.M., Mykoliuk, L.M. Ekolohichna otsinka ta dynamika zmin yakosti vody richky Turiiia u Volynskii oblasti. [Ecological assessment and dynamics of changes in water quality of the river Turia in the Volyn region]. *Naukovi zapysky SumDPU imeni A. S. Makarenka. Neohrafichni nauky*. Vyp. 9. 2018. S. 69-77 [in Ukrainian].
5. Netrobchuk, I.M., Mykoliuk, L.M. Otsinka antropohennoho navantazhennia na basein richky Turiiia u Volynskii oblasti. [Estimation of anthropogenic load on the basin of the river Turia in the Volyn region]. *Visnyk Kyivskoho natsionalnoho universytetu imeni T. H. Shevchenka. Neohrafiia*. Vyp. 1 (70). 2018. S. 64-67 [in Ukrainian].
6. Romanenko, V.D., Zhukinskiy, V.M., Oksiyuk, O.P. i dr. Metodika ekologicheskoy otsenki kachestva poverhnostnykh vod po sootvetstvuyuschim kategoriyam. [Methods of ecological assessment of surface water quality in the relevant categories]. Kiev: SIMVOL–T, 1998. 28 s [in Russian].
7. Rehionalnyi ofis vodnykh resursiv u Volynskii oblasti. [Regional Office of Water Resources in Volyn Region]. URL: <https://www.vodres.gov.ua/> (data zvernennia 01.11.2021) [in Ukrainian].
8. Hopchak, I.V. (2007) Ekolohichna otsinka stanu poverkhnevnykh vod [*Ecological assessment of surface water*]. Extended abstract of candidate's thesis. Kyiv. Natsion. Taras Shevchenko University [in Ukrainian].
9. Suchasnyi ekolohichniy stan ta perspektyvy ekolohichno bezpechnoho stiikoho rozvytku Volynskoi oblasti [The current ecological situation and prospects of environmentally safe sustainable development of the Volyn region] / za red. V. O. Fesiuka. Kyiv: TOV «Pidpriemstvo VI EN EI», 2016. 316 s [in Ukrainian].
10. Nakaz № 4 Ministerstva ekolohii ta pryrodnykh resursiv Ukrainy vid «Pro zatverdzhennia Metodyky vyznachen-nia masyviv poverkhnevnykh ta pidzemnykh vod» vid 4.01.2019 r. [Order № 4 of the Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine from «On approval of the Methodology for determining the massifs of surface and groundwater» from 4.01.2019. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0287-19#n14> (data zvernennia 01.11.2021) [in Ukrainian].
11. Hrytsenko, A.V., Vasenko, O.H., Vernichenko, H.A. Proekt Metodyky ekolohichnoi otsinky yakosti poverkhnevnykh vod za vidpovidnymy katehoriiami. [Project Methods of ecological assessment of surface water quality by relevant categories]. Kharkiv: UkrNDIEP, 2012. 37 s [in Ukrainian].

УДК 502:504

Ангеліна ЧУГАЙ

доктор технічних наук, доцент, декан природоохоронного факультету, Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська, 15, м. Одеса, Україна, 65016

ORCID: 0000-0002-8091-8430

Галина БОРОВСЬКА

кандидат географічних наук, доцент кафедри метеорології та кліматології, Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська, 15, м. Одеса, Україна, 65016

ORCID: 0000-0001-9649-7661

Данило ТИМОШЕНКО

магістрант кафедри екології та охорони довкілля, Одеський державний екологічний університет, вул. Львівська, 15, м. Одеса, Україна, 65016

Бібліографічний опис статті: Чугай, А., Боровська, Г., Тимошенко, Д. (2021). Оцінка техногенного впливу на повітряний басейн північних регіонів України. *Проблеми хімії та сталого розвитку*, 4, 68–73, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-10>

ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ПОВІТРЯНИЙ БАСЕЙН ПІВНІЧНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

Проблема забруднення і техногенного впливу на повітряний басейн залишається особливо гострою для регіонів України. У роботі здійснено оцінку і аналіз техногенного впливу на повітряний басейн окремих північних областей України (Житомирська, Чернігівська і Сумська). За даними Національної доповіді, обсяги викидів забруднювальних речовин у цих регіонах від стаціонарних джерел є незначними (порівняно з іншими регіонами). Переважними джерелами викидів залишаються пересувні. Як вихідні дані використані матеріали Регіональних доповідей про викиди забруднювальних речовин в атмосферне повітря за 2015–2020 рр. Для оцінки техногенного впливу на повітряний басейн використано модуль техногенного навантаження на повітряний басейн $M_{\text{ПБ}}$. Також проаналізовано вплив виробничої діяльності на стан повітряного басейну із застосуванням коефіцієнта екологічної шкоди $K_{\text{ЕШ}}$ від викидів забруднювальних речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами. Виявлено, що в Житомирській і Сумській областях показники загального обсягу викидів є майже порівняними за період дослідження. У Чернігівській області з 2017 р. спостерігається суттєве зменшення викидів забруднювальних речовин. Внесок пересувних джерел забруднення максимальним є у Житомирській області, мінімальним – у Чернігівській. Рівень техногенного навантаження за значенням $M_{\text{ПБ}}$ є максимальним у Сумській області. При максимальних значеннях викидів забруднювальних речовин у 2015–2016 рр. у Чернігівській області рівень техногенного навантаження є нижчим порівняно із Сумською. Значення $K_{\text{ЕШ}}$ у Житомирській області в середньому вище, ніж у Чернігівській. Відзначено суттєве зменшення $K_{\text{ЕШ}}$ у Чернігівській області, що свідчить про поліпшення умов екологічної безпеки від виробничої діяльності регіону. Отримані результати можна уточнювати з урахуванням однакового переліку забруднювальних речовин, які враховуються при розрахунках.

Ключові слова: техногенний вплив, повітряний басейн, північні регіони.

Angelina CHUGAI

Doctor of Science (Technical), Associate Professor, Dean of Nature Protection Faculty, Odesa State Environmental University, 15 Lvivska str., Odesa, Ukraine, 65106

ORCID: 0000-0002-8091-8430

Halyna BOROVSKA

PhD in Geography, Associate Professor at the Department of Meteorology and Climatology, Odesa State Environmental University, 15 Lvivska str., Odesa, Ukraine, 65106

ORCID: 0000-0001-9649-7661

Danylo TYMOSHENKO*Undergraduate at the Department of Environmental Science and Environmental Protection, Odesa State Environmental University, 15 Lvivska str., Odesa, Ukraine, 65106*

To cite this article: Chugai, A., Borovska, H., Tymoshenko, D. (2021). Otsinka tekhnogennoho vplyvu na povitrianyi basin pivnichnykh rehioniv Ukrainy [Assessment of technogenic impact on the air basin of the Ukraine northern regions]. *Problems of Chemistry and Sustainable Development*, 4, 68–73, doi: <https://doi.org/10.32782/pcsd-2021-4-10>

ASSESSMENT OF TECHNOGENIC IMPACT ON THE AIR BASIN OF THE UKRAINE NORTHERN REGIONS

The problem of pollution and technogenic impact on the air basin remains particularly acute for the regions of Ukraine. The paper evaluates and analyzes the technogenic impact on the air basin of some northern regions of Ukraine (Zhytomyr, Chernihiv and Sumy). According to the National Report, pollutant emissions in these regions from stationary sources are insignificant compared to other regions. But the predominant sources of emissions remain mobile. The materials of the Regional Reports on pollutant emissions for 2015–2020 were used as initial data. The module of technogenic load M_{AB} on the air pool was used to assess. The impact of production activities on the state of the air basin was also analyzed using the coefficient of environmental damage C_{ED} from emissions of pollutants to the atmosphere by stationary sources. It was found that in Zhytomyr and Sumy regions the indicators of total emissions are almost comparable for the study period. In the Chernihiv region since 2017 there has been a significant reduction in emissions of pollutants. The contribution of mobile sources of pollution is maximum in Zhytomyr region, minimum – in Chernihiv region. The level of technogenic load according to the M_{AB} is the maximum in Sumy region. With the maximum values of pollutant emissions in 2015–2016 in the Chernihiv region, the level of technogenic load is lower compared to Sumy region. The value of C_{ED} in Zhytomyr region is on average higher than in Chernihiv region. There has been a significant decrease in the number of C_{ED} registers in the Chernihiv region, which indicates an improvement in environmental safety from the production activities of the region. The obtained results can be specified taking into account the same list of pollutants that are taken into account in the calculations.

Key words: *technogenic impact, air basin, northern regions.*

Вступ. Проблема забруднення і техногенного впливу на повітряний басейн залишається особливо гострою для регіонів України. У великих промислово-міських агломераціях рівень забруднення формується залежно від виду виробництва і рівнів технологій, що застосовуються. Крім того, у більшості міст України перше місце серед джерел забруднення повітря міцно утримується автомобільним транспортом (до 80% і більше від загального обсягу викидів).

Метою статті є оцінка й аналіз техногенного впливу на повітряний басейн окремих північних областей України (Житомирська, Чернігівська і Сумська).

До основних джерел забруднення атмосфери Житомирської області належать теплове та енергетичне устаткування, промислові підприємства, добувна та обробна галузь господарства, а також усі види транспорту (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області, 2020). Переважним забруднювачем атмосферного повітря є пересувні джерела (більше 80% викидів в окремі роки).

Сумська область характеризується розвиненим промисловим потенціалом і, за окремими даними, за рівнем техногенного навантаження посідає місце в першому десятку регіонів України (Сумська область, 2021).

Основа економіки Чернігівської області становлять промисловість і сільське господарство. Пріоритетними галузями промисловості є харчова, целюлозно-паперова, паливна, машинобудівна, а також хімічна, легка і деревообробна (Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області, 2019).

За даними Національної доповіді (Національна доповідь, 2019), обсяги викидів забруднювальних речовин (далі – ЗР) у цих регіонах від стаціонарних джерел є незначними (порівняно з іншими регіонами, як-от Вінницька, Дніпропетровська, Запорізька та ін. області). Але згідно з літературними джерелами переважними джерелами викидів залишаються пересувні.

Матеріали і методи досліджень. Як вихідні дані в роботі використані матеріали Регіональних доповідей про викиди ЗР в атмосферне повітря від стаціонарних і пересувних джерел забруднення за 2015–2020 рр.

Для оцінки техногенного навантаження на повітряний басейн регіонів дослідження використано модуль техногенного навантаження на повітряний басейн $M_{ПБ}$, запропонований у роботі (Чугай, 2020). Цей показник визначається як відношення обсягу викидів ЗР від стаціонарних і пересувних джерел за 1 рік (тис. т) до площі адміністративного регіону або області. Визначення $M_{ПБ}$ передбачає підсумовування обсягів викидів ЗР з указаних джерел.

Також проаналізовано вплив виробничої діяльності на стан повітряного басейну. Із цією метою застосовано коефіцієнт екологічної шкоди $K_{ЕШ}$ від викидів ЗР в атмосферне повітря стаціонарними джерелами. У загальному вигляді (згідно з методикою (Радевич, Ночовна & Самбурська, 2017)) цей показник визначається за формулою:

$$K_{ЕШ} = \sqrt[n]{\frac{B_1}{ГДК_1} \cdot \frac{B_2}{ГДК_2} \cdot \dots \cdot \frac{B_n}{ГДК_n}}, \quad (1)$$

де B_1, B_2, \dots, B_n – фактичні обсяги викидів i -ої ЗР в атмосферне повітря та/або скидів у водні об'єкти, розміщення відходів, утворення радіоактивних відходів (Радевич, Ночовна & Самбурська, 2017).

У роботі враховано лише обсяги викидів ЗР від стаціонарних джерел забруднення. Чим нижчим є значення цього показника, тим вищим є рівень екологічної безпеки.

Результати дослідження та їх обговорення.

Проаналізовано динаміку викидів ЗР від стаціонарних і пересувних джерел у досліджуваних регіонах за 2015–2020 рр. (рис. 1) за даними Регіональних доповідей (Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області, 2020; Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області, 2019; Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області, 2021; Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області, 2020; Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області, 2021; Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області, 2021). Слід зазначити, що дані про обсяги викидів від пересувних джерел у Сумській і Чернігівській області з 2016 р. відсутні. Тому з урахуванням відомостей про обсяги викидів у попередні роки ці дані були нами проінтерпольовані.

Із рис. 1. видно, що в Житомирській і Сумській областях показники загального обсягу викидів є майже порівняними за період дослідження. У Чернігівській області у 2015–2016 рр. загальний обсяг викидів був максимальним, із 2017 р. спостерігається зменшення показників. Унесок пересувних джерел забруднення серед трьох регіонів максимальним є у Житомирській області, мінімальним – у Чернігівській.

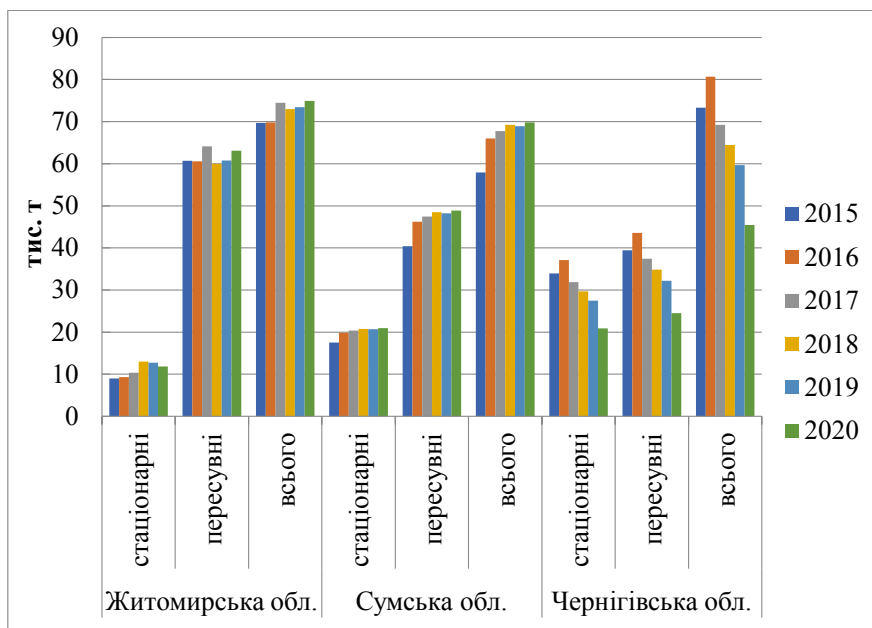


Рис. 1. Викиди ЗР в атмосферне повітря північних регіонів України

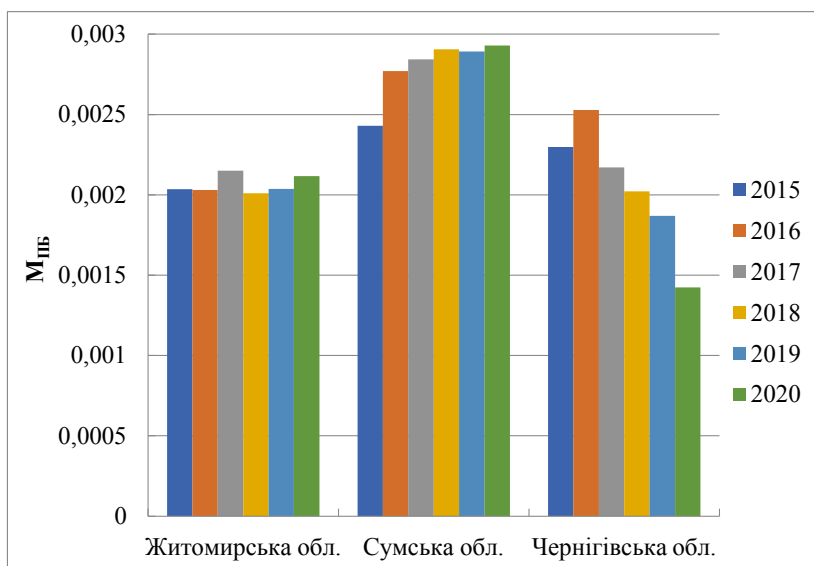


Рис. 2. Значення $M_{пб}$ північних регіонів України у 2015–2020 рр.

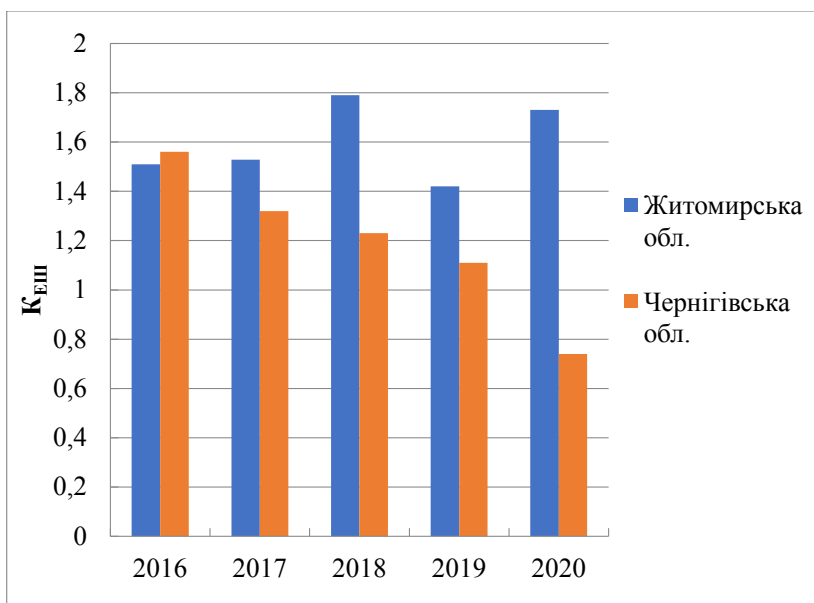


Рис. 3. Значення $K_{еш}$ від стаціонарних джерел забруднення (Житомирська і Чернігівська області)

Результати оцінки техногенного навантаження на повітряний басейн північних регіонів України наведено на рис. 2. Так, рівень техногенного навантаження є максимальним у Сумській області. Як зазначено вище, обсяги викидів у Сумській і Житомирській областях майже однакові. У разі максимальних значень викидів ЗР у 2015–2016 рр. у Чернігівській області рівень техногенного навантаження є нижчим порівняно із Сумською.

Оцінку впливу виробничої діяльності на стан повітряного басейну проведено для двох облас-

тей – Житомирської і Чернігівської. Результати розрахунків за період 2016–2020 рр. наведено на рис. 3. Зазначимо, що в процесі розрахунків для Житомирської області враховувалось 5 речовин (CO , SO_2 , NO_2 , NO , NH_3), для Чернігівської – 4 (CO , SO_2 , NO_2 , пил).

Як видно з рис. 3, значення показника в Житомирській області в середньому є дещо вищим, ніж у Чернігівській. Слід також указати на суттєве зменшення $K_{еш}$ у Чернігівській області, що свідчить про поліпшення умов екологічної безпеки від виробничої діяльності регіону.

Вище зазначено, що обсяги викидів ЗР від стаціонарних джерел у Чернігівській області майже втричі перевищують відповідні показники у Житомирській. Уважаємо, що отримані результати можна пояснити врахуванням різної кількості ЗР під час визначення $K_{ЕШ}$, що є певним недоліком методики в разі застосування для порівняльної оцінки в регіонах України.

Висновки. У роботі оцінено техногенний вплив на повітряний басейн окремих північних регіонів України. Отримані результати дозволяють зробити такі висновки:

У Житомирській і Сумській областях показники загального обсягу викидів є майже порівняними за період 2015–2020 рр. У Чернігівській області у 2015–2016 рр. загальний обсяг викидів був максимальним, із 2017 р. спостері-

гається зменшення викидів ЗР. Внесок пересувних джерел забруднення серед трьох регіонів максимальним є у Житомирській області, мінімальним – у Чернігівській.

Рівень техногенного навантаження за значенням $M_{ПБ}$ є максимальним у Сумській області. У разі максимальних значень викидів ЗР у 2015–2016 рр. у Чернігівській області рівень техногенного навантаження є нижчим (порівняно із Сумською).

Значення $K_{ЕШ}$ у Житомирській області в середньому є дещо вищим, ніж у Чернігівській. Виявлено суттєве зменшення $K_{ЕШ}$ у Чернігівській області, що свідчить про поліпшення умов екологічної безпеки від виробничої діяльності регіону. Отримані результати можна уточнювати з урахуванням однакового переліку ЗР, які враховуються в процесі розрахунків.

ЛІТЕРАТУРА:

1. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2019 році. Житомир, 2020. 218 с.
2. Сумська область. URL: <http://rada.com.ua/ukr/RegionsPotential/Sumy/> (дата звернення: 25.04.2021).
3. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області за 2018 рік. Чернігів, 2019. 235 с.
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2018 р. Київ, 2019. 483 с.
5. Чугай А.В. Науково-методологічні засади комплексної оцінки техногенного навантаження на поліфункціональні території (на прикладі Північно-Західного Причорномор'я) : дис. ... д-ра т. наук : 21.06.01 / Київський. нац. ун-т будівництва і архітектури. Київ, 2020. 368 с.
6. Радевич Т.В., Ночовна Ю.О., Самбурська Н.І. Моделювання інтегрального показника загального рівня екологічної безпеки підприємства. *Економічний аналіз*. 2017. Т. 27. № 2. С. 182–191.
7. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища Житомирської області у 2020 році. Житомир, 2021. 187 с.
8. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2019 році. Суми, 2020. 202 с.
9. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2020 році. Суми, 2021. 191 с.
10. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Чернігівській області у 2020 році. Чернігів, 2021. 255 с.

REFERENCES:

11. Regionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha Zhytomyrskoi oblasti u 2019 rotsi. [Regional report on the state of the environment of Zhytomyr region in 2019] (2020). Zhytomyr. [in Ukrainian]
12. Sumska oblast. [Sumy region]. Retrieved from: <http://rada.com.ua/ukr/RegionsPotential/Sumy/>. [in Ukrainian]
13. Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha v Chernihivskii oblasti za 2018 rik. [Report on the state of the environment of Chernihiv region in 2018] (2019). Chernihiv. [in Ukrainian]
14. Natsionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyscha v Ukraini u 2018 r. [National report on the state of the environment in Ukraine in 2018] (2019). Kyiv. [in Ukrainian]
15. Chugai A.V. (2020). Naukovo-metodolohichni zasady kompleksnoi otsinky tekhnogennoho navantazhennia na polifunktionalni terytorii (na prykladi Pivnichno-Zakhidnoho Prychornomoria) [Scientific and methodological methods of a comprehensive assessment of technogenic loading on multifunctional territories (on the example of the North-Western Black Sea region)]: dys. ... d-ra t. nauk: 21.06.01. Kyiv. [in Ukrainian]
16. Radevych, T.V., Nochovna, Yu.O., Samburska, N.I. (2017). Modeliuvannia intehralnoho pokaznyka zahalnoho rivnia ekolohichnoi bezpeky pidpriemstva. [Modeling of the integrated indicator of the general level of ecological safety of the enterprise]. *Ekonomichnyi analiz – Economic analysis*. 27, 2, 182 – 191. [in Ukrainian]

17. Rehionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha Zhytomyrskoi oblasti u 2020 rotsi. [Regional report on the state of the environment of Zhytomyr region in 2020] (2021). Zhytomyr. [in Ukrainian]
18. Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha v Sumskii oblasti u 2019 rotsi. [Report on the state of the environment of Sumy region in 2019] (2020). Sumy. [in Ukrainian]
19. Rehionalna dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha v Sumskii oblasti u 2020 rotsi. [Regional report on the state of the environment of Sumy region in 2020] (2021). Sumy. [in Ukrainian]
20. Dopovid pro stan navkolyshnoho pryrodnoho seredovyshcha v Chernihivskii oblasti u 2020 rotsi. [Report on the state of the environment of Chernihiv region in 2020] (2021). Chernihiv. [in Ukrainian]

ЗМІСТ

Орися БЕРЕЗНЮК, Ірина ПЕТРУСЬ, Олександр СМІТЮХ, Іван ОЛЕКСЕЮК СКЛОУТВОРЕННЯ В КВАЗИПОТРІЙНИХ СИСТЕМАХ $A^I_2S-B^{IV}S_2-C^V_2S_3$ ($A^I - CU, AG; B^{IV} - GE, SN, C^V - AS, SB$).....	3
Руслана ВАЛЕРКО, Людмила ГЕРАСИМЧУК ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТАНУ ПІДЗЕМНИХ ВОД БЕРДИЧІВСЬКОГО РАЙОНУ ЖИТОМИРСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	11
Михайло Вінчук, Юрій МАНДРО ЕФЕКТИВНІСТЬ ПОЗАКОРЕНЕВОГО ПІДЖИВЛЕННЯ КАРТОПЛІ СОРТУ ДЖЕЛЛІ СПОЛУКАМИ ЦИНКУ ТА МАНГАНУ В УМОВАХ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ.....	17
Геннадій КАСЬЯНЕНКО, Станіслав МАЦАК ТЕХНОГЕННИЙ ФЛУОР У ҐРУНТАХ ТА ВОДОЙМАХ М. СУМИ.....	24
Олександр КЛИМЕНКО, Людмила КЛИМЕНКО, Людмила КОРНІЙКО АНАЛІЗ ТА ОЦІНКА БІОСФЕРОЦЕНТРИЧНОГО СКЛАДНИКА ЕКОБЕЗПЕКИ СЕЛПЕБНИХ ТЕРИТОРІЙ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ.....	30
Зоряна ЛАВРИНЮК, Ольга КАРАЇМ, Любомир ГУЛАЙ, Оксана ЮРЧЕНКО ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД ЗА СПОЛУКАМИ НІТРОГЕНУ ТА ОСОБЛИВОСТІ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ В АСПЕКТІ УПРАВЛІННЯ ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ РІЧКИ БИСТРЯК.....	39
Віктор ПИЛИП'ЮК, Алла КОЛІСНИК ОЦІНКА ГІДРОХІМІЧНОГО СТАНУ ВОД РІЧКИ ПСЕЛ.....	46
Наталія СЛИВКА, Леся САЛІЄВА, Елла КАДИКАЛО, Тетяна БОРТНІК, Михайло ВОВК РІСТІНГІБУЮЧА АКТИВНІСТЬ (2-ПРИДИНІЛОКСИ) ЗАМІЩЕНИХ (БЕНЗО)ІМІДАЗО[2,1- <i>b</i>][1,3]ТІАЗИНІВ.....	52
Оксана ЦЬОСЬ, Оксана МУЗИЧЕНКО, Марія БОЯРИН, Ольга БЄДУНКОВА ВПЛИВ УРБОСИСТЕМИ МІСТА КОВЕЛЬ НА ЯКІСТЬ ВОДИ РІЧКИ ТУРІЯ.....	62
Ангеліна ЧУГАЙ, Галина БОРОВСЬКА, Данило ТИМОШЕНКО ОЦІНКА ТЕХНОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ПОВІТРЯНИЙ БАСЕЙН ПІВНІЧНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ.....	68

CONTENTS

Orysia BEREZNYUK, Iryna PETRUS, Oleksandr SMITIUKH, Ivan OLEKSEYUK GLAS FORMATION IN THE QUASI-TERNARY SYSTEMS $A^I S-B^{IV} S_2-C^V S_3$ ($A^I - CU, AG; B^{IV} - GE, SN, C^V - AS, SB$).....	3
Ruslana VALERKO, Lyudmyla HERASYMCHUK ECOLOGICAL ASSESSMENT OF GROUNDWATER CONDITION OF BERDYCHIV DISTRICT OF ZHYTOMYR REGION.....	11
Mykhailo VINICHUK, Yurii MANDRO THE EFFECT OF FOLIAR FERTILIZATION WITH ZINC AND MANGANESE ON THE YIELD OF POTATOES WHEN GROWN IN POLISYA OF UKRAINE.....	17
Hennadii KASIANENKO, Stanislav MATSAK TECHNOGENIC FLUORINE IN SOILS AND WATERS OF SUMY.....	24
Oleksandr KLYMENKO, Luidmyla KLYMENKO, Luidmyla KORNIKO ANALYSIS AND EVALUATION OF BIOSPHEROCENTRIC COMPONENT ECOSECURITY OF RESIDENTIAL TERRITORIES OF RIVNE REGION.....	30
Zoryana LAVRYNYUK, Olha KARAIM, Lubomir GULAY, Oksana YURCHENKO ASSESSMENT OF THE SURFACE WATER QUALITY BY NITROGEN COMPOUNDS AND FEATURES OF THE ANTHROPOGENIC IMPACT IN ASPECT OF THE WATER RESOURCES MANAGEMENT OF THE BYSTRYAK RIVER.....	39
Victor PYLYPIUK, Alla KOLISNYK ASSESSMENT OF THE PSEL RIVER HYDROCHEMICAL STATE.....	46
Nataliia SLYVKA, Lesya SALIYEVA, Ella KADYKALO, Tatiana BORTNIK, Mykhailo VOVK GROWTH INHIBITING ACTIVITY OF (2-PYRIDINYLOXY)-SUBSTITUTED (BENZO)IMIDAZO [2,1- <i>b</i>][1,3] THIAZINES.....	52
Oksana TSOS, Oksana MUZYCHENKO, Mariia BOIARYN, Olha BIEDUNKOVA THE INFLUENCE OF THE URBOSYSTEM OF THE CITY OF KOVEL ON WATER QUALITY RIVER TURIYA.....	62
Angelina CHUGAI, Halyna BOROVSKA, Danylo TYMOSHENKO ASSESSMENT OF TECHNOGENIC IMPACT ON THE AIR BASIN OF THE UKRAINE NORTHERN REGIONS.....	68

ПРОБЛЕМИ ХІМІЇ ТА СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Випуск 4

Коректура • Ірина Миколаївна Чудеснова

Комп'ютерна верстка • Наталія Сергіївна Кузнецова

Формат 60x84/8. Гарнітура Times New Roman.

Папір офсет. Цифровий друк. Ум.-друк. арк. 8,83. Замов. № 1221/482. Наклад 300 прим.

Видавництво і друкарня – Видавничий дім «Гельветика»

65101, Україна, м. Одеса, вул. Інглєзі, 6/1

Телефон +38 (048) 709 38 69,

+38 (095) 934 48 28, +38 (097) 723 06 08

E-mail: mailbox@helvetica.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

ДК № 6424 від 04.10.2018 р.