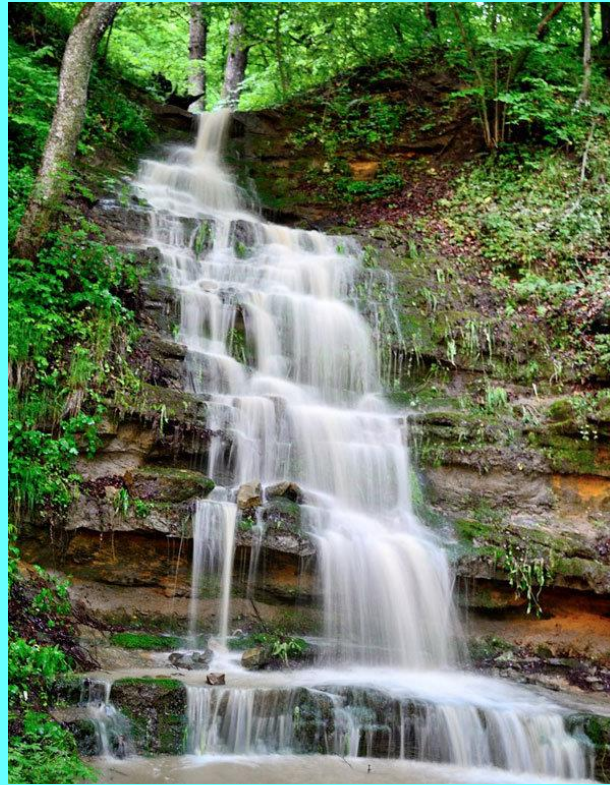


АСОЦІАЦІЯ ВИРОБНИКІВ
МІНЕРАЛЬНИХ ТА ПИТНИХ ВОД
УКРАЇНИ

**XXII Міжнародна
науково-практична конференція
“РЕСУРСИ ПРИРОДНИХ ВОД
КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ”**

Проблеми охорони та раціонального використання



**22th International
Scientific-Practical Conference
“RESOURCES OF NATURAL WATERS
IN CARPATHIAN REGION”**
Problems of protection and rational exploitation

Львів / Lviv-2024

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЛЬВІВСЬКА ОБЛАСНА ВІЙСЬКОВА АДМІНІСТРАЦІЯ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ “ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА”
ІНСТИТУТ ГЕОЛОГІЇ І ГЕОХІМІЇ ГОРЮЧИХ
КОПАЛИН НАН УКРАЇНИ
КОРПОРАЦІЯ «ЕНЕРГОРЕСУРС-ІНВЕСТ»
УКРАЇНСЬКИЙ СОЮЗ ПРОМИСЛОВЦІВ І ПІДПРИЄМЦІВ,
АСОЦІАЦІЯ ВИРОБНИКІВ МІНЕРАЛЬНИХ ТА ПИТНИХ ВОД УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА УСТАНОВА
«УКРАЇНСЬКИЙ НАУКОВО-ДОСЛІДНИЙ ІНСТИТУТ МЕДИЧНОЇ
РЕАБІЛІТАЦІЇ ТА КУРОРТОЛОГІЇ МІНІСТЕРСТВА ОХОРОНИ
ЗДОРОВ'Я УКРАЇНИ»**

**ДВАДЦЯТЬ ДРУГА
Міжнародна науково-практична конференція
23–24 травня 2024 р., м. Львів**

**РЕСУРСИ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ
/Проблеми охорони та раціонального використання /**

Збірник наукових статей

м. Львів, 2024

УДК 556+504.4] (06) (292.451/454:477)
ББК 38.77(049)
П 443

Ресурси природних вод Карпатського регіону / Проблеми охорони та раціонального використання. Матеріали Двадцять другої
П 443 Міжнародної науково-практичної конференції (м. Львів, 23–24 травня, 2024 р.): збірник наукових статей – Львів: Національний університет «Львівська політехніка», 2024. – 337 с.

Редакційна колегія: Зеновій Знак (відп.редактор), Євген Кондратюк, Андрій Слюзар, Костянтин Блажівський, Ірина Косогіна, Юлія Бережна, Василь Срібний, Володимир Чернюк.

У Збірнику вміщено матеріали Двадцять другої Міжнародної науково-практичної конференції з проблем раціонального використання й охорони природних вод Карпатського регіону, України та Європи.

Рекомендовано для наукових і технічних працівників, аспірантів, студентів та широкого кола читачів, що цікавляться проблемою використання й охорони природних вод, а також стану довкілля.

Друк матеріалів виконано згідно з оригіналами текстів, поданих та відредагованих авторами.

Організаційний комітет не несе відповідальності за зміст статей однак залишає за собою право їх технічного редагування.

**MINISTRY OF SCIENCE AND EDUCATION IN UKRAINE
LVIV REGIONAL MILITARY ADMINISTRATION
LVIV POLYTECHNIC NATIONAL UNIVERSITY
INSTITUTE OF GEOLOGY AND GEOCHEMISTRY
OF COMBUSTIBLE MINERALS OF NATIONAL ACADEMY OF SCIENCES
OF UKRAINE
CORPORATION "ENERGORESURS-INVEST"
UKRAINIAN LEAGUE OF INDUSTRIALISTS AND ENTREPRENEURS
ASSOCIATION OF MINERAL AND DRINKING PRODUCERS OF UKRAINE
STATE INSTITUTION
«UKRAINIAN RESEARCH INSTITUTE OF MEDICAL REHABILITATION
AND RESORT THERAPY OF THE MINISTRY OF HEALTH OF UKRAINE»**

**22-TH INTERNATIONAL SCIENTIFIC CONFERENCE
/23–24 of May 2024/**

**RESOURCES OF NATURAL WATERS OF THE CARPATHIAN
REGION
/Problems of protection and rational use/**

Scientific papers

Lviv, 2024

Організаційний комітет вітає учасників Двадцять другої Міжнародної науково-практичної конференції “Ресурси природних вод Карпатського регіону” і пропонує до уваги черговий збірник наукових праць. У збірнику подано матеріали наукових статей провідних фахівців у сфері досліджень, очищення, використання і охорони водних ресурсів з університетів, науково-дослідних інститутів, приватних компаній та громадських організацій.

Наукові праці стосуються екологічного стану водних ресурсів, дослідження поверхневих та підземних вод, проблем водопостачання та очищення вод, бальнеологічних досліджень та використання мінеральних вод, а також природоохоронних аспектів. Оргкомітет з приємністю відзначає, що з кожним роком зростає кількість молодих учасників конференції, зокрема, аспірантів і студентів. Адже без їхнього нового погляду на старі проблеми, оригінальності у вирішенні складних питань, ентузіазму та енергії неможливий прогрес у такій надзвичайно важливій сфері, як збереження якісної води, особливо в такій складній для України час, спричинений агресія росії.

Тематика конференції постійно розширюється, залучаються нові підходи, методи і технології аналізу стану водних ресурсів, очищення вод, водопостачання. Ми переконані, що Двадцять друга конференція стане черговим вагомим кроком до раціонального використання, відтворення та збереження такого важливого життєвого ресурсу як чиста природна вода в Карпатському регіоні та далеко за його межами.

Бажаємо учасникам конференції плідної роботи, налагодження контактів, обміну досвідом, формулювання свіжих ідей для вирішення актуальних проблем збереження і раціонального використання природних вод.

З повагою,

Організаційний комітет

The organizing committee welcomes the participants of the 22th International Scientific and Practical Conference “The resources of natural waters of Carpathian region” and offers for consideration another collection of scientific papers. The book introduces the materials of scientific articles of the leading professionals in the area of research, clarification, usage and protection of water resources from universities, scientific-research institutes, private companies and public organizations.

The scientific papers apply to ecological state of water resources, research of surface and underground waters, problem of water supplying and water clarification, balneal researches and the usage of mineral waters, as well as nature protecting aspects. The Organizing Committee notes with great pleasure that each year the amount of young conference participants is raising, in particular post graduates and students. After all, without their new perspective on old problems, originality in solving complex issues, enthusiasm and energy, progress in such an extremely important area as the preservation of high-quality water is impossible, especially in such a difficult time for Ukraine, caused by the aggression of russia.

The theme of the conference is constantly expanding, new methods and approaches are being involved and new technologies of water resources analysis, water purification and water supplying are being developed. We are reassured that the 22th conference will become the next significant step to rational usage, reproduction and protection of such important life resource as clear natural water in Carpathian region and further beyond its territory.

We wish the conference participants the fruitful work, good networking and communication, experience exchange, and the formulation of new ideas for solving top problems of protection and rational using of natural waters.

Sincerely Yours,

Organizing Committee

Розділ 1
РЕСУРСИ ПРИРОДНИХ ВОД ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИЙ
СТАН

Chapter 1
NATURAL WATER RESOURCES AND THEIR
ECOLOGICAL CONDITION

STUDY OF THE INFLUENCE OF PEROXIDASE REDUCERS ON THE ECOCHEMICAL STATE OF THE DNIESTER RIVER THROUGHOUT THE YEAR 2023

V. Blonschi, M. Cisteacov, V. Gladchi, E. Bunduchi
Moldova State University, Chisinau, Republic of Moldova

The Dniester River is the main hydrological artery of the Republic of Moldova. The waters of the river constitute the main source of drinking water for several cities along its course, including the municipality of Chisinau [1]. Additionally, more than half of the water needs for economic activities are supplied by the waters of the Dniester.

The Dniester River is a transboundary river, and within the country it has two main tributaries, the Raut and Ichel rivers. The confluence of these tributaries with the waters of the Dniester can have a major impact on their ecological state. Therefore, it is imperative to conduct a comprehensive study of the ecochemical condition of both the river's waters and its tributaries.

The main technique through which the ecological state can be evaluated in real time, identifying sources of pollution and the biological value of aquatic habitats, is the comprehensive monitoring of their quality.

The biological value of natural waters is ensured by the dominance of oxidative equivalents expressed through the active forms of dissolved oxygen: singlet oxygen, superoxide anion radicals, hydrogen peroxide, hydroxyl radicals [2]. In the absence of pollution, oxidative equivalents are in equilibrium with reducing equivalents. It is this dynamic equilibrium, called kinetic redox state, that influences the ecological state of the aquatic environment [3].

Thus, the aim of this research is to assess the ecochemical state, meaning the biological value of habitat, of the waters of the Dniester River throughout the year 2023 by monitoring certain general ecochemical parameters (temperature, pH) and specific ones (thiol content, rH, inhibition capacity).

For the study of the ecological state of the Dniester River waters throughout the year 2023, three water sampling campaigns were conducted. The samples were collected from five sampling points, three along the course of the river: 1) upstream of the Raut River (after the Dubasari hydropower plant), 2) upstream of the Ichel River and downstream of the Raut River (in Criuleni town), 3) downstream of the Ichel River (in Vadul lui Voda town), and 2 from the Raut (Ustia village, Dubasari district) and Ichel (Cosernița village, Criuleni district) rivers near their mouths into the Dniester River.

The temperature, pH, and redox potential (Eh), necessary for calculating the rH parameter, were measured on-site using the portable HANNA multiparameter device, while the content of thiol compounds and inhibition capacity were determined in the laboratory on the same day.

The thiol content was determined using the Ellman spectrophotometric method [4]. The detection limit of the method is due to the high molar extinction coefficient value (14150 L/mol·cm) of the 2-nitro-5-thiobenzoate anion formed by the interaction of 5,5'-dithiobis-(2-nitrobenzoic) acid with free -SH groups present in the composition of thiols [5].

The inhibition capacity ($\sum k_i S_i$) was determined using p-nitroso-N,N-dimethylaniline (PNDMA) dye as a trap for hydroxyl radicals, by comparing its decolorization rate as a result of interaction with free hydroxyl radicals in distilled water and in the presence of additions of natural water [6].

During the monitored period, the thiol compound content in the waters of the Dniester River varied within the range of 10^{-6} - 10^{-7} M. Seasonal interpretation of thiol content allows for the determination of their origin. Thus, in the case of their natural

origin, when thiols are metabolites of aquatic organisms, maximum concentrations are recorded in summer, while minimum concentrations are observed in spring and autumn. The absence of natural seasonal variation indicates pollution of the aquatic basin with foreign thiol compounds, also known as allochthonous.

In all three sampling points along the Dniester River, seasonal variation of thiols was observed, indicating their natural origin (Table 1). However, natural seasonal variation of thiol content was not established in the waters of the Ichel River.

Table 1 Values of monitored ecochemical parameters and calculated correlations throughout the year 2023 in the waters of the Dniester River

Sampling Point	Analyzed Parameter	Spring	Summer	Autumn	Pearson linear correlation coefficient (r)	The type of correlation
The Dniester River upstream of the Raut River (after the Dubasari hydroelectric plant)	$[R-SH] \cdot 10^7, M$	6,8	16,2	2,0	-	-
	$\sum k_i S_i \cdot 10^{-5}, s^{-1}$	2,9	3,1	5,5	-0,71	strong
	rH	23,6	22,4	22,4	-0,18	very weak
	pH	9,1	8,1	8,3	-0,37	weak
	t, °C	10,1	23,0	19,9	0,41	weak
The Dniester River upstream of the Ichel River and downstream of the Raut River (Criuleni town)	$[R-SH] \cdot 10^7, M$	2,0	15,2	14,1	-	-
	$\sum k_i S_i \cdot 10^{-5}, s^{-1}$	4,8	3,8	4,1	-0,98	very weak
	rH	23,5	21,7	22,5	-0,93	very weak
	pH	8,8	8,0	8,4	-0,90	very weak
	t, °C	11,2	22,0	20,3	1,00	very weak
The Dniester River downstream of the Ichel River (Vadul lui Voda town)	$[R-SH] \cdot 10^7, M$	7,2	19,2	3,0	-	-
	$\sum k_i S_i \cdot 10^{-5}, s^{-1}$	2,6	4,1	3,8	0,45	weak
	rH	23,1	21,7	22,5	-0,77	strong
	pH	8,5	8,0	8,5	-0,97	very weak
	t, °C	12,2	22,0	21,5	0,31	weak

However, in the second sampling point (Criuleni town), the thiol content in autumn is quite high compared to the other two sampling points, suggesting a negative influence of the river's tributaries on the organic load of the waters during the summer. Data regarding the thiol content in the Raut and Ichel tributaries confirm that their waters contain higher amounts of thiols compared to the waters of the Dniester (Table 2).

The waters of the Ichel River do not influence the ecochemical processes in the Dniester River, as indicated by the return of thiol concentrations to their initial values at the sampling point after the Dubasari dam.

To determine the influence of thiol compounds on the self-purification processes of the Dniester waters involving oxygen and its activation products, two additional specific parameters were determined. The rH parameter characterizes the system thermodynamically, i.e., the slow self-purification processes involving dissolved oxygen, and the inhibition capacity, a kinetic parameter that allows the assessment of the intensity of radical self-purification processes, which are dominant among chemical self-purification processes.

According to the values of the rH parameter at all sampling points, a typical state of surface waters is observed compared to the reference value (28.3), even when the dynamics of thiol concentrations suggest thiol pollution. Therefore, the ecological state cannot be accurately assessed through the thermodynamic parameter rH (Table 1, 2).

Table 2: Values of monitored ecochemical parameters and calculated correlations throughout the year 2023 in the waters of the Raut and Ichel rivers

Sampling Point	Analyzed Parameter	Spring	Summer	Autumn	Pearson linear correlation coefficient (r)	The type of correlation
The Raut River	$[R-SH] \cdot 10^7$, M	2,2	16,2	3,0	-	-
	$\sum k_i S_i \cdot 10^{-5}$, s ⁻¹	8,9	9,8	11,9	-0,18	very weak
	rH	23,1	21,8	22,7	-0,97	very strong
	pH	8,6	8,3	8,5	-0,96	very strong
	t, °C	14,2	23,0	18,7	0,88	strong
The Ichel River	$[R-SH] \cdot 10^7$, M	8,7	16,2	16,2	-	-
	$\sum k_i S_i \cdot 10^{-5}$, s ⁻¹	7,2	8,2	23,7	0,55	average
	rH	22,8	21,9	23,0	-0,34	weak
	pH	8,4	8,0	8,2	-0,87	strong
	t, °C	15,0	22,0	18,6	0,87	strong

The results of the kinetic parameter, inhibition capacity, reveal a typical intensity of radical self-purification processes in the waters of the Dniester River, while in the case of the Raut and Ichel rivers, the intensity is low, indicating that they are polluted.

The statistical processing of experimental data, namely determining the correlation coefficient value and the type of correlation between thiol content and the other monitored ecochemical parameters, allowed for the identification of the type of self-purification by these reducers and the dominance of the self-purification process: ion-molecular or radical.

In the first sampling point (Dubasari dam), the Pearson correlation coefficient (r=-0.71) indicates a strong inverse correlation, meaning that thiols are predominantly oxidized through radical self-purification processes. Weak correlations with rH and pH parameters denote that thiols are not oxidized by dissolved oxygen.

After the discharge of the waters of the Raut River into the Dniester, the correlations of thiol content with all parameters are very strong, confirming the loading of the river waters with organic substances. This leads to a slowdown in chemical self-

purification processes, both through radical and ion-molecular processes. The slowdown in chemical self-purification processes has a negative effect on the biological value of the river waters, as oxidative equivalents (hydrogen peroxide and hydroxyl radicals) responsible for the quality of the waters as a habitat for aquatic organisms disappear.

The strong inverse correlations with rH, pH, and temperature parameters indicate oxidation through an ion-molecular mechanism of thiols, while the very weak inverse correlation ($r = -0.18$) with inhibition capacity indicates the insufficiency of free radicals in the waters of the Raut River.

After the discharge of the waters of the Ichel River, the oxidation of thiols in the Dniester waters proceeds through an ion-molecular mechanism ($r = -0.77$), meaning without the consumption of hydroxyl radicals ($r = 0.45$). However, the waters of the Ichel River are heavily polluted with allochthonous thiols, as confirmed by the atypical positive correlations with inhibition capacity ($r = 0.55$) and weak to moderate inverse correlations with rH and pH parameters (Table 2).

Thus, the direct influence of compounds with pronounced reducing properties, such as thiols, on the ecochemical state of the Dniester River waters has been established through the monitoring of specific ecochemical parameters and statistical data processing. The negative influence of the waters of the Raut River on the ecochemical state of the Dniester River has been demonstrated through the consumption of active forms of dissolved oxygen and the lack of chemical composition of the waters of the Ichel River, probably due to the small volume of water of this river. Along the course of the Dniester River, thiol compounds initially oxidize through radical, mixed, and then redox processes, indicating that after the discharge of the tributaries, the river partially restores the intensity of chemical self-purification processes.

Referințe:

[1] D. Burduja, P. Bacal, Assessment of use and management of water resources Republic of Moldova. Case study: North development region, Impresum, Chisinau, 2022 (in Romanian).

[2] G. Duca, Hydrogen peroxide in ecological and environmental chemistry, Chemistry Journal of Moldova, 16(2) (2021) 28-45, doi:10.19261/cjm.2021.918.

[3] V. Gladchi, Catalytic transformations and the redox state of the environment: Monograph, MSU polygraphic editorial center, Chisinau, 2018 (in Romanian).

[4] G.L. Ellman, Tissue sulfhydryl groups, Arch. Biochem. Biophys, 82 (1959) 70-77, doi:10.1016/0003-9861(59)90090-6.

[5] P.W. Riddles, R.L. Blakeley, B. Zerner, Reassessment of Ellman's reagent, Methods in enzymology, 91 (1983) 49-60, doi:10.1016/S0076-6879(83)91010-8.

[6] G. Duca, V. Gladchi, N. Goreacheva, Practical works on the chemistry of natural waters, MSU polygraphic editorial center, Chisinau, 2007 (in Romanian).

Acknowledgments: This study was supported by the research project nr. 010603, Advanced research in computational and ecological chemistry, identification of technological procedures for treatment, formation of water quality and quantity, funded by Institute of Chemistry of the Moldova State University.

THE POLLUTION OF THE DNIESTER RIVER WITH ORGANIC SUBSTANCES FROM 2020 TO 2023 (SECTION FROM DUBĂSARI DAM TO VADUL LUI VODĂ)

*V. Gladchi, A. Lis, Vl. Blonschi, E. Bunduchi, M. Cisteacov
Moldova State University, Chisinau, Republic of Moldova*

The Dniester River is the main river of the Republic of Moldova, and its watershed covers a significant portion of the country. The waters of the Dniester are used to provide drinking water to numerous localities, including the capital, Chisinau municipality. Additionally, the Dniester represents an ecological and recreational value. Therefore, it is essential to monitor the chemical composition and pollution levels of the river waters [1-3].

To assess the pollution of the river by organic substances, as indicated by the parameters COD_{Mn} , COD_{Cr} , and BOD_5 , monitoring was conducted from 2020 to 2023 along the stretch of the river from the upstream of the Răut River to downstream of the Ichel River at Vadul lui Vodă village. This section encompasses the catchment downstream of the Dubăsari Dam. In total, three sampling sites were selected for monitoring during the project:

- Site no. 1 – Dniester River, the Dubăsari dam, upstream of the Răut River;
- Site no. 2 – Dniester River, Criuleni city, downstream of the Răut River, upstream of the Ichel River;
- Site no. 3 – Dniester River, Vadul lui Vodă, downstream of the Ichel River.

Throughout the implementation of the annual monitoring, 3 to 4 seasonal expeditions were typically organized. These expeditions involved sampling from designated outlets, conducting classic hydrochemical determinations in the field, preserving the samples, and subsequently analyzing them in the laboratory. Traditional hydrochemical parameters as well as indicators of water pollution with dissolved organic substances were determined in all water samples collected.

For the chemical analysis of the waters in the designated portion, the samples are collected in food plastic containers. The following parameters were measured: water temperature, pH, Eh potential, total hardness, the concentration of the main ions, dissolved oxygen, and degree of water saturation with oxygen, nitrogen and phosphorus mineral compounds, BOD_5 , COD_{Mn} and COD_{Cr} .

The research was conducted in the section of the Dniester River spanning from downstream of the Dubăsari Dam to Vadul lui Vodă city, downstream and upstream of its tributaries, the Răut and Ichel Rivers. The study's objective was to assess water pollution levels with biodegradable organic substances, measured using the BOD_5 parameter, and non-biodegradable substances, determined through the COD_{Mn} and COD_{Cr} parameters.

Throughout the research period, the levels of organic substances varied widely, ranging from minimal concentrations to exceeding permissible limits for aquatic ecosystems.

In the studied section, the average values of the COD_{Mn} parameter ranged from 4.3 mgO/dm^3 in September 2020 to 13.8 mgO/dm^3 in April 2023, with an annual average of 7.0 mgO/dm^3 (Table 1). Based on this parameter, the water quality of the Dniester River fluctuated between Quality Classes I, II, and III during different monitoring periods. These classifications largely ensure the normal functioning of ecosystems, fish farming, drinking water supply, irrigation, and recreational activities [4].

Regarding the content of hard-to-degrade organic substances, which largely result from anthropogenic impacts on aquatic ecosystems, these were assessed using the COD_{Cr} parameter. The data obtained reveal a wide variation in concentrations of these

substances, ranging from 15.8 mgO/dm³ in September 2020 to 30.7 mgO/dm³ in June 2023, with an average of 20.9 mgO/dm³ (Table 1).

Table 1. The average concentration of organic substances in the waters of the Dniester River from the Dubăsari Dam to Vadul lui Vodă city during the period 2020-2023

The date	BOD ₅ , mg O ₂ /dm ³	COD _{Cr} ,	COD _{Mn}	<u>BOD₅</u> COD _{Cr}	<u>COD_{Mn}</u> COD _{Cr}
		mgO/dm ³			
June 2020	4.4	15.9	5.3	0.3	0.3
September 2020	4.3	15.8	0.8	0.1	0.3
November 2020	5.1	17.3	1.3	0.1	0.3
March 2021	6.4	19.7	1.4	0.1	0.3
June 2021	6.1	19.3	2.1	0.1	0.3
October 2021	7.0	20.7	3.2	0.2	0.3
November 2021	6.5	17.4	5.3	0.3	0.4
March 2022	4.6	16.4	3.3	0.2	0.3
June 2022	6.5	20.0	3.6	0.2	0.3
September 2022	7.2	21.1	2.0	0.1	0.3
April 2023	13.8	35.0	3.5	0.1	0.4
June 2023	11.9	30.7	5.2	0.2	0.4
September 2023	7.6	22.2	2.0	0.1	0.3
<i>Average</i>	<i>7.0</i>	<i>20.9</i>	<i>3.0</i>	<i>0.1</i>	<i>0.3</i>

From 2020 to 2023, based on this parameter, the waters of the Dniester River were classified as Quality Class III - moderately polluted, except for June 2023, when the COD_{Cr} parameter was 30.7 mgO/dm³, placing the waters in Quality Class IV - polluted waters. This classification indicates significant deviations in physico-chemical and biological values from the natural background of water quality, primarily due to human activities [4].

Biodegradable organic substances were also detected in the waters of the Dniester in average concentrations from 4.3 mg O₂/dm³ in September 2020 (Quality Class II – waters that have been slightly affected by human activity, but which can adequately ensure all uses) to 13.8 mg O₂/dm³ in April 2023 (Quality Class V – highly polluted waters, showing evidence of major deviations from the natural water quality background due to human activities), the average value being 7.0 mg O₂/dm³ [4]. This fact confirms the pollution of water with biodegradable organic substances of a household nature, with drain water, with untreated water from households and businesses located on the banks of the Dniester.

The data obtained confirm that persistent organic substances in the Dniester, as determined by COD_{Cr}, dominate and constitute approximately 60% of all dissolved organic substances (Table 1). This phenomenon suggests increased anthropogenic pollution of the Dniester waters with hazardous substances detrimental to the river's ecosystem.

At the catchment Dniester, Dubăsari Dam, the water masses with an average COD_{Cr} of 17.2 mgO/dm³ penetrated, corresponding to Quality Class III - moderately polluted waters. Approximately 40% of hard-to-degrade organic substances were attributed to humic substances, with an average COD_{Mn} of 7 mgO/dm³. The content of biodegradable organic substances corresponded to Quality Class II - good quality waters, with an average BOD₅ of 3.4 mg O₂/dm³. These substances accounted for about 20% of the total dissolved organic substances (Table 2).

The Răut tributary contributed to additional pollution of the Dniester River waters with organic substances. Downstream of its discharge into the Dniester River, the average

content of persistent organic substances increases, negatively impacting the water quality in the river (Table 2). The content of persistent substances, as indicated by the COD_{Cr} parameter, increases by almost 40% and raises their proportion from about 40% to 60% of the total dissolved organic substances.

Table 2. The average concentration (numerator) and variation (denominator) of organic substances in the waters of the Dniester River during the years 2020-2023

Sampling site	BOD ₅ , mg O ₂ /dm ³	COD _{Cr} ,	COD _{Mn}	$\frac{BOD_5}{COD_{Cr}}$	$\frac{COD_{Mn}}{COD_{Cr}}$
		mgO/dm ³			
Dniester dam	$\frac{3.4}{0.6-7.4}$	$\frac{17.2}{13.2 - 20.8}$	$\frac{7.0}{4.5-9.3}$	20	41
Dniester downstream Răut	$\frac{3.0}{0.5 - 5.9}$	$\frac{23.4}{18.1-27.0}$	$\frac{6.5}{4.1-12.7}$	13	28
Dniester downstream Ichel	$\frac{3.0}{0.5-6.8}$	$\frac{23.4}{18.1-36.4}$	$\frac{6.5}{4.1-12.7}$	13	28

The monitoring data indicate that the Răut tributary contributes the most to the pollution of the Dniester waters with hard-to-degrade organic substances. In contrast, the Ichel tributary, due to its low flow, does not significantly influence the waters of the main river.

The analysis of the monitoring data highlighted the existence of significant correlations between the parameters analyzed in different catchments (Table 3).

Table 3. The linear correlation coefficient between different parameters of the Dniester waters in the portion from Dubăsari Dam to Vadul lui Vodă during the period 2020-2023

Parameters, sampling site	Linear correlation coefficient Pearson (r)	Mathematical relationship	Correlation type (r value interpretation)
COD _{Mn} - COD _{Cr} , Nistru, dam Dubăsari, upstream Răut	0.999	$CCO_{Cr}=1.6006 \cdot CCO_{Mn} + 5.9915$	Very strong correlation
COD _{Mn} - COD _{Cr} , Nistru, downstream Răut	0.991	$CCO_{Cr}=2.1459 \cdot CCO_{Mn} + 9.4684$	Very strong correlation
COD _{Mn} - COD _{Cr} , Nistru, downstream Ichel	0.999	$CCO_{Cr}=1.9986 \cdot CCO_{Mn} + 7.3571$	Very strong correlation
BOD ₅ - COD _{Cr} , Nistru, dam Dubăsari, upstream Răut	0.344		Weak correlation
BOD ₅ - COD _{Cr} , Nistru, downstream Răut	0.341		Weak correlation
BOD ₅ - COD _{Cr} , Nistru, downstream Ichel	0.288		Weak correlation
BOD ₅ - COD _{Mn} , Nistru, dam Dubăsari, upstream Răut	0.340		Weak correlation
BOD ₅ - COD _{Mn} , Nistru, downstream Răut	0.349		Weak correlation
BOD ₅ - COD _{Mn} , Nistru, downstream Ichel	$\frac{0.28}{7}$		Weak correlation

The strongest correlations are observed between the COD_{Mn} and COD_{Cr}

parameters, which further indicate the pollution of the Dniester waters with hard-to-degrade organic substances and the presence of xenobiotic substances originating from anthropogenic activities.

Therefore, the results of monitoring the Dniester River in the specified section during the years 2020-2023 confirm anthropogenic pollution of the waters with hard-to-degrade organic substances. This contributes to a decrease in the river's quality class and disturbs its ecological state. The chemical composition of the main river is influenced by the Răut tributary, whose waters increase the load of the Dniester with dissolved organic substances. Pollution with such substances is predominantly anthropogenic, indicating the pressure of human activity on the river's ecological state.

References

[1] V. Gladchi, E. Bunduchi, Vl. Blonschi and L. Romanciuc. *Hydrochemistry of Polluted Surface Water: Case Study of Moldova*. In: *Handbook of Research on Water Sciences and Society*, 2022, pp. 501-529. DOI: 10.4018/978-1-7998-7356-3.ch022. ISBN13: 9781799873563/ ISBN10: 1799873560/EISBN13: 9781799873570.

[2] V. Gladchi, E. Bunduchi, L. Romanciuc. *Ecological Chemistry of the natural water*. In: "Handbook of Research on Emerging Developments and Environmental Impacts of Ecological Chemistry". Red. Gh. Duca, A. Vaseashta. Ed.: *IGI Global, SUA*, 2020, pp. 196-211. ISSN: 23626-9162, eISSN: 2326-9170, doi: 10.4018/978-1-7998-1241-8.ch09. <https://doi.org/10.4018/978-1-7998-1241-8>.

[3] Gh. Duca, M. Nedelcov, S. Travin, V. Gladchi. *Regional Climate Change and Surface Waters. Present Environment and Sustainable Development (PESD), VOL. 13, no. 1, 2019, pp.45-55. DOI: 10.2478/pesd-2019-0004. <http://archive.sciendo.com/PESD/pesd.2019.13.issue-1/pesd-2019-0004/pesd-2019-0004.pdf>*.

[4] *Regulation regarding the environmental quality requirements for surface waters, approved by Decision no. 890 of the Government of the Republic of Moldova of 12.11.2013 (in Romanian)*.

Acknowledgments: This study was supported by the research project nr. 010603, Advanced research in computational and ecological chemistry, identification of technological procedures for treatment, formation of water quality and quantity, funded by the Institute of Chemistry of the Moldova State University.

АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПРИРОДНИХ ТА ПИТНИХ ВОД УКРАЇНИ В РЕАЛІЯХ СЬОГОДЕННЯ: НОВІ ЗАБРУДНЮВАЧІ, МЕТОДИ АНАЛІЗУ ТА ПІДХОДИ ДО ОЧИЩЕННЯ
Андрусишина І.М.

Хіміко-технологічний факультет Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, Україна

E-mail: andrusyshyna.in@gmail.com

TOPICAL ISSUES OF THE ECOLOGICAL STATE OF NATURAL AND DRINKING WATER IN UKRAINE IN TODAY'S REALITIES: NEW POLLUTANTS, METHODS OF ANALYSIS AND APPROACHES TO TREATMENT

Andrusyshyna I.M.

Chemical and technological faculty of the National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute" Kyiv, Ukraine

Резюме

Антропогенний вплив на довкілля, військові дії в Україні ведуть до зростання кількості ксенобіотиків у природних та питних водах. Увага дослідників останнім часом сконцентрована на проблемах забруднення водного середовища важкими металами, пестицидами, фармпрепаратами, численними відходами пластикових виробів, електронного обладнання, мийних засобів зброї. Підходи до моніторингу всіх вище згаданих факторів забруднення водного середовища потребують використання сучасних чутливих методів контролю за забрудненням токсичними металами та різноманітними органічними речовинами: сучасні спектральні методи, наприклад ІЗП-ОЕС, ІЗП-МС, МС-МС та ХМС. В Україні зараз діють 89 нормативних документів щодо оцінки фізико-хімічних показників якості води. З появою нових хімічних речовин у довкіллі має бути розширеним перелік речовин, які мають контролюватись.

Summary

The anthropogenic impact on the environment and military operations in Ukraine are leading to an increase in the number of xenobiotics in natural and drinking waters. Researchers have recently focused on the problems of water pollution with heavy metals, pesticides, pharmaceuticals, and numerous wastes of plastic products, electronic equipment, and weapons detergents. Approaches to monitoring all of the above-mentioned factors of water pollution require the use of modern sensitive methods for monitoring pollution by toxic metals and various organic substances: modern spectral methods, such as ICP-OES, ICP-MS, MS-MS and ChMS. Ukraine currently has 89 regulatory documents in place to assess the physicochemical parameters of water quality. With the emergence of new chemicals in the environment, the list of substances to be monitored should be expanded.

Серед забруднювачів водного середовища увага дослідників останнім часом сконцентрована на проблемах забруднення водного середовища важкими металами, пестицидами, фармпрепаратами, численними відходами пластикових виробів, електронного обладнання, мийних засобів. Війна, яку росія розпочала проти України ще 2014 року, найбільше вплинула на регіони, де й до війни ситуація із водозабезпеченням була найгіршою. Росіяни використовують удари по очисних спорудах як зброю проти мирного населення. Наслідком такої агресії є комплексне забруднення довкілля токсичними металами та органічними речовинами.

Важкі метали в тій чи іншій мірі завжди містились у природних водах, але останніми роками внаслідок інтенсифікації сільськогосподарської діяльності, росту енергетичної галузі та машинобудування, інтенсифікації металургійного виробництва відбувається більш активне накопичення ВМ у довкіллі, що призводить до деградації ґрунтів і водойм. Також високим вмістом ВМ характеризуються природні водойми внаслідок впливу викидів заводів, виробництва акумуляторів, теплоелектростанцій та інші. Вивченню глобальної емісії важких металів з основних антропогенних джерел в водне середовище присвячено ряд робіт [1-6].

Важко уявити наше сільське господарство без **пестицидів**. Виробництво пестицидів останнім часом зростало, збільшилась кількість виробництва препаратів генериків. В США в різних штатах це призвело до того, що нині близько третини артезіанських свердловин закрито для питного водозабезпечення. Очищення води від пестицидів є дороговартісним. За даними видання CGDD у Франції 93% річок забруднені пестицидами, із них 36% такі, що містять їх високі концентрації (понад 0,5 мкг на 1 дм³ води). На Мартініці (заморський департамент Франції) 70% підземних вод через високий вміст пестицидів вже не придатні для питного використання. Ще гіршим є те, що у підземних водах країн ЄС і сьогодні виявляють вже давно заборонені небезпечні речовини, такі як атразин, метолахлор, діурон та ін. А українські поля і надалі ними обробляються. Зокрема, атразин, як ендокринний руйнівник, що заборонений у ЄС, до цього часу виявляють у 85% проб питної води.

Встановлено, що більше половини лікарських препаратів виводяться з організму людини в біологічно активній формі і практично не втрачають своїх властивостей. Вони в колосальних кількостях потрапляють до стічних вод, а звідти — в джерела питної води. Але крім фармацевтичних препаратів існують і інші джерела забруднюючих речовин — їжа, зубна паста, штучні підсолоджувачі, кофеїн, вітаміни, а також косметика, лосьйони, сонцезахисні креми, парфуми, дезодоранти — список можна продовжувати і продовжувати.

Відходи лікарських і фармацевтичних засобів отримали назву **органічні мікрозабруднювачі (ОМЗ)** [1,6,7]. Вони включають фармацевтичні препарати, засоби особистої гігієни, а також пестициди і входять в перелік пріоритетних забруднюючих речовин Управління з охорони довкілля США і Європейського агентства з довкілля. ОМЗ можуть бути як природного, так і антропогенного походження. Наприклад, джерелами ОМЗ в Центральній Європі є: (I)- промислові стічні води; (II) - стоки сільського господарства і тваринництва; (III)- звалища побутових відходів; (IV) - побутові та лікарняні стічні води, з яких ОМЗ можуть потрапляти в різні джерела води.

Однією із найбільших екологічних проблем сучасного урбанізованого світу, що потребують вирішення, є забруднення пластиком ґрунту і вод Світового океану. До найшкідливіших забруднювачів належать бромовані антипірени, фталати та свинцеві термостабілізатори. Серед інших відомих шкідливих хімікатів, які вимиваються з пластичних полімерів — це антиоксиданти, УФ-стабілізатори та нонілфенол. Важкі метали потрапляють в полімерні матеріали з різними добавками: стабілізаторами, антиоксидантами, наповнювачами, ініціаторами полімеризації і іншими [1].

Слід згадати, що вода з пластикових пляшок може містити мікрочастинки пластику, які як і пластик містять ряд токсичних речовин – ПХБ (поліхлоровані біфеніли), БФА (бісфенол А), ПАВ (поліциклічні ароматичні вуглеводні), важкі метали та інші сполуки [6,7]. Фталати, як і **полібромідні дифенілові ефіри та пестициди**, входять до переліку хімічних речовин які руйнують ендокринну систему шляхом імітації молекули ряду гормонів, наприклад статевих стероїдних.

Ендокринні дизраптори можуть сприяти виникненню вроджених дефектів статевої системи [1,8].

Ще одним із важливих складових забруднення ґрунту і води є виробництво електронного обладнання та активне використання в ньому літію та інших токсичних металів. За останні 15 років глобальне споживання літію з метою виробництва літієвих хімічних джерел струму (ХДС) виросло, приблизно, з четверті до половини від всіх запасів, що видобуті. Це є наслідком збільшення виробництва літієвих акумуляторів для автомобілів та батарей для мобільних телефонів тощо і спричинило до появи ще одного з факторів забруднення [8-11]. За словами експертів ЕРА, **питна вода в пляшках** (оброблена або природна мінеральна вода з джерел) **часто має набагато більш високий вміст літію**, ніж водопровідна вода. Потрапляння 200 мг літію веде до токсичного ураження організму. Літій відносять до другого класу речовини за небезпекою для людини. На жаль в Україні поки відсутні нормативні документи, які регламентують використання та утилізацію літієвих виробів.

Сьогодні вже є безперечним той факт, що основні джерела забруднення водою фосфатами - це комунальні стоки із залишками пральних порошоків. Фосфати усувають жорсткість води, посилюючи дію ПАР, тим самим підвищують ефективність прального порошку. Але поряд з цим зростає забруднення природних водою, що веде до їх евтрофікації та зниження продуктивності. Це впливає також і на здоров'я людини [1,4,12]. За останні десять років вміст фосфатів у стічних водах Дніпра зріс утричі – з 8 до 22 мг/л, тоді як у західних країнах їх кількість не перевищує 1 мг/л. Експерти називають ситуацію, що склалася з фосфатами в Україні, критичною, а Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства декілька років тому розробило відповідний законопроект.

Все більше наукових даних демонструє, що збройні конфлікти та військова діяльність значно сприяють забрудненню навколишнього середовища [13-16]. Поряд з викидами органічних забруднювачів, включаючи поліароматичні вуглеводні (ПАВ), поліхлоровані біфеніли (ПХБ), а також гексахлорциклогексан (ГХГ), дихлордифенілтрихлоретан (ДДТ) і гексахлорбензол (НСВ) у доквітлілля потрапляє ціла низка токсичних металів - Pb, Cu, Cd, Sb, Cr, Ni, Zn та ін. [16-18] з подальшим переміщенням їх у воду, що збільшує ризик негативного впливу на людину. Часто токсичні метали із залишків зброї стають екологічно стійкими забруднювачами і здатні до накопичення живими морськими організмами [15].

Підходи до моніторингу всіх вище згаданих факторів забруднення водного середовища потребують використання сучасних чутливих методів контролю за забрудненням токсичними металами та різноманітними органічними речовинами. В Україні зараз діють 89 нормативних документів щодо оцінки фізико-хімічних показників якості води. Серед них низка сучасних інструментальних методів оцінки неорганічних речовин із застосуванням спектральних методів так і зростаючої кількості органічних забрудників природних вод коли можливе використанні різноманітних детекторів та хроматографів.

Серед відомих молекулярно-абсорбційних методів фотоколориметрія є найстарішим методом аналізу природних та питних вод на вміст хімічних елементів і деяких органічних сполук (феноли, формальдегіди та ін.). І сьогодні цей метод продовжує застосовуватись у лабораторній практиці для визначення вмісту металів (Ca, Mg, Mn, Fe) у природних та питних водах. Під час моніторингу забруднення природних та питних вод сьогодні широко використовуються такі спектральні методи як: атомно-абсорбційний (ПААС, ЕТААС, гідридний варіант ААС), атомно-флуоресцентний (АФА), атомно-емісійний з індуктивно зв'язаною плазмою (АЕС-ІСП, ОЕС-ІЗП) і мас-спектрометричний з індуктивно-зв'язаною плазмою (ІЗП-МС)

та ін. Так, методом ПААС визначають Na, K, Rb, Cs, Ca, Mg. Для визначення Pb, Zn, Cd, Cu, Cr, Ni, Mo, Mn, Ni, Fe і ін. використовують варіант з графітовим атомізатором (ЕТААС), а для ртуті - спеціалізований ртутний аналізатор, або застосовують гідридну приставку (як, наприклад, FIAS) для визначення Hg, As, Se, Sn, Sb, Tl, Bi. Останніми роками для визначення вмісту металів в природних водах стали застосовуватися методи оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (ОЕС-ІЗП) та мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою (МС-ІЗП). Переваги методу МС-ІЗП над ОЕС-ІЗП: висока чутливість (від нг до мкг), широкий діапазон, хороша відтворюваність результатів, можливість детектування до 62 хімічних елементів одночасно (ДСТУ EN ISO 17294-2:2019). Використання мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ІЗП-МС) в сполученні з методами хроматографії дає можливість визначення органічних речовин з токсичними металами з урахуванням їх валентних форм (органічні сполуки As, Cr, Hg, Se, Sn).

Для вивчення органічних забруднювачів останнім часом активно застосовуються переважно хроматографічні методи аналізу. Серед них ряд сучасних хроматографічних методів із застосуванням газової та високо-ефективної рідинної хроматографії для визначення нафтопродуктів, алкілбенольних сполук, бензолів, фторалкілів та інших із застосуванням різних детекторів з використанням рідинної екстракції та газової хроматографії з мас-селективною реєстрацією, газової хроматографії після екстракції типу 'рідина-рідина (ДСТУ OIML R 83:2014; ДСТУ OIML R 83:2014; ДСТУ ISO 18857-1:2018). Застосовується і хромато-мас-спектрометрія (ХМС) як метод контролю за органічними забруднювачами води, який являє собою поєднання можливостей відразу двох методів: мас-спектрометрії та хроматографії. ХМС так само застосовується для кількісного та якісного хімічного аналізу багатоконпонентних сумішей завдяки вищій чутливості методів та застосування різних способів іонізації, можливостям сканування, наявності селективного детектування, зручності і функціональності програмного забезпечення та іншим специфікаціям.

Слід згадати такий факт, що система (ГХ-іонна пастка МС-МС) з попередньою твердофазною екстракцією (ТФЕ) була оптимізована для визначення діоксинів, поліхлорбіфенілів (ПХБ), поліхлортерфенілів (ПХТ) та токсафена. Це стало важливим завданням з тих пір, як було виявлено, що деякі конгенери діоксинів і ПХБ токсичні для тварин та мають здатність накопичуватися в природі.

Зважаючи на нові виклики щодо забруднювачів води Агентство з охорони навколишнього середовища (ЕРА) збирається встановити суворі обмеження на вміст поліфторалкільних сполук (PFAS) у питній воді. Для цього планується застосовувати методи швидкого виявлення PFAS, а саме газова або рідинна хроматографія (GC або LC), тандемна мас-спектрометрія (MS/MS), що може допомогти покращити захищеність води і продуктів харчування від забруднення поліфторалкільними сполуками.

Таким чином, слід відзначити, що зростаюча кількість ксенобіотиків у довкіллі веде до забруднення водного середовища, що потребує пошуку нових підходів до рішучих заходів по збереженню водних ресурсів та біологічного різноманіття та підходів до очищення питної води. Запобігання надмірного впливу забруднювачів, пов'язаних з військовими діями, повинні включати законодавче регулювання цього впливу на навколишнє середовище, відновлення забрудненого токсичними речовинами (органічного та неорганічного походження) водного середовища. З появою нових хімічних речовин у довкіллі має бути розширеним перелік речовин, які мають контролюватись. Важливим моментом також є поінформованість населення країни про дбайливе ставлення до водних ресурсів країни та шляхи очищення питних вод, як то методами механічної очистки,

фізичними методами за допомогою застосування сучасних сорбентів та зворотного осмосу.

Угода про асоціацію між Україною та ЄС містить Директиви щодо якості води і управління водними ресурсами, які має впровадити Україна вже та у відновлювальний період після війни. Основними цілями цих Директив, які мають бути впроваджені, є дотримання європейських стандартів, покращення якості питної води та формування сучасної водної політики. В європейському і українському водному законодавстві держава бере на себе зобов'язання забезпечувати своїх громадян безпечною для здоров'я питною водою. Основні принципи такої безпеки (нормування показників безпеки поетапно від джерела до споживача питної води) збігаються в європейському й українському водному законодавстві і викладені у низці спеціальних законів.

Література

1. Світ сучасної водопідготовки. Актуальні проблеми води / за ред. Т. Є. Мітченко. Київ : ГО ВВТ «WaterNet», 2019. 82 с. ISBN 978-966-97940-1-7.
2. Важкі метали в об'єктах довкілля Київського мегаполісу / за редакцією А.І. Самчука, І.В. Кураєвої – К.:Наш формат, 2019. – 164 с.
3. Чиста вода.Фундаментальні прикладні та промислові аспекти (26-28 жовтня 2016р, м.Київ): Матер. IV мінарод наук-практ.конф./укладач М.Кобзар К.:НТТУ «КПІ ім.Ігоря Сікорського», 2016. – 200 с. ISBN 978-617-7177-08-0
4. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання та водовідведення в Україні у 2022 р. К., 2023 397 с.
5. Rosborg I. Drinking water minerals and mineral balance [I.Rosborg, F.Kozisek, O.Selinus, [et al.]. SIP, Switzerland, 2015. 105 p.
6. Konieczna A, Rutkowska A., Rachon D. Health risk of exposure to Bisphenol A (BPA).// *Rocz Panstw Zakl Hig* 2015, 66 (1) P.5-11 [ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25813067].
7. Lema S., Dickey J., Schultz I., Swanson P. Dietary Exposure to 2,2',4,4'-tetrabromodiphenyl ether (PBDE-47) alters thyroid status and thyroid hormone-regulated gene Ttranscription in the pituitary and brain. *Environ. Health Perspect.* 2008, 116 (12). P.1694–1699.
[<https://doi.org/doi: 10.1289/ehp.11570>]
8. Endocrine disrupters: A review of some sources, effects, and mechanisms of actions on behaviour and neuroendocrine systems / C.A.Frye, E. Bo, G.Calamandrei, [et al.] // *J. Neuroendocrinol.* 2012. V. 24. P. 144-159.
9. Порякель Л.І. Важкі метали як фактор ризику для здоров'я людини та довкілля при поводженні з відходами електричного і електронного обладнання (огляд літератури). / Порякель Л.І. та ін. *Сучасні проблеми токсикології, харчової і хімічної безпеки* 2015, №1-2. С.41-49
10. Kavanagh L. Global lithium sources—industrial use and future in the electric vehicle industry: a review / Kavanagh L. Et al. *Resources.* 2018. Т. 7., №. 3. P.57. [<https://doi.org/10.3390/resources7030057>]
11. Lindsey B. D. Lithium in groundwater used for drinking-water supply in the United States. / Lindsey B. D. et al. // *Science of the Total Environment.* 2021. Т. 767. P.144691. [<https://doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.144691>].
12. Андрусина І.М. Фосфати: нові факти старої історії // *Вода і водоочисні технології* 2021 №1-2 (99-100) С.12-16
13. Rauch J. Pacyna J. Earth's global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles. // *Global Biogeochem. Cycles*, 2009, 23, 2 GB2001, [<https://doi.org/ 10.1029/2008GB003376>].

14. Environmental impact of metals resulting from military training activities: a review./ Barker, A.J., Clausen, J.L., Douglas, [et all.] // *Chemosphere* 2021 265, 129110. [<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129110>].
15. Gębka K., Bełdowski J., Bełdowska M. The impact of military activities on the concentration of mercury in soils of military training grounds and marine sediments.// *Environ SciPollut Res Int.* 2016. 23. 22. 23103–23113. [[https:// doi: 10.1007/s11356-016-7436](https://doi.org/10.1007/s11356-016-7436)].
16. Groundwater contaminated with hexavalent chromium [Cr (VI)]: A health survey and clinical examination of community inhabitants (Kanpur, India). / Sharma P., Bihari V., Agarwal S. K., Verma V., Kesavachandran, C. N., Pangtey B. S., Goel, S. K. // *PLoS One*, 2012. Vol. 7(10). P.1–7. [<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047877>].
17. Toxic effects of gunshot fumes from different ammunitions for small arms on lung cells exposed at the air liquid interface. / Mariussen E., Fjellsbø L., Frømyr T. R., [et all.] // *Toxicology in Vitro* 2021. 72 , 105095 <https://doi.org/10.1016/j.tiv>
18. Environmental and health hazards of military metal pollution./ Skalny A. V., Aschner M., Bobrovnitsky I.P., [et all.] // *Environmental Research.* 2021. 201. 111568 [<https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111568>]

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ПРИКЛАДІ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ (2016-2023 рр)

І.М. Андрусишина, О.Г Лампека

*ДУ «Інститут медицини праці імені Ю.І.Кундієва НАМН», м.Київ, Україна
e-mail: andrusyshyna.in@gmail.com*

Використані гігієнічні підходи до оцінки забруднення важкими металами (ВМ) природних вод за період 2016-2023 рр. Для визначення вмісту десяти ВМ у зразках природних вод було використано метод оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-ОЕС). Аналіз вмісту хімічних елементів у поверхневих водах з різних джерел (озер і річок, колодязів і свердловин) показав збільшення забруднення ВМ з роками. Зростання вмісту металів (As, Pb, Cd, Mn, Fe, Li, B, Zn) у водах Київської області свідчить про вплив наслідків бойових дій на якість природних вод, що потребує врахування їх внеску в загальну картину розподілу хімічних речовин у навколишньому середовищі і має враховуватися при проведенні еколого-гігієнічного моніторингу.

ENVIRONMENTAL MONITORING OF THE WATER ENVIRONMENT ON THE EXAMPLE OF THE CONTENT OF HEAVY METALS IN NATURAL WATERS OF THE KIEV REGION (2016-2023)

I.N.Andrusyshyna, O.G.Lampeka

SI "Kundiiev Institute of Occupational Health of HAMS of Ukraine"

Summary

Hygienic approaches were used to assess the contamination of natural waters with heavy metals (HM) for the period 2016-2023. The method of inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) was used to determine the content of ten HMs in natural water samples. The analysis of chemical elements in surface waters from different sources (lakes and rivers, wells and boreholes) showed an increase in HM contamination over the years. The increase in the content of metals (As, Pb, Cd, Mn, Fe, Li, B, Zn) in the waters of Kyiv region indicates the impact of the consequences of hostilities on the quality of natural waters, which requires taking into account their contribution to the overall picture of the distribution of chemicals in the environment and should be taken into account when conducting environmental and hygienic monitoring.

Вступ. Серед забруднювачів водного середовища увага дослідників останнім часом сконцентрована на проблемах забруднення водного середовища важкими металами (ВМ), які в тій чи іншій мірі завжди містились у природних водах. Як наслідок інтенсифікації сільськогосподарської діяльності, росту енергетичної галузі та машинобудування, інтенсифікації металургійного виробництва та військових дій за останні 11 років (результат агресії росії ще з 2014 р) в Україні відбувається накопичення ТМ у довкіллі. Це призводить до деградації ґрунтів, водойм, причому зростаюча ступінь забруднення ВМ може виявитися незворотною [1-5].

Існує думка, що на відміну від більшості токсикантів, які мають органічну природу, іони ВМ зберігаються у водоймах тривалий час і одним із важливих наслідків впливу ВМ на водну екосистему є зміна її складу. Екологічний стрес, який включає дію ВМ, нерідко веде до зниження біорізноманіття та до деградації екосистеми. Результати моніторингових досліджень показують, що токсична дія металів на організм людини та тварин різниться і залежить від природи металу, його

сполук та їх концентрації у воді [1-6]. Серед сучасних методів контролю за станом водного середовища, окрім аналітичних методів, перевагу надають і біологічним методам дослідження. Так, відомими маркерами якості води є планктон, молюски, ракоподібні та риби.

Вивченню глобальної емісії важких металів з основних антропогенних джерел в водне середовище присвячено низку робіт [1-4, 6-8]. Природні водойми характеризуються високим вмістом ВМ внаслідок впливу викидів заводів, виробництва акумуляторів, теплоелектростанцій та інші. Значний вклад у зростання забрудненості водойм вносять збройні конфлікти та військова діяльність [10-11]. Поряд з викидами органічних забруднювачів, включаючи поліароматичні вуглеводні (ПАВ), поліхлоровані біфеніли (ПХБ), а також гексахлорциклогексан (ГХГ), дихлордифенілтрихлоретан (ДДТ) і гексахлорбензол (НСВ) у доквілля потрапляє ціла низка токсичних металів – Pb, Cu, Cd, Sb, Cr, Ni, Zn та ін. [6-10, 12] з подальшим переміщенням їх у воду, що збільшує ризик їх негативного впливу на людину.

Таким чином, важливим було провести порівняльний аналіз забруднення ВМ природних вод Київщини в період 2016-2023 рр.

Матеріали та методи. Використані гігієнічні підходи до оцінки забруднення ТМ природних та питних вод. Дослідження по визначенню вмісту ТМ проводились у 742 пробах природних вод (межі міста та околиці за період 2016- 2023р.р.). Для визначення вмісту ТМ у пробах був застосований метод оптико-емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою (ІЗП-ОЕС на приладі OPTIMA 2100 DV) за методикою [ДСТУ ISO 11885:2019]. Отримані результати досліджень опрацьовані статистично з використанням пакету програм Microsoft Excel.

Результати дослідження та їх обговорення. Аналіз вмісту хімічних елементів у **поверхневих водах** різних джерел (озера та річки) показав зростаюче з роками забруднення ТМ. Зокрема, найбільше число відхилень від прийнятих в Україні ГДК виявлено в артезіанській та колодезній воді (останні за показниками ТМ в переважній більшості не нормуються).

Велика кількість забруднюючих речовин надходить в річкові води при таненні снігу і льоду навесні. Річки, таким чином, є ключовим агентом транспортування забруднюючих речовин на відстані в тисячі кілометрів. Більше того забрудненні ВМ природні вододжерела, особливо під час військових дій стають непридатними для пиття та потребують додаткових заходів до очищення. В період з 2-16 до 2021 року відмічалось перевищення вмісту Pb, Mn, Fe, Cr, Al особливо в паводковий період навесні.

У артезіанській та колодезній воді було виявлено перевищення вмісту таких елементів як Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Pb (в 3,7 -10 разів порівняно з чинним в Україні ГДК) в період з 2-16 до 2021рр (до 20% вододжерел). Вищим за норматив ГДК для питної води в Україні був вміст Al (у 68,5 разів) у артезіанській воді, Cr (у 1,8 разів), Cu (у 2,4 рази), Fe (у 1,5 рази), Mn (у 6,0 разів), Ni (у 4,7 рази), Se (у 16,25 рази), V (у 2,0 рази). В період 2016-2022 рр. було виявлено високий вміст деяких хімічних елементів у колодезній воді (хоча за багатьма показниками ця вода не нормується). Так, вищим за норматив ГДК для України був вміст As (у 7,6 разів), Cd (у 20 разів), Pb (у 6,3 рази), Ni (у 1,6 разів). Починаючи з весни 2022 року і по кінець 2023 рр у колодезних та артезіанських водах спостерігали збільшення вмісту Pb, Cd, As, Fe, Mn, V, Li та Zn (25 % вододжерел). У відібраних для дослідження водах річки Дніпро та Десна, озер довкола м. Київ ця тенденція до зростання зберігалась, особливо, в окремі періоди відмічалось перевищення вмісту Pb, Mn, Fe, Cr, V, Li та Zn (при порівнянні), що можна пов'язати з військовими діями що відбувались на київщині в період весни 2022р та забруднення ґрунтів від залишків

зброї та вибухових речовин.

Таким чином, забрудненні водою ВМ та іншими ксенобіотиками, зруйнована інфраструктури водопостачання, надмірне використання та навантаження на озера, ріки та підземні водні горизонти внаслідок інтенсивного використання води в сільському господарстві та промисловості спричиняють водний дефіцит. спричиняють також і повені, зруйновані гідротехнічні споруди. Військові дії в ведуть до руйнування гідротехнічних спорук, водоканалів різних куточках нашої країни не покращують стан водних ресурсів та якість питної води.

Джерела літератури

1. Науково-методичні аспекти токсиколого-клінічних досліджень впливу мінерального складу питної води на стан здоров'я населення України (огляд літератури)./ Проданчук М.Г., Мудрий І.В., Великий В.І. та інш// *Современніе проблеми токсикології* 2006. №3.С.4-7
2. Світ сучасної водопідготовки. Актуальні проблеми води / за ред. Т. Є. Мітченко. Київ : ГО ВВТ «WaterNet», 2019. 82 с. ISBN 978-966-97940-1-7.
3. Сердюк А.М. Екологія довкілля та безпека життєдіяльності населення у промислових регіонах України [А.М. Сердюк, В.П.Стусь, В.І.Ляшенко]. Дніпропетровськ: Пороги, 2011. – 486 с
4. Важкі метали в об'єктах довкілля Київського мегаполісу / за редакцією А.І. Самчука, І.В. Кураєвої – К.:Наш формат, 2019. – 164 с.
5. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання та водовідведення в Україні у 2022 р. К., 2023 397 с.
6. Rosborg I. Drinking water minerals and mineral balance [I.Rosborg, F.Kozisek, O.Selinus, [et al.]. SIP, Switzerland, 2015. 105 p.
7. Jason J., Rauch, Расуна J., Earth's global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles *Global Biogeochem. Cycles*, 2009, 23, GB2001, [https://doi.org/10.1029/2008GB003376].
8. Environmental impact of metals resulting from military training activities: a review./ Barker, A.J., Clausen, J.L., Douglas, [et all.] // *Chemosphere* 2021 265, 129110. [https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129110].
9. Gębka K., Bełdowski J., Bełdowska M. The impact of military activities on the concentration of mercury in soils of military training grounds and marine sediments. *Environ Sci Pollut Res Int*. 2016. 23. 22. 23103–23113. [https:// doi: 10.1007/s11356-016-7436].
10. Groundwater contaminated with hexavalent chromium [Cr (VI)]: A health survey and clinical examination of community inhabitants (Kanpur, India). / Sharma P., Bihari V., Agarwal S. K., Verma V., Kesavachandran, C. N., Pangtey B. S., Goel, S. K. // *PLoS One*, 2012. Vol. 7(10). P.1–7. [https://doi.org/10.1371/journal.pone. 0047877].
11. Toxic effects of gunshot fumes from different ammunitions for small arms on lung cells exposed at the air liquid interface. / Mariussen E., Fjellsbø L., Frømyr T. R., [et all.] // *Toxicology in Vitro* 2021. 72 , 105095 <https://doi.org/10.1016/j.tiv>
12. Environmental and health hazards of military metal pollution./ Skalny A. V., Aschner M., Bobrovniksky I.P., [et all.] // *Environmental Research*. 2021. 201. 111568 [\[https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111568\]](https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111568)

БЕЗПЕЧНА ПИТНА ВОДА В УКРАЇНІ: ДОСТУП ДО ІНФОРМАЦІЇ ПРО ЯКІСТЬ ВОДИ ТА МЕТОДИ ВОДОПІДГОТОВКИ

Юлія БЕРЕЖНА¹, Ірина КОСОГІНА²

¹Громадська організація «Всеукраїнське водне товариство «WaterNet», Київ, Україна

²Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Київ, Україна
waternetua@gmail.com, kosoginairyna@gmail.com

SAFE DRINKING WATER IN UKRAINE: ACCESS TO INFORMATION ON WATER QUALITY AND WATER TREATMENT METHODS

Yuliia BEREZHNA¹, Iryna KOSOGINA²

¹NGO "WaterNet"

²National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute"

В рамках виконання проєкту «Безпечна питна вода в Україні: доступ до інформації про якість води та методи водопідготовки» за фінансової підтримки Фінського Фонду Місцевого Співробітництва Посольства Фінляндії в Україні ГО «Всеукраїнське водне товариство «WaterNet» у співпраці з партнерами здійснила динамічне дослідження якості питної води в регіонах України та оперативну підготовку високопрофесійних спеціалістів галузі водопідготовки.

З початком російської агресії питання якості питної води в Україні набуло, без перебільшення, життєво важливого значення. У багатьох регіонах нашої країни водна інфраструктура частково або повністю зруйнована, відмічається нестача або відсутність реагентів для очищення водопровідної води, що означає відсутність доступу до безпечної питної води. Авіаудари та обстріли продовжують руйнувати або пошкоджувати промислові об'єкти, нафтобази, полігони та сховища відходів по всій Україні, забруднюючи ґрунти та водні ресурси через витік небезпечних речовин. Люди змушені вживати потенційно небезпечну воду з централізованого водопроводу, брати воду з колодязів і річок, наражаючись на ризик інфекційних захворювань, що передаються через воду, а також зростають ризики неінфекційних захворювань та отруєнь.

Відсутність висококваліфікованих спеціалістів впливає на ефективність сфери водопостачання в Україні. Академічна освіта з водних питань потребує оновлення з урахуванням нових глобальних викликів, сучасних технологій та методики викладання основ водопідготовки студентам бакалаврату та магістратури. Фахівці-практики у сфері водопідготовки також потребують вдосконалення таких компетенцій, як знання сучасних методів і технологій очищення води.

Зважаючи на ці виклики, ГО «Всеукраїнське водне товариство «WaterNet» написала проєкт «Безпечна питна вода в Україні: доступ до інформації про якість води та методи водопідготовки» та отримала фінансову підтримку від Фінського Фонду Місцевого Співробітництва Посольства Фінляндії в Україні. Проєкт, в першу чергу, ставить на меті динамічне дослідження якості питної води в регіонах

України та оперативну підготовку високопрофесійних спеціалістів галузі водопідготовки. Партнерами WaterNet в цьому проекті стали провідні заклади вищої освіти (ЗВО) України - КПІ ім. Ігоря Сікорського, (м. Київ), НУ «Львівська політехніка», Національний університет водного господарства та природокористування (м. Рівне), Український державний хіміко-технологічний університет (м. Дніпро).

Проектом передбачена діяльність за двома основними напрямками:

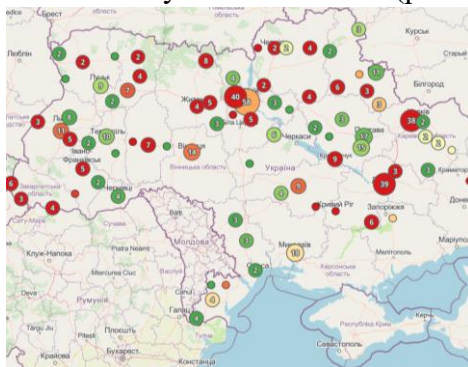
- моніторинг якості питної води в Україні та розробка нової Карти якості води;
- інформаційно-освітня діяльність за напрямком «Сучасні методи водопідготовки».

Моніторинг якості питної води в Україні передбачає дослідження 2000 зразків води з різних джерел водопостачання (водопровід, свердловини, колодязі) по всій території України, де наразі це можливо. Для кращого розуміння динаміки змін якості води в часі і за сезонами в кожній точці здійснено декілька відборів проб води. Аналіз води здійснюється акредитованою Лабораторією іонного обміну та адсорбції ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського (Свідоцтво № ПТ–191/23 від 29.05.2023 р., УКРМЕТРТЕСТСТАНДАРТ). За результатами моніторингу розроблена онлайн Карта якості води України та проаналізовано зміни якості води до повномасштабного вторгнення та під час активних воєнних дій [1].

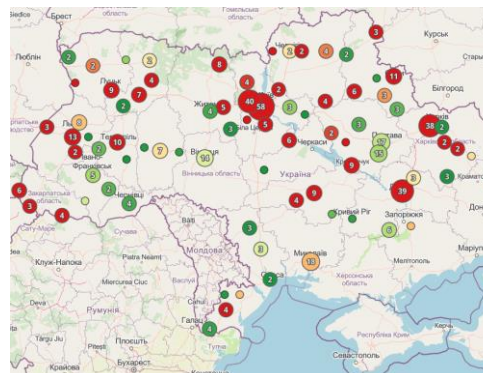
В ході моніторингу не було зафіксовано значних сезонних змін у якості підземних вод, що дозволяє нам зробити узагальненні висновки щодо стану водних ресурсів у різні пори року. Ми виділяємо чотири основні забруднювачі, які є типовими для підземних вод України: мутність, солі твердості, залізо та марганець. І якщо каламутність зумовлена в першу чергу умовами експлуатації свердловини, то інші параметри є характерними для підземної води з майже будь-якої області України [2].

Згідно з результатами моніторингу, основними забрудниками водопровідної води в західному регіоні є залізо, каламутність та солі жорсткості, особливо у Волинській та Тернопільській областях. Також варто відзначити високий рівень забруднення сполуками мангану у Закарпатській області — в середньому $0,4 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 1а).

Порівняння якості води за перші два квартали 2023 року показує погіршення ситуації в Тернопільській та Львівській областях. Проте перевищення нормативів, діючих під час воєнного стану, відзначається лише в Закарпатській області за показниками каламутність та залізо (рис. 1б) [3].



а – вміст солей мангану



б – вміст солей заліза

Рисунок 1 – Вміст сполук мангану та заліза у досліджуваних зразках води

Освітня складова проєктної діяльності передбачає розробку та імплементацію навчальних онлайн курсів для різних цільових груп:

- Для викладачів профільних ЗВО: курс «Сучасні методи водопідготовки: теоретичні основи та методика викладання» (5 лекцій)
- Для студентів профільних спеціальностей: курс «Новітні технології водопідготовки» (9 лекцій, 6 лабораторних робіт, навчальний посібник до лабораторного практикуму)
- Для спеціалістів галузі: курс «Сучасні методи водопідготовки» (14 лекцій)
- Для фахівців малих водоканалів: курс «Сучасні методи очищення води підприємствами малого комунального господарства» (14 лекцій)

У розробці та імплементації навчальних курсів взяли участь науково-педагогічні та наукові працівники КПІ ім. Ігоря Сікорського, партнерських профільних ЗВО, провідні вітчизняні та закордонні спеціалісти, що мають досвід практичної роботи з сучасними водоочисними технологіями.

WaterNet спільно з викладачами кафедри технології неорганічних речовин, водоочищення та загальної хімічної технології (ТНРВ та ЗХТ) хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського та Центром сучасних водних технологій КПІ ім. Ігоря Сікорського розробили та імплементавали у лютому-квітні 2023 року навчальний онлайн курс «Новітні технології водопідготовки».

Інформаційно-освітня програма курсу розрахована на студентів спеціальності 161 Хімічні технології та інженерія здобувачів вищої освіти першого (бакалаврського) рівня і включає 9 лекцій та 6 лабораторних робіт, що належать до освітньої компоненти професійної та практичної підготовки і дозволяють ознайомити студентів із основними закономірностями технологічних процесів у водній галузі, роботою технологічних схем і розрахунками параметрів сучасних систем за заданими умовами (якість вихідної та очищеної води). Методика виконання лабораторних робіт та теоретичні основи представлена у навчальному посібнику «Новітні технології водопідготовки: Лабораторний практикум».

Навчання проходило в онлайн форматі для студентів 4го курсу ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського. До курсу також долучилися викладачі та студенти ЗВО партнерів проєкту: НУ «Львівська політехніка», Національний університет водного господарства та природокористування та Український державний хіміко-технологічний університет.

Всі матеріали курсу, а саме – силабус, презентації, відео лекцій та лабораторних робіт, навчальний посібник до виконання лабораторних робіт, передаються в рамках проєкту партнерським ЗВО для їх подальшої імплементації в навчальний процес з метою підвищення рівня компетентності студентів - майбутніх спеціалістів водної галузі України. Всі матеріали курсу та допоміжні інформаційні навчальні джерела доступні кожному студенту в особистому кабінеті на сайті WaterNet.

За результатами підсумкового тестування 32 студенти 4го курсу хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського, м. Київ та 5 студентів з Українського державного хіміко-технологічного університету (УДХТУ), м. Дніпро отримали відповідні сертифікати про проходження курсу [4].

Восени 2023 року WaterNet спільно з Центром сучасних водних технологій КПІ ім. Ігоря Сікорського імплементавав курс «Сучасні методи водопідготовки для малих водоканалів». Курс, розрахований на технічних спеціалістів та інженерів комунальних підприємств водопостачання, включає 10 лекцій, які представляють

актуальну інформацію та її прикладну спрямованість щодо сучасних тенденцій та закономірностей технологічних процесів і роботи технологічних схем в галузі водопідготовки на малих водоканалах та в громадах.

До навчання активно долучилося 94 спеціалісти з 63 водоканалів та громад. За результатами підсумкового тестування 66 слухачів курсу отримали сертифікати Центру Сучасних водних технологій КПІ ім. Ігоря Сікорського. Зворотній зв'язок з учасниками навчання показав актуальність та неабияку зацікавленість сучасними методами та технологіями водопідготовки та водоочищення, то ж ми врахували всі побажання слухачів щодо структури і наповнення навчальної програми курсу і організували весняний семестр, до якого вже долучилися понад 300 активних слухачів, що є чи не найкращим свідченням актуальності нашої освітньої діяльності.

Навчання для спеціалістів галузі водопідготовки відбувалося в рамках курсу «Сучасні методи локальної водопідготовки», який був проведений WaterNet спільно з Центром сучасних водних технологій КПІ ім. Ігоря Сікорського також восени минулого року. Слухачами курсу стали 67 спеціалістів та викладачів з 31 профільної компанії та 10 ВНЗ, з яких 47 отримали сертифікати Центру сучасних водних технологій КПІ ім. Ігоря Сікорського за результатами підсумкового тестування [5].

Отже, злагоджена співпраця між WaterNet, профільними ЗВО та фахівцями практиками в рамках реалізації діяльності за проектом «Безпечна питна вода в Україні: доступ до інформації про якість води та методи водопідготовки» показала вагомі результати, що є першим кроком для розробки ефективних і оперативних шляхів вирішення проблем з доступом населення до безпечної питної води, які не можливі без систематизованої достовірної інформації щодо стану питної води, вивчення та імплементації сучасних методів її очищення і підготовлених висококваліфікованих спеціалістів водної галузі. Окрім цього, міжнародна підтримка України сприяє впровадженню подібних проєктів і обумовлює необхідність тісної співпраці між усіма зацікавленими сторонами.

Література

1. *Бережна Ю. Міжнародна підтримка WaterNet під час війни // Вода і водоочисні технології, №1-2, 2023, С.4-6.*
2. *Дрікер Ю. Підземні води України: важливий ресурс в умовах війни // Вода і водоочисні технології, № 1-2, 2024, С.60-64.*
3. *Дрікер Ю. Карта якості води: зміни в умовах війни // Вода і водоочисні технології, № 1-2, 2023, С.48-51.*
4. *Бережна Ю., Косогіна І. Проєкт «Безпечна питна вода в Україні: доступ до інформації про якість води та методи водопідготовки.», // Вода і водоочисні технології, №1-2, 2023, С.58-62.*
5. *Бережна Ю. Професійна освіта в рамках проєкту «Безпечна питна вода в Україні: Доступ до інформації про якість води та методи водопідготовки» // Вода і водоочисні технології, №1-2, 2024, С.82-86.*

ГІДРОГЕОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ГАЗОВА ЗОНАЛЬНІСТЬ ВУГЛЕНОСНОЇ ФОРМАЦІЇ ЛЬВІВСЬКО-ВОЛИНСЬКОГО БАСЕЙНУ

Ірина БУЧИНСЬКА

*Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, м. Львів, Україна
e-mail: ibuchynska@ukr.net*

HYDROGEOLOGICAL CHARACTERISTICS AND GAS ZONING OF THE COAL-BEARING FORMATION OF THE LVIV-VOLYN BASIN

Iryna BUCHYNSKA

*Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals of NAS of Ukraine,
Lviv, Ukraine*

Проаналізовано газову зональність Львівсько-Волинського басейну та її зв'язок з гідро-геохімічною зональністю. Гідрогеологічні умови впливають на міграцію вуглеводневих газів, їхній розподіл за площею й у вертикальному розрізі. Підземні води в процесі циркуляції дегазують вугленосну товщу. Обводнені вугільні пласти у зоні активного водогазообміну зазвичай мають понижену газонасиченість. Активна циркуляція підземних вод призводить до виносу метану з вугільних пластів на денну поверхню, сприяючи обміну метаморфічних і повітряних газів.

The gas zonation of the Lviv-Volyn Basin and its relationship with hydro-geochemical zonation were analyzed. Hydrogeological conditions affect the migration of hydrocarbon gases, their distribution by area and in a vertical section. Groundwater in the process of circulation degasses the coal-bearing stratum. Watered coal seams in the zone of active water-gas exchange usually have a reduced gas capacity. The active circulation of groundwater leads to the removal of methane from coal seams to the surface, promoting the exchange of metamorphic and atmospheric gases.

Львівсько–Волинський кам'яновугільний басейн (ЛВБ) – це площа розвитку вугленосної формації з пластами вугілля нижнього (турнейський, візейський та серпуховський яруси) та середнього (башкирський ярус) карбону. Родовища ЛВБ відносяться до метановугільних (комплексні родовища (ділянки), у межах яких і вугілля, і метан є основними корисними копалинами [1]). Основними геологічними чинниками, що визначають закономірні зміни вмісту та складу газів у вугленосних відкладах і їх розміщення у вугільних родовищах є історія геологічного розвитку вугільного басейну; тектонічна будова вугільних родовищ; вугленосність; гідрогеологічні і гідрохімічні умови; літологічний склад вуглевмісних порід і їх колекторські властивості, потужність і склад покрівних відкладів, вугленасиченість вугленосної товщі; петрографічний склад і ступінь метаморфізму вугілля [2].

Формування вугленосних відкладів супроводжувалось утворенням вуглеводневих газів в процесі метаморфізму вугілля і виділення їх з вугленосної товщі до поверхні за рахунок міграції газів. Специфіка метановугільних родовищ родовищ полягає у тому, що головні газонасні породи – вугілля і пісковики – є практично не проникними, тому метан у них знаходиться переважно у слабозв'язаному або нерухомому стані. Формування газоих покладів у вугленосних відкладах відбувається за рахунок перерозподілу газу у вуглепородному масиві, коли природні або техногенні чинники підвищують рухливість метану в системі і сприяють активізації процесу його міграції. Процеси міграції, накопичення і збереження метану тісно пов'язані зі складною взаємодією та взаємним впливом окремих фаз (води і газу) системи вода-газ у природному масиві. Існування цієї

системи визначає основні закономірності перерозподілу метану у вугленосній товщі та обґрунтовують головні емнісмі та фільтраційні параметри гірського масиву, сприятливі для накопичення і збереження газових покладів [3].

Аналіз нагромаджених даних компонентного складу газів вугільних родовищ, дослідження закономірностей зміни складу цих газів, дозволили встановити певну зональність. Класифікація газових зон О. І. Кравцова [4]. прийнята за основу і використовується в чинних методичних керівництвах та в інструкціях. (табл.1.)

Таблиця 1 – Газова зональність вугільних родовищ [4].

Газова зона		Характеристика газових зон	Вміст окремих газових компонентів, %		
			CH ₄ , %	N ₂ , %	CO ₂ , %
Газового вивітрювання	Азотно-вуглекисла	Повітряно-хімічна	0	20	80
	Вуглекисло-азотна	Повітряно-хімічна	Сліди	80	20
	Метано-азотна	Повітряно-метаморфічна	20	80	сліди
	Азотно-метанова	Повітряно-метаморфічна	<80	>20	сліди
Метанова		Повітряно-метаморфічна	>80	<20	сліди

Фазовий стан газів у вугленосній товщі залежить від літологічних особливостей вуглевмісних порід, колекторських властивостей вугілля і неорганічних порід, а також від гірничо-геологічних, гідрогеологічних та термобаричних умов. За формою знаходження газів у вугільних родовищах виділяються колектори двох типів – колектори сорбованих газів та колектори вільних і розчинених газів. Формуванню скупчень вільних газів у вугленосних товщах сприяють наступні фактори: перевищення пружності розчинених газів над пластовим тиском вод; внутрішньоформаційна (внутрішньопластова та міжпластова) міграція газів із колекторів сорбованих газів у колектори вільних та розчинених газів; наявність газових пасток, в яких відбувається виділення вільного газу і його нагромадження.

Для газоносних вугільних басейнів зональність розподілу газу тісно пов'язана з гідро-геохімічною зональністю (табл. 2). На практиці всі верхні газові зони поєднані у єдину зону газового вивітрювання, глибина переходу якої у метанову носить змінний характер. Значний вплив на газоносність розрізу вугленосної товщі карбону мають досить складні гідрогеологічні умови родовища, в межах виділяється 6 водоносних горизонтів, які, окрім сенон-туронського самого верхнього четвертинного, є напірними.

Гідрогеологічні умови впливають на міграцію вуглеводневих газів, їхній розподіл за площею й у вертикальному розрізі. Підземні води в процесі циркуляції дегазують вугленосну товщу. Обводнені вугільні пласти у зоні активного водогазообміну зазвичай мають пониженою газоносність, тому що активна циркуляція підземних вод призводить до виносу метану з вугільних пластів на денну поверхню, сприяючи обміну метаморфічних і повітряних газів. Тому вугільні пласти, розташовані поблизу водоносних горизонтів, характеризуються зниженою метаноносністю або повністю дегазовані [2]. З глибиною зростає вміст метану у вугільних пластах і водночас змінюється сольовий склад вод у бік збільшення вмісту хлориду натрію, що переважає у зоні розвитку чисто метанових газів. Гідрокарбонатно-кальцієві та гідрокарбонатно-сульфатно-натрієві води зони активного водообміну пов'язані із зоною вуглекисло-азотних газів. До зони

метаново-азотних і азотно-метанових газів.

Таблиця 2 – Зони газового вивітрювання та гідрогеохімічна зональність [2].

Газова зональність	Глибина залягання	Гідрогеохімічна зональність
Азотна-вуглекисла	До 100-150 м	Поверхневі води, гідрокарбонатнокальцієві
Вуглекисла-азотна	Нижче 100-150 м	Змішані: сульфатно-гідрокарбонатно-натрієво-кальцієві
Метано-азотна	150-230 м	Змішані (поверхнево-метаморфізовані) - гідрокарбонатно-натрієві
Азотна-метанова	До 300--400 м в ядрах синкліналей і 650-750 м в антикліналях	Метаморфізовані, гідрокарбонатно-натрієві
Метанова	Глибше 500-1 000 м	Застійні, гідрокарбонатно-хлоридно-натрієві

приурочені сульфатно-натрієві води, з якими часто пов'язане виділення сірководню. У нижній частині зони азотно-метанових газів поширені гідрокарбонатно-хлоридно-натрієві води. Глибинні сильно мінералізовані хлоридно-натрієві води характерні для умов сповільненої циркуляції, що є характерним для зони метанових газів.

Низька газоносність вугільних пластів та вуглевмісних порід в зоні газового вивітрювання обумовлена як обводненістю покривних юрських відкладів, так і самих кам'яновугільних порід, які гідравлічно пов'язані між. Підземні води кам'яновугільного комплексу мають значний гідростатичний напір, який досягає 600 м і більше, їх рівні встановлюються на 12 – 16 м вище поверхні землі. Певний вплив на газоносність товщі карбону має інфільтрація крейдяних вод.

Відносно метанової зони потужність зони газового вивітрювання є незначною і тому її диференціація практичного значення не має і носить вельми умовний характер.. Границя між метановою зоною і зоною газового вивітрювання проходить по верхній газовідпірній товщі і відбивається за появою в газах сірководню, заміні сульфатнонатрієвих вод на гідрокарбонатнонатрієві (це природний репер).

Про газ (метан) вугільних родовищ. Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2009, № 40, ст. 578 [Електронний ресурс]: [Веб-сайт]. – <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1392-17#Text> (дата звернення 10.05.2024).

Нетрадиційні джерела вуглеводнів України : монографія. У 8 кн. Кн. 7. Метан вугільних родовищ, газогідрати, імпакті структури і накладені западини Українського щита [В.А. Михайлов та ін.]; Нац. акціонерна компанія «Нафтогаз України» та ін. К. : Ніка-Центр, 2013. 368 с

Булат А. Ф., Лукінов В. В., Безручко К. А. Умови формування газових пасток у вугленосних відкладах. Київ, Наукова думка. 2017. 250 с.

Газоносность угольных бассейнов и месторождений СССР / Гл. ред.. А.И. Кравцов. – Т. 3. Генезис и закономерности распределения природных газов угольных бассейнов и месторождений СССР. М.: Недра, 1980. 218 с

ВИКОРИСТАННЯ СИСТЕМ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ У МОДЕЛЮВАННІ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

Груздєва О.В., Крячков Д.О., Кондратюк Р.В.
Український державний університет науки і технологій,
ННІ «Український державний хіміко-технологічний університет»,
Дніпро, Україна
email: gruzdeva76lena@gmail.com

APPLICATION OF SIMULATION MODELLING SYSTEMS IN MODELLING SURFACE WATER QUALITY

Hruzdieva O., Kriachkov D., Kondratiuk R.
Ukrainian State University of Science and Technology,
ESI «Ukrainian State University of Chemical Technology»

Резюме: Система математичного моделювання водних ресурсів WEAP (Water Evaluation And Planning system) є інструментом для раціонального управління водними ресурсами та планування водопостачання. Її потужність та гнучкість дозволяють ефективно вирішувати проблеми водокористування в різних регіонах світу. В роботі представлено застосування WEAP у дослідженні впливу господарсько-побутових та промислових скидів міста Дніпро на якість води в річці Дніпро. Застосування досвіду використання системи WEAP є перспективним для оптимізації використання води та раціонального розподілу поверхневих водних ресурсів між водокористувачами.

Питання екології водних ресурсів України на сучасному етапі набуває критичного характеру, враховуючи проблеми, що ставлять під загрозу стік від малих річок до великих водних джерел, таких як Дніпро, Сіверський Донець, Дністер, Прип'ять, Десна та Південний Буг. Цей процес може призвести до зникнення стоку та погіршення якості вод протягом півстоліття, що створить серйозний дефіцит водних ресурсів [1].

Воєнні дії, що відбуваються зараз в Україні, мають суттєвий негативний вплив на якість водних ресурсів в Україні. Через війну в середовище потрапляє велика кількість забруднюючих речовин: через підриви нафтосховищ, складів паливно-мастильних матеріалів, попадання снарядів у водонасосні станції, водопроводи, каналізаційні очисні споруди, а також через руйнування інфраструктури підприємств агресором. Прикладом такого негативного впливу на водні ресурси є масштабна катастрофа, спричинена підривом Каховської ГЕС російськими окупантами. З урахуванням трагічних подій, що відбуваються у нашій країні, стає вкрай важливо не лише оцінювання наслідків військових дій та екоцидів, спричинених діями держави-агресора, але й розробка довгострокових планів відновлення екологічної рівноваги водних ресурсів країни та реалізація проектів, спрямованих на запобігання можливим кризам.

Для запобігання подальшим проблемам у сфері водних ресурсів важливо систематично враховувати вплив на зміни кількості населення, кліматичні зміни, обсяги виробництва та їх розміщення, а також воєнні дії на водні ресурси як у сучасному часі, так і в майбутньому. Кваліфіковані фахівці в області водопостачання повинні розробляти стратегії розподілу поверхневих та підземних водних ресурсів між основними водоспоживачами, конструювати проекти сучасних систем водопроводу та каналізації, а також раціонально визначати тарифи водопостачальних підприємств. Дуже важливою є також адаптація громад та

секторів економіки до можливих ризиків, що пов'язані зі змінами у водних ресурсах. Для досягнення цих цілей необхідно раціонально розподіляти водні ресурси, впроваджувати нові технології та модернізувати системи водопідготовки та очисні споруди.

В роботі презентовано дослідження, що спрямоване на оцінку впливу скидів з побутового та промислового секторів міста Дніпра на якість води у річці Дніпро за допомогою програми WEAP (Water Evaluation And Planning system), яка є потужним інструментом для ефективного управління водними ресурсами та планування водопостачання [2]. Програма впроваджується як складова частина програми вищої освіти для хіміків та екологів і використовується для аналізу та оцінки водокористування та попиту на рівні водосховищ у США, Китаї, Британській Колумбії, Гані, Індії, Мексиці та інших країнах [3].

Для створення сценарію "Моделювання якості води" були використані дані за 2023 р. щодо водних потреб міста Дніпра, геометричні параметри річки Дніпро, кількісні та якісні характеристики води у річці Дніпро, кліматичні умови, обсяги та склад викидів та інша відповідна інформація. Усі дані були зібрані з відкритих офіційних джерел [4-8]. Ступінь забруднення води у річці споживачами визначали за показниками концентрації розчиненого кисню (РК) та біологічного споживання кисню (БСК), які суттєво залежать від різних галузей народного господарства. Для розрахунків було взяті дані моніторингу якості поверхневої води у річці Дніпро у контрольних створах: на межі м. Дніпро вище за течією, 462 км, смт. Аули, питний в/з м. Дніпро та м. Кам'янське, та на межі м. Дніпро нижче за течією, 404 км, м. Дніпро, ВП "ПдТСС" ПАТ "ДТЕК Дніпроенерго", питний в/з. [6].

За концентрацією розчиненого кисню визначали санітарний режим водойми. Вміст РК у поверхневих водах може змінюватись від 0 до 14 мг/дм³ (мг/л) і зазнає значних сезонних та добових коливань. Після змішування стічних вод з водою водойми кількість розчиненого кисню не повинна бути менша ніж 4,0 мгО₂/дм³ у будь-який період року для поверхневих вод що призначені для господарчо-питного та комунально-побутового призначення.

За розрахунками, кисневий режим р. Дніпро носить чіткий сезонний характер. У внутрішньорічному циклі мінімальні показники вмісту РК у воді, як правило, спостерігаються за максимальних значень температур води (червень, липень, серпень) (рис. 1.1).

Разом з органічними речовинами побутових стічних вод у водойму надходить велика кількість сапрофітних та патогенних бактерій, тому концентрація органічних речовин безпосередньо вказує на бактеріальне забруднення водойм і цим характеризується санітарне значення БСК. Чим більше БСК, тим більше забруднена вода органічними сполуками. Найшкідливіші при цьому є господарсько-побутові скиди та скиди від шкірообробної, м'ясопереробної промисловості. Коливання БСК зазвичай є сезонними і пов'язані зі змінами температури, так само як РК, та вихідною концентрацією розчиненого кисню, яка зростає у 2-3 рази при підвищенні температури на 100 °С. Показник БСК не повинен перевищувати 3,0 мгО₂/дм³ у будь-який період року для поверхневих вод, що призначені для господарчо-питного та комунально-побутового призначення (рис.1.2).

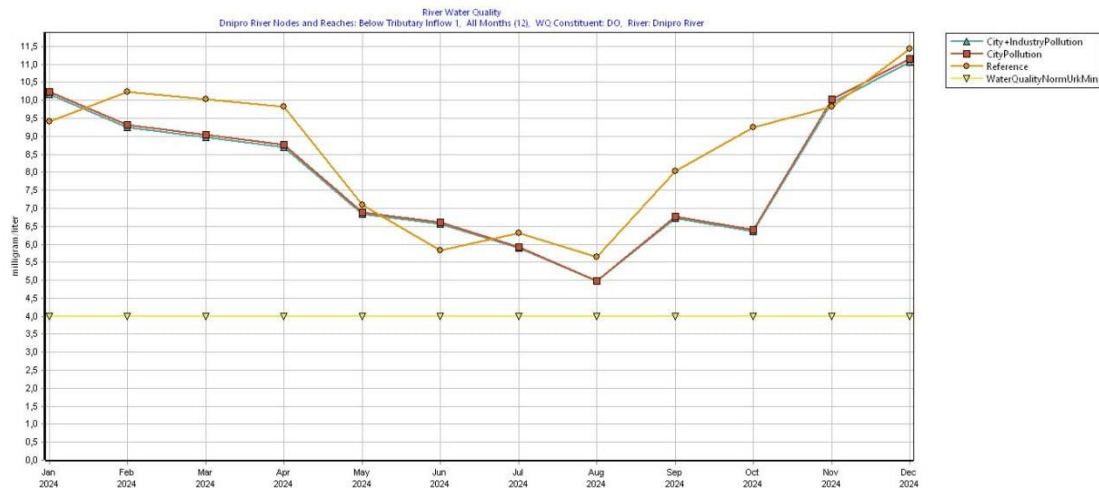


Рисунок 1.1 - Середні значення показників вмісту РК по місяцям змодельовані по даним 2023 р. у р. Дніпро:

- синя - РК що, враховує вплив господарсько-побутові та промислові скиди, розрахований у контрольному створі нижче м. Дніпро за течією;
- червона – РК, що враховує вплив господарсько-побутових скидів, розрахований у контрольному створі нижче м. Дніпро за течією;
- помаранчева – РК у контрольному створі вище м. Дніпро за течією;
- жовта – нормативний РК для поверхневих вод, що призначені для господарчо-питного та комунально-побутового призначення.



Рисунок 1.2 – Середні значення показників БСК по місяцям змодельовані по даним 2023 р. у р. Дніпро:

- синя - БСК що, враховує вплив господарсько-побутові та промислові скиди, розрахований у контрольному створі нижче м. Дніпро за течією;
- червона – БСК, що враховує вплив господарсько-побутових скидів, розрахований у контрольному створі нижче м. Дніпро;
- помаранчева – БСК у контрольному створі вище м. Дніпро за течією;
- жовта – нормативний БСК для поверхневих вод, що призначені для господарчо-питного та комунально-побутового призначення.

Висновки: Встановлено, що показник концентрації РК у контрольному створі нижче м.Дніпро за течією свідчить про погіршення якості води у річці Дніпро внаслідок дії господарсько-комунальних та промислових скидів але не перевищує норми розчиненого кисню (4 мг/л) у водоймах.

Під час весняної повені (березень-червень) середня концентрація кисню у воді річки Дніпро становить 7,76 мг/дм³, змінюючись у межах від 8,97 мг/дм³ до 6,57 мг/дм³ після скидів (вплив господарсько-побутових та промислових скидів) (рис. 1.1). Середній вміст О₂ у воді р. Дніпро у період літньо-осінньої межени сягає мінімальних значень у середньому 5,88 мг/дм³, змінюючись у межах від 6,73 мг/дм³ до 4,97 мг/дм³, що не перевищує норматив вмісту РК у поверхневих водах. Вірогідно, що домінуючим фактором у формуванні кисневого режиму у літній період є не температура води у водотоці, а антропогенне навантаження. У зимовий період кисневий режим поверхневих вод зазвичай є кращим порівняно з літньо-осінньою меженню. Середні показники РК у зимовий період сягають значень, що характерні для періоду весняної повені і становлять у середньому 10,07 мг/дм³, коливаючись у межах від 11,07 мг/дм³ до 9,24 мг/дм³.

Відповідно у літньо-осінній та зимовий періоди вода у р. Дніпро відповідає рівню забрудненості водою «помірно брудні» клас якості III [9].

При надходженні у водойму стічних вод, які містять велику кількість органічних речовин, підвищується БПК і зменшується розчинений кисень, який витрачається на окиснення органічних речовин рослинного та тваринного походження. Згідно з розрахунками, рівень показника БСК у контрольному створі нижче м. Дніпро за течією відповідає нормі тільки в зимовий період (рис. 1.2), що вказує на те, що зниження температури навколишнього середовища пригнічує швидкість розмноження аеробних бактерій, яким для життєдіяльності необхідний кисень. Ступінь забруднення річки Дніпро за показником БСК у зимовий період відповідає "помірно забруднені", а в літньо-осінній та під час весняних повеней - "забруднені". Далі планується провести роботу над розробкою середньо- та довгострокових планів відновлення екологічного стану головної "артерії" України.

Література:

1. Судук О.Ю., Федина К.М. Аналіз та визначення індикатора водного стресу в Україні в умовах глобалізації. Екологічний менеджмент. Збалансоване природокористування 2018. №2. С. 62 – 66
2. Раткович Л. Д. Аспекти управління водними ресурсами в умовах комплексного водопользования. Евразийский Союз Ученых (ЕСУ). Технич. науки. 2016. №24. Т 3.
3. Сайт WEAP www.weap21.org.
4. Статистична інформація України: веб сайт. URL: http://www.ukrstat.gov.ua/operativ/oper_new.html
5. Кліматична інформація щодо річки Дніпро веб сайт URL: <https://ukr.seatemperature.net/zaraz/ukraine/dnipro-river-near-dnepropetrovsk-sea-temperature>
6. Державний моніторинг поверхневих вод URL: <https://data.gov.ua/dataset/surface-water-monitoring>
7. Аналіз забезпечення водними ресурсами населення і галузей економіки Дніпропетровської області за 2023 рік URL: http://douvr.gov.ua/htm_2/Dijaln_VIKOR_VodRes/Dijaln_VIKOR_VodRes_2023.doc
8. Водний кодекс України, Київ, Редакція від 26.05.2022.
9. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А.В. Гриценко, О.Г. Васенко, Г.А. Верніченко та ін. Х.: УкрНДІЕП. 2012. 37 с.

КУЛЬТУРА КЛІТИН ЯК ТЕСТ-ОБ'ЄКТ ДЛЯ ОЦІНКИ БЕЗПЕЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ

Наталія Дмитруха, Майя Верголяс, Костянтин Козлов
Державна установа «Інститут медицини праці імені Ю.І. Кундієва
Національної академії медичних наук України», м. Київ, Україна
dmytrukha@ukr.net

CELL CULTURE AS A TEST OBJECT FOR EVALUATION SAFETY OF DRINKING WATER

Nataliia Dmytrukha, Maya Vergolyas, Kostyantyn Kozlov
State Institution "Kundiiev Institute of Occupational Health of National Academy
of Medical Sciences of Ukraine", Kyiv, Ukraine

Summary. Water is very important for the human body. Life is impossible without water. It must meet hygienic requirements and be safe for public health. Biotesting is the first stage of determining the quality of drinking water and the main one in determining the possible consequences of its influence on living organisms. Today, to assess the safety (toxicity) of water, alternative models of various biological organizations are used - invertebrates, hydrobionts, fish, plants, which allows predicting its impact on humans and various living organisms.

The purpose of our research was to assess the quality of drinking water from various sources of water supply on human and animal cells in vitro. The cytotoxic effect of the control water, from the tap water, pump water and bottled water on human kidney cells (HEK-293), pig testis cells (PTP) and mouse fibroblasts (L-929) was determined in MTT-test and SRB test. It was established that human kidney cells (HEK-293) were more sensitive to the influence of different waters, which may indicate the negative influence of water primarily on the urinary system. Thus, research on the culture of cells of various organ allows to assess not only the possible negative impact on the body, but also to identify potential target organs.

Організм людини містить приблизно 70-80% води. Вода для організму має надзвичайно велике значення, вона розчиняє потрібні для життя і виводить шкідливі речовини, нормалізує обмінні процеси, стимулює роботу серцево-судинної системи та мозку, шлунково-кишкового тракту і забезпечує нормальне травлення, регулює температуру тіла.

Вода питна, щоб не нашкодити здоров'ю людини, має бути якісною і безпечною, відповідати гігієнічним вимогам. Якість питної води визначається за багатьма факторами: природою джерела, регіональними особливостями ґрунтових порід і мінералів, ефективністю методів знезараження, ступенем антропогенного навантаження (хімічне або мікробне забруднення) та інш. [1].

В умовах повномасштабної війни в Україні, коли активні військові дії суттєво впливають на якість наших водних ресурсів, питна вода може бути чинником негативного впливу на здоров'я людини і першопричиною виникнення багатьох небезпечних захворювань. З урахуванням сучасних реалій забезпечення населення України якісною і безпечною питною водою є складною соціальною, економічною, гігієнічною, екологічною та господарською проблемою.

Відповідно до Національного Стандарту України ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» та ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною», якість питної води оцінюється за фізичними, органолептичними, хімічними,

мікробіологічними, токсикологічними і радіаційними показниками, значення яких не повинні перевищувати нормативні величини [2, 3].

На сьогодні для оцінки безпечності (токсичності) води використовують біотестування на моделях різної біологічної організації – безхребетні тварини, гідробіонти, риби, рослини, що дозволяє прогнозувати її вплив на людину та різні живі організми. Біотестування є першим етапом визначення якості питної води і головним у визначенні можливих наслідків її впливу на живі організми. У ДСТУ 7525:2014 надано перелік показників і тест-об'єктів, а також нормативів для визначення токсичності води за результатами біотестування, який включає 4 показники: Хронічна токсичність на дафніях *Ceriodaphnia afūni*; Токсичність на інфузоріях *Tetrahymena rugiformis*; Цитотоксичність за лейкоцитарною формулою крові; Генотоксичність на клітинах крові риби Даніо репіо (*Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan) [2].

За рекомендаціями ISO (International Organization for Standardization), ICCVAM (Interagency Coordinating Committee on the Validation of Alternative Methods) та інших міжнародних організацій дослідження токсичності проводяться на *in vitro* моделях - первинних культурах клітин і тканин, виділених з організму тварин та людини. Дослідження безпосередньо на культурі клітин людини спрощує екстраполяцію даних і прогнозування токсичності речовини відносно організму людини [4,5].

Метою дослідження була оцінка якості питної води з різних джерел водопостачання за даними токсичної дії на культуру клітин людини і тварин в умовах *in vitro*.

Матеріали та методи дослідження. Під час дослідження визначали токсичну дію контрольної води, отриманої згідно з рекомендаціям ДСТУ 4174:2003, води з водогону інституту, води з бювету і фасованої води. За даними хімічного аналізу обрані зразки питної води відрізнялись між собою за хімічним складом.

Оцінку цитотоксичної активності води було виконано на культурах клітин: лінії НЕК-293 (ембріональні клітини нирки людини), РТР (клітини тестикул поросят) та L-929 (фібробласти миші), отриманих з Інституту мікробіології і вірусології ім. Д.К. Заболотного НАН України. Цитотоксичну активність води по відношенню до клітин визначали після 24 годин інкубації за загальновизнаними тестами, зокрема з барвниками метилтетразолієм (МТТ-тест) та сульфородаміном В (SRB-тест). Принцип МТТ-тесту заснований на здатності ферменту мітохондріальної мембрани клітини - сукцинатдегідрогенази відновлювати жовту сіль метилтетразолію (3-[4,5-диметилтіазол-2-іл] – 2,5-дифенілтетразолія бромід) до кристалів формазану фіолетового кольору, що накопичуються в результаті цієї реакції в цитоплазмі живих клітин. Таким чином, за інтенсивністю накопичення кристалів формазану в цитоплазмі оцінювали рівень мітохондріального дихання клітини та їх життєздатність. Тест фарбування сульфородаміном В дозволяє визначити вміст загального білку, який є показником приросту клітин та їх проліферації. Кількість життєздатних клітин в обох методах розраховували за формулою: $\text{ОГдл} / \text{ОГкл} \times 100\%$, де : ОГкл – оптична густина розчину в контрольних лунках; ОГдл – оптична густина розчину в дослідних лунках. Оптичну густина контрольних і дослідних лунок визначали за допомогою мультилункового спектрофотометру Sunrise Tecan (Австрія) при довжині хвилі 540 нм [6].

Результати дослідження та їх обговорення. Отримані результати показали наступне. За даними МТТ-тесту найбільшу цитотоксичну активність по відношенню до культури клітин лінії НЕК-293 проявляли зразки води з водогону та бювету (кількість життєздатних клітин за їх впливу становила 64,4% і 77,0%, $p < 0,05$ порівняно з контрольною водою). За впливу фасованої води кількість

життєздатних клітин була 81,8%, найменший цитотоксичний вплив на клітини нирки людини чинила контрольна вода, при цьому кількість життєздатних клітин становила 91,7%. За даними, що були отримані в SRB-тесті кількість живих клітин лінії НЕК-293 після інкубації з контрольною водою становила 70,4%, з водогону – 66,9%, з бювету – 65,6% і фасованою водою – 68,9% (рис.)

Результати МТТ-тесту з клітинами тестикул поросят (РТП) показали, що після культивування їх з контрольною водою кількість життєздатних клітин становила 72,8%. Найбільшу цитотоксичну дію чинила вода з бювету (кількість життєздатних клітин 61,5%). Вода з водогону і фасована вода мали майже однаковий вплив на клітин РТП (65,5% і 96,8% життєздатних клітин). За даними SRB-тесту кількість життєздатних клітин РТП після додавання контрольної води була 81,5%, води з водогону – 68,2%, з бювету – 67,09% і фасованої води - 69,5% (рис.)

Найбільшу цитотоксичну активність по відношенню до фібробластів миші (лінія L-929) в МТТ-тесті проявила вода з бювету і водогону (кількість життєздатних клітин становила 58,6% і 61,9% відповідно). При додаванні до середовища культивування клітин L-929 води фасованої навпаки встановлено підвищення показника життєздатних клітин до 104,0%. В SRB тесті всі досліджувані зразки води справляли приблизно однаковий вплив на життєздатність клітин лінії L-929. Так, після додавання до середовища культивування контрольної води кількість життєздатних фібробластів миші становила 103,0%, води з водогону – 82,5%, води з бювету – 89,25% і фасованої води - 96,8% (рис.).

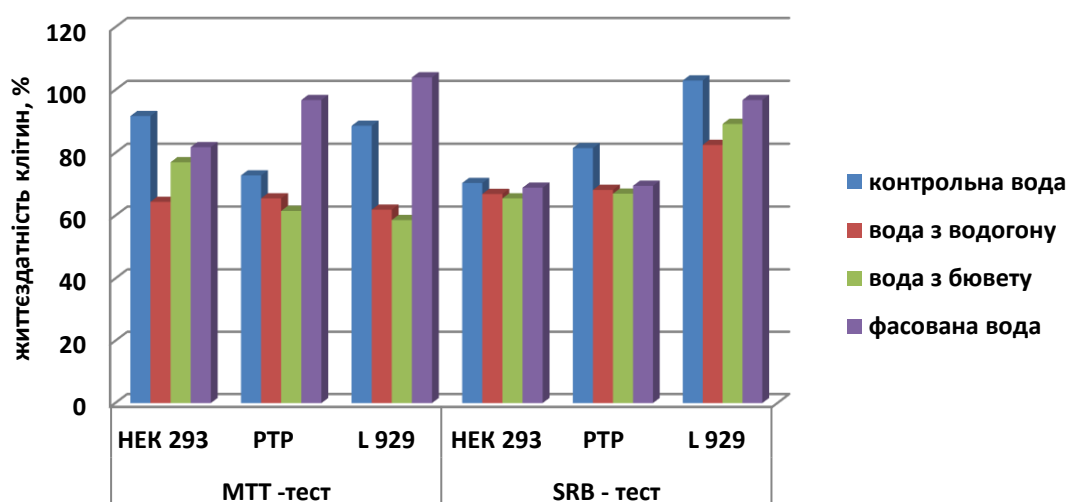


Рис. – Життєздатність клітин ліній ХЕК 293, РТП, L-929 (% живих клітин) після 24 годин інкубації з водою різних джерел (дані МТТ та SRB тестів).

Окрім життєздатності клітин, за впливу питної води оцінювали зміни моношару клітин та їх структуру. Так, інкубація клітин з контрольною водою не спричиняла суттєвих морфологічних змін клітин і не впливала на цілісність моношару. Додавання до клітин води з водогону призвело до загибелі близько 40% усіх типів клітин, при цьому спостерігали втрати міжклітинних контактів, порушення моношару. Інкубація клітин з бюветною та фасованою водою сприяли округленню клітин НЕК-293 і РТП, появи в них крупних вакуолей, проте суттєво не впливали на цілісність моношару клітин. Отже, можна заключити, що за всіма досліджуваними показниками найбільший негативний вплив на клітини чинила вода з водогону.

Виконані дослідження на культурі клітин *in vitro* корелюють з даними,

отриманими в токсикологічному експерименті на щурах. Встановлено, що вживання води з водогону та бювету впливало та елементний склад крові, біохімічні процеси (ліпідний та вуглеводний обміни, активність внутрішньоклітинних ферментів), що вказують на зміни у функціонуванні печінки, нирок і підшлункової залози, особливо [7].

Висновок. Більш чутливими до токсичного впливу досліджуваних питних вод виявились клітини нирок людини лінії НЕК-293, що може вказувати на негативний вплив води у першу чергу на сечовидільну систему. Токсичний вплив на клітини нирки людини НЕК-293 за даними МТТ- та SRB тестів чинила вода з водогону, а на клітини тестикул поросят (РТР) і фібробласти миші (L-929) - вода з бювету. Найменший вплив на життєздатність клітин спричиняла вода контрольна. Таким чином, дослідження безпечності води на культурі клітин різного органного походження у комплексі з іншими біологічними тест-об'єктами дозволяє оцінити її потенційну негативну дію на організм, а також визначити органи-мішені токсичного впливу.

Література.

1. *Питна вода України: медико-екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти: монографія / О.В. Прокопов; за ред.. А.М. Сердюка. – К.: ВСВ «Медицина», 2016. – 400 с. ISBN 978-617505-461-1.*
2. *ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості». Київ. 2014. Наказ Мінекономрозвитку України від 23 жовтня 2014 р. № 1257. – 28 с.*
3. *ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Наказ МОЗ від 12.05.2010 № 400. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 01 липня 2010 р. за № 452/17747.*
4. *Верголяс М.Р., Дмитруха Н.М. Оцінка безпечності та якості питної води за допомогою біотестування. Матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції «Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водопідготовки», м. Київ, 14-15 листопада 2019 р. — К.: НУХТ, 2019. — 211 с. С.40-41. ISBN 978-966-612-231-8*
5. *Дмитруха Н.М. Культура клітин як in vitro модель в токсикологічних дослідженнях. //Медікс – Антиейджинг. – 2013. – № 3(33). – С. 50-55.*
6. *Методичні рекомендації. Оцінка безпеки лікарських нанопрепаратів /Трахтенберг І.М., Ульберг З.Р., Чекман І.С., Дмитруха Н.М. та ін. Київ, 2011. – 108 с.*
7. *Верголяс М.Р., Дмитруха Н.М., Андрусішина І.М. Особливості впливу питної води з різних джерел водопостачання на організм щурів Вістар //Сучасні проблеми токсикології, харчової та хімічної безпеки. – 2016. – № 4 (76). – С. 80-86.*

ТУСТАНЬ: ХІМІЧНИЙ СКЛАД “ЖИВОЇ” І “МЕРТВОЇ” ВОДИ ДЖЕРЕЛА

^{1,2)}Галина ЗАНКОВИЧ, ^{1,2)}Оксана КОХАН, ²⁾Михайло ЯРЕМОВИЧ,
¹⁾Ірина БУЧИНСЬКА

¹⁾Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, м. Львів, Україна

²⁾ТзОВ “Науково-виробниче технічне підприємство “Геологічні Технології”,
м. Львів, Україна

e-mail: zankovuch@gmail.com

TUSTAN: CHEMICAL COMPOSITION OF “LIVE” AND “DEAD” SPRING WATER

^{1,2)}Halyna ZANKOVYCH, ^{1,2)}Oksana KOHAN, ²⁾Mikhaylo YAREMOVICH,
¹⁾Iryna BUCHYNSKA

¹⁾Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals of NASU, Lviv,
Ukraine.

²⁾Limited Liability Company “Research and production technical enterprise
“GEOLOGICAL TECHNOLOGIES”

Проведено аналіз та порівняння води з джерела в Тустані, народна назва яких відповідно “жива” та “мертва”. Визначено макрокомпоненти, санітарно-хімічні та окремі токсикологічні показники хімічного складу води. Проведено порівняльний аналіз вод з двох витоків, наведено формули Курлова, які характеризують тип вод. За класифікацією Суліна “жива” вода є гідрокарбонатно-натрієвого генетичного типу, а “мертва” вода – сульфатно-натрієвого генетичного типу континентального походження.

Тустань – туристичне місце, залишки середньовічної наскельної фортеці-град і митниці IV – XVI століть. Скельний комплекс розташований в Українських Карпатах біля с. Урич Львівської області. Район відноситься до Скибової зони Українських Карпат. Скелі представлені пісковиками ямненської світи (рис. 1) [1].

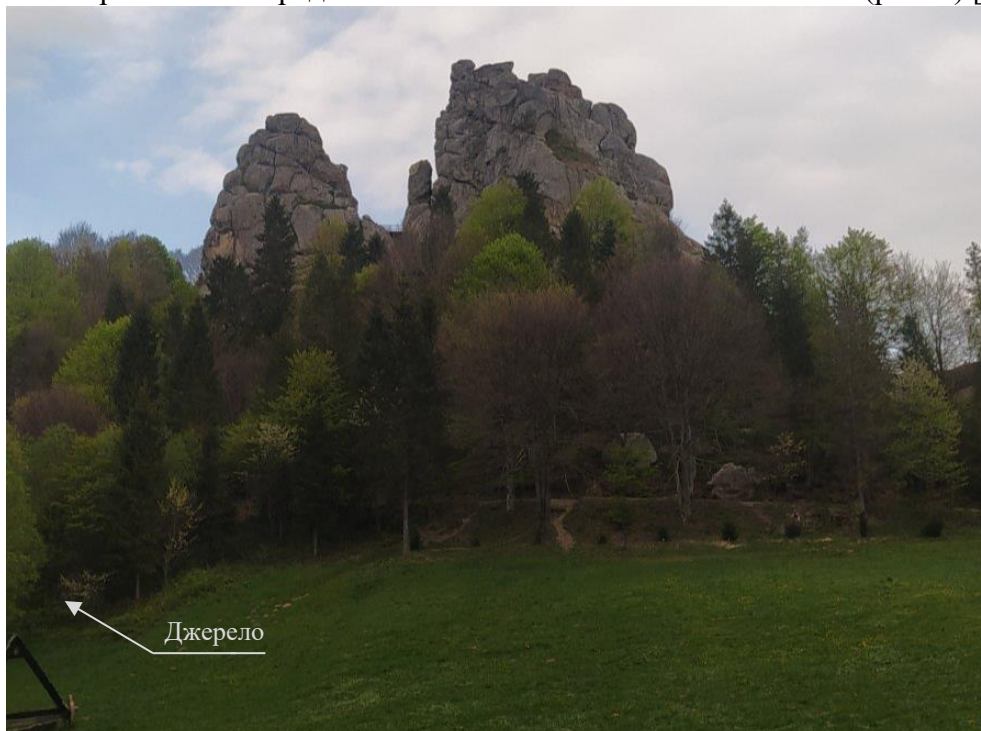


Рисунок. 1. Тустань – скельний комплекс середньовічної фортеці.

У підніжжі скель знаходиться джерело з двома витоками “живої” і “мертвої” води (рис. 2) [2]. Авторами проведено дослідження хімічного складу цих джерел у 2024 році, для визначення їх відмінності.



Рисунок. 2. Джерело “живої” і “мертвої” води [2].

У 2024 р. аналітичні дослідження проб води виконано згідно з ДСТУ та ГОСТами в атестованій науково-дослідній геотехнічній лабораторії ТзОВ “НВПТ “Геол-Тех”. Визначено макрокомпоненти, санітарно-хімічні та окремі токсикологічні показники хімічного складу води. Проведено порівняльний аналіз вод з двох витоків. Результати аналізу якості питної води наведені у таблиці 1. У таблиці 2 наведено формули Курлова, які характеризують тип вод.

Згідно отриманих результатів вода із двох витоків за водневим показником – слаболужна. рН “живої” води близький до нейтрального (7,6 од. рН), а “мертвої” води в сторону лужності (7,8 од. рН). За ступенем мінералізації відноситься до прісних вод, причому різниця в мінералізації є незначною (різниця – 37,5 мг/дм³). Загальна твердість води змінюється від м’якої (“жива” вода) до помірно жорсткої (“мертва” вода).

Для “живої” води характерне зменшення вмісту Сульфатів, Хлоридів, Кальцію, Натій-Калію та Нітритів і збільшення – Гідрокарбонатів. Вміст іонів Магнію, Заліза і Нітратів є однаковий для обидвох витоків.

Таблиця 1. Хімічний склад джерела “живої” і “мертвої” води, 2024 рік.

Показник	Місце відбору проби		ГДК ¹ [3]
	“жива” вода	“мертва” вода	
Макрокомпонентний (хімічний) склад води			
рН, од.рН	7,6	7,8	6,5-8,5
Мінералізація, мг/дм ³	352,0	389,5	≤1500
Твердість загальна, мг-екв/дм ³	3,0	3,2	≤10,0
Сульфати (SO ₄ ²⁻), мг/дм ³	47,3	80,3	≤500
Хлориди (Cl ⁻), мг/дм ³	14,2	17,7	≤350
Гідрокарбонати (HCO ₃ ⁻), мг/дм ³	195,2	183,0	-
Кальцій (Ca), мг/дм ³	56,1	60,1	≤130
Магній (Mg), мг/дм ³	2,4	2,4	≤80
Натрій+Калій (Na+K), мг/дм ³	36,8	46,0	≤200
Санітарно-хімічні показники			
Нітриди (NO ₂ ⁻), мг/дм ³	<0,03	0,01	≤3,3
Нітрати (NO ₃ ⁻), мг/дм ³	<0,40	<0,40	≥50,0
Токсикологічні показники хімічного складу води			
Залізо (Fe), мг/дм ³	0,1	0,1	≤1,0

Примітка. 1. Взяті нормативи для питної води з колодязів та каптажів джерел. За відсутності даних – для питної води з інших джерел водопостачання.

За формулою Курлова (табл. 2) вода змінює свій хімічний склад від гідрокарбонатно-кальцій-натрій-калієвого складу (“жива” вода) до гідрокарбонатно-сульфатно-кальцій-натрій-калієвого типу (“мертва” вода).

Таблиця 2. Макрохімічний склад вод

Місце відбору проби	Формула Курлова
“жива” вода	$M_{0,35} \frac{HCO_3 \ 69 \ SO_4 \ 22 \ Cl \ 9}{Ca \ 61 \ Na+K \ 35 \ Mg \ 4} \text{ рН } 7,6$
“мертва” вода	$M_{0,39} \frac{HCO_3 \ 58 \ SO_4 \ 33 \ Cl \ 9}{Ca \ 58 \ Na+K \ 38 \ Mg \ 4} \text{ рН } 7,8$

За класифікацією Суліна “жива” вода є гідрокарбонатно-натрієвого генетичного типу, а “мертва” вода – сульфатно-натрієвого генетичного типу континентального походження. Це свідчить, що водоносний горизонт “мертвої” води знаходиться нижче водоносного горизонту “живої” води.

Назви “жива” і “мертва” умові, пов’язані з легендами. Їх вплив на організм людини потребує додаткових досліджень. Але в загальному вода з обидвох витоків не перевищує ГДК і є придатна для споживання людиною.

1. <https://uk.wikipedia.org/wiki/Тустань>

2. <https://mapio.net/pic/p-38224744/>

3. Гігієнічні вимоги до питної води, призначеної до споживання людиною. ДсанПіН 2.2.4-171-10 / Наказ МОЗ України № 400 від 12.05.2010р.-Київ, 2010 – 48 с.

ГІДРОГЕОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЛЮТНЯНСЬКОГО ГАЗОВОГО РОДОВИЩА (ПІВНІЧНО-ЗАХІДНА ЧАСТИНА ЗОНИ КРОСНО)

Іванна Колодій, Володимир Шлапінський, Галина Медвідь
Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, Львів, Україна
ivannakolodiy@gmail.com

HYDROGEOCHEMICAL FEATURES OF LIUTA GAS FIELD (NORTH-WESTERN PART OF KROSNO AREA)

I. Kolodiy, V. Shlapinsky, H. Medvid
Institute of Geology & Geochemistry of Combustible Minerals of NASU

It has been established that the hydrogeochemical features of the fields in the Tykhiy and Gusny-Bukovets scales are somewhat different from each other. Hydrogeochemical zonality in the Tykhiy structure consists in increasing mineralization with depth. Among the waters, sodium chloride prevails. The presence of small mineralization waters (condensation genesis) related to the field in the Tykhiy structure was also established. This indicates the formation of the field due to rapid subvertical migration and separation of the trapped fluid into aqueous and hydrocarbon phases. The presence of small mineralization waters, genetically related to hydrocarbon fields in considering with other criteria of a geological and geochemical nature can be used for predicting hydrocarbons fields in other tectonic units of the Krosno cover of the Folded Carpathians.

Кросненський покрив Складчастих Карпат, як і вся центральна частина Карпатської гірськоскладчастої споруди вивчена значно менше в порівнянні з іншими структурно-тектонічними одиницями регіону.

Гідрогеологічні умови Кросненського покриття, залежать від його складної тектонічної будови, відсутності витриманих водоносних горизонтів, переважанням зв'язку підземних вод з зонами тріщинуватості порід, різним ступенем сполученості водоносних порід з поверхнею. Тут виділяють підземні води вільного водообміну і води гідрогеологічно напівзакритих і закритих структур.

В Складчастих Карпатах гідрокарбонатно-натрієві води з мінералізацією менше за 10 г/л поширені на глибині до 500 метрів. На більшій, до 1000 метрів, зустрічаються гідрокарбонатно-натрієві води з мінералізацією понад 30 г/л. Хлоридно-гідрокарбонатні натрієві води з мінералізацією до 12 г/л поширені на глибинах понад 500 метрів. В районі досліджень широко поширені гідрокарбонатно-хлоридні натрієві - з мінералізацією до 20 г/л, магнієво-натрієві – до 25 г/л, та магнієво-кальцієво-натрієві води з мінералізацією до 15 г/л. Примітно що гідрокарбонатно - хлоридні натрієві води зустрічаються в зоні Кросно і на глибинах понад 3000 метрів (мінералізація цих вод -5-7 г/л). На цих же глибинах зустрічаються і гідрокарбонатно-хлоридні магнієво-кальцієво-натрієві води з мінералізацією (7-36 г/л) [1]. На цих же ж глибинах в Скибовому покритті (св. Побук-1, гл. 2340–2362 м., Сколе-1, гл. 3987–4000 м розкриті і хлоркальцієві розсоли з мінералізацією 106 та 305 г/л. Така строкатість хімічного складу і мінералізації підземних вод залежить від низки факторів.

Найбільш вагомими досягненнями пошуково-розвідувальних робіт в Кросненському покритті є відкриття в північно-західній частині покладів в олігоценових відкладах (з інтервалів випробування 2281–2399 м, та 2509–2530 м) Лютнянського, а в південно-східній (з інтервалу випробування 4602–4410 м.) –

Гринявського газоконденсатного родовища (ГКР), та одержання промислових припливів газу у свердловинах Бориня-1 (під час аварійного фонтанування дебітами 500 тис. м³/добу з глибини 4873 м) та Бориня-2 з інтервалу глибин 4995–5160 м з початковим дебітом 400 тис. м³/добу, що згодом знизився до 4–10 тис. м³/добу, та з інтервалів випробування 3755–3886 м, 4150–4348 м і 4000–4135 м, де отримані припливи газу в межах 3–6 тис. м³/добу.

Підземні води Складчастих Карпат досліджені, головню, по їх виходах у вигляді мінералізованих джерел та в неглибоких свердловинах. В 90-х роках минулого століття гідрогеологічні дані поповнились за рахунок відкриття Гринявського родовища [2]. Підземні води одержані з інтервалу 4410–4450 м. представлені слабкою солянкою, з мінералізацією 36 г/л гідрокарбонатно-хлоридного кальцієво-натрієвого складу (хлоридно-кальцієвого, за В.А. Суліним [3]).

В останні роки гідрогеохімічний матеріал доповнився результатами освоєння розвідувальних площ у фліші в Кросненському покриві, зокрема, на площах Лімна, Вовче, Бориня, Бітля та ін. Наявність гідрокарбонатно-натрієвих вод пониженої мінералізації 6–18 г/л виявлена в олігоценових відкладах в піднасуві Боринської глибинної складки на глибинах 4992–5160 м, а води з мінералізацією 0,48–1,02 сульфатно-натрієвого і хлоридно-кальцієвого типу, розкриті в св. Бітля-1 (1800–3070 м), були віднесені до природних конденсаційних вод [4, 5].

Лютнянське газове родовище відкрите в 2015 році пошуковою свердловиною 2-Лютнянська, пробуреною на 1800 метрів на південний схід від параметричної св. 1-Лютня. Ділянка, де локалізоване родовище, знаходиться у зоні зчленування Кросненського та Дуклянського покривів Складчастих Карпат. Метою пошукового буріння було встановлення перспектив нафтогазоносності Південно- та Північно-Лузької антиклінальної складок Дуклянського покриву. За даними [6] свердловина розкрила еоценові та олігоценові відклади Південно- і Північно-Лузької складок (Дуклянського покриву) і олігоценові відклади складки Тихого (Кросненський покрив). При випробуванні олігоценових відкладів антиклінальної складки Тихого з інтервалу глибин 2281–2279 м, 2276–2260 м, 2259–2257 м, 2256–2254 м (головецька світа), з теригенних відкладів одержали промисловий приплив газу. Всього на родовищі пробурено 6 свердловин.

В межах родовища встановлена промислова газоносність олігоценових відкладів. Перший продуктивний пласт розкритий свердловинами Лютнянська 2 і 3 з дебітом до 60 тис м³/добу. У другому продуктивному горизонті при випробуванні свердловини Лютнянська 11 з інтервалу 2569–2613 м (луска Гусний-Буковець) приплив газу складав 10,2 тис м³/добу (після застосування гідророзриву пласта (ГРП). Тип покладів пластовий літологічно обмежений, тектонічно екранований (за даними Укргазвидобування). Пластові тиски характеризуються зростанням К_г (Рпл./ Руг) з глибиною, від 0,89 до 1,2.

Водозбагаченість відкладів низька. Найбільш водозбагачені верховинські відклади складки Тихого під Дуклянсько-Чорногорським покривом (дебіти води становлять від 2 до 15 м³/добу).

Вивченість підземних вод глибоких горизонтів Кросненського покриву, в цілому, так і Лютнянського родовища зокрема, дотепер залишається недостатньою. Попередню гідрогеохімічну характеристику покладів можна дати за результатами випробувань об'єктів в свердловинах 1,2,10,11-Лютнянська. Проаналізовано макрокомпонентний склад вод (12 проб), які характеризують олігоценові відклади Дуклянського та Кросненського покривів. На жаль мікроелементний склад вод хіміко-аналітичною лабораторією Львівгазвидобування не визначався.

Пластові води олігоценових відкладів (верховинська світа) луска Тихого,

під насувом Дуклянсько–Чорногорського покриву – солоні, за переважними компонентами – хлоридні натрієві з мінералізацією 12 г/л, та гідрокарбонатно-хлоридна натрієва з мінералізацією 9 г/л. Відношення rNa/rCl – 0,99 та 1,3 відповідно, rCa/rMg – 1,7 та 2, $rSO_4 \cdot 100/Cl$ – 1,0 в обидвох. Такі води залягають на глибинах 1000–1300 метрів.

Пластові води олігоценів відкладів (головецька світа) луска Тихого (одержані при випробуванні св. 2- Лютнянська, з продуктивного інтервалу випробування 2597–2441 та 2597-2254 м) – солонуваті хлоридно-гідрокарбонатні натрієві, з мінералізацією 5 г/л та відношенням rNa/rCl – 3,4, rCa/rMg – 1,2, $rSO_4 \cdot 100/Cl$ – 6, та солянки хлоридно-натрієві з мінералізацією 158–165 г/л. Відношення rNa/rCl – 0,89–0,9, rCa/rMg – 1,4-1,5, $rSO_4 \cdot 100/Cl$ – 1,7. В процесі експлуатації продуктивного горизонту води невисокої мінералізації (5 г/л) гідрокарбонатно-натрієвого типу з вмістом гідрокарбонат іона – 47 мг-екв./л, підвищеною сульфатністю, лужною реакцією (pH – 9,3) через три роки змінились на хлоридні натрієво-кальцієві з мінералізацією 78,0 г/л, ще через два роки на хлоридно-натрієві з мінералізацією 158–165 г/л. Вміст гідрокарбонат-іона знизився до 13 мг-екв./л. Це вказує на те, що в підшві поклада зони опріснених вод з часом, в процесі експлуатації, заміщаються більш мінералізованими водами [7].

Спируючись на умови відбору і склад вод, враховуючи попередні дослідження [4] вважаємо що хлоридно-гідрокарбонатні натрієві води є сумішами пластових вод з природними конденсаційними. Подібні води отримані також на багатьох родовищах Внутрішньої зони Передкарпатського прогину.

Води головецьких відкладів Кросненського покриву у сусідній лусці Гусиний–Буковець за переважними компонентами є хлоридними натрієвими з мінералізацією 23–33 г/л з відношенням rNa/rCl – 0,97–1,1, rCa/rMg – 1,3–3,0, $rSO_4 \cdot 100/Cl$ – 0,5–10,4. Підвищений вміст сульфатів, очевидно, пов'язаний із застосуванням ГРП. Загалом для вод луски Гусиний-Буковець характерне зростання гідрокарбонат-іона і зменшення частки Хлору з глибиною. Подібні води отримані і в південно-східній частині Кросненського покриву на Гринявському ГКР.

Встановлено, що гідрогеохімічні особливості покладів в лусці Тихий і лусці Гусиний-Буковець дещо відрізняються між собою. В лусці Тихий гідрогеохімічна зональність полягає в зростанні мінералізації з глибиною. Серед вод переважають хлоридні натрієві. Встановлена і наявність в надрах конденсаційних вод–генетично пов'язаних з покладом. Це свідчить про утворення поклада внаслідок швидкоплинної субвертикальної міграції і розвантаження в пастці з диференціацією на вуглеводневу і водну фазу. В Лусці Гусиний-Буковець маломінералізованих вод конденсаційної генези не виявлено. Наявність конденсаційних вод, генетично пов'язаних з покладами вуглеводнів, в комплексі з іншими критеріями геологічного та геохімічного характеру може бути використана як пошуковий критерій для прогнозування покладів в інших тектонічних одиницях Кросненського покриву Складчастих Карпат.

1. *Карпатська нафтогазоносна провінція: Колодій В.В. (ред). Львів–Київ: ТОВ “Український видавничий центр”, 2004. 390 с.*
2. *В. Колодій, Г. Медвідь, М. Спринський, В. Гарасимчук, Р. Паньків, Н. Величко, М. Добуцак. Гідрогеологія нафтових і газових родовищ Карпатської нафтогазоносної провінції. Частина 2. //Геологія і геохімія горючих копалин. 2007. №1. С. 65-83.*
3. *Сулин В.А. Гідрогеологія нафтяних месторождений. М.-Л.: Гостоптехиздат, 1948. 480 с.*
4. *Колодій В.В. Подземные конденсационные и солюционные воды нафтяных, газоконденсатных и газовых месторождений. К.: Наук. думка, 1975. 124 с.*

5. *Нетрадиційні джерела вуглеводнів. Кн.2. Західний нафтогазоносний регіон /Крупський Ю.З. та ін./; НАК «Нафтогаз» та ін. – К.: Ніка-Центр, 2014. – 400 с.*
6. *В. Шлапінський, М. Павлюк, М. Тернавський Тектонічні одиниці Кросненського (Сілезького покриву Складчастих Карпат: Структура тихий (Україна) і Ветліна (Польща)–геологічна будова і газонасність // Геологія і геохімія горючих копалин, 2022. №1–2. С. 5–25.*
7. *Колодій В.В., Колодій І.В., Маєвський Б.Й. Нафтогазова гідрогеологія. підручник для ВНЗ. – Івано-Франківськ: Факел, 2009.-184 с.*

УДК (UDC) 504.064.36:556.3

**ВИТРАТИ ВОДИ У ПУНКТІ СПОСТЕРЕЖЕНЬ
ЗАХІДНИЙ БУГ – с. ЛИТОВЕЖ**

*Лозовіцький П. С.
Київ, Україна,
Lozovitskii@gmail.com*

**WASTE WATER AT THE OBSERVATION POINT WESTERN
BUG - S. LITOVEZH.**

*Lozovitskyi P.S.
Kyiv, Ukraine*

The dynamics of the annual (minimum, average, maximum) water levels at the Western Bug post - village are given. Litovezh The results of studies of river water flow parameters, river bed morphometry, the dynamics of the minimum, average, and maximum flow per year, as well as the highest and lowest daily costs during the period of existence of the observation point (1980-2015) were calculated and analyzed. Hydrographs were constructed for years with the highest and lowest annual water consumption. The statistical parameters of water consumption for each month for the entire period of research are calculated and given. Based on the results of long-term hydrological observations, the provision of minimum annual, average annual, and maximum annual water consumption was calculated for 1, 50, 75, 80, 85, 90, 95, 99% security.

According to the results of the research, the width of the Zahidny Bug River is s. The lithovezh varied from 23.4 to 29.4 m with an average value of 26.71 m. The average depth of the river water varied from 64 to 229 cm, with the greatest depth - from 114 to 390 cm. The cross-sectional area of the river water flow varied from 14.8 up to 87.4 m² with an average value of 46.34 m². The average speed of the water flow varied from 0.31 to 0.50 m/s with a long-term average value of 0.43 m/s. The maximum velocities of the river water flow varied from 0.40 to 0.71 m/s. The measured water consumption during this period varied from 4.97 to 44.1 m³/s.

The lowest annual water levels in Zahidny Buz, as a rule, are recorded in the summer and autumn lows and during the research period varied from 126 to -25 cm of the conditional zero of the graph, i.e., the discrepancy interval was 151 cm.

The daily flow of water in the spring flood of the low-water year of 2015 did not exceed 30 m³/s, while in the high-water year of 2010 it reached 223 m³/s.

The annual flow volume of the Western Bug River is p. Litovezh varied from 445 (2015) to 2030.0 (2010) with an average long-term value of 1038 million m³.

Key words: channel parameters, water flow rate, minimum, average, maximum annual flows, hydrograph, runoff module.

Постановка проблеми. Робота виконана в процесі попередніх пошукових досліджень екологічного стану Нововолинського гірничопромислового району розміщеного у північно-західній частині Волинської денудаційної височини. згідно із сучасною схемою геоморфологічного районування. Досліджуваний район становить хвилясту, слабо випуклу височину, яка долинами малих річок і потоків розчленовується на низку пасм, що простягаються з північного заходу на південний схід.

Рельєфоутворюючі відклади району представлені переважно комплексом континентальних порід *алювіального, льодовикового, водно-льодовикового (флювіогляціального), делювіального та елювіального* типів. Ці відклади утворилися в різні періоди й розділяються на нижньо-, середньо- та верхньоплейстоценові й голоценові [1, 3].

Густа й розгалужена гідрографічна мережа зумовила значне горизонтальне та вертикальне розчленування. Найприпіднятішою є східна й північно-східна частини району, де абсолютні відмітки земної поверхні 220–230 м. Найвищі відмітки поверхні розміщені в районі сіл Низкиничі, Суходоли, Грибовиця та Поромів, де вони дорівнюють 244,0 і 246,1 м. Західна й південно-західна частини біля долини Західного Бугу, має абсолютні висоти поверхні 175–185 м [1, 5, 7].

Схили крутизною 3–5° властиві для балок та улоговин стоку глибиною понад 1 м при ширині днища 20–50 м. Круті схили (понад 5–10°) приурочені до бортів глибоких балок, долин річок і потоків та мають складну конфігурацію. Вони розчленовані улоговинами стоку глибиною до 1–2 м і шириною 10–15 м. Густота розчленування схилів становить 0,6–0,8 км/км². На крутих схилах активізуються процеси лінійної ерозії та площинного змиву, що в свою чергу відображається на параметрах стоку і його хімічному складі [1, 5, 7].

Щоб оцінити вплив закриття відпрацьованих кам'яновугільних шахт на стік у басейні Західного Бугу необхідно знати його параметри нині вище Новолинського гірничопромислового району.

Мета досліджень. Мета досліджень – установити параметри стоку річка Західний Буг – м. Литовеж за 1980-2016 рр., їх забезпечення.

Методика досліджень. Для виявлення та встановлення основних критеріїв і закономірностей формування стоку води формували банк багаторічних даних за результатами досліджень на існуючих у системі Держгідрометслужби гідрологічними постами. Ряди спостережень: м. Дрогобич – 37 років.

При зборі, формуванні бази даних використано опубліковані дані досліджень Держгідрометслужби за 1980-2016 роки у гідрологічних щорічниках. Математико-статистичний аналіз зроблено на персональному комп'ютері з використанням стандартних обчислювальних програм “Excel”, “Costat” за методикою [2]. Ймовірні витрати води у річці, їх значення при заданій забезпеченості визначено за методикою (Галущенко М.Г. й ін.) [2].

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Морфологічні параметри русла. Протягом 2016 року проводилися виміри витрат води річки Західний Буг в с. Литовеж. За рік проведено 37 визначень параметрів русла (від одного до 4 за кожний з місяців). За результатами цих досліджень ширина річки змінювалася від 14,8 до 87,4 м при середньому значенні 46,34 м. Середня глибина води річки змінювалася від 0,64 до 2,97 м при найбільшій глибині – від 1,14 до 3,90 м. Площа поперечного перерізу водного потоку річки змінювалася від 14,8 до 87,4 м² при середньому значенні 46,34 м². Середня швидкість потоку води змінювалася від 0,31 до 0,50 м/с при середньому значенні 0,43 м/с. Максимальні швидкості потоку води річки змінювалися від 4,40 до 0,71 м/с. Вимірні витрати води за цей період змінювалися від 4,97 (10.09.2016 р.) до 44,1 (20.12.2016 р.) м³/с. Середня вимірня річна витрата води становила 21,13 м³/с (табл. 1).

Таблиця 1. Статистична характеристика морфологічних параметрів русла річки Західний Буг – с. Литовеж

Значення	Рівень води, см	Витрата води, м ³ /с	Площа перерізу, м ²	Швидкість течії, м/с		Ширини річки, м	Глибина річки, м	
				середня	максим		середня	максим
Середнє	104,78	21,13	46,34	0,43	0,56	26,71	1,68	2,29
Максимальне	237	44,1	87,4	0,50	0,71	29,4	2,97	3,90
Мінімальне	-12	4,97	14,8	0,31	0,40	23,4	0,64	1,14
Стандартна похибка	13,61	2,02	3,71	0,01	0,016	0,35	0,12	0,14
Стандартне відхилення	82,76	12,26	22,54	0,07	0,10	2,13	0,73	0,84
Рівень надійності, %	27,59	4,08	7,52	0,02	0,03	0,71	0,24	0,28

Дослідженнями встановлено, що найбільше зміна витрат води річки (у) Західний Буг – с. Литовеж залежить від зміни рівня води (х) відносно умовного нуля графіка посту (на 98,4 % і лише 1,56 % припадає на інші гідрологічні параметри – площа поперечного перерізу, швидкість потоку води, глибина води в річці) й описується лінійним рівнянням першого порядку (рис. 1) при коефіцієнті кореляції 0,992: $y = 0,147x + 5,7294$ (рис. 1).

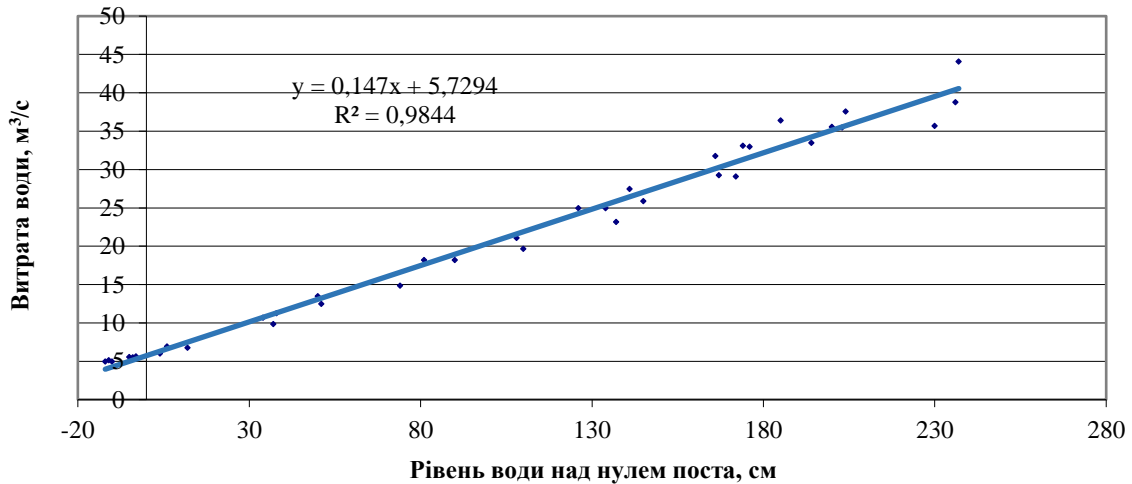


Рис. 1. Крапкові графіки та теоретична лінія регресії при прямолінійній кореляційній залежності між рівнем води над нулем графіка гідрологічного посту Західний Буг – с. Литовеж і витратами води

Аналогічні кореляційні залежності отримано для інших морфологічних параметрів русла та витрат води при їх зміні. Зміна витрат води річки (у) Західний Буг – с. Литовеж відносно зміни площі водного потоку річки також має дуже тісну лінійну кореляційну залежність першого порядку (рис. 2) при коефіцієнті кореляції 0,993: $y = 0,542x - 3,9878$ (рис. 2).

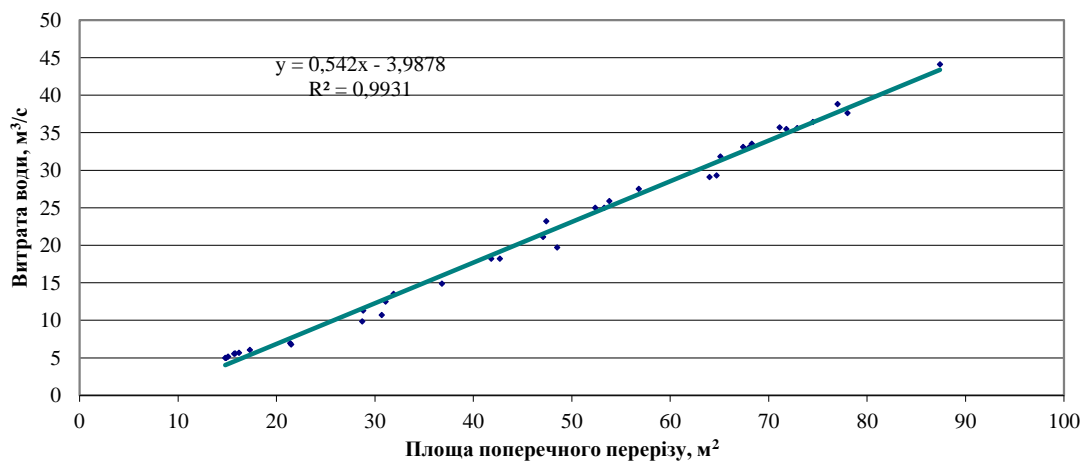


Рис. 2. Крапкові графіки та теоретична лінія регресії при прямій прямолінійній кореляційній залежності між площею поперечного перерізу водного потоку річки Західний Буг – с. Литовеж і витратами води

Нами встановлено також пряму прямолінійну кореляційну залежність між середньою глибиною потоку води в річці Західний Буг – с. Литовеж та витратами води (рис. 3).

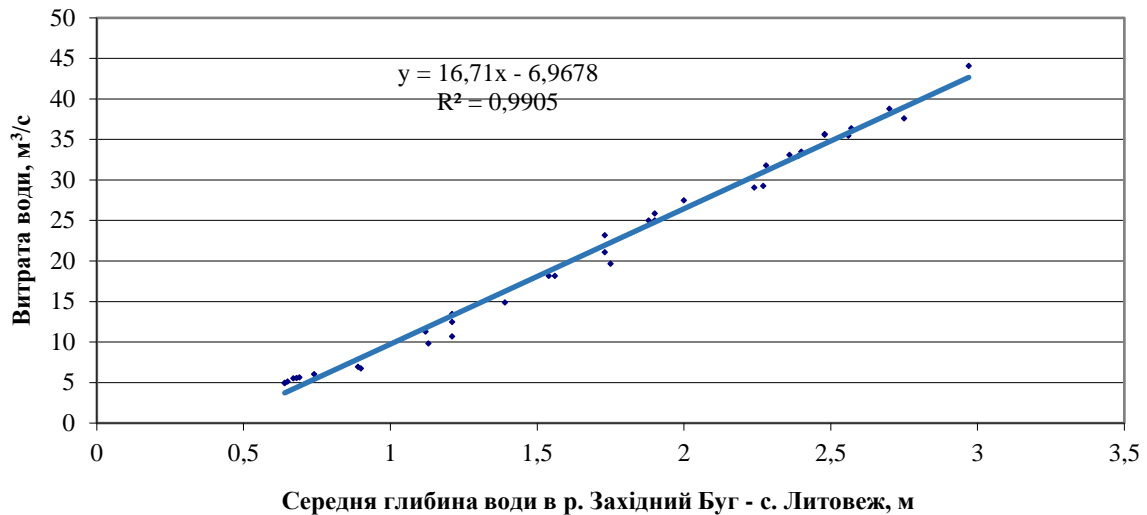


Рис. 3. Крапкові графіки та теоретичні лінії регресії при тісній прямолінійній кореляційній залежності між середньою глибиною потоку води на гідрологічному посту Західний Буг – с. Литовеж і витратами води

Режим рівнів води. Основна фаза водного режиму р. Західний Буг – с. Литовеж (весняне водопілля) характеризується швидким зростанням рівнів (0,1-0,6 м/добу, при дуже теплій весні – до 1,5 -3,0 м/добу). Висота найвищого рівня весняного водопілля над умовним нулем в різні роки досягає 3,0-4,82 м (рис. 4).

Найнижчі за рік рівні води у Західному Бузі, як правило фіксуються в літню й осінню межень і за період досліджень змінювалися від 126 до -25 см умовного нуля графіка, тобто інтервал розбіжності складав 151 см (рис. 5).

Найнижчі рівні води зимового періоду вищі за аналогічні періоду відкритого русла на 5-122 см, за винятком 1980, 1989, 2001 років.

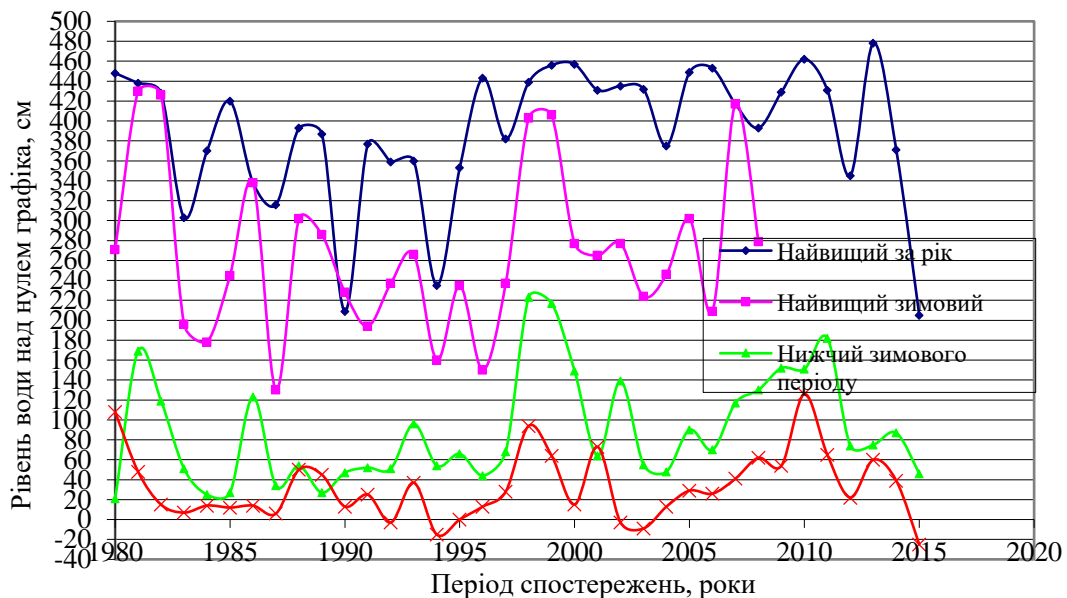


Рис. 4. Динаміка характерних за рік рівнів води річки Західний Буг – с. Литовеж за 1980-2015 рр.

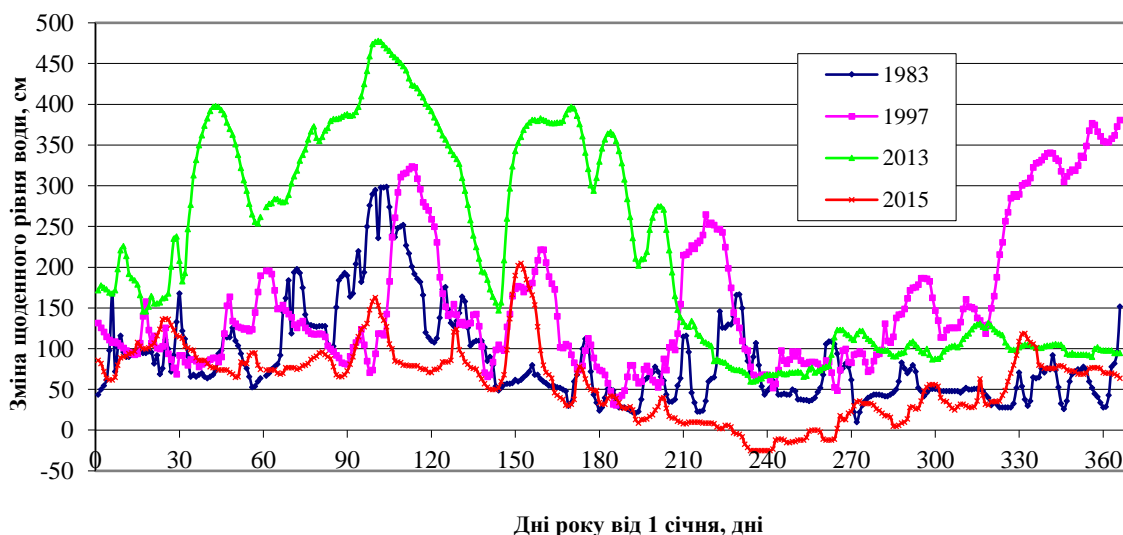


Рис. 5. Динаміка зміни щоденних рівнів води у річці Західний Буг – с. Литовеж для років з найвищими (2013), найнижчими (2015) та найбільш характерними (1983, 1997) середніми за рік рівнями стоку

Майже щорічно в травні – липні спостерігаються дощові паводки з підвищенням рівнів води на 0,5-2,5 м. В окремі роки після випадання тривалих і інтенсивних дощів висота літніх (2013 р.) та зимових (1997 рік) паводків на Західному Бугу досягає 2-3,9 м (рис. 5). Під час літніх паводків вода затоплює заплаву, знищує посіви [1, 5, 7].

Доля осіннього стоку змінюється в межах 10-20 %, а для річок чисто снігового живлення знижується до 5-6 %. Осінні підйоми рівнів води незначні 0,2-0,5 м. При затяжних осінніх дощах стік в річках відновлюється.

Зимові рівні води після встановлення льодоставу знижуються і в грудні – січні досягають найменшого значення. Інколи спостерігаються винятки – рівні води в грудні (1997 р.) перевищують аналогічні протягом усього попереднього періоду, навіть весняного водопілля (рис. 5).

Характерні параметри витрат води. Основним фактором розподілу стоку річки за рік є клімат. Значна протяжність Західного Бугу з півдня на північ та площа території басейну річки в лісостеповій зоні й значна відмінність в межах цієї території основних кліматичних факторів – опадів і температури повітря – визначають відмінності в розподілі стоку протягом року.

Для території басейну Західного Бугу характерна велика весняна повінь, низька літня межень, яка зрідка порушується короткочасними дощовими паводками, порівняно невисокі осінні дощові паводки, зимові паводки бувають зрідка, лише внаслідок відлиг. Разом з тим меженний стік річки змінений численними гідротехнічними спорудами (головним чином осушувальними каналами, водосховищами).рр.

Витратою води річки називають об'єм води, що протікає через змочений периметр потоку за одиницю часу. Період спостережень внутрішнього річного розподілу стоку в пункті спостережень Західний Буг – с. Литовеж з наявними даними складає 36 років (1980-2015), що дозволяє оцінювати ці дані як тривалі, а їх результати – надійні.

Середньорічні витрати води річки Західний Буг - с. Литовеж за період 1980-2015 рр. (площа водозбору 6740 км²) змінювалася від 14,1 (2015 р.) до 64,3 м³/с (2010 р.) і в середньому становили 32,88 м³/с (табл. 2, рис. 6).

Найбільші середні багаторічні місячні витрати води в річці Західний Буг - с. Литовеж характерні для весняної повені березня – 52,67 м³/с й квітня – 54,46 м³/с,

найменші багаторічні для осінньої межени – вересня й жовтня – відповідно 22,91 та 22,44 м³/с (табл. 2. Загалом у багаторічному плані витрати води під час весняної повені у цьому пункті змінювалися: у березні – від 15,6 (1996 р.) до 146 (2010 р.) м³/с; у квітні – від 20,5 (2015 р.) до 186 (2013 р.); у травні – від 19,0 (2015 р.) до 85 (2010 р.) м³/с.

Таблиця 2. Статистична характеристика витрат води й характерних параметрів стоку річки Західний Буг – с. Литовеж за 1981-2015 роки

Місяць року	Середні місячні витрати у роки досліджень, м ³ /с					
	Мінімальні	Максимальні	Середні	Станд. похибка	Станд. відхилення	Рівень надійності
1	11,30	124,00	33,87	3,73	22,09	7,59
2	13,00	116,00	38,33	4,07	24,09	8,28
3	15,60	146,00	52,67	5,16	30,50	10,49
4	20,50	186,00	54,46	5,67	33,54	11,52
5	19,00	85,00	33,76	2,31	13,65	4,69
6	12,00	111,00	31,96	3,16	18,71	6,43
7	8,49	126,00	26,90	3,51	20,74	7,12
8	5,34	107,00	24,92	3,42	20,24	6,95
9	6,22	71,60	22,91	2,43	14,38	4,94
10	9,55	68,00	22,44	2,01	11,87	4,08
11	13,20	53,00	23,97	1,90	11,23	3,86
12	13,30	56,40	28,41	2,23	13,22	4,54
За рік	14,10	64,30	32,88	1,90	11,23	3,86
Максим.	35,80	285,00	134,22	11,85	70,13	24,09
Мінімал.	3,50	23,90	11,55	0,69	4,08	1,40

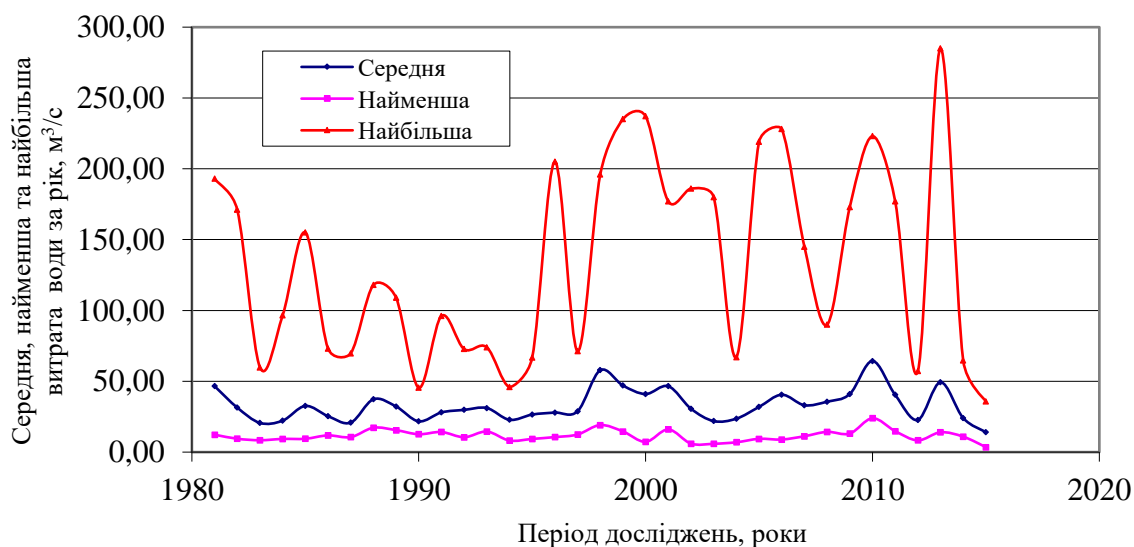


Рис. 6. Динаміка зміни у часі максимальних, середніх та мінімальних річних витрат води Західного Бугу у пункті спостережень Литовеж

Під максимальною витратою води в річці розуміють найбільшу миттєву в поточному році витрату, що спостерігається під час весняного водопілля або дощових паводків. За даними максимальних витрат води розраховують усі гідротехнічні споруди басейну річки.

Максимальні річні витрати води річки Західний Буг - с. Литовеж змінювалися від 35,8 (31.05.2015 р.) до 285 (10.04.2010 р.) м³/с при середніх багаторічних 134,22 м³/с (рис. 6).

Мінімальні річні витрати води річки Західний Буг – с. Литовеж змінювалися від 3,5 (21-29.08.2015 р.) до 23,90 (28.08.2010 р.) при середніх багаторічних 11,55 м³/с (рис. 6).

Мінімальні місячні й річні витрати води будь-якої річки є основними розрахунковими параметрами, що характеризують найбільш напружені по водності умови забезпечення місцевого населення й промисловості наявною поверхневою водою.

Разом з тим найбільша добова і найменша добова витрата води Західного Бугу – с Литовеж за весь період досліджень (1980-2015 рр.) різняться в 81,4 рази. Це пояснюється тим, що збільшення площі водозбору річки суттєво впливає на зростання підземного стоку та зменшення поверхневого у кінцевому спостережному гідрологічному пункті по відношенню до початкового з найменшою площею водозбору. Відповідно цьому, стік з малих площ водозбору відбувається у вигляді відносно високих та короткочасних паводків.

Переважають більш високі витрати води у весняне водопілля у порівнянні з іншими фазами водного режиму наглядно ілюструється побудованими гідрографами маловодного (2015 р.) та багатоговодного (2010 р.) років за гідрологічним постом р. Західний Буг – с. Литовеж (рис. 7).

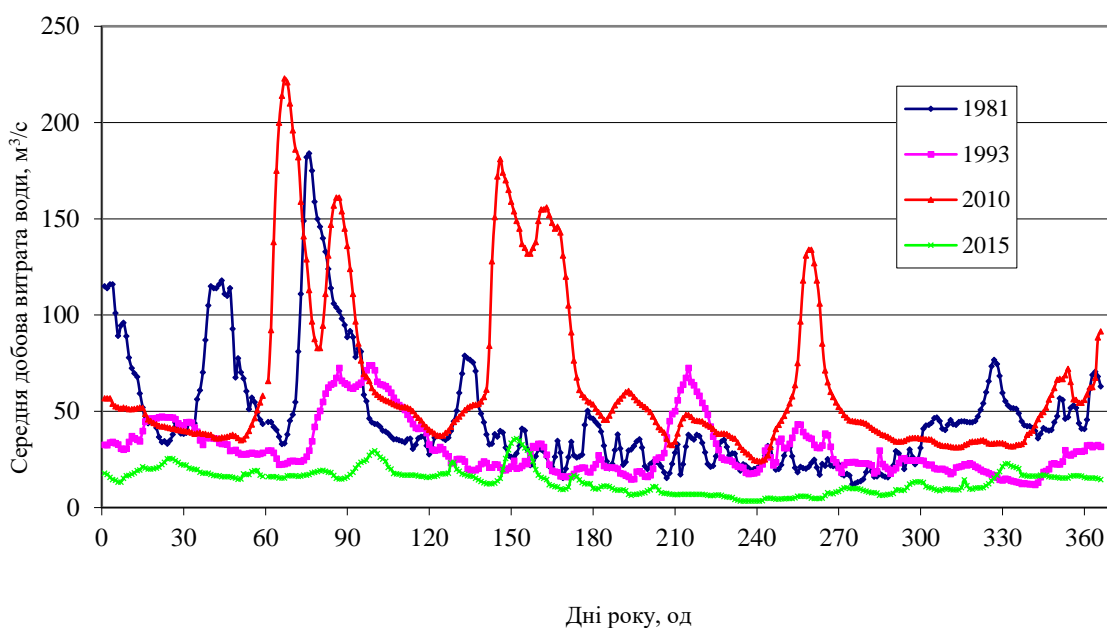


Рис. 7. Гідрографи найбільших, найменших та найбільш характерних за рік витрат води у пункті Західний Буг - Литовеж

Гідрограф маловодного 2015 року (рис. 7), за даними щоденних витрат води з мало вираженими піками зростання витрат у весняне водопілля та після зливових дощів має більш приплюснутий характер у порівнянні з гідрографом багатоговодного 2010 року. Щоденні витрати води у весняну повінь маловодного 2015 року не перевищували 30 м³/с, тоді як у багатоговодний 2010 рік досягали – 223 м³/с. З рис. 7 гідрографів випливає, що для умов Західного Бугу найбільші піки витрат весняного водопілля, приводять до більший за рік витрат води.

За літературними даними [1, 3, 4, 7] середні витрати річки у створі Литовеж за період 1980–2005 рр. склали 31,5 м³/с, а після початку ліквідації нерентабельних шахт за 1996–2005 рр. зросли до 39,8 м³/с.

За нашими розрахунками середні витрати води річки Західний Буг – м. Литовеж за 2001-2015 роки склали 34,63 м³/с, а за період 1981-2000 рр. склали 31,57 м³/с, що на 9,69 % нижче ніж в останній період (табл. 3).

За літературними даними в умовному створі на кордоні України, Польщі та Білорусі середні витрати води р. Західний Буг становлять 52,3 м³/с (отримано розрахунковим методом українськими гідрологами).

Таблиця 3. Узагальнені середньомісячні витрати води річки Західний Буг – м. Литовеж за різні періоди досліджень

Період досліджень	Середня за місяць витрата води, м ³ /с												Середня за рік
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
1981-2000	34,09	36,19	47,11	52,10	32,73	30,12	28,86	21,19	21,62	20,47	24,17	30,19	31,57
2001-2015	33,57	41,18	60,10	57,61	35,13	34,41	24,30	29,89	24,69	25,07	23,72	26,03	34,63
1981-2015	33,86	38,33	52,67	54,46	33,75	31,96	26,90	24,92	22,91	22,44	23,97	28,41	32,88

Періодично в басейні Західного Бугу трапляються значні весняні повені, на які накладаються паводкові хвилі за рахунок випадіння дощів. Істотні повені за останні 65 р. спостереження на території Білорусі були зареєстровані в 1958, 1962, 1967, 1971, 1974 і в 1999. Найбільша весняна повінь була в 1979, коли у квітні біля м. Бреста було зафіксовано витрату 269 м³/с [6]. На території Польщі та України останній раз Західний Буг розливався в 2010, 2017 роках.

Забезпечені витрати води. За результатами багаторічних гідрологічних спостережень розраховано забезпечення мінімальних річних (рис. 8), середніх річних (рис. 9), максимальних річних (рис. 10) витрат води р. Західний Буг – с. Литовеж, що дозволили отримати емпіричні рівняння регресії й побудувати крапкові графіки та теоретичні лінії досить сильної поліноміальної залежності.

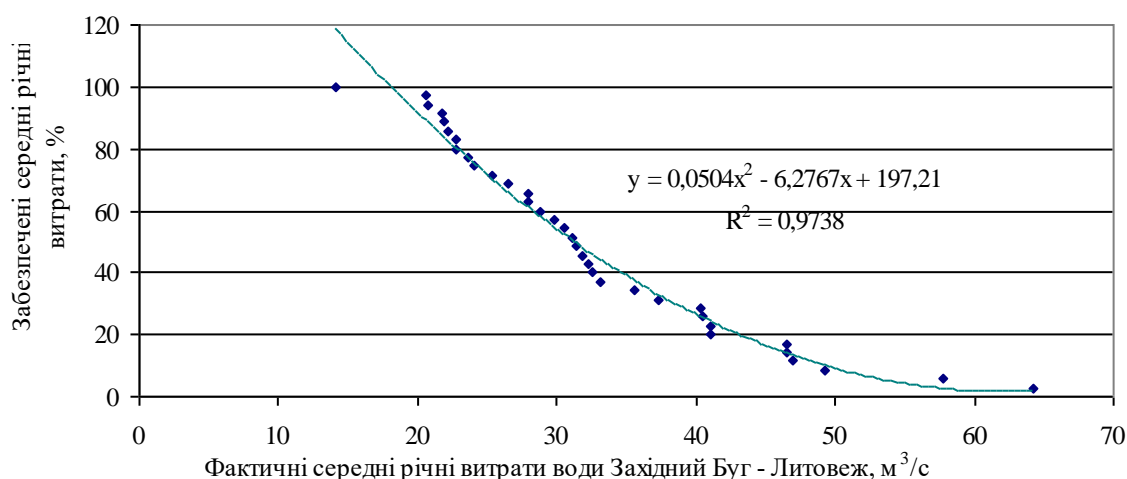


Рис. 8. Теоретичні лінії регресії та крапкові графіки забезпечення середньорічних витрат води р. Західний Буг – с. Литовеж

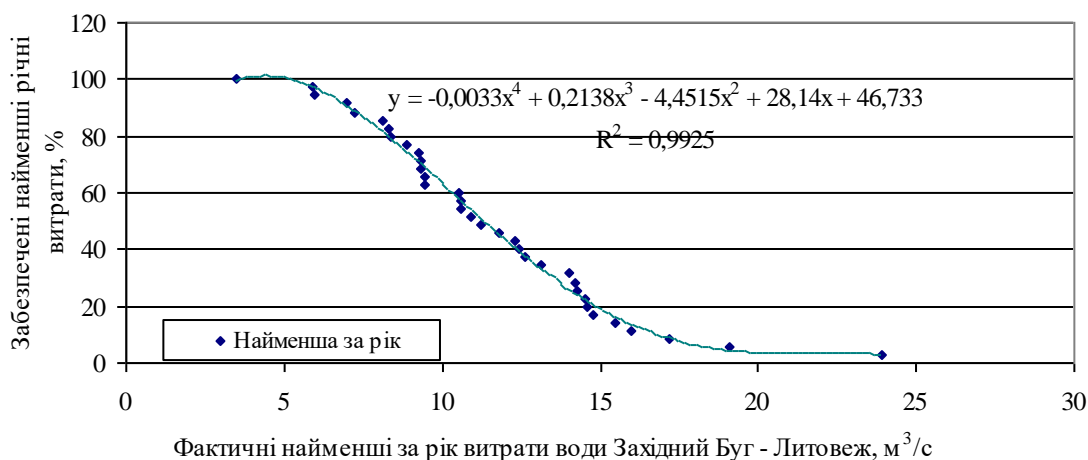


Рис. 9. Теоретичні лінії регресії та крапкові графіки забезпечення мінімальних річних витрат води р. Західний Буг – с. Литовеж

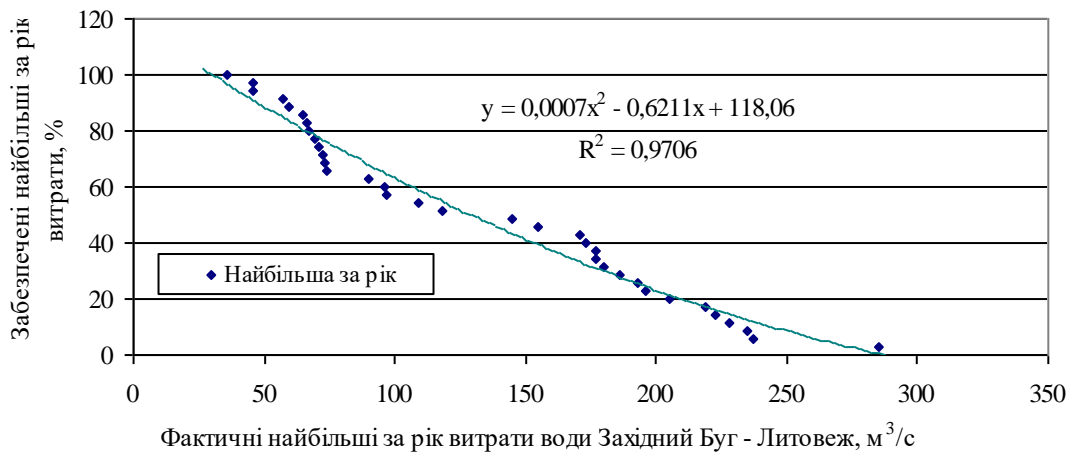


Рис. 10. Теоретичні лінії регресії та крапкові графіки забезпечення максимальних річних витрат води р. Західний Буг – с. Литовеж

Розраховані за методикою Галущенко [2] параметри забезпечених мінімальних, середньорічних, максимальних річних витрат води р. Західний Буг в пункті спостережень с. Литовеж для 1, 50, 75, 80, 85, 90, 95, 99 % приведено в табл. 4. Ці результати впливають із побудованих емпіричних крапкових графіків та теоретичної лінії й отриманих рівнянь регресії (рис. 8-10).

Таблиця 4. Забезпечені витрати води у басейні р. Західний Буг – с. Литовеж

Характерні витрати води	Витрати води, м³/с при забезпеченості, %							
	1	50	75	80	85	90	95	99
Мінімальні	25,0	11,0	9,20	8,39	8,20	7,05	5,92	3,92
Максимальні	293,0	120,0	71,0	67,0	64,8	57,3	45,9	36,8
Середні річні	66,0	31,2	23,9	22,8	22,3	21,8	20,7	14,3

В таблиці 4 приведені добові витрати різного забезпечення в долях від середньої річної витрати, що являє собою ординати кривої забезпечення добових витрат. Розподіл витрат різного забезпечення, що приведені в таблиці, розраховано для середніх значень за весь період спостережень і розповсюджується для реального середнього року, для маловодного року і для року з найбільш низькою меженню.

Характерні параметри стоку води. Річний об'єм стоку річки Західний Буг – с. Литовеж змінювався від 445 (2015 р.) до 2030,0 (2010 р.) при середньому багаторічному значенні 1038 млн. м³ (табл. 5).

Таблиця 5. Характерні параметри стоку р. Західний Буг – с. Литовеж

Параметри	Середні місячні витрати у роки досліджень, м³/с					
	Мінімальні	Максимальні	Середні	Станд. похибка	Станд. відхилення	Рівень надійності
Модуль, л/с/км²	2,09	9,54	4,88	0,28	1,66	0,57
Шар, мм	66	301	153,97	8,87	52,49	18,03
Об'єм, млн. м³	445	2030	1038	59,8	353,9	121,5

Середній річний модуль стоку води з верхньої площі басейну Західного Бугу у с. Литовеж змінювався від 2,09 (2015 р.) до 9,54 (2010 р.) при середньому багаторічному 4,88 л/с/км².

Шар стоку води за рік у басейні Західного Бугу – с. Литовеж змінювався від 66 (2015 р.) до 301 (2010 р.) при середньому багаторічному 154 мм (табл. 5).

Висновки. Річка Західний Буг тече за межами діючих і ліквідованих шахт у західній частині району. Протяжність річки від витоків до досліджуваної території 180 км при площі водозбору 6 900 км². Ширина русла водотоку 25–70 м, глибина – 1,1–3,0 м, середній похил – 0,00054.

За результатами морфологічних досліджень параметрів русла річки Західний Буг – с. Литовеж у 2016 р. ширина річки протягом року змінювалася від 14,8 до 87,4 м при середньому значенні 46,34 м. Середня глибина води річки змінювалася від 0,64 до 2,97 м при найбільшій глибині – від 1,14 до 3,90 м. Площа поперечного перерізу водного потоку річки змінювалася від 14,8 до 87,4 м² при середньому значенні 46,34 м². Середня швидкість потоку води змінювалася від 0,31 до 0,50 м/с при середньому 0,43 м/с. Максимальні швидкості потоку води річки змінювалися від 4,40 до 0,71 м/с. Виміряні витрати води за цей період змінювалися від 4,97 (10.09.2016 р.) до 44,1 (20.12.2016 р.) м³/с. Середня виміряна річна витрата води становила 21,13 м³/с.

Основна фаза водного режиму р. Західний Буг – с. Литовеж (весняне водопілля) характеризується швидким зростанням рівнів (0,1-0,6 м/добу, при дуже теплій весні – до 1,5 -3,0 м/добу). Висота найвищого рівня весняного водопілля над умовним нулем в різні роки досягає 3,0-4,82 м.

Найнижчі за рік рівні води у Західному Бузі, як правило фіксуються в літню й осінню межень і за період досліджень змінювалися від 126 до -25 см умовного нуля графіка, тобто інтервал розбіжності складав 151 см.

Найнижчі рівні води зимового періоду вищі за аналогічні періоду відкритого русла на 5-122 см, за винятком 1980, 1989, 2001 років.

Найнижчі за рік рівні води у Західному Бузі фіксуються в літню й осінню межень і за період досліджень змінювалися від 126 до -25 см умовного нуля графіка, тобто інтервал розбіжності складав 151 см.

Найнижчі рівні води зимового періоду вищі за аналогічні періоду відкритого русла на 5-122 см, за винятком 1980, 1989, 2001 років.

Біля 80 % річкового стоку Західного Бугу (протікає одним гребнем, іноді двома й більше при поверненні морозів) припадає на весняне водопілля (починається в кінці лютого – на початку березня й триває на малих річках до початку квітня, на більш крупних до кінця квітня – початку травня). Спад рівнів води після водопілля відбувається швидко, але менш інтенсивно, ніж їх зростання. Загальна тривалість водопілля 1-2 місяці.

Часто на річках спостерігається весняне розливання води на заплаву. Ширина розливання води 200-400 м, зменшуючись у верхів'ях до 50-150 м. Найбільш часта глибина затоплення заплави 0,3-1,0 м. Тривалість затоплення заплави від 1-10 днів до 2-4 тижнів.

Майже щорічно в травні – липні є дощові паводки з підвищенням рівнів води на 0,5-2,5 м. В окремі роки після випадання тривалих і інтенсивних дощів висота літніх (2013 р.) та зимових (1997 рік) паводків на Західному Бузі досягає 2-3,9 м. Під час літніх паводків вода затоплює заплаву, знищує посіви.

Доля осіннього стоку змінюється в межах 10-20 %, а для річок чисто снігового живлення знижується до 5-6 %. Осінні підйоми рівнів води незначні 0,2-0,5 м. При зяжних осінніх дощах стік в річках відновлюється.

Зимові рівні води після встановлення льодоставу знижуються і в грудні – січні досягають найменшого значення. Інколи спостерігаються винятки – рівні води в грудні (1997 р.) перевищують аналогічні протягом усього попереднього періоду, навіть весняного водопілля.

Середньорічні витрати води річки Західний Буг - с. Литовеж за період 1980-2015 рр. (площа водозбору 6740 км²) змінювалася від 14,1 (2015 р.) до 64,3 м³/с (2010 р.) і в середньому становили 32,88 м³/с.

Найбільші середні багаторічні місячні витрати води в р. Західний Буг - с. Литовеж характерні для весняної повені березня – 52,67 м³/с й квітня – 54,46 м³/с, найменші багаторічні для осінньої межени – вересня й жовтня – відповідно 22,91 та 22,44 м³/с.

Максимальні річні витрати води річки Західний Буг - с. Литовеж змінювалися від 35,8 (31.05.2015 р.) до 285 (10.04.2010 р.) м³/с при середніх багаторічних 134,22 м³/с.

Мінімальні річні витрати води річки Західний Буг – с. Литовеж змінювалися від 3,5 (21-29.08.2015 р.) до 23,90 (28.08.2010 р.) при середніх багаторічних 11,55 м³/с.

Щоденні витрати води у весняну повінь маловодного 2015 року не перевищували 30 м³/с, тоді як у багатководний 2010 рік досягали – 223 м³/с.

Річний об'єм стоку р. Західний Буг – с. Литовеж змінювався від 445 (2015 р.) до 2030,0 (2010 р.) при середньому багаторічному значенні 1038 млн. м³.

Середній річний модуль стоку води з верхньої площі басейну Західного Бугу у с. Литовеж змінювався від 2,09 (2015 р.) до 9,54 (2010 р.) при середньому багаторічному 4,88 л/с/км².

Шар стоку води за рік у басейні Західного Бугу – с. Литовеж змінювався від 66 мм (2015 р.) до 301 (2010 р.) при середньому багаторічному 154 мм.

Література

1. Геоєкологія Нововолинського гірничопромислового району: монографія / Євген Іванов, Іван Ковальчук, Оксана Терещук. Луцьк: Волин. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2009. 208 с.
2. Гидрологические и водно-балансовые расчёты / Под ред. Н.Г. Галущенко. К.: Вища школа. Головное изд-во, 1987. 248 с.
3. Єврорегіон Буг: Волинська область [за ред. Б.П. Клімчука, П.В. Луцишина, В.Й. Лажніка]. Луцьк: РВВ Волин. держ. ун-ту ім. Лесі Українки, 1997. 448 с.
4. Забокрийцька М. Р., Хільчевський В. К., Манченко А. П. Гідроекологічний стан басейну Західного Бугу на території України. Київ: Ніка-Центр, 2006. 184 с.
5. Мольчак Я. О. Річки Волині / Я. О. Мольчак, Р. В. Мігас. Луцьк : Надстир'я, 1999. 176 с.
6. Пеньковская А. М., Попова Е. Н., Булак И. А. Влияние гидроморфологических изменений в речной сети на экологический статус водных объектов бассейна реки Западный Буг // Вестник Брестского государственного технического университета. 2016. № 2. С. 24–29.
7. Природа Волинской области / [под ред. К. И. Геренчука]. Львов: Вища шк., 1975. 147 с.

ХІМІЧНИЙ СКЛАД ПІДЗЕМНОЇ ВОДИ У ТРІЩИНУВАТІЙ ЗОНІ КРИСТАЛІЧНИХ ПОРІД ДОКЕМБРІЮ КРИВБАСУ

Лозовіцький П. С.
Київ, Україна,
Lozovitskii@gmail.com

CHEMICAL COMPOSITION OF GROUNDWATER IN THE CRACKED ZONE OF PRECAMBRIAN CRYSTALLINE ROCKS OF KRYVBAS

Lozovitskyi P.S.
Kyiv, Ukraine

The aquifer in the fractured zone of Precambrian crystalline rocks and their weathering crust (AR-PR, which has a thickness of 4-6-9 to 43 m) in the territory of Kryvbass has a wide distribution and is the target aquifer of areas with low-moderate radon treatment waters and one from the main sources of local rural water supply for the population of Kryvorizka District of Dnipropetrovsk and Oleksandriysk Kirovohrad Oblasts.

The waters are confined to a complex system of weathering cracks and tectonic zones of cracking and crushing in crystalline rocks from gneisses, granites, meta-sandstones, arkose and quartz meta-conglomerates, sands, meta-somatites to diabases and gabbro-diabases. Strongly fractured zones with a thickness of 1.0 m to 21.4 m are found at various depths, sometimes even at a depth of 325.9 m. There is no clear regularity in the distribution of fracture with depth.

When fully saturated with water, one cubic meter of martite ore holds 233 liters of water, and one cubic meter of hydro-hematite ores holds up to 160 liters of water. Rocks (jaspilites, hornblendes and slates) have a moisture content of 3-10 liters per cubic meter of rock.

The depth of water in the fractured zone of the Ukrainian crystalline shield varies widely: from a few meters (15.8 m in the Kryvyi Rih region) to 110-115 m, and in rocks of the Kryvyi Rih series - up to 250 m or more.

The total water mineralization in most of the territory varies from 0.5 to 1.30-1.8 g/dm³. In some areas, the mineralization of underground water is higher (the city of Oleksandria - up to 3.2, Zhovti Vody - up to 3.5, Khristoforivka - 1.0-4.0, Valove - 3.0-5.0, Kryvyi Rih - up to 8.0 g/dm³)

Постановка проблеми. *Водовмісний горизонт у тріщинуватих кристалічних породах докембрійського періоду та продуктах їх вивітрювання досить широко поширений в гідрогеологічній провінції Українського щита.*

Води приурочені до складної системи тріщин вивітрювання й тектонічних зон тріщинуватості й дроблення в кристалічних породах від гнейсів, гранітів, мета-пісковиків, аркозових та кварцових мета-конгломератів, пісків, мета-соматитів до діабазів і габро-діабазів. Сильно тріщинуваті зони потужністю від 1,0 м до 21,4 м зустрічаються на різних глибинах, іноді навіть на глибині 325,9 м. Чітка закономірність у розподіленні тріщинуватості з глибиною відсутня [2, 7].

Глибина залягання води коливається в широкому діапазоні: від декількох метрів (у районі Кривого Рогу 15,8 м) до 110-115 м, а в породах криворізької серії – до 250 м і більше. Водовмісні породи незалежно від складу та віку утворюють єдиний водоносний горизонт. Породи В Кривому розі мають падіння на північ під кутом 40- 42°. Води переважно напірні, напір досягає 60-96 м [2, 5, 6].

Враховуючи геолого-структурну будову (табл. 1), геоморфологічні

особливості, літолого-петрографічний склад і умови залягання, в межах Кривбасу виділяють наступні водоносні горизонти (рис. 1) [4]:

- водоносний горизонт в алювіальних нерозчленованих відкладах заплавл та надзаплавних терас еоплейстоцену-голоцену (аЕ-Н);
- водоносний горизонт у відкладах середньо-верхньо-сарматського підрегіоярусів верхнього міоцену (N_{1S2-3});
- водоносний горизонт у тріщинуватій зоні кристалічних порід докембрію та їх корі вивітрювання (AR-PR).

Таблиця 1. Усереднений геологічний розріз ділянки Латівська Північна у Кривому Розі [6]

Стратиграфічний індекс	Найменування гірських порід	Розкрита середня потужність стратиграфічних горизонтів	Середні абсолютні відмітки по ділянці, м		Кількість перетинів
			покрівлі	підшови	
Q	Грунтово - рослинний шар	0,63	+57,58	+56,95	15
	Суглинки лесовидні світло-жовтого кольору	3,46	+52,57	+49,11	22
N _{1vm}	Вапняк	17,12	+56,13	39,01	4
	Вапняк мергелистий	7,39	+54,27	+46,88	10
P _{2kv}	Глина зеленувато – сіра, бура	4,35	+46,63	+42,28	5
	Мергель (мергелиста глина)	10,45	+36,66	+26,21	3
P _{2bc}	Бурий залізняк	1,95	+32,01	+30,06	10
PR _{1sx3} ^{gr}	Джеспіліт магнетит - гематитовий	6,51	+44,68	+38,17	4
PR _{1sx3}	Зона дезинтеграції кварцитів	3,16	+35,88	32,72	6
PR _{1sx3} ^{gr}	Кварцити гематитові	6,68	+22,29	+15,61	15
PR _{1sx3} ^{gr}	Руда магнетитова карбонатизована	8,13	-31,04	-39,17	2
PR _{1sx3} ^{gr}	Кварцити гематитові карбонатизовані	14,79	-91,01	-105,8	1
PR _{1gd}	Сланець вуглисті	12,96	+21,07	+8,11	12
	Сланець вуглисті окварцовані	29,73	+2,97	-26,76	2
AR _{3sk}	Мігматит	5,43	+4,22	-1,21	1
	Мігматит тріщинуватий	30,39	+27,6	-2,79	2

Отже, зона тріщинуватості в породах криворізької серії Кривбасу відрізняється підвищеною водністю з високою мінералізація від 0,5 до 8-10 г/дм³ у верхній 130-150 м зоні та 3-150 г/дм³ у глибших шарах охоплюючи глибину до 700 м і більше та виключає їх використання у водопостачанні [2, 3].

Водний режим в породах криворізької серії (через видобування руди й постійне відкачування припливних вод) розірваний пробно-експлуатаційною депресією та стовбуровим водопоглинанням, що призвело до утворення воронки депресії. У центрі воронки, в породах саксаганської світи, знаходиться рівень підземних вод, який знизився до глибини 720-1200 м, а в лімбі воронки (в зоні стовбурових виробок) – до 450-600 м [6].

По вертикалі, в кристалічних породах виділяють три типи тріщинуватих вод. Перший приурочений до верхньої тріщинуватої зони аерації. Домінує вторинна тріщинуватість вивітрювання. Водообмін проходить інтенсивно. Вода відрізняється невеликою мінералізацією й придатна для пиття. Водотривом служить не вивітрена кристалічна порода. Необхідно відмітити, що в межах центральної частини Українського кристалічного щита (УКЩ) кора вивітрювання змінюється в широких межах від 4-6-9 м до 43 м [].

Другий тип вод розповсюджується в зоні активної циркуляції вод. В цій зоні домінує звична тріщинуватість, створена тектонічними процесами та господарською діяльністю людини (вибухові роботи під час підривання пластів рудоносних порід). Первинна тріщинуватість посилена екзогенними процесами,

тому циркуляція вод тут проходить, ймовірно, не тільки по простяганню порід, але й у хрест простягання. Вода в цій зоні дронується. Яв і в першій зоні, місцевою гідрографічною сіткою, яка служить місцевим базисом ерозії. Мінералізація невисока, до 1 г/дм³, інколи до 3-5 г/дм³. Вода місцями придатна до пиття.

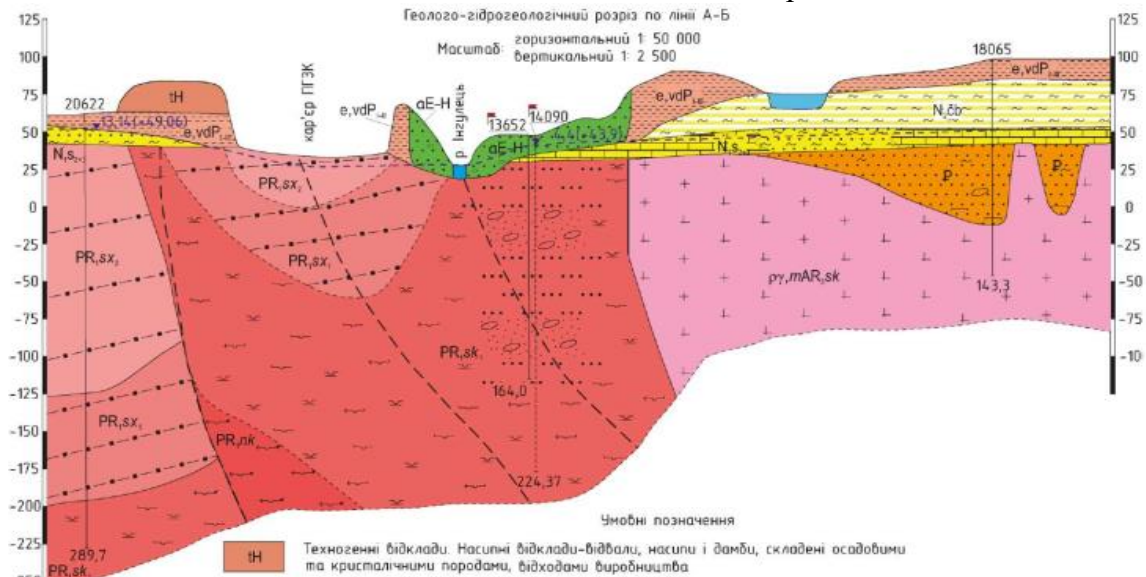


Рис. 1. Геолого-гідрогеологічний широтний розріз через м. Кривий Піз[4]

Третій тип вод пов'язаний з нижче лежачою, так званою, зоною пасивних вод або зоною гідроцементації. Зона розташована нижче місцевого й морського базисів ерозії. Водобмін тут проходить досить слабо – тільки у верхніх горизонтах зони. Вода сильно мінералізована (до 60-100 г/дм³), за складом наближена до викопних. Циркуляція води проходить тріщинами нашарування, що розповсюджується по простяганню порід. Води роз'єднані по вертикалі водотривами. Мають виражений індивідуальний характер. Верхній горизонт приймає участь в кругообігу водобміну та поповнюється за рахунок атмосферних вод і вод надкристалічної осадової товщі.

Обводнення тріщинуватих порід. Пористість кристалічних порід (від найбільш тріщинуватих до менш) розміщуються в наступному порядку: 1) бурозалістисті руди; 2) залістисті кварцити (джеспіліти й роговики); 3) аркозові пісковики; 4) хлоритові сланці й безрудні роговики; 5) філіти; 6) талькові сланці.

За даними дослідних нагнітань коефіцієнт фільтрації джеспілітів в межах 2,8 м/добу. Аспідні сланці мають середні питомі водо-поглинання на один погонний метр свердловини, при 3-х ступенях тиск від 0,19 до 0,42 л/хв., а коефіцієнт фільтрації (по Шезі) від 0,047 до 0,14 м/добу. Філітоподібні сланці мають питоме водо-поглинання від 0,101 до 0,938 л/хв. Питоме водо-поглинання аркозових пісковиків коливається в межах від 0,47 до 0,111 л/хв. За ступенем обводнення на перше місце можуть бути віднесені всі типи залістистих руд з пористістю 13,2-27,3%; на друге місце джеспіліти з пористістю до 1,06%, залістисті роговики з пористістю 0,35% й тріщинувата сланцево-роговикова товща.

При повному насиченні водою в одному кубометрі мартитової руди вміщується 233 літра води, а в одному кубометрі гідро-гематитових руд до 160 літрів води. Гірські породи (джеспіліти, роговики безрудні й сланці) мають вологоємність 3-10 літрів на один кубометр породи. На ділянці балки Зелена бурі залізняка перевідкладені (тип кори вивітрювання) залягають на глибинах від 29 м до 50 м. Глибина відбору проб води на хімічні аналізи в межах Криворіжжя складала 20-130 м. Нижче наведено дані вологоємності порід (табл. 2)

Таблиця 2. Результати досліджень вологоємності гірських порід

№№ Ч.ч	Найменування порід	Середня пористість	Природна вологість в %	Вологоємність
1	Мартитова руда щільна	9,23	1,07	2,50
2	Мартитова руда пухка	0,42	1,35	5,46
3	Червоно-мартитова руда щільна	16,61	1,99	4,61
4	Червоно-мартитова руда пухка	22,17	2,18	6,15
5	Краскова (фарбова) руда	18,9	2,90	5,76
6	Джеспіліти щільні	3,90	0,21	1,8
7	Залізисті роговики щільні	7,7	0,6	3,1
8	Краскові (фарбові) сланці	18,8	1,98	8,6
9	Глинисті сланці	13,0	2,50	5,4
10	Діабази вивітрени	42,0	4,22	20,0
11	Руда магнетитова, щільна	4,0	0,34	1,7
12	Бурі залізняка, щільні	14,4	1,4	4,85
13	Бурі залізняка, пухкі	28,3	3,89	12,62

Мета досліджень. Мета досліджень – установити хімічний склад підземних вод тріщинуватої зони та їх забруднення хімічними елементами та речовинами.

Методика досліджень. Для виявлення та встановлення основних критеріїв і закономірностей формування якості води автором було сформовано банк багаторічних даних хімічного складу вод за результатами гідрогеологічних досліджень на існуючій системі досліджень системі Держгеології з 1951 по 2020 роки. При зборі, формуванні бази даних використано опубліковані дані різних авторів [2-5]. Математико-статистичний аналіз зроблено на персональному комп'ютері з використанням стандартних обчислювальних програм “Excel”, “Costat”.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ І ЇХ ОБГОВЛОРЕННЯ

На території Кривбасу в долинах річок припливів Інгульця (Зеленої, Жовтої, Саксагані й ін.) за межами Кривого Рогу тиск у водах тріщинуватості порід часто падає й зникає. Притік води до бурової свердловини у породах з тріщинами коливається від 0,002 до 4,7 л/сек. Переважають прісні та слабо солоні води з мінералізацією від 0,6-1,0 г/дм³ до 2,5-5,1 г/дм³. У межах міста Кривий Ріг мінералізація тріщинних вод вища й досягає 8 і більше г/дм³. За своїм складом води належать до сульфатно-гідрокарбонатних, сульфатних, гідрокарбонатно-сульфатних і ін. типів (табл. 2).

Таблиця 2. Хімічний склад води у тріщинуватих породах докембрійського періоду Кривбасу, мг/дм³

Інгредієнти	Уміст, мг/дм ³					Рівень надійності, 95 %
	Мінім а-льний	Макси-мальный	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Ca ²⁺	32,60	594,00	265,18	20,29	150,47	40,68
Mg ²⁺	25,60	396,80	170,58	12,48	92,55	25,02
Na ⁺	223,4	1922,00	951,00	79,38	588,66	159,14
K ⁺	4,00	46,00	14,00	2,00	9,00	4,00
CO ₃ ²⁻	0	0	0	0	0	0
HCO ₃ ⁻	116,00	520,00	274,45	12,88	95,53	25,82
SO ₄ ⁻	100,50	2223,00	918,85	65,19	482,93	130,52
Cl ⁻	170,00	3849,00	1522,15	164,28	1218,30	329,35
M	811,10	7901,80	4075,48	289,68	2148,33	580,77
Сух залиш.	750,90	7756,80	3938,25	290,97	2157,86	583,55
pH, од.	6,80	8,00	7,49	0,03	0,22	0,06
Жорсткість	3,75	61,66	27,30	1,99	14,74	3,99
t, °C	3,0	13,3	12,68	0,18	1,36	0,37
Запах	0	2,00	0,705	0,12	0,795	0,242
Прозорість	26,0	35,0	27,79	0,28	2,10	0,57
Кольоровість	10,0	34,4	25,71	1,02	5,51	2,09
Зваж. речов	0,58	2,84	1,72	0,15	0,68	0,33
O ₂	0,54	0,90	0,762	0,026	0,151	0,053
H ₂ S	0,50	0,56	0,505	0,003	0,015	0,006

Продовження табл. 2.

Інгредієнти	Уміст, мг/дм ³					Коефіцієнт варіації, %
	Мініма- льний	Макси- мальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
CO ₂	7,80	44,00	21,70	1,50	8,20	2,60
ПО	0,29	5,20	3,32	0,14	0,85	0,29
БО	16,00	34,00	27,00	1,00	6,00	2,00
БСК ₅	0,2	2,3	1,48	0,08	0,47	0,16
ХСК	20	80	31,54	1,63	9,78	3,31
ІЗВ	12,05	19,34	14,68	0,47	2,68	0,96
N-NH ₄	0	0,740	0,312	0,022	0,163	0,045
N-NO ₂	0,002	0,078	0,035	0,002	0,013	0,004
N-NO ₃	0,78	18,000	6,582	0,604	4,435	1,211
Фосфати	0,030	0,040	0,035	0,001	0,005	0,002
Si	4,90	30,40	11,74	0,71	5,07	1,41
НП	0,010	0,120	0,0352	0,0029	0,0205	0,0058
Феноли	0,001	0,006	0,0015	0,0001	0,001	0,0003
СПАР	0,011	0,049	0,0212	0,0025	0,0099	0,0051
F	0,080	1,070	0,328	0,0408	0,231	0,083
Fe	0	0,430	0,176	0,014	0,102	0,028
Cu	0	0,130	0,0106	0,0019	0,0212	0,0057
Zn	0	1,000	0,041	0,0190	0,1411	0,0381
Cr6+	0,003	0,030	0,0073	0,0009	0,0067	0,0019
Mn	0	0,080	0,023	0,0022	0,0166	0,0045
Ni	0	0,012	0,003	0,0002	0,0020	0,0010
Al	0	0,100	0,0261	0,0039	0,00218	0,0079
Co	0	0,022	0,0040	0,0006	0,0044	0,0012
Pb	0	0,0040	0,0011	0,0001	0,0007	0,0002
Cd	0	0,0050	0,0013	0,0002	0,0016	0,0005
As	0	0,016	0,0040	0,0005	0,0035	0,0011
Se	0	0,0005	0,0002	0,000002	0,0001	0,000003
Mo	0,003	0,0150	0,0049	0,0006	0,0037	0,0012
Li	0,008	0,080	0,029	0,003	0,021	0,006
Rb	0	0,150	0,0394	0,0056	0,0378	0,0114
Rn	2,00	9,00	5,237	0,291	1,971	0,585
Sr90	0	6,00	3,986	0,227	1,454	0,459
Ba	0	0,500	0,0502	0,0189	0,0961	0,0388
V	0,005	0,117	0,0486	0,0069	0,0455	0,014
J	0	0,380	0,296	0,0255	0,130	0,052
Br	0	11,17	7,107	0,396	2,571	0,801
B	0	0,500	0,287	0,021	0,141	0,043

Вміст нітратів у підземних водах тріщинуватої зони досягає 18 мг/дм³, нітритів – 0,078 мг/дм³, амоній не перевищує 0,74 мг/дм³. У воді в невеликих концентраціях є ряд мікроелементів та сполук, (мг/дм³): йод – до 0,38; залізо загальне – 0,43; діоксид кремнію – 4,9-30,4; поліфосфати – 0,03-0,04; марганець – 0-0,08; мідь – 0-0,13; цинк – 0-1,0; фтор – до 1,07; алюміній – до 0,1; барій – до 0,5; бром – 0-11,17; бор – до 0,3; ванадій – до 0,117; кадмій – до 0,0005; кобальт – до 0,022; літій – 0,008-0,08; миш'як – до 0,016; молібден – 0,003-0,015; ртуть – <0,005; свинець – до 0,004; стронцій – до 6,0; метакремнієва кислота – до 17,98; ортоборна кислота – до 3,53; селен – 0-0,0005; хром – 0,003-0,03.

Органічні токсичні сполуки: нафтопродукти – 0,01-0,12, феноли складають 0,001-0,006 мг/дм³. Вміст радону (222) у воді складає 210-402 Бк/дм³, радію (226) – $2,28 \times 10^{-8}$ мг/дм³, урану – $1,42 \times 10^{-2}$ мг/дм³ [4].

В межах ділянки «Криворізька міська лікарня №11» Криворізького родовища мінеральних лікувальних радонових вод горизонт експлуатується свердловиною №13652. Водовмісні породи незалежно від складу та віку утворюють єдиний водоносний горизонт. Основним фактором, що сприяє накопиченню і циркуляції підземних вод у кристалічних породах, є ступінь їх тріщинуватості та стан розкриття тріщин. Глибина прояву зони інтенсивної тріщинуватості складає 100-200 м від поверхні.

Свердловина №13652 пробурена в 1968 році на глибину 164 м. Абсолютна відмітка гирла свердловини складає +48,3 м. Інтервал глибин від 0 до 58,9 м був пробурений Ø243 мм та обсаджений трубою Ø219 мм з цементациєю затрубного простору. Інтервал глибини від 58,9 до 74,0 м був пробурений Ø150 мм, від 74,0 до 122,5 м – Ø130 мм та від 122,5 до 164,0 м – Ø110 мм. В інтервалі 58,9-164,0 м – стовбур свердловини – відкритий. Розкрита потужність товщі обводнених кристалічних порід складає 148,2 м. Наявна герметизація гирла свердловини [4].

Протягом 2010-2020 років середньорічний добовий водовідбір по свердловині № 13652 змінювався від 3,3 до 17,5 м³/добу, сумарний річний водовідбір зі свердловини ділянки «Криворізька міська лікарня № 11» Криворізького родовища коливалася в межах від 998,9 (1920 р.) до 6 379,5 (2014 р.) м³/рік [4].

Аналізи результатів лабораторних досліджень показують, що за вмістом кальцію, магнію та хлориду якість підземних вод зі свердловини №13652 не відповідає вимогам до основного хімічного складу радонових вод згідно довідки (додаток Д). Мінералізація води висока 6,14-7,90 г/дм³ (табл. 3).

Таблиця 3. Хімічний склад радонової лікувальної води Криворізького родовища за 2010-2020 рр., мг/дм³

Інгредієнти	Уміст, мг/дм ³					Коефіцієнт варіації, %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Ca ²⁺	380,0	594,0	428,81	15,70	62,82	33,47
Mg ²⁺	221,0	396,8	283,99	11,15	44,61	23,77
Na ⁺ +K ⁺	1532,0	1932,0	1785,5	27,86	111,43	59,38
CO ₃ ²⁻	0	0	0	0	0	0
HCO ₃ ⁻	207,0	290,0	235,5	6,91	27,64	14,73
SO ₄ ⁻	908,0	1935,0	963,7	10,17	40,70	21,69
Cl ⁻	2880,0	3849,0	3295,28	57,58	230,35	122,74
M	6140,0	7901,8	6992,78	103,16	412,63	219,87
pH, од.	7,31	7,9	7,59	0,04	0,16	0,08
Жорсткість	37,18	61,65	44,81	1,57	6,30	3,36
Прозорість	26	35	28,77	0,67	2,67	1,42
Кольоровість	10	34,4	23,9	1,73	6,91	3,68
Мутність	0,58	2,84	1,71	0,18	0,74	0,39
t °C	11,7	13,3	12,76	0,13	0,51	0,27
CO ₂	16,0	40,0	21,68	1,49	5,98	3,18
O ₂ , мг/дм ³	0,54	0,68	0,606	0,01	0,04	0,02
H ₂ S	0,5	0,5	0,5	0	0	0
Запах	0	2	1	0,2	0,816	0,44
ПО	0,29	5,2	3,27	0,28	1,13	0,60
БСК ₅	0,2	3,2	1,43	0,14	0,56	0,30
N-NH ₄	0,012	0,400	0,228	0,028	0,125	0,058
N-NO ₂	0,002	0,078	0,036	0,004	0,019	0,009
N-NO ₃	0,800	18,000	8,341	1,246	5,575	2,609
Фосфати	0,03	0,04	0,035	0,001	0,005	0,002
ІЗВ	15,36	19,23	17,29	0,28	1,11	0,59
Si	6,00	30,400	12,515	1,304	5,830	2,728
НП	0,02	0,02	0,2	0	0	0
Феноли	0,001	0,001	0,001	0	0	0
СПАР	0	0	0	0	0	0
Fe	0,008	0,439	0,233	0,039	0,133	0,0
Cu	0,0021	0,010	0,0051	0,0004	0,0018	0,0008
Zn	0,004	1,000	0,0566	0,049	0,222	0,104
Cr ⁶⁺	0,005	0,03	0,0106	0,0018	0,0082	0,0039
Mn	0	0,080	0,025	0,0043	0,0191	0,0089
Ni	0	0,005	0,00287	0,0003	0,0013	0,0007
Al	0	0,1	0,0288	0,0068	0,0274	0,0146
Co	0	0,005	0,0044	0,00038	0,00154	0,0008

Продовження табл. 3.

Інгредієнти	Уміст, мг/дм ³					Коефіцієнт варіації, %
	Мініма- льний	Макси- мальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Pb	0	0,004	0,0012	0,0002	0,0009	0,0005
Cd	0,0005	0,00063	0,00056	0,000014	0,000057	0,00003
As	0	0,016	0,0043	0,0009	0,0038	0,0020
Mo	0,003	0,013	0,0043	0,0008	0,0034	0,0018
Se	0,00008	0,0005	0,00024	0,00003	0,00013	0,000069
Li	0,008	0,08	0,0278	0,0051	0,0203	0,0108
Рубідій	0,005	0,1000	0,037	0,0068	0,0274	0,0146
Родон	3,5	9,0	5,706	0,368	1,472	0,785
Sr ⁹⁰	2,96	6,00	4,573	0,273	1,090	0,580
Ba	0	0,3	0,076	0,029	0,115	0,061
V	0,008	0,117	0,0982	0,0063	0,0251	0,0133
F	0,09	1,07	0,475	0,059	0,236	0,125
J	0,36	0,38	0,378	0,001	0,005	0,003
Br	6,83	11,17	8,76	0,346	1,384	0,737
B	0,3	0,3	0,3	0	0	0

Якщо розглянути мінералізацію й хімічний склад підземної води тріщинуватої зони Кривого Рогу за період 1951-2020 років, то вона значно зросла й змінила свій первісний хімічний склад завдяки інтенсивній розробці залізорудного родовища, відкачування високо-мінералізованих шахтних вод на поверхню у водоприймачі й поступового забруднення ними навколишніх територій (табл. 4).

Таблиця 4. Динаміка зміни хімічного склад радонової лікувальної води Криворізького родовища у часі, мг/дм³

Інгредієнти	Уміст у роки, мг/дм ³					ГСТУ 42.10-02-96 [1]
	1951	1973-75	1988-90	2010	2013-20	
Ca ²⁺	134,21	82,25	344,00	399,00	433,07	350-600
Mg ²⁺	89,38	117,16	157,57	225,50	292,34	200-400
Na ⁺ +K ⁺	301,91	645,53	915,86	1544,00	1820,00	1500-3500
K ⁺	-	23,42	12,71	27,84	29,23	
CO ₃ ²⁻	0	0	0	0	0	
HCO ₃ ⁻	329,84	469,87	204,71	208,50	239,36	200-450
SO ₄ ⁻	501,31	767,98	1089,71	925,00	969,23	800-1300
Cl ⁻	404,80	648,93	1568,71	2940,00	3346,04	2800-5200
M	1761,45	2775,13	4188,50	5718,50	7100,04	
Сух. лишок	1596,53	2540,20	4086,50	5614,25	6980,36	
pH, од.	7,92	7,15	7,43	7,85	7,56	6,7-7,5
Жорсткість	14,06	13,75	30,17	38,51	45,72	
Зваж. реч.				2,39	1,608	
Прозорість	28,75	27,67	28,71	33,50	28,10	
Кольоровість	29,00	27,50	28,00	27,00	23,46	
t °C	12,975	13,000	12,957	11,85	12,886	11,0-14,0
CO ₂	14,75	28,23	24,71	20,50	21,86	
O ₂ , мг/дм ³				0,58	0,611	
H ₂ S	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	
Запах	0,5	1,67	1,22	1,00	1,00	
ПО	2,46	2,78	2,64	3,85	3,20	
БО	17,00	24,72	18,00	32,00	28,86	
БСК ₅	1,37	1,83	1,66	1,82	1,37	
N-NH ₄	0,063	0,383	0,314	0,290	0,192	
N-NO ₂	0,036	0,034	0,034	0,041	0,037	≤ 2,0
N-NO ₃	2,150	4,800	4,950	10,060	9,399	≤ 50
Фосфати	0,030	0,030	0,032	0,034	0,037	
ІЗВ				18,07	17,18	
Si	18,17	15,07	15,57	18,25	12,06	
НП		0,062	0,023	0,020	0,030	
Феноли	-	0,001	0,001	0,001	0,001	≤ 0,1
Fe	0,115	0,083	0,110	0,114	0,288	
Cu	0,0008	0,0047	0,0050	0,0055	0,0050	≤ 1,0
Zn	0,0175	0,0042	0,0060	0,0065	0,0790	≤ 5,0

Інгредієнти	Уміст у роки, мг/дм ³					ГСТУ 42.10-02-96 [1]
	1951	1973-75	1988-90	2010	2013-20	
Cr ⁶⁺	-	0,004	0,005	0,006	0,013	≤ 0,5
Mn	0,0058	0,0243	0,0180	0,0120	0,0290	
Ni	0,0008	0,0008	0,0120	0,0019	0,0030	
Al		0,0195	0,0213	0,0238	0,0330	
Co	0,0008	0,0008	0,0070	0,0062	0,0050	
Pb	0,0012	0,0011	0,0010	0,0007	0,0010	
Cd	0,0005	0,0005	0,0040	0,0022	0,0010	≤ 0,1
As	0,0016	0,0018	0,0050	0,0046	0,0050	≤ 1,5
Mo	0,0057	0,0063	0,0060	0,0052	0,0040	
Se	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	≤ 0,05
Li	0,0440	0,0263	0,0380	0,0350	0,0310	
Рубідій	0,0700	0,0463	0,0410	0,0450	0,0420	
Родон	2,500	4,100	6,250	4,000	5,950	
Sr ⁹⁰		1,593	4,700	3,150	4,776	≤ 25,0
Ba	0	0,0137	0,0430	0,0700	0,0770	
V	0,025	0,0533	0,0695	0,1050	0,0970	≤ 0,4
F	0,170	0,200	0,165	0,195	0,515	≤ 10
J	0,185	0,150	220	0,370	0,380	
Br	3,925	2,816	8,800	7,100	9,000	
B	0	0,193	0,275	0,300	0,300	

Вміст радону (222) у воді Криворізького родовища складає 210-402 Бк/дм³, радію (226) – $2,28 \times 10^{-8}$ мг/дм³, урану – $1,42 \times 10^{-2}$ мг/дм³. Відповідно до протоколів спектрометричних та радіометричних випробувань, проведених ВЛ ТОВ «ЦРЕМ» вміст радону (222) у підземній воді зі свердловини №13652 складає 193 ± 27 - 197 ± 23 Бк/дм³.

Підземні води у тріщинуватій зоні кристалічних порід докембрію і їх кори вивітрювання в межах Кіровоградської області розвинені повсюдно. Приурочені до складної системи тріщин вивітрювання й тектонічних зон тріщинуватості й дроблення в кристалічних породах від гнейсів, гранітів, пісків, мета-соматитів до діабазів і габро-діабазів. Потужність тріщинуватих обводнених зон змінюється від декількох метрів до сотень метрів. Наявність у покрівлі кристалічних глинистих порід кори вивітрювання обумовлює напірний характер підземних вод від кількох метрів до 75 м. Глибина відбору проб води на аналізи в Знам'янському родовищі слабо радонових лікувальних вод у свердловинах № 106/5 та 10833 складає 150-164 м [5].

Глибина залягання п'езометричних рівнів вод від 0,9 до 4–6 м, збільшуючись в бік вододілів. Водозбагачення порід залежить від ступеня їх тріщинуватості. Дебіт свердловин коливаються в межах від 0,3 до 14 дм³/с. Максимальний дебіт свердловин характерний для тектонічних зон і приконтатних частин інтрузій. Крім того, найбільш водозбагачені гнейсові породи. Дебіт свердловин родовища Знам'янське змінюються від 0,28 до 4,0 дм³/с при зниженнях від 15 до 46,12 м. Питомий дебіт від 0,008 до 0,2 дм³/с [5].

Води холодні (10-12 °С), прісні (до 1 г/дм³), сульфатно-гідрокарбонатні, магнієво-натрієво-кальцієві, жорсткі і дуже жорсткі. Невисоку мінералізацію до 1,8 г/дм³ мають тріщинні води у північній частині басейну р. Інгулець. Їх часто використовують для місцевого водопостачання. У Олександрійському родовищі радонових тріщинних вод мінералізація води дещо вища до 3,2 г/дм² (табл. 5).

Концентрація радону в підземних водах тріщинуватих зон порід докембрію і їх кори вивітрювання Кіровоградської області пов'язана з ураново-чернієвою мінералізацією, притаманною гранітоїдам, і здатністю порід до еманції переважно в межах зони тектонічних ослаблених ділянок, тому на більшій площі концентрація радону в воді не досягає бальнеологічної активної величини і води широко використовуються для господарсько-питного водопостачання.

Таблиця 5. Хімічний склад води у тріщинуватих породах докембрійського періоду Кіровоградської області, мг/дм³

Інгредієнти	Уміст, мг/дм ³					Рівень надійності, 95 %
	Мінімальний	Максимальний	Середній	Стандартна похибка	Стандартне відхилення	
Ca ²⁺	31,1	332,6	121,76	18,97	78,24	40,22
Mg ²⁺	21,4	118,5	46,74	6,74	27,80	14,29
Na ⁺ + K ⁺	30,4	494,6	167,94	28,98	119,50	61,44
HCO ₃ ⁻	200,0	460,0	317,27	15,97	65,84	33,85
SO ₄ ⁻	24,6	1340,0	358,81	90,36	372,60	191,57
Cl ⁻	20,3	440,0	161,77	28,42	117,18	60,25
M	434,33	3185,7	1177,35	177,19	730,59	375,63
Сух залишок	310,5	2955,7	979,37	167,85	712,13	354,13
pH, од.	6,8	7,8	7,47	0,07	0,28	0,14
Жорсткість	3,32	26,38	9,94	1,49	6,14	3,16
t, °C	10,0	12,0	11,40	0,14	0,58	0,30
Кольоровість	10,0	38,0	24,59	1,78	7,34	3,77
Зваж. речов	6,6	8,4	7,68	0,13	0,54	0,28
ПО	1,20	4,18	2,93	0,20	0,80	0,41
БО	16,00	38,00	27,88	1,08	6,12	2,09
БСК ₅	0,88	3,7	2,27	0,20	0,82	0,41
ХСК	20	80	31,54	1,63	9,78	3,31
ІЗВ	1,69	17,95	5,39	0,90	3,73	1,92
N-NH ₄	0,01	1,227	0,162	0,073	0,299	0,154
N-NO ₂	0,003	0,27	0,050	0,015	0,063	0,032
N-NO ₃	1,1	22,0	5,20	1,30	5,500	2,78
Фосфати	0,010	0,480	0,089	0,030	0,125	0,065
Si	1,21	17,0	6,10	0,83	3,64	1,75
НП	0	0,030	0,0165	0,002	0,008	0,004
Феноли	0,0005	0,005	0,00197	0,00034	0,00141	0,00073
СПАР	0,01	0,045	0,0202	0,0022	0,0094	0,0048
Жири	0,195	0,28	0,228	0,006	0,021	0,013
F	0,08	0,78	0,342	0,0425	0,199	0,088
Fe	0,03	0,3	0,134	0,017	0,079	0,036
Cu	0,002	0,020	0,0079	0,001	0,0046	0,0021
Zn	0,004	0,031	0,0098	0,0015	0,0068	0,0031
Cr ³⁺	0,004	0,03	0,0098	0,0017	0,0083	0,0037
Cr ⁶⁺	0,005	0,05	0,0161	0,0023	0,0117	0,0052
Mn	0,002	0,047	0,0162	0,0025	0,0118	0,0052
Ni	0	0,050	0,0088	0,0024	0,0112	0,0049
Al	0,008	0,08	0,0272	0,0034	0,0161	0,0072
Co	0	0,004	0,00128	0,00017	0,00081	0,00036
Pb	0,001	0,015	0,0047	0,0008	0,0038	0,0017
Mo	0,0005	0,025	0,0029	0,0012	0,0059	0,0026
Cd	0	0,015	0,00384	0,00069	0,00325	0,0014
As	0	0,0005	0,00020	0,00003	0,00014	0,00006
Se	0,008	0,080	0,026	0,0044	0,0194	0,0093
Mo						
Li	0	0,150	0,038	0,0074	0,0358	0,0155
Rb	0,005	0,100	0,0375	0,0068	0,0274	0,0146
Rn	120,0	230,0	157,36	5,76	27,04	11,99
Ba	0	0,080	0,0293	0,0056	0,0238	0,0118
V	0,008	0,117	0,0674	0,0093	0,0403	0,0194
J	0,18	0,38	0,281	0,015	0,072	0,032
Br	6,83	11,87	8,763	0,346	1,384	0,737
B	0,3	0,3	0,3	0	0	0

ВИСНОВКИ

Водоносний горизонт у тріщинуватій зоні кристалічних порід докембрію та їх корі вивітрювання (AR-PR, яка має товщину від 4-6-9 до 43 м) на території Кривбасу має широке розповсюдження та є цільовим водоносним пластом ділянок слабо- середньо радонових лікувальних вод та одним з основних джерел місцевого сільського водопостачання населення Криворізького району Дніпропетровської та Олександрійського Кіровоградської областей.

Води приурочені до складної системи тріщин вивітрювання й тектонічних зон тріщинуватості й дроблення в кристалічних породах від гнейсів, гранітів, мета-пісковиків, аркозових та кварцових мета-конгломератів, пісків, мета-соматитів до діабазів і габро-діабазів. Сильно тріщинуваті зони потужністю від 1,0 м до 21,4 м зустрічаються на різних глибинах, іноді навіть на глибині 325,9 м. Чітка закономірність у розподіленні тріщинуватості з глибиною відсутня.

При повному насиченні водою в одному кубометрі мартизової руди вміщується 233 літра води, а в одному кубометрі гідро-гематитових руд до 160 літрів води. Гірські породи (джеспіліти, роговики безрудні й сланці) мають вологоємність 3-10 літрів на один кубометр породи.

Глибина залягання води у тріщинуватій зоні Українського кристалічного щита коливається в широкому діапазоні: від декількох метрів (у районі Кривого Рогу 15,8 м) до 110-115 м, а в породах криворізької серії – до 250 м і більше.

Загальна мінералізація води на більшій частині території змінюється від 0,5 до 1,30-1,8 г/дм³. На окремих територіях мінералізація підземної води вища (м. Олександрія – до 3,2, Жовті Води – до 3,5, Христофорівка – 1,0-4,0, Валове – 3,0-5,0, Кривий Ріг – до 8,0 г/дм³)

Вміст нітратів у підземних водах тріщинуватої зони досягає 18 мг/дм³, нітритів – 0,078 мг/дм³, амоній не перевищує 0,74 мг/дм³. У воді в невеликих концентраціях є ряд мікроелементів та сполук, (мг/дм³): йод – до 0,38; залізо загальне – 0,43; діоксид кремнію – 4,9-30,4; поліфосфати – 0,03-0,04; марганець – 0-0,08; мідь – 0-0,13; цинк – 0-1,0; фтор – до 1,07; алюміній – до 0,1; барій – до 0,5; бром – 0-11,17; бор – до 0,3; ванадій – до 0,117; кадмій – до 0,0005; кобальт – до 0,022; літій – 0,008-0,08; миш'як – до 0,016; молібден – 0,003-0,015; ртуть – <0,005; свинець – до 0,004; стронцій – до 6,0; метакремнієва кислота – до 17,98; ортоборна кислота – до 3,53; селен – 0-0,0005; хром – 0,003-0,03.

Вміст радону (222) у воді Криворізького родовища складає 210-402 Бк/дм³, радію (226) – $2,28 \times 10^{-8}$ мг/дм³, урану – $1,42 \times 10^{-2}$ мг/дм³.

Література

1. *Води мінеральні лікувальні. Технічні умови: ГСТУ 42.10-02-96. К.: Міністерство охорони здоров'я, 1996. 30 с.*
2. *Гидрогеология СССР. Т. V. Украинская ССР, Ред. Ф.А. Руденко. М.:Недра, 1971. 614с.*
3. *Гидрогеологический ежегодник Украинской ССР за 1971 год. Днепропетровск, 1972. 158 с.*
4. *Звіт з оцінки впливу на довкілля видобування мінеральних лікувальних радонових вод з ділянки «Криворізька міська лікарня №11» Криворізького родовища. Реєстраційний № справи 20201136876. К. НВП УКРГЕОЛОГСТРОМ. 2021. 172 с.*
5. *Звіт з оцінки впливу на довкілля видобування підземних вод «Розробка Петрівської ділянки Знам'янського родовища мінеральних лікувальних (радонових) підземних вод с. Петрово Знам'янського району Кіровоградської області. Комунальне підприємство Знам'янська обласна бальнеологічна лікарня». Реєстраційний № справи 2021477650. Бердянськ. 2021. 117 с.*
6. *Звіт з оцінки впливу на довкілля планової діяльності розробки родовища залізистих гематитових кварцитів ділянки Латівська (Латівська північна, Латівська південна). Реєстраційний № справи 2018330470. Харків. 2018. 366 с.*
7. *Казаков В. Л. Геоморфологія провальних зон Кривбасу. Охорона довкілля: екологічні, освітнянські, медичні аспекти: матеріали IV Всеукр. конф. III частина. Кривий Ріг, 1999. С. 29–31.*

ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В МЕЖАХ ДОЛИНСЬКОГО НАФТОГАЗОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ

*Галина МЕДВІДЬ, Ольга ТЕЛЕГУЗ, Марія КОСТЬ, Василь ГАРАСИМЧУК,
Ірина САХНЮК, Орія МАЙКУТ, Соломія КАЛЬМУК*

*Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, Львів, Україна
halmedvid@gmail.com*

ECOLOGICAL-GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SURFACE AND GROUNDWATERS WITHIN OF BORYSLAV-POKUTTIA OIL AND GAS-BEARING REGION

*Halyna MEDVID, Olha TELEHUZ, Maria KOST', Vasyl HARASYMCHUK,
Iryna SAKHNYUK, Orysia MAYKUT, Solomia KALMUK*

Institute of Geology and Geochemistry of combustible minerals of NAS of Ukraine

Проведено еколого-геохімічні дослідження природних вод в межах Долинського нафтогазопромислового району (НГПР). Води правих допливів р. Дністер характеризуються мінералізацією 109,9–507,2 мг/дм³, загальною твердістю 1,1–2,74 мг-екв./дм³, рН – 6,73–7,49 од. рН та змішаним аніонним (із переважанням гідрокарбонатів, рідше сульфатів, хлоридів) і катіонним (із переважанням кальцію, рідше натрію чи магнію) складом. Встановлено, що найвищий показник біохімічного споживання кисню за 5 діб (БСК₅) становить 4,32 мг О₂/дм³ і найменша кількість розчиненого кисню (О₂ розч.) 1,2 мг О₂/дм³ зафіксовані у воді р. Лужанка (с. Гошів), за складом вода сульфатно-гідрокарбонатна натрієво-магнієво-кальцієва. Підвищені значення перманганатної окиснюваності (О_{перм}) у річках Чечва, Турянка, Сівка, Саджавка і Саджевка та міському озері – 5,2–15,4 О/дм³.

Environmental and geochemical studies of natural waters within the Dolyna Oil and Gas Industry District were conducted. The waters of the right tributaries of the Dniester River are characterized by mineralization of 109.9–507.2 mg/dm³, total hardness of 1.1–2.74 mg-equiv./dm³, pH – 6.73–7.49 units. pH and mixed anionic (with a predominance of hydrocarbons, rarely sulfates, chlorides) and cationic (with a predominance of calcium, rarely sodium or magnesium) composition. The highest indicator of biochemical oxygen consumption in 5 days (BOC₅) was established in the water of the Luzhanka River (Goshiv village), it is 4.32 mg O₂/dm³. In the same sample, the lowest amount of dissolved oxygen (DO) was recorded - 1.2 mg O₂/dm³. The composition of the water is sulfate-hydrocarbonate sodium-magnesium-calcium. The value of permanganate oxidizability (PO) in the Chechva, Turyanka, Sivka, Sadzhavka and Sadzhevka rivers and the city lake is 5.2–15.4 O/dm³, which exceeds the LPC and indicates an increased content of organic substances. This can be associated with the impact of technogenesis, as a high value of PO is observed in 50% of the samples.

Поверхневі води відіграють надзвичайно важливу роль у природних геосистемах і використовуються у промисловості, сільському господарстві та інших цілях. Формування їхнього хімічного складу відбувається під впливом різних процесів, які мають складну взаємодію та можуть впливати на якість і склад вод. Особливо це стосується районів нафтогазовидобутку, які є носіями підвищеної екологічної небезпеки, адже сучасні методи розробки чи ліквідації об'єктів нафтогазового комплексу не завжди можуть гарантувати повного забезпечення відсутності їх впливу на довкілля у майбутньому. Фізико-хімічні і санітарно-

токсикологічні показники хімічного складу річкових вод є показником техногенного впливу на процеси функціонування геосистем.

Мета роботи – на основі власних досліджень оцінити фізико-хімічні і санітарно-токсикологічні показники річкових вод в межах Долинського НГПР.

Об'єкти дослідження – води річок Сукель, Лужанка, Свіча, Саджевка, Тур'янка, Мізунка, Сівка, Саджавка, Чечва, Дуба, Млинівка та міського озера у м. Долина в межах Долинського НГПР. Схему відбору проб наведено на рисунку.

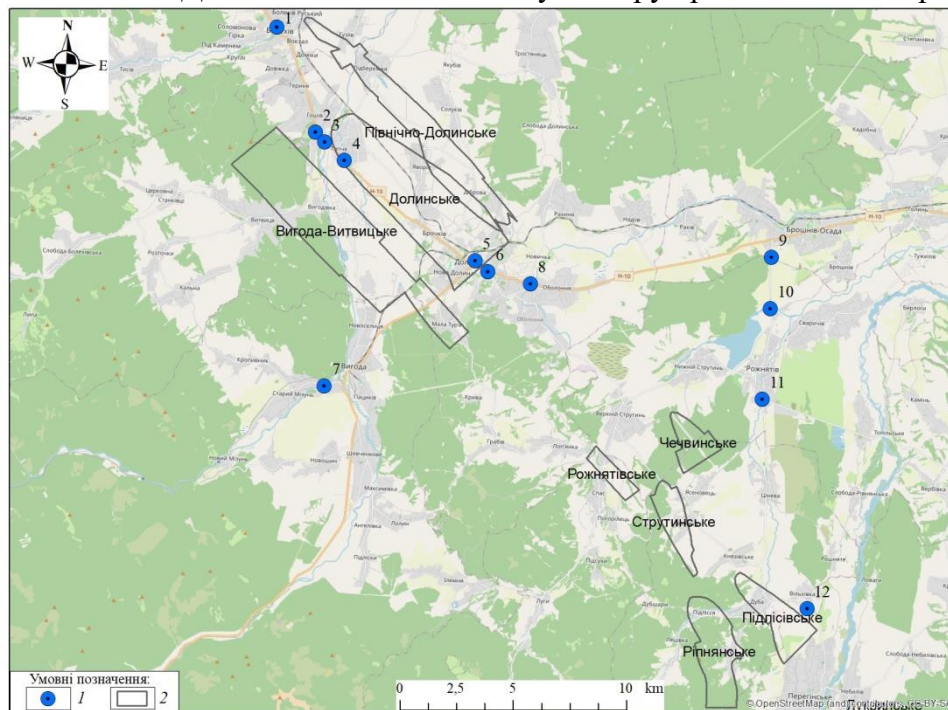


Рис. Схему відбору проб: 1 – точки відбору поверхневих вод, 2 – контур вуглеводневого покладу

Аналітичні дослідження показників хімічного складу поверхневих вод проведено в атестованій хіміко-аналітичній лабораторії ІГГК НАН України. Визначено такі показники: рН, мінералізацію, концентрації Натрію, Калію, Кальцію, Магнію, хлоридів, сульфатів, гідрокарбонатів, сполук амонію, нітритів, нітратів, БСК₅, О₂ розч., О_{перм} та ін (табл.). При інтерпретації геохімічних показників складу поверхневих вод використано нормативи ДСанПіН "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10) [1].

Долинський НГПР належить до Передкарпатської нафтогазоносної області Західного нафтогазоносного регіону України. Тут зосереджені 12 родовищ вуглеводнів (10 родовищ нафти, по одному – нафтогазоконденсатному і газонафтовому), пов'язаних з горизонтами масивних пісковиків палеоген-неогенового флішу, у яких пробурено велику кількість розвідкових та експлуатаційних свердловин. Глибини залягання покладів від поверхні – від перших сотень метрів на Долинському нафтовому родовищі до 4650 м – на Рожнятівському [2].

Води приток р. Дністер характеризуються мінералізацією 109,9–507,2 мг/дм³, загальною твердістю 1,1–2,74 мг-екв./дм³, рН–6,73–7,49 од. рН та змішаним аніонним (із переважанням гідрокарбонатів, рідше сульфатів, хлоридів) і катіонним (із переважанням кальцію, рідше натрію чи магнію) складом. Інші показники якісного стану знаходяться в межах нормативних значень (табл.).

Таблиця

Еколого-геохімічні характеристики поверхневих вод Долинського НГПР

№ п.п.	Назва річки	Місце відбору	pH	Мін., мг/дм ³	Твердість, загальна мг-екв/л	БСК ₅ мг О ₂ /дм ³	О ₂ розч. мг О ₂ /дм ³	Оперм. мг О/дм ³	Si мг/дм ³	NO ₂	NO ₃	[PO ₄] ³⁻ мг/дм ³	Формула Курлова
1	Сукель	м. Болехів	7,31	177,31	1,90	1,70	8,20	2,40	2,30	0,006	0,630	≤0,01	$M_{0,18} \frac{HCO_3 79 SO_4 13 Cl 8}{Ca 73 Mg 14 Na 10 K 3} pH 7,31$
2	Лужанка	с. Гошів	7,32	194,29	2,05	4,32	1,20	2,70	3,20	0,037	0,440	≤0,01	$M_{0,19} \frac{HCO_3 76 SO_4 17 Cl 7}{Ca 68 Na 15 Mg 14 K 3} pH 7,32$
3	Свіча	с. Гошів	7,22	109,89	1,20	0,64	9,40	3,10	1,30		1,520	≤0,01	$M_{0,11} \frac{HCO_3 77 SO_4 13 Cl 8 NO_3 2}{Ca 73 Mg 15 Na 8 K 3 NH_4 1} pH 7,22$
4	Саджевка	с. Тяпче	7,03	116,97	1,10	0,88	7,60	15,40	3,45		2,700	≤0,01	$M_{0,12} \frac{HCO_3 77 SO_4 12 Cl 8 NO_3 3}{Ca 57 Na 18 Mg 17 K 6 NH_4 2} pH 7,03$
5	Міське озеро	м. Долина	7,28	218,67	2,10	2,84	6,70	5,60	0,23	0,029		0,053	$M_{0,22} \frac{HCO_3 54 Cl 36 SO_4 10}{Ca 56 Na 26 Mg 13 K 4 NH_4 1} pH 7,28$
6	Тур'янка	м. Долина	6,76	148,17	1,40	2,24	5,90	8,20	4,80		3,680	0,177	$M_{0,15} \frac{HCO_3 64 Cl 18 SO_4 16 NO_3 3}{Ca 58 Na 21 Mg 16 K 4 NH_4 1} pH 6,76$
7	Мізунка	с. Старий Мізунь	6,83	120,38	1,30	1,00	8,80	3,40	1,60		2,280	≤0,01	$M_{0,12} \frac{HCO_3 60 SO_4 31 Cl 6 NO_3 2}{Ca 70 Mg 18 Na 9 K 2} pH 6,83$
8	Сівка	м. Долина	7,25	507,21	2,74	2,08	7,10	8,50	6,40		5,840	0,21	$M_{0,51} \frac{Cl 61 HCO_3 35 SO_4 3 NO_3 1}{Na 61 Ca 30 Mg 6 K 3} pH 7,25$
9	Саджавка	с.мт Брошнів	6,73	151,81	1,10	1,44	8,30	9,20	6,40	0,010	1,270	0,069	$M_{0,15} \frac{SO_4 38 HCO_3 34 Cl 28 NO_3 1}{Na 42 Ca 40 Mg 15 K 2 NH_4 1} pH 6,73$
10	Чечва	с. Верхній Струтинь	7,06	132,41	1,30	1,36	7,80	5,20	2,80	0,061	1,780	≤0,01	$M_{0,13} \frac{HCO_3 63 SO_4 19 Cl 16 NO_3 2}{Ca 64 Na 20 Mg 12 K 4 NH_4 1} pH 7,06$
11	Дуба	м. Рожнятів	7,49	222,87	2,25	2,40	8,80	3,70	3,70	0,037	5,590	≤0,01	$M_{0,22} \frac{HCO_3 69 Cl 18 SO_4 11 NO_3 3}{Ca 68 Na 18 Mg 10 K 3} pH 7,49$
12	Млинівка	с.мт. Перегінське	7,43	210,17	2,30	1,32	8,50	2,80	2,80	0,035	4,320	≤0,01	$M_{0,21} \frac{HCO_3 78 SO_4 10 Cl 9 NO_3 3}{Ca 79 Na 10 Mg 7 K 3} pH 7,43$
	ГДК (Гігієнічні вимоги...2010)		6,5-8,5	≤1000	<10	≤3,0	≥4,0	≤5,0	10,0	≤0,5	≤50	3,5	

Гідрокарбонатні кальцієві води встановлені в річках Сукель, Лужанка, Свіча, Саджевка, Мізунка, Чечва, Млинівка, Тур'янка, Дуба і міському озері (м. Долина). Такому типові вод відповідають води більшості поверхневих водойм, четвертинних відкладів, а також водоносних горизонтів корінних порід західного регіону України.

Дещо відмінний хімічний склад спостерігається у воді р. Сівка (м. Долина) – гідрокарбонатно-хлоридний магнієво-кальцієво-натрієвий. Вода р. Саджавка (сmt. Брошнів) є хлоридно-гідрокарбонатно-сульфатною магнієво-кальцієво-натрієвою.

Індикатором органічного забруднення є БСК₅, який у водах досліджуваних річок коливався в межах від 0,64–2,84 мг О₂ /дм³, найвищий його показник 4,32 мг О₂ /дм³ встановлено лише у р. Лужанка (с. Гошів).

Кількість О₂ розч. у поверхневих водах Долинського НГПР знаходиться в межах від 5,9 до 9,4 мг О₂/дм³. Брак О₂ розч. зафіксовано у воді р. Лужанка (с. Гошів), що, імовірно, зумовлено надходженням господарсько-побутових стічних вод.

Значення О_{перм} становили для більшості річок 2,4–3,7 мг О/дм³. Однак зафіксовано досить високі показники у річках Чечва, Турянка, Сівка, Саджавка і Саджевка та міському озері – 5,2–15,4 О/дм³, що свідчить про підвищений вміст органічних речовин. Це можна пов'язати з впливом техногенезу, оскільки високе значення О_{перм} спостерігається у 50 % досліджуваних проб.

Отже, аналітичним шляхом встановлено, що досліджувані води Долинського НГПР є переважно гідрокарбонатного кальцієвого складу, лише вода р. Сівка – хлоридна натрієва, а р. Саджавка сульфатна натрієва. На момент проведення еколого-гідрохімічних досліджень відхилення від норми виявлено по БСК₅, О₂розч і О_{перм.}, решта фізико-хімічних і санітарно-токсикологічних показників – в нормі. В подальшому рекомендується відслідковувати динаміку змін якості природних вод у досліджуваному регіоні.

1. *ДСанПіН "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10) / Наказ МОЗ України № 400 від 12.05.2010 р. – Київ, 2010. – 48 с.*

2. *Атлас родовищ нафти і газу України : у 6 т. / гол. ред. М. М. Іванюта. — Львів : Центр Європи, 1998. — ISBN 966-7022-04-8.*

РЕСУРСИ ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ І НОВІ ПЕСТИЦИДИ
Ніна ОСОКІНА

Інститут геологічних наук НАНУ, м. Київ, Україна
E-mail: N.Osokina@gmail.com

UKRAINE'S GROUNDWATER RESOURCES AND NEW PESTICIDES

Nina OSOKINA

Institute of Geological Science NAS of Ukraine

The distribution of forecast groundwater resources by regions of Ukraine was studied. According to the results of a regional assessment (1980), the estimated underground water resources of Ukraine amounted to 61689.2 thousand m³/day (22.5 km³/year) [2, 10].

Us carried out examinations of ground waters Ukraine for the content of strong organochloric pesticides: DDT and its metabolites, HCCH and its isomers, aldrin, heptachlor; organophosphoric pesticides: methaphos, carbophos, phosphomide, phozalone; fluorine-containing pesticides: trephlane and others. Gas chromatography method. According to our calculations (over a 10-year period), the average concentration of pesticides in the main aquifers of Ukraine is $3.6 \cdot 10^{-5}$ mg/dm³ for DDT, $3 \cdot 10^{-5}$ mg/dm³ for HCCH. At the same time, in the water of the wells up to 8 agricultural pollutants were simultaneously detected in the water of wells, the total effect of which on the human body has not been studied. **New generations of pesticides** are now being used. The **European Commission's** new agricultural strategy will limit the use of chemical means for plant protection and pest control. According to the new plants of the European Commission, the use of such means should be reduced by 50% by 2030 [8].

Ресурси підземних вод в адміністративних областях України.

За результатами регіонального оцінювання (1980р.) прогностичні ресурси підземних вод України становили 61 689,2 тис. м³/доба (22,5 км³/рік), з яких 57 499,9 тис. м³/доба (21,0 км³/рік) мали мінералізацію до 1,5 г/дм³ [2, 10].

Ресурси підземних вод – це оцінені за даними геологічного вивчення надр об'єми підземних вод, що характеризують потенційні можливості їх видобутку з надр на відповідній території з визначеною забезпеченістю витрат (рівнів) підземних вод.

Розподіл прогностичних ресурсів підземних вод по регіонах України наведено в (табл.1).

Таблиця 1 – Розподіл прогностичних ресурсів підземних вод по регіонах України

Адміністративна одиниця	Прогностичний ресурс, тис. м ³ /доба
1	2
АР Крим	1300,8
Вінницька	885,5
Волинська	2586
Дніпропетровська	1092,6
Донецька	2464
Житомирська	628,6
Закарпатська	1081,6
Запорізька	1550,7

Івано-Франківська	754,4
Київська	4215,3
Кіровоградська	404,6
Луганська	4790
Львівська	3644,1
Миколаївська	441,6
Одеська	736,7
Полтавська	4288,9
Рівненська	3602,5
Сумська	3432,2
Тернопільська	2206
Харківська	4109,8
Херсонська	4970,8
Хмельницька	1963,7
Черкаська	1806,5
Чернівецька	405,3
Чернігівська	8326,7
Всього по Україні	61689,2

Як видно з наведених даних, ресурси підземних вод по регіонах України розподілені не рівномірно, що пов'язано з відмінністю геолого-структурних і фізико-географічних умов різних регіонів України: основна частина ресурсів підземних вод зосереджена в Чернігівській, Херсонській, Луганській, Полтавській, Київській, Харківській, Львівській, Рівненській, Сумській областях, на які припадає 67% усіх ресурсів підземних вод держави. Найменш забезпеченими за цим показником є Кіровоградська, Чернівецька, Миколаївська, Житомирська, Одеська, Івано-Франківська, Вінницька області (загалом менш як 7% загальної кількості), що зумовлено несприятливими гідрогеологічними умовами для накопичення підземних вод [2, 10].

Пестициди. Аналізуючи екологічну ситуацію в Україні слід зазначити, що з 1960 по 1990 р.р. просліджувався рост валового використання агрохімікатів (пестицидів, мінеральних, органічних добрив). У цілому, за зазначений період в агроландшафти України надійшло більш одного мільйона тонн пестицидів (1360 тис. т по д.в.), понад мільйон тонн мінеральних добрив і не врахована кількість інших видів хімічних сполук. У системі обробки поступово зменшувалося використання стійких ртутьвміщуючих і хлорорганічних пестицидів, фосфорорганічних препаратів, що потім активно мігрують. Використання пестицидів на сільськогосподарських угіддях в 1990 р. по Україні складало близько 104 тисяч тонн, в тому числі інсектицидів 24 тис.т, фунгіцидів 26.6 тис.т, гербіцидів 51.4 тис.т. Навантаження пестицидів на 1га орній площі становило 3.2 кг.

З 90-х років по теперешній час використання пестицидів на сільськогосподарських угіддях України та навантаження пестицидів на 1 га ріллі поступово знижувались. Зменшення об'ємів застосування пестицидів відбувається за рахунок посилення токсичності їх діючої речовини. В 2011р. використано пестицидів 26.8 тис. тонн, в тому числі інсектицидів 3.8 тис. тонн, фунгіцидів 5.6 тис. тонн, гербіцидів 18.4 тис. тонн, навантаження на 1 га ріллі складало 0.88 кг, дм³. Таким чином з 1960 по 2021р.р. на сільгоспугіддя України надійшло більш 2 млн. 413 тис. тонн пестицидів. Місцем основного нагромадження пестицидів є ґрунт. Зберігаючись в орному шарі ґрунтів, ці з'єднання, у залежності від ситуаційної обстановки, можуть переміщатися у вертикальному і горизонтальному напрямках, проникаючи в підземну геосистему, підземні води, рослини, повітря, поверхневі води.

Багаторічне вивчення вмісту пестицидів у ґрунтах і гірських породах України дозволило встановити, що в даний час близько 20 похідних цих речовин присутні в ґрунтах і породах на рівні $1 \times 10^{-8} - 1 \times 10^{-2}$ мг/кг до одиниць мг/кг, формуючи фонове забруднення, у тому числі і біосферних заповідників, заказників, парків. Вміст хлорорганічних пестицидів (Σ ДДТ, Σ ГХЦГ) у підземних водах у середньому по Україні складає $1 \times 10^{-6} - 1 \times 10^{-3}$ мг/дм³, у поверхневих водах рік і озер $1 \times 10^{-7} - 1 \times 10^{-4}$ мг/дм³.

У ґрунтово-кліматичних умовах України термін життя цих речовин складає від декількох до 50-100 років і визначається множинним впливом біотичних і абіотичних факторів, що впливають на процеси хімічного чи біологічного розкладання: окислювання, гідроліз, дехлорування і ін. Істотними є фізико-хімічні властивості пестицидів, особливості будови і складу ґрунтів, взаємодія в системі ґрунт-суміжні середовища (повітря, вода, рослини) [5].

Проблема якості питної води була і залишається актуальною і надзвичайно гострою. Тому вивчення впливу антропогенних факторів (застосування пестицидів) на склад підземних вод безумовно **актуально**.

Цілеспрямовані багаторічні дослідження дозволили розглянути статистичний та динамічний розподіл пестицидних препаратів у підземних водоносних горизонтах. Загалом у підземних водах України нами виявлено близько 20 найменувань пестицидів та їх метаболітів, похідних різних класів сполук: хлорорганічні ДДТ та його метаболіти п,п'-ДДТ, о,п'-ДДД, п,п'-ДДЕ, ГХЦГ та його ізомери α -ГХЦГ, β -ГХЦГ, γ -ГХЦГ, альдрин, гептахлор; фосфорорганічні пестициди: метафос, карбофос, фосфамид, фозалон; фторвміщуючі пестициди: трефлан; *сим*-триазини – симазин, атразин, прометрин, пропазин; група 2,4-Д та ін. Однак, зазначений перелік пестицидів, що містяться в підземних водах, ймовірно, далеко не повний [5, 6].

У 90-х роках в Україні використовувалося загалом близько 200 різновидів пестицидів, приблизно 30 з яких визначалися в лабораторіях. Решта не досліджували у зв'язку зі складнощами інформаційного, методичного та фінансового характеру. Нижче узагальнено результати 1900 аналізів підземних вод, виконані автором, за договорами на лабораторній базі ІГН НАНУ та Інституту екології та токсикології ім. Л.І. Медведя (2001р.), використані також матеріали фондів та літературних джерел. За двома водоносними горизонтами четвертинних та еоценових відкладень Київської області узагальнено результати аналізів, виконані автором, у відділі гідрогеологічних проблем ІГН НАНУ по темі досліджень під керівництвом академіка НАНУ В.М. Шестопалова (таблиця 2).

Таблиця 2 – Вміст хлорорганічних і ін. пестицидів в підземних водах України, мг/дм³

№ п/п	Регіон досліджень	Водоносний горизонт			
		Четвертинні відкладення	Неогенові відкладення	Крейдові відкладення	Триасові відкладення
1	Північ: Волинська, Рівненська, Житомирська, Київська, Чернігівська, Сумська	ХОП- 10^{-5} - 10^{-4}	-	ХОП- 10^{-6} - 10^{-5}	-
2	Центр: Хмельницька, Вінницька,	ХОП- 10^{-5} - 10^{-3}	-	ХОП- 10^{-3} - 10^{-4}	-

	Черкаська, Кіровоградська, Полтавська, Дніпропетровська [11]				
3	Південь: Херсонська, Запорізька, Одеська, Миколаївська, Республіка Крим	ХОП-10 ⁻⁶ -10 ⁻⁴	ХОП-10 ⁻⁶ -10 ⁻³	-	-
4	Захід: Львівська, Івано- Франківська, Чернівецька, Закарпатська, Тернопільська [4]	ХОП – 10 ⁻⁴ -10 ⁻⁶ Максимальні концентрації ХОП – 10 ⁻³ ; ФОП – 10 ⁻³	ХОП – 10 ⁻⁵ ; ФОП" – 10 ⁻⁴ - 10 ⁻⁵ ; прометрин, симазин 10 ⁻³	ХОП – 10 ⁻⁵ ; ФОП – 10 ⁻⁴ ; симазин 10 ⁻³ в деяких свердловинах	-
5	Схід: Харківська, Донецька, Луганська	ХОП – 10 ⁻⁷ -10 ⁻⁶ ; ФОП – 10 ⁻³	-	ХОП – 10 ⁻⁴ -10 ⁻⁶ ; прометрин 10 ⁻⁶ -10 ⁻³	ХОП 10 ⁻⁵ -10 ⁻⁴ ; прометрин 10 ⁻⁴ -10 ⁻³

Примітка.

По наших розрахунках концентрація ДДТ на 2024 рік зменшилась на 2-3 порядки (в залежності від природних умов). ГХЦГ продовжували застосовувати, тому його концентрація залишилась майже на тому ж рівні.

ХОП' - хлороорганічні пестициди: ДДТ та метаболіти, ГХЦГ та ізомери; ФОП" - фосфорорганічні пестициди: метафос, карбофос, фозалон, рогор; сим-триазини: симазин, прометрин.

У таблиці представлені середньостатистичні (максимальні та мінімальні) значення вмісту пестицидів у водоносних горизонтах геологічних відкладень різного віку. Водоносний горизонт четвертинних відкладень містить стійкі ХОП на 1-2 порядки менше, ніж глибше розташовані водоносні горизонти крейдових, юрських та тріасових відкладень. Це свідчить про тривалу циркуляцію пестицидів у підземній геосистемі, вертикальну та горизонтальну міграцію пестицидів. За нашими розрахунками за 10-річний період середньостатистична концентрація ХОП в основних водоносних горизонтах України складає за сумою ДДТ $3.6 \cdot 10^{-5}$ мг/дм³; за сумою ГХЦГ – $3 \cdot 10^{-5}$ мг/дм³. Найбільше забруднення пестицидами виявлено у водоносних горизонтах підземних вод південної та центральної України, набагато менше забруднення спостерігається у водоносних горизонтах західного, східного та північного регіонів країни.

Результати проведених досліджень свідчать про те, що вміст пестицидів у підземних водах не залишається постійним, а зазнає закономірних змін у часі як у багаторічному циклі, так і по сезонам року. У багаторічному циклі на різних ділянках відзначається в одних випадках зростання, в інших зниження концентрації окремих пестицидів в підземних водах, що спричинено, ймовірно, асортиментом та навантаженням пестицидів на різних територіях. Ретроспективне забруднення підземних вод ДДТ поступово знижується. ГХЦГ продовжують застосовувати на сільгоспугіддях. Як показав аналіз конкретних матеріалів, основними джерелами забруднення підземних вод пестицидами є ґрунти сільгоспугідь, території розміщення складів підприємств – виробників отрутохімікатів, місця поховання пестицидів, розчинні вузли, забруднені поверхні тощо. За 2005-2007 рр. було зареєстровано (перереєстровано) 1112 найменувань пестицидів і агрохімікатів [7].

Особливу увагу слід приділити тому факту, що у воді свердловин одночасно виявлено до 8 сільськогосподарських забруднювачів, сумарний ефект дії яких на організм людини не вивчений. При комплексному та комбінованому надходженні препаратів в організм людини може мати місце не «підсумовування», а «потенціювання» їх токсичної дії. У зв'язку з цим може спостерігатися виражена токсична дія пестицидів, навіть при їх надходженні в організм людини в кількостях, що не перевищують допустимі дози.

Нові покоління пестицидів – клас інсектицидів неонікотиноїди; клас пестицидів стробілурини - «молода» група контактних **фунгіцидів** зі специфічним механізмом дії; клас сульфонілсечовини відноситься до селективних наземних **гербіцидів** гормонального типу, пригнічують утворення амінокислот ізолейцина і валіна. Неонікотиноїдні інсектициди пригнічують активність ацетилхолінестерази, є агоністами нікотин – ацетилхолінових препаратів. Нешкідливі для рослин, але, можливо, викликають масову загибель бджіл. Деякі фунгіциди, що часто використовуються (інсектициди, що знищують патогенні гриби), потрапляючи в організм людини, викликають зміни на рівні ДНК, аж до аутизму, хвороби Альцгеймера та інших неврологічних захворювань. До цього класу пестицидів увійшли ротенон, піридабен, фенпіроксимат, фамоксадон, пірокlostрубін, фенамідон.

Витяг з Державного реєстру пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні (2021р.) [1]

Назва препарату та препаративна форма:

Простор 420, к.с., (Біфентрин, 21.3 г/л+малатіон, 418.9 г/л);

Фоксі, табл., (Фосфід алюмінію, 560 г/кг);

Карате 050 ЕС, к.е., (Лямбда-цигалотрин, 50 г/л) інсектицид;

Фосміній, табл., (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) фумігант;

Алфос, (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) табл., фумігант-інсектицид;

РЕЛДАН 22 ЕС, КЕ, (хлорпірифос-метил, 225 Г/л) інсектицид;

Фастак, К.Е., (Фльфа-циперметрин, 100г/л) інсектицид;

К-Обіоль 25 ЕС, КЕ, (Дельтаметрин, 25 г/л +синергісти піпероніл бут оксид, 225 г/л) інсектицид;

Фостер, табл., (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) фумігант

ТОКСІФОС 560 ТАБ (ТОХІРНOS 560 ТАВ), ТБ, (Фосфід алюмінію – 560 г/кг) фумігант-інсектицид;

Фуфанон 570, КЕ., (Малатіон, 570 г/л) інсектицид;

Фостоксин (Детіа Газ-Екс-Т), (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) табл., фумігант;

Магтоксин, табл., пеллети, (Фосфід магнію, 660 г/кг) фумігант;

Дегеш Плейтс/Стрипс, плити, стрічки, (Фосфід магнію, 560 г/кг) фумігант;

МАГНАФОС (MAGNAPHOS), ПГ, (Фосфід магнію, 560 г/кг) фумігант-інсектицид, родентицид;

ДЕЛІК 5 (DELIC 5), КР, (Піриміфос-метил, 50.0 г/л) інсектицид, акарицид;

ДЕЛІК 2П (DELIC 2P), ПП, (Піриміфос-метил, 20.0 г/кг) інсектицид, акарицид;

Фосфір, табл., (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) фумігант;

Фостек, табл., (Фосфід алюмінію, 570 г/кг) препарат для боротьби зі шкідниками запасів;

АРРІВО 25%, КЕ, (Циперметрин, 250 г/л) інсектицид;

КВІКФОС, ТБ, (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) фумігант;

Фостек, (Фосфід алюмінію, 570 г/кг) табл., препарат для боротьби зі шкідниками запасів;

Алюфос, ТБ, (Фосфід алюмінію, 560 г/кг) фумігант;

Актуал, КЕ, (Піриміфосметил, 500 г/л) інсектицид;

Агріфос ПГ, фумігант (Фосфід алюмінію, 560 г/кг);
 Фосфір, ТБ (фосфід алюмінію, 560 г/кг) фумігант;
 Фастак, КЕ, інсектицид (альфа-циперметрин, 100 г/л);
 Фостер, ТБ (фосфід алюмінію 560 г/кг), фумігант;
 Ультрагрейн (Ultragrain), КЕ (малатіон – 95 г/л), інсектицид;
 Актеллік 500 ЕС, КЕ (піриміфос-метил, 500 г/л), інсектоакарицид.

У період **посівної 2024** року на сільгоспугіддях України використовували такі пестициди: фунгіциди, гербіциди (клас сульфонілсечовини), інсектициди та ін.

В роботі [4] позначено, що окремі кореляційні зв'язки відбивають комплексний вплив різних груп пестицидів на окремі нозологічні форми та групи захворювань (табл. 3).

Таблиця 3 –Вплив різних груп пестицидів на окремі нозологічні форми захворювань

Групи пестицидов	Нозологічні форми і групи захворювань
Хлорорганічні	Хронічний фарингіт, назофарингіт, синусит, хронічні захворювання мигдаликів та аденоїдів, астма бронхіальна, холецистит, нефрит, нефротичний синдром, нефроз; вроджені аномалії серця та системи кровообігу; гострі інфекції верхніх дихальних шляхів, грип; туберкульоз органів дихання та ін.
Фосфор-органічні	Жалізодефіцитні анемії; хронічний отит; хронічні захворювання мигдаликів та аденоїдів; нефрит, нефротичний синдром, нефроз, вроджені аномалії серця та системи кровообігу, гострі інфекції верхніх дихальних шляхів, грип та ін.
Карбаматі	Залізодефіцитні анемії, отит хронічний, хронічні захворювання мигдаликів та аденоїдів; астма бронхіальна, нефрит; нефротичний синдром, нефроз; вроджені аномалії серця та системи кровообігу; туберкульоз органів дихання; неврози, психопатії; психічні захворювання
Медовмісні	Хронічні захворювання мигдаликів та аденоїдів; астма бронхіальна, холецистит, нефрит, нефротичний синдром, нефроз; вроджені аномалії серця та системи кровообігу; туберкульоз органів дихання; злоякісні новоутворення лімфатичної та кровотворної тканин; неврози, психопатії та ін.
Гербіциди	Хронічні захворювання мигдаликів та аденоїдів, холецистит, вроджені аномалії серця та системи кровообігу; вірусний гепатит, гострі інфекції верхніх дихальних шляхів, грип; туберкульоз органів дихання; злоякісні новоутворення лімфатичної та кровотворної тканин та ін.
Інші препарати	Хронічний отит; астма бронхіальна, нефрит; нефротичний синдром, нефроз; туберкульоз органів дихання; неврози, психопатії; гострі інфекції дихальних шляхів множинної та неврахованої локалізації та грип

В умовах комплексної дії пестицидів різних хімічних груп на показники здоров'я населення є прямий кореляційний зв'язок, а використаний метод базується на розрахунку к.к.м. (коефіцієнт кореляції множини) є лінійним заходом залежності окремої нозологічної форми захворювання від сумарних територіальних навантажень пестицидами. К.к.м. допомагає визначити складові елементи цього впливу і має важливе значення для епідеміологічної оцінки ситуації.

Висновки

1. Навантаження відповідних груп пестицидів кг/га на рік пропорційні окремим нозологічним формам та групам патологій на 10 тис. осіб [11].
2. Середньорічне застосування інсектицидів та гербіцидів у тоннах по діючій речовині можна порівняти із загальною захворюваністю ЗНУ (злякисні новоутворювання) на 100 тис. осіб через 5-9 років [9]
3. Якщо виконувати встановлені агротехнічні та гігієнічні нормативи та регламенти використання нових препаратів, то їх негативну дію на організм людини можна мінімізувати.
4. Нова сільськогосподарська **стратегія Єврокомісії**: обмежити використання хімічних засобів для захисту рослин і боротьби з шкідниками. Згідно з новими планами Єврокомісії, застосування таких засобів повинно скоротитися на 50% до 2030 року. [8]
5. До 2030 р. зменшити до 5% показники скидів (індустріальних і сільськогосподарських) у водні об'єкти. Зараз рівень скидів у водні об'єкти становить 15,7%, тому практично всі поверхневі і підземні води забруднені [3].
6. Заміна використання небезпечних речовин, більш безпечними, де тільки це технічно і економічно здійснимо, включаючи нехімічні альтернативи.
7. З метою мінімізації негативних наслідків накопичення пестицидів у підземних водах та інших об'єктах навколишнього середовища в Україні та їх впливу на підземну геосистему необхідно проводити контроль та еколого-гігієнічну оцінку антропогенно-забруднених територій. Проведення екологічної експертизи, екологічного аудиту дозволяє оцінити та спрогнозувати з достатньою мірою точності реальний стан, екологічні ризики, відповідальність за них; регулювати напругу, яка виникає в екосистемах, і тим самим передбачати та попереджати можливі несприятливі екологічні ситуації та екологічні техногенні катастрофи.

Перелік посилань

1. Державний реєстр пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні в 2021 р. <https://menr.gov.ua/timeline/Pesticidi-ta-agrohimikati.html>.
2. ДНВП «Геоінформ України». Стан підземних вод України. Щорічник. – К., 2010. – 118с.
3. Екологічна Стратегія України 2030 <http://yana-property.com/>
4. Качинський А. Концепція ризику у світлі екологічної безпеки України. -Київ, 1993.-49с.
5. Осокина Н.П. Содержание остаточных количеств пестицидов в подземных водах и других объектах природной среды отдельных регионов Украины. Издатель Кравченко Я.О. – К., 2019.- 190с.
6. Осокина Н.П. Пестициды в подземных водах Украины і здоров'я // Наук. журнал. Мінеральні ресурси України. - К: – 2021. - №2.- С.38-43.
7. ПЕРЕЛІК пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні за 2008 рік Юнівест Медіа. – К., 2008. – 448с.
8. Пособие для НПО стран Центральной и Восточной Европы...и не только.- Гамбург.- Германия, 2003.- 47с.
9. Ротарь М.Ф., Лиходедова О.Г. Пестициды в геологической среде и некоторые последствия их применения в Украине – О.Ж»ИНВАЦ», 2007. – 170 с.
10. Стратегія використання ресурсів питних підземних вод для водопостачання: у 2 т. /За ред.. Е.А. Ставицького, Г.І. Рудька, Є.О. Яковлева.- Київ-Чернівці Букрек, 2011.- Т.1.-348с.
- 11.Тхор І.І. Петрук Р.В. Аналіз техногенних ризиків від зберігання накопичених пестицидних препаратів у Вінницькій області Ж. «Екологічний

РЕЗЮМЕ УКР.

Досліджено розподіл прогнозних ресурсів підземних вод по регіонах України. За результатами регіонального оцінювання (1980) прогнозні ресурси підземних вод України становили 61 689,2 тис. м³/доба (22,5 км³/рік) [2, 10].

Нами досліджено вміст пестицидів в підземних водах та інших об'єктах довкілля окремих регіонів України. **Методом** газової хроматографії визначалися стійкі хлорорганічні пестициди: ДДТ та його метаболіти, ГХЦГ та його ізомери, альдрин, гептахлор; фосфорорганічні пестициди: метафос, карбофос, фосфамід, фозалон; фторвміщуючі пестициди: трефлан та ін. За нашими розрахунками (за 10-річний період), середньостатистична концентрація ХОП в основних водоносних горизонтах України становить за сумою ДДТ $3.6 \cdot 10^{-5}$ мг/дм³; за сумою ГХЦГ – $3 \cdot 10^{-5}$ мг/дм³. У воді свердловин одночасно виявлено до 8 сільськогосподарських забруднювачів, сумарний ефект дії яких на організм людини не вивчений. Зараз використовуються **нові покоління пестицидів**. Нова сільськогосподарська **стратегія Єврокомісії**: обмежити використання хімічних засобів для захисту рослин і боротьби з шкідниками. Згідно з новими планами Єврокомісії, застосування таких засобів повинно скоротитися на 50% до 2030 року [8].

ТЕОРЕТИЧНІ АСПЕКТИ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НА ПОЛЬДЕРНИХ СИСТЕМАХ ГУМІДНОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ

Вадим ПОЛЯКОВ, Галина ВОРОПАЙ

*Інститут водних проблем і меліорації Національної академії аграрних наук
України, м. Київ, Україна
vpoliakov.ihm@gmail.com, voropaig@ukr.net*

THEORETICAL ASPECTS OF RATIONAL USE OF WATER RESOURCES IN POLDER SYSTEMS OF THE HUMID ZONE OF UKRAINE

Vadym POLIAKOV, Halyna VOROPAI

*Institute of Water Problems and Land Reclamation of the National Academy of
Agrarian Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine*

Effective functioning of polder systems involves their integrated use as a system of hydraulic structures for the accumulation and efficient use of water resources. Analytical methods were used to study the complete drainage cycle including three stages: release of the soil surface from the water layer, its removal from the system of regulating and conductive channels, and drainage of waterlogged soil by lowering the water table to the optimum depth within the specified time frame. With low permeability of the subsoil layer, the third stage plays a key role in the implementation of the polder's drainage function, to which the main attention was paid. Under certain natural and operational conditions both the first and second stages can be significant. To achieve maximum efficiency of the polder system, it is necessary to rely on the results of technological modeling when modeling of the drainage effect of a network of open drains (canals).

The water management and reclamation drainage infrastructure of the humid zone of Ukraine, which has a total area of about 3.3 million hectares, includes 1671 reclamation systems, including: 835 single-acting drainage systems (51%), 585 double-acting drainage and wetting systems (34%), and 251 polder and water recycling systems (15%). Compared to drainage and drainage-wetting systems, the most advanced are water recycling (205.0 thousand hectares) and polder (306.6 thousand hectares) drainage systems that can ensure the accumulation and reuse of water resources. The largest areas of polder systems are located in Zakarpattia (127.6 thousand hectares), Rivne (52.0 thousand hectares) and Volyn (48.0 thousand hectares) regions [1].

Depending on the design solutions, the specifics of the hydrological regime in the embanked areas, and the agricultural use of the land, polder systems are divided into non-floodable (winter) and floodable (summer). The first type of system excludes flooding of the embanked areas at maximum water flows of the calculation water supply in the receiving rivers. Summer polders are flooded during spring floods and are built mainly within river floodplains, where there are no settlements and industrial facilities, and the land is used for agricultural production.

The effective functioning of polder systems and the rational use of water resources involves, first of all, the integrated use of systems in both water and agriculture, as a system of hydraulic structures to accumulate part of the surface and drainage runoff and ensure the cultivation of economically profitable crops.

Reliable forecasting of the dynamics of water table (WT) on drained lands under modern conditions of polder systems functioning can be carried out only on the basis of mathematical modeling of the technological process from the moment of turning on the pumps throughout the entire period of drainage of the polder territory. Its theoretical basis

is formed by the boundary value problems of water flow in a two-layer soil initially saturated and their analytical solutions.

This report uses analytical methods to consider the total cycle of drainage of a flooded polder, which consists of three stages. The volume of water that can be accumulated by the polder is determined by the storage capacity of the network of regulating and conductive channels and the soil (moisture deficit in the unsaturated zone). However, the largest amount of water is usually retained on the soil surface and is structurally limited by the height of the bund dam. Therefore, if a flooded polder is used for agricultural production, then to regulate the water regime of the soil on its territory, it is first of all necessary to promptly remove water from the flooded surface (the first stage). Therefore, if the polder pumping station has a capacity of Q (m³/day), the polder area S (m²), and there is a layer of water with a depth of H_s (m) on the soil surface, the duration of the first stage t_s (days) will be

$$t_s = \frac{SH_s}{Q}. \quad (1)$$

Working with the same flow rates, a pumping station is often able to almost completely release the canal network from water in a short time (second stage). Thus, the water level (head) h_0 decreases from the soil surface ($z = M$) to the base of the canal ($z = M - m_c = m_d$). The lowered water level in the channels provides primary drainage of the soil. The duration of the second stage (time of complete drainage of the channels) t_c , days, excluding small inflow of water from the soil at the depth and average width of the channels m_c and b (m), the bottom of the channels is above the waterproof rock at a height of m_d (m) and their total length L (m) is approximately

$$t_c = \frac{bm_cL}{Q}. \quad (2)$$

At the third stage, there is no water in the canals ($h_0 \approx m_d$), and the water that comes into them from the ground, at the current head $h = m_d = M - m_c$ (M is the thickness of the permeable soil layer), is immediately removed by pumps. It is during the third stage that the WT actually decreases within the required limits. The total moisture capacity of mineral soils in the polder area is relatively small, especially with a high groundwater level (the free specific capacity is significantly less than the porosity). Due to the significant hydraulic resistance of the porous medium, it is the third stage that actually limits the entire drainage cycle in time. Therefore, it is natural that in the calculations of the drainage process of the flooded polder territory, the main attention should be paid to the third stage.

The development of the theory of drainage of flooded areas of polder systems is preceded by a schematization of natural and technological conditions. Difficulties in formalizing the technological process arise only at the second and third stages. The formulation of the corresponding nonlinear mathematical problems of non-pressure water flow differs only in the initial and boundary conditions.

Drained land on polder systems, like most agricultural land, is characterized by a layered soil profile. Typically, soils here include a highly permeable top (arable) layer of relatively low thickness, which is underlain by a more powerful and less permeable layer (or two or three layers), which is bounded by a practically waterproof soil from below. As a rule, the following relationships are generally valid between the hydraulic conductivities and thicknesses of the upper k_1, m_1 and lower k_2, m_2 layers, respectively

$$k_1 \gg k_2, m_2 \gg m_1.$$

If the main practical task for drainage reclamation is to remove gravitational moisture from the near-surface part of cohesive soil, and within a tight time frame, then the third stage in the technological cycle becomes of great importance. The theoretical analysis of the WT regime of waterlogged mineral lands has been the subject of many studies, among which are [2-6].

In this study, when modeling the regulation of the water regime by the drainage

canal system, a combined approach is implemented, which was proposed in [2] and combines theoretical studies at the scale of the whole drained area and a representative plot on it (internal, bounded by neighboring drains). Thus, it becomes possible to reliably predict the dynamics of WT on average over the entire territory, but taking into account its local patterns, and to quickly obtain information on the water-physical state of the soil in the polder territory as a whole. Based on this information and using the criteria of water (WT) regime management efficiency, it is now possible to develop a reliable algorithm for generalized management of the water-physical situation in the reclamation system and to substantiate the design parameters of the regulatory network.

In fact, a method for calculating reclamation drainage has been developed that combines simplicity and high accuracy (minor calculation errors). The key role in this method is played by an expression that describes the change over time of the averaged WT and is represented with variable (differential) water yield in the form of an inverse integral function. However, in the case of a layered soil structure, its permeability was generally described by a constant effective hydraulic conductivity k_e . Based on this expression, a formula was obtained to calculate the distance between regular imperfect drains (channels). If the water flow properties of the layers differ significantly and the WT decreases within significant (comparable to the thicknesses of the layers) limits (in the case under consideration, due to the presence of a well-permeable topsoil on a parent poorly permeable base, this is exactly the situation), such a schematization of the flow capacity of the layered soil in relation to the third stage (as opposed to the second) can lead to serious errors. They can be prevented if we consider k_e to be variable and take into account its dependence on the average level of h_a .

At the design stage of a polder system and during the reconstruction of an existing one, the key is the choice of the main design parameter - the distance between the regulating channels (drains) $2l$. The equation for the desired value of l is based on the requirement to ensure a decrease in the WT by an average of a strictly explicit depth S_{0a} (drainage rate) for a normalized time t_0 . When counting the time from the moment the pumps are turned on, the specified equation considering (1), (2) takes the form

$$\frac{H_s}{q_s} + \frac{bm_c}{2lq_s} + \frac{l^2 + 6\Phi l}{3k_1} \int_{M-S_{0a}}^{h_a(t_s+t_c)} \frac{\mu_e(\zeta)d\zeta}{(\zeta-\lambda)(\zeta-m_d)} = t_0. \quad (3)$$

The value of l is calculated for the given S_{0a} and t_0 by fitting. The formula for the direct calculation of l can be derived as a special case of equation (3), only if the second stage is neglected. Then, taking $h_a(t_s + t_c) = M$, it was obtained [7]

$$l = \sqrt{\frac{3k_1(t_0-t_s)}{\int_{M-S_{0a}}^M \frac{\mu_e(\zeta)d\zeta}{(\zeta-\lambda)(\zeta-m_d)}} + 9\Phi^2 - 3\Phi}. \quad (4)$$

Determination of the hydraulic resistance of imperfect channels Φ is problematic for a number of reasons. First, at the second and third stages of drainage, non-pressure unsteady soil water flow occurs, which significantly complicates its theoretical analysis. Secondly, at this stage, the perimeter of the canal wetting is gradually reduced from the maximum value (several meters) to the minimum (less than a meter). Nevertheless, in many cases, namely, with a shallow aquifer and a relatively large channel depth, the hydraulic resistance changes insignificantly and is small compared to the distance between the channels. To determine the approximate value of Φ , a simplified procedure was implemented in accordance with the recommendations of [8]. The soil water flow in the low-thickness topsoil was not taken into account. The calculated excess of the WT in the middle between the channels above the water level in the channel was taken into account as the average of the actual positions of the WT at $x = 0$ and $x = l$ at the initial and calculated time points. Using the theoretical formula

$$\Phi = 0.366m_f l g \frac{m_f}{2\pi r_c \sin \frac{\pi r_c}{2m_f}},$$

where m_f is the calculated soil water flow height; r_c is the reduced channel radius (equal to $0.28P_c$, P_c is the wetted perimeter), and the value $\Phi = 0.25$ m was roughly obtained. This value, which formally reflects the fact of channel imperfection, was used in all calculations.

The quantitative analysis was performed on a number of examples, primarily to illustrate the methodology developed above for calculating the drainage of a flooded polder within a given time frame. At the same time, the errors introduced into the calculation of the WT regime due to the simplification of the process of solving the basic nonlinear mathematical problem (averaging the position of water levels in the canal network) were determined. In addition, the significance of a number of factors that have a significant impact on the rate of drainage was assessed. The results of such an estimation are the basis for deciding on the feasibility of reconstructing the drainage system. Finally, the patterns of water level and WT decrease in the polder territory were determined sequentially at the second and third stages.

When selecting the initial data, we had to rely on fragmentary (experimental and reference) information on the results of field studies of the water regime at the existing polder systems (Berehove Transboundary Polder and «Ikva»), as well as generalized information on the operation of polder systems on a regional scale (Zakarpattia region) [9].

As a specific typical example, we present some results of calculating the distance (in fact, its half) between drainage channels l , which eventually ensures a decrease in the WT on average in the territory of the polder system to a depth of $S_{0a}=m_1=0.3$ m during the drainage time $t_0=5$ days. The optimal values of l were calculated depending on natural and technical factors that significantly affect the drainage effect of the canal network. The hydraulic conductivity of the lower layer was changed continuously by an order of magnitude. The curves of the dependence $l(k_2)$, which were determined for the three examples and differed in the values of specific flow rates q_s , are shown in Fig. 1.

According to the example above, the polder area was not flooded, so the pumps operated with a total flow rate $q_s S$ only to remove the volumes of water that were initially contained in the filled channels. Naturally, as the permeability of the subsoil layer improved, the calculated distance increased significantly. Thus, with an increase in k_2 by an order of magnitude, an increase in l was obtained by about three times. The presence of a surface water layer causes a significant reduction in l . At the same time, the capacity of the pumping station is of great importance for the drainage process.

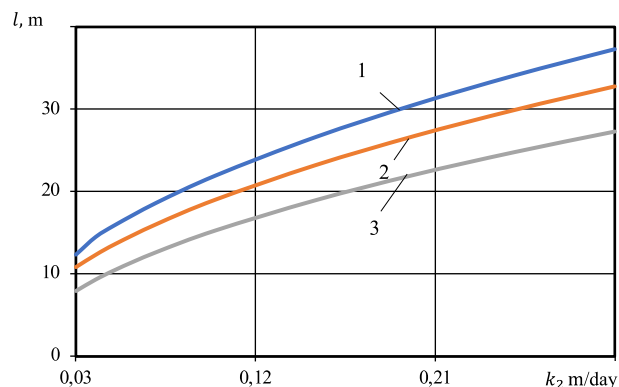


Figure 1. Dependence $l(k_2)$:
 1 – $q_s=H_s=0$; 2 – $q_s=0,2$ m/day, $H_s=0.2$ m; 3 – $q_s=0.1$ m/day, $H_s=0.2$ m.

It should be especially noted that for given values of q_s , m_d , a kind of "drainage crisis" is possible, characterized by the limit values of k_{2*} , l_* . Then, at $k_2 < k_{2*}$, further closeness of the canals ($l < l_*$) causes such a significant increase in the initially

accumulated water in the canals that the pumps are unable to provide the proper rate of water level reduction in the canals. As a result, the inflow of groundwater into them, despite the reduction of the distance l , will be insufficient for timely optimization of the WT regime. Specifically, at $q_s=0.1$ m/day and $b=1.5$ m, the critical value of k_{2*} was 0.034 m/day. It corresponds to the value of $l_*=6.21$ m.

To achieve maximum efficiency of the polder system and rational use of water resources, it is necessary to rely on the results of technological modeling when designing a network of open drains (canals). The most important design parameter, the distance (space) between regulating drains, should be determined by calculation, based on agro-ecological requirements for the soil water flow conditions and taking into account the peculiarities of water diversion from the polder system at all stages.

References

1. Voropay G.V., Yatsyk M.V., Mozol N.V. Current state and prospects for the development of drainage reclamation in the context of climate change // Reclamation and Water Management. 2019. № 2. P. 31–39.
2. Ivitsky A.I. Fundamentals of design and calculations of drainage and drainage-wetting systems. Minsk: Science and Technology, 1988. 311 p.
3. Ionat V.A. Calculation of horizontal drainage in heterogeneous soils. Tallinn: Est. NII ZiM, 1962. 347 p.
4. Murashko A.I. Agricultural drainage in humid zone. Moscow: Kolos, 1982. 272 p.
5. Eggelsman R. Manual on drainage. Moscow: Kolos, 1984. 247 c.
6. Poliakov V.L. Theoretical substantiation of regular system of horizontal drains (a new approach) // Reports of the NAS of Ukraine. 2023. № 6. C. 40–48.
7. Land reclamation and arrangement of Ukrainian Polissya. Collective monograph - Poliakov V.L. Chapter 12. Filtration calculation of the action and drainage parameters of drainage soils of Polissya of Ukraine. p.375-394. Kherson: OLDIE-PLUS, 2017. Vol. 1. 932 p.
8. Oleynik A.Y., Poliakov V.L. Drainage of waterlogged lands. Kyiv: Naukova Dumka, 1987. 280 p.
9. Voropai H.V. Increasing the water supply of drainage systems of the humid zone of Ukraine in the context of climate change // Bulletin of the National University of Water Resources, Technical Sciences. Rivne, 2020. № 2 (90). P.16–33. DOI: <https://doi.org/10.31713/vt220202>.

АНАЛІЗ ТЕХНОГЕННИХ ЗМІН ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ГІДРОСФЕРИ В РАЙОНІ КОЛИШНЬОГО КАЛІЙНО-МАГНІЄВОГО ВИРОБНИЦТВА У МІСТІ КАЛУШ

Садовий Ю. В.¹, Галамай А. Р.²

¹*Державна установа «Державний науково-дослідний і проектний інститут основної хімії», Харків, Україна, ysadovyi@gmail.com*

²*Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, Львів, Україна, galamaytolik@ukr.net*

ANALYSIS OF TECHNOLOGICAL CHANGES IN THE CHEMICAL COMPOSITION OF THE HYDROSPHERE IN THE AREA OF THE FORMER POTASSIUM AND MAGNESIUM PRODUCTION IN THE CITY OF KALUSH

Sadovyi J. V.¹, Anatoliy R. Galamay²

¹*State Institution State Scientific Research and Design Institute of Basic Chemistry (NIOCHIM), Kharkiv, Ukraine*

²*Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals, NAS of Ukraine, Lviv, Ukraine*

В районі Калуша гравійно-гальковий водоносний горизонт залягає на глибині від 0,5 до 20 м (найчастіше на глибині 5–6 м) від поверхні. Вплив солевміщуючих об'єктів колишнього калійно-магнієвого виробництва на гідросферу району відображається як у зміні фонового гідрохімічного типу природних вод, так і на зростанні загальної мінералізації вод. В результаті багаторічного проникнення високомінералізованих соляних розчинів у водоносному горизонті в районі міста Калуша сформувався ареал засолення, який охоплює площу не менше тисячі гектарів, і постійно збільшується, розширюючись у південно-східному напрямку. Існує небезпека досягнення засоленими водами міського водозбору розташованого в районі річки Лімниці з відповідними негативними наслідками. З водоносним горизонтом гідравлічно пов'язані річка Сівка з притоком Кропивник, які також зазнають безпосереднього багатодесятилітнього інтенсивного впливу техногенних факторів.

Вступ

Калійна промисловість є комплексною галуззю господарства, що поєднує у собі гірничодобувне та хімічне виробництво. Як одне, так і інше характеризуються значним рівнем впливу на довкілля. Відмінною особливістю солей є їхня висока розчинність, у зв'язку з чим техногенний вплив калійного виробництва на компоненти природного середовища найбільш наочно проявляється у впливі на гідросферу. Через те, що видобування і збагачення калієносних соляних порід призводить до накопичення значних обсягів гірничопромислових відходів, чільне місце у порушенні природних гідрохімічних показників гідросфери території має вплив поверхневих технологічних споруд і солевміщуючих відвалів розкритих порід.

Головна наукова ідея роботи полягає в оцінці ступеня впливу на склад поверхневих водотоків і підземних вод зони активного водообміну гірничих і технологічних об'єктів, які входили до складу виробничого комплексу, що сформувався на базі покладів Калуш-Голинського родовища калійних солей.

Проведено опробування розсолівміщуючих об'єктів колишнього виробництва, вод підземного водоносного горизонту і річок як вище за течією від ділянок розташування технологічних об'єктів так і нижче – в зоні їхнього потенційного впливу. Виконано хімічний аналіз відібраних проб на визначення основних макрокомпонентів, та мікрокомпонентів, у тому числі – на вміст важких металів.

Характеристика стану гірничо-технологічних об'єктів колишнього калійно-магнієвого виробництва та їхній вплив на гідросферу

Основними наземними розсолівміщуючими об'єктами у досліджуваному районі є Домбровський кар'єр, хвостосховище № 2 та шламонакопичувач. Розсоли також постійно утворюються за рахунок розчинення соляних порід і не використаної соляної сировини закладованої у хвостосховищі № 1 і відвалах розкривних порід Домбровського кар'єру. Хвостосховища і шламонакопичувач розміщені на північний захід від кар'єру поблизу села Кропивник.

На даний час ті розчини, якими заповнений кар'єр і ті, що містяться у хвостосховищах є полікомпонентними, тобто у них є іони Na^+ , Mg^{2+} , K^+ , Ca^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} . Концентрація розчинів у Домбровському кар'єрі та у хвостосховищі № 2 зростає від поверхні у напрямку дна. Зокрема на даний час у кар'єрі концентрація змінюється від близько 20 г/л на поверхні до майже 400 г/л поблизу дна. У хвостосховищі № 2 – від 60–80 г/л на поверхні до 400 у придонній частині. Розчини такої ж концентрації витікають у довкілля і на даний момент з численних джерел у бортах хвостосховища № 1.

Також розсолівміщуючими об'єктами є заповнені соляними розчинами підземні порожнини колишніх рудників. Інформації про них значно менше, ніж щодо наземних об'єктів. Раніше існували спостережні свердловини пробурені у затоплені камери. Здійснювалося періодичне опробування та аналіз змін що відбуваються у середовищі затоплених розсолами підземних шахтних порожнин. Останнім часом такі роботи не проводяться.

В Прикарпатті існує єдиний водоносний горизонт придатний для питного водопостачання, який пов'язаний із гравійно-гальковими алювіальними відкладами древніх терас річок. В районі Калуша він залягає на глибині від 0,5 до 20 м (найчастіше на глибині 5–6 м) від поверхні. Потужність товщі водовміщуючих відкладів є невитриманою і на різних ділянках в межах площі Калуш-Голинського родовища змінюється від 1,5 до 23 м, становлячи в середньому 5–7 м. Горизонт є малопотужним і слабо захищеним від забруднення. Інформація про дійсний стан водоносного горизонту є фрагментарною. Однак ті дані, які отримано за останні роки, свідчать про прогресуюче погіршення техногенно-екологічної ситуації в районі м. Калуш. Ареали засолення водоносного горизонту виявлені в районі шахтних полів рудника «Калуш» та в зоні впливу хвостосховищ і відвалів розкривних порід. З результатів опробування спостережної свердловини № 65, розташованої в кількохстах метрах на схід від відвалів розкривних порід Домбровського кар'єру (рисунок) видно, що мінералізація ґрунтових вод у 2006 році становила менше 20 г/л, а впродовж наступних років постійно зростала і в 2010 р. перевищила 105 г/л. Мінералізація води зафіксована у спостережній свердловині № 19, що на південний схід від хвостосховища № 1, становила понад 160 г/л (на даний час згадані свердловини знищені). Притому, що природна фонові мінералізація водоносного горизонту поза зоною впливу солевміщуючих об'єктів знаходиться в межах близько 0,5 г/л. Різке зростання засолення ґрунтових вод розпочалося після початку затоплення Домбровського кар'єру. Засолонені води поширюються в напрямку регіонального нахилу водоносного горизонту – в бік міста Калуш. Якщо під час експлуатації кар'єру він слугував депресією, яка крім виснаження водоносного горизонту, стягувала також значну кількість розсолів, що утворювалися на хвостосховищі № 1 та зовнішніх відвалах кар'єру, то після

затоплення кар'єру і зменшення його депресивного впливу високомінералізовані соляні розчини почали більш інтенсивно переміщуватися в напрямку долини р. Сівка, Лімниці та м. Калуш. У річках Сівці і Кропивник нижче відвалів та хвостосховищ мінералізація за даними опробування попередніх років періодично досягала 50–120 г/л, при тому, що мінералізація води у цих же річках вище за течією була в межах 0,4–0,6 г/л.

Як свідчать дані багаторічних спостережень соляні компоненти потрапляють у водоносний горизонт і річки двома шляхами: а) внаслідок вимивання атмосферними водами солей із розташованих вище поверхні землі солевміщуючих об'єктів – відвалів розкривних порід та хвостосховищ; б) внаслідок витискання із затоплених підземних шахтних порожнин. Підземними об'єктами, що чинить негативний вплив на водоносний горизонт і пов'язану з ним річкову мережу на даний час є затоплені шахтні порожнини рудника «Калуш». В перспективі аналогічними джерелами засолення водоносного горизонту стануть затоплені шахтні виробітки рудника «Ново-Голинь», до яких можуть додатися шахтні виробітки рудника «Голинь».

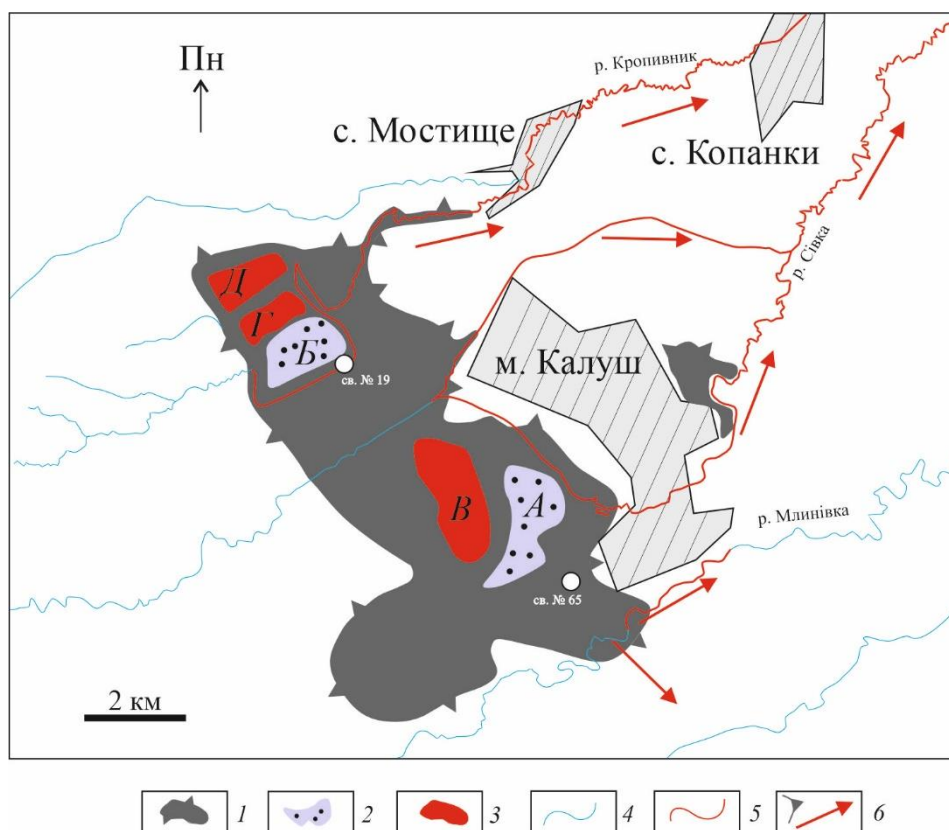


Рисунок. Вплив технологічних об'єктів Калузького калійно-магнієвого заводу на засолення гідросфери району. 1 – ареал засолення ґрунтових вод; 2 – рекультивовані солевміщуючі об'єкти на поверхні: А – відвали соляних і розкривних порід; Б – хвостосховище № 1; 3 – водойми із розсолами: В – Домбровський кар'єр; Г – шламонакопичувач; Д – хвостосховище № 2; 4 – незасолонені водотоки; 5 – засолонені водотоки; 6 – напрям переміщення фронту засолення

Вплив солевміщуючих об'єктів на водоносний горизонт та поверхневі води відображається як у зміні фонового (характерного для даної місцевості) гідрохімічного типу природних вод, так і на зростанні загальної мінералізації вод. Якщо вище зони впливу технологічних об'єктів це переважно гідрокарбонатні натрієво-кальцієві води, то в районі їхнього розташування і нижче – в зоні потенційного впливу цих об'єктів, води стають сульфатно-хлоридними магнієво-натрієвими з нетиповим для природних вод високим вмістом калію. Крім того,

опробування розсолів кар'єру, розсолів фільтрації з відвалів хвостосховищ та річкової води у межах ареалу засолення показало: а) по мірі зростання у розсолах вмісту K, Mg, Na, вони збагачуються на Li, In, V; б) у пробах із підвищеним вмістом Fe також збільшується вміст Mn; в) в окремих пробах навіть із порівняно незначною концентрацією K, Mg, Na (перші г/л) спостерігається перевищення окремих мікроелементів –In, Fe, V, Cr, Ba, або Cr, Li, V, Ca, Sb.

Високомінералізовані соляні розчини вже впродовж понад 60 років виносяться з технологічних об'єктів у довкілля і потрапляють у водоносний горизонт та річкову мережу – у річки Сівкаі Кропивник, які в свою чергу несуть свої води у основну водну артерію нашого регіону – річку Дністер. В результаті багаторічного проникнення високомінералізованих соляних розчинів, у водоносному горизонті в районі міста Калуша сформувався ареал засолення, який за орієнтовними оцінками охоплює площу не менше тисячі гектарів, і постійно збільшується, розширюючись у південно-східному напрямку (див. рисунок). Існує небезпека досягнення засоленими водами міського водозбору розташованого в районі річки Лімниці з відповідними негативними наслідками.

Висновки

Високомінералізовані розчини гірничих і технологічних об'єктів колишнього калійного виробництва Калуша, потрапляючи у водоносний горизонт, роблять непридатними для використання ресурси ґрунтових вод, які раніше використовувалися для питного та господарського забезпечення. Під впливом розчинів, що формуються на об'єктах хвостового господарства, зовнішніх відвалах розкривних порід, витискуються із затоплених підземних порожнин ліквідованих рудників, змінюється також не лише величина мінералізації, але і гідрохімічний тип природних вод. Якщо вище зони впливу зазначених об'єктів це переважно гідрокарбонатні натрієво-кальцієві води, то в районі розташування гірничо-технологічних об'єктів колишнього комплексу із видобування і переробки полімінеральної сировини і нижче – в зоні їх потенційного впливу, води стають сульфатно-хлоридними магнієво-натрієвими з нетиповим для природних вод високим вмістом калію.

З огляду на прогресуюче навантаження нагідросферу, єдиним раціональним шляхом часткового вирішення теперішнього кризового стану території є переробка накопичених розсолів. Ефективною така робота буде при паралельному виконанні комплексу робіт, спрямованих на суттєве зменшення надходження нових об'ємів вод із атмосферними опадами і з водоносного горизонту до виробленого простору Домбровського кар'єру, та на запобігання винесенню солей за межі солевміщуючих об'єктів.

На даний час відсутня повноцінна стаціонарна моніторингова мережа у вигляді спостережних свердловин для контролю за гідрогеологічними характеристиками водоносного горизонту. Ефективний контроль за таким життєвоважливим елементом природного середовища і здоров'я людей як гідросфера в районі Калуша вкрай недостатній.

ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНИХ РЕСУРСІВ ЛИТВИ ТА ЇХНЄ ВИКОРИСТАННЯ

Валентин ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ, Олена ПАЦУЙ

Київський національний університет імені Тараса Шевченка, м. Київ, Україна
hilchevskiy@ukr.net

Метою роботи є дослідження загальних та внутрішніх водних ресурсів, питання їхнього використання на території Литви, країни-члену ЄС, яка у питаннях водної політики керується Водною рамковою директивою ЄС. Загальні відновлювані ресурси поверхневих вод в країні становлять 24,40 км³/рік, з них внутрішні – 15,36 км³/рік (62 % від загальних). За районами річкових басейнів водні ресурси розподіляються наступним чином, км³/рік: Нямунас – 20,6; Лієлупе – 2,0; Вента – 1,3; Даугава – 0,5. При населенні 2,88 млн осіб, загальні відновлювані водні ресурси на 1 людину в Литві становлять 8513 м³/рік, що у порівнянні з пороговими значеннями індикатора водного стресу Фалькенмарк означає стабільні водні ресурси. Литва входить у першу двадцятку країн Європи за забезпеченістю водними ресурсами.

CHARACTERISTICS OF WATER RESOURCES OF LITHUANIA AND THEIR USE

Valentyn KHILCHEVSKIY, Olena PATSUI
Taras Shevchenko National University of Kyiv

The purpose of the work is to research general and internal water resources, the issue of their use on the territory of Lithuania, a member state of the EU, which in matters of water policy is governed by the EU Water Framework Directive. The total renewable surface water resources in the country are 24.40 km³/year, of which 15.36 km³/year are internal (62% of the total). According to the regions of the river basins, water resources are distributed as follows, km³/year: Nyamunas – 20.6; Lielupe – 2.0; Venta - 1.3; Daugava – 0.5. With a population of 2.88 million people, the total renewable water resources per 1 person in Lithuania is 8513 m³/year, which compared to the threshold values of the Falkenmark water stress indicator means stable water resources. Lithuania is among the top twenty European countries in terms of water resources.

З початку повномасштабної воєнної агресії РФ проти України, що розпочалася 24 лютого 2022 р., Литва видала 46 тис. дозволів на проживання українським біженцям на підставі тимчасового захисту [1]. Співавторка цієї роботи теж перебувала на території Литви, тому разом з науковим керівником було обрано дану тему дослідження. Знання про водні ресурси Литви є досить актуальним питанням, оскільки водна політика Литви, як країни-члена ЄС, цілком підпорядкована Водній рамковій директиві ЄС, яка в наш час широко запроваджується й в Україні.

В 2004 р. Литва стала членом ЄС та Північноатлантичного альянсу (НАТО). У 2015 р. країна приєдналася до єврозони – валютного союзу ЄС. Площа Литви становить 65,3 тис. км², населення – 2,87 млн осіб.

Мета роботи – дослідити загальні та внутрішні водні ресурси, їхнє використання на території Литви, як країни-члена ЄС.

Матеріали та методи дослідження. При дослідженні використано матеріали FAO Aquastat - Глобальної інформаційної системи з водних ресурсів Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН [6], європейського інформаційного

порталу ClimateChangePost [7], офіційного веб-сайту Єврокомісії по регіонах [5], порталу UN Water UN [10], а також наукові публікації [2-4, 8, 9].

Оскільки оцінювання водних ресурсів Литви тісно пов'язано з річковими басейнами, то необхідно коротко охарактеризувати гідрографічне районування її території, виконане за вимогами Водної рамкової директиви ЄС.

За гідрографічним районуванням на території Литви виділяється 4 райони річкових басейнів (РРБ): Нямунас, Лієлупе, Вента, Даугава. У РРБ Лієлупе та Нямунас виділяються також суббасейни.

РРБ Нямунас включає власне басейн р. Нямунас, що охоплює 65,9 % території країни, групу прибережних річкових басейнів (4,4 % території країни) і незначну частину басейну р. Преголя (0,1 % території країни), яка протікає в Калінінградській області на території РФ. Річка Нямунас бере початок у Білорусі та заходить в Литву на півдні. Тече спочатку на північ, а потім повертає на захід, у нижній течії по ній проходить державний кордон між Литвою та РФ (116 км), впадає в Балтійське море. Її основні притоки на території Литви – р. Няріс (Вілія), що бере початок у Білорусі, і р. Шешупе, що бере початок у Польщі.

РРБ Лієлупе (за назвою річки на території Латвії) охоплює 16,4% території Литви, включає річки Свете, Муса і Немунеліс (лат. Мемеле), які беруть початок на півночі Литви, а в р. Лієлупе впадають в Латвії. Власне, злиття р. Муса і р. Мемеле дають початок р. Лієлупе.

РРБ Вента охоплює 9,1 % території країни. Річка Вента бере початок на північному заході Литви, а в Латвії впадає в Балтійське море.

РРБ Даугава (за назвою річки на території Латвії) охоплює 4,1% території на північному сході Латвії. Деякі притоки, що беруть початок у Литві (зокрема, р. Дісна), течуть на північний схід до Латвії, де вони впадають у р. Даугава.

Характеристика водних ресурсів. Внутрішні відновлювані ресурси поверхневих вод (ВРПВ) на території Литви оцінюються в 15,36 км³/рік (табл. 1 та 2). Ресурси поверхневих вод, що надходять з-за меж країни, оцінюються в 9,04 км³/рік, з яких 9,0 км³ з Білорусі та 0,04 км³ з Польщі.

Таблиця 1. Середньорічні відновлювані ресурси поверхневих вод (ВРПВ) за районами річкових басейнів (РРБ), 2016 р. (сформовано за [6])

Назва РРБ (суббасейну)	Площа, км ²	Литва, % від загального показника	Внутрішні ВРПВ, км ³ /рік	Надходження (приплив) км ³ /рік		Загальні ВРПВ, км ³ /рік
				км ³ /рік	від країн	
Нямунас	45 970	70.4	11, 56	9,04		20,60
<i>Нямунас</i>	<i>43 030</i>	<i>65.9</i>	<i>10,65</i>	9,04	Білорусь (9,0); Польща (0,04)	19,69
<i>Преголя</i>	<i>70</i>	<i>0,1</i>	<i>0,01</i>	-	-	0,01
<i>Річки узбережжя</i>	<i>2 870</i>	<i>4.4</i>	<i>0,9</i>	-	-	0,9
Лієлупе	10 710	16.4	2,0	-	-	2,0
Вента	5 940	9.1	1,3	-	-	1,3
Даугава	2 680	4.1	0,5	-	-	0,5
Разом	65 300	100	15,36	9,04	9,04	24,40

Таким чином, загальні відновлювані ресурси поверхневих вод становлять:
15,36 + 9,04 = 24,40 км³/рік.

Стік на територію РФ оцінюється в 0,85 км³/рік, з яких 0,84 км³ через р.

Нямунас та 0,01 км³ через р. Преголя.

Стік на територію Латвії оцінюється в 4,01 км³/рік, з яких 2,0 км³/рік – до р. Ліелупе; 0,5 км³/рік – до р. Даугава; 1,3 км³/рік – через р. Вента; 0,21 км³/рік – через річки басейну західного узбережжя.

Таким чином, загальний стік з території Литви на територію сусідніх країн становить: 0,85 (до РФ) + 4,01 (до Латвії) = 4,86 км³/рік.

Таблиця 2. Середньобогаторічні відновлювані водні ресурси Литви
(сформовано за [6])

Назва показника	Значення	Одиниця виміру
	42,84	км ³ /рік
Підземні води, придатні до експлуатації	0,1	км ³ /рік
Внутрішні відновлювані водні ресурси поверхневих вод	15,36	км ³ /рік
Внутрішні відновлювані водні ресурси (поверхневі + підземні води)	15,46	км ³ /рік
Надходження водних ресурсів із сусідніх країн	9,04	км ³ /рік
Загальні відновлювані водні ресурси (внутрішні + надходження)	24,50	км ³ /рік
Кількість населення	2,88	млн
Внутрішні відновлювані водні ресурси на 1 людину	5368	м ³ /рік
Загальні відновлювані водні ресурси на 1 людину	8513	м ³ /рік
Коефіцієнт зовнішньої залежності (обсяг надходження / на обсяг загальних водних ресурсів)	36,9	%

Як видно з табл. 2, загальні відновлювані водні ресурси на 1 людину в Литві становлять 8513 м³/рік, що у порівнянні з пороговими значеннями індикатора водного стресу Фалькенмарк означає стабільні водні ресурси. Литва входить у першу двадцятку країн Європи за забезпеченістю водними ресурсами. Але варто також відзначити, що країна має досить високий коефіцієнт зовнішньої залежності водних ресурсів (КЗ), який сягає 37 % [2, 3].

Використання водних ресурсів. У 2016 р. загальний водозабір оцінювався в 632 млн м³, з них 416 млн м³ (66%) – для промисловості, 150 млн м³ (24 %) - для господарсько-питного водопостачання, 66 млн м³ (10 %) – для сільського господарства (включаючи зрошення, для худоби, а також аквакультуру) – (табл. 3).

Таблиця 3. Використання води в Литві, 2016 р. (сформовано за [6])

Назва характеристики	Значення	Од.виміру
Водозабір загальний	632	млн м ³ /рік
• на сільське господарство (зрошення, тваринництво, аквакультура)	66	млн м ³ /рік
• на господарсько-питне водопостачання	150	млн м ³ /рік
• на промисловість	416	млн м ³ /рік
Водозабір на 1 людину	205	м ³ /рік
Частка водозабору від загальних водних ресурсів	3	%
Утворені міські стічні води	262	млн м ³ /рік
Очищені міські стічні води	128	млн м ³ /рік
Пряме використання очищених міських стічних вод	5	млн м ³ /рік

Близько 71 % від загального обсягу забору води відбувається з поверхневих водних об'єктів, 28% – з підземних горизонтів і 1% – використання міських очищених стічних вод.

Централізоване господарсько-питне водопостачання в Литві по всій країні

на 100 % забезпечується з горизонтів підземних вод, запаси яких в країні досить значні. Як відзначають литовські фахівці, кліматичні та геологічні умови країни сприятливі для накопичення водних ресурсів, і країна не знаходиться в зоні ризику. Більше того, вони не виключають можливості експорту води в майбутньому [8]. З іншого боку, необхідно мати водні резерви, оскільки деякі літні посухи в Європі захоплюють і Литву, що зумовлює труднощі з водою для сільського господарства.

Висновки

1) Загальні відновлювані ресурси поверхневих вод становлять 24,40 км³/рік, з них внутрішні – 15,36 км³/рік (62 % від загальних).

2) За районами річкових басейнів водні ресурси розподіляються наступним чином, км³/рік: Нямунас – 20,6; Лієлупе – 2,0; Вента – 1,3; Даугава – 0,5.

3) При населенні 2,88 млн осіб, загальні відновлювані водні ресурси на 1 людину в Литві становлять 8513 м³/рік, що у порівнянні з пороговими значеннями індикатора водного стресу Фалькенмарк означає стабільні водні ресурси.

4) Литва входить у першу двадцятку країн Європи за забезпеченістю водними ресурсами. Але країна має досить високий коефіцієнт зовнішньої залежності водних ресурсів, який сягає 37 %.

5) Загальний водозабір оцінюється в 632 млн м³: 66% – промисловість; 24 % – господарсько-питне водопостачання; 10 % – сільське господарство.

6) Близько 71 % від загального обсягу забору води відбувається з поверхневих водних об'єктів, 28% – з підземних горизонтів і 1% - використання міських очищених стічних вод.

7) Характерною особливістю Литви є те, що централізоване господарсько-питне водопостачання по всій країні забезпечується виключно з горизонтів підземних вод, запаси яких в країні становлять 0,1 км³/рік.

Перелік посилань

1. Свиридюк Ю. Литва продовжить тимчасовий захист для українських біженців. 2023. URL: <https://suspilne.media/632130-litva-podovzit-timcasovij-zahist-dla-ukrainskih-bizenciv/>
2. Хільчевский В.К. Водні ресурси країн Європи: характеристика на основі бази даних FAO-Aquastat. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 2023. № 1(67). С. 6-16.
3. Хільчевський В.К. Гідрографія та водні ресурси Європи: навч. посібник. К. ДІА, 2023. 308 с.
4. Хільчевский В.К. Особливості гідрографії Європи: річки, озера, водосховища. Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія, 2022. № 4(66). С. 6-16.
5. European Commission for the Regions. CoR - Lithuania - Water Management. URL: <https://portal.cor.europa.eu/divisionpowers/Pages/Lithuania-Water->
6. FAO Aquastat. Country profile – Lithuania. 2016. URL: <https://www.fao.org/3/ca0328en/CA0328EN.pdf>
7. Fresh water resources Lithuania. ClimateChangePost. URL: <https://www.climatechangepost.com/lithuania/fresh-water-resources/>
8. Kirilova P. Europe's water crisis – could Lithuania become water-exporting country? 2023. URL: <https://www.lrt.lt/en/news-in-english/19/1874780/europe-s-water-crisis-could-lithuania-become-water-exporting-country>
9. Rimkus E., Mačiulytė V., Stonevičius E., Valiukas D. A revised agricultural drought index in Lithuania. Agricultural and Food Science. 2020. № 29(4). 359–371.
10. UN Water. Profile – Lithuania. URL: <https://www.sdg6data.org/en/country-or-area/Lithuania>

ДЕФІЦИТ ВОДИ ТА МОЖЛИВІ ШЛЯХИ ЙОГО ПОДОЛАННЯ

Ольга ШЛИХТЕР, Ірина КОСОГІНА

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Київ, Україна

shlikhter.olga@lil.kpi.ua

WATER SHORTAGE AND POSSIBLE WAYS TO OVERCOME IT

Olha SHLIKHTER, Iryna KOSOGINA

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute",
Kyiv, Ukraine*

Дефіцит води став критичною проблемою для більшості країн світу. Наразі гостро стоїть питання правильного та ефективного використання природних водних ресурсів із застосуванням новітніх технологічних рішень. Руйнування водної інфраструктури та систем розподілу внаслідок воєнних дій в Україні, забруднення та неефективне управління водними ресурсами спричиняє екологічну катастрофу і утруднює отримання питної води. На підставі аналізу світових стратегій та пропозицій з метою зменшення дефіциту води необхідно вже зараз в Україні вживати заходи щодо підвищення ефективності використання водних ресурсів та планування національних потреб у воді з урахуванням потреб для побутових, медичних та санітарних цілей.

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) та Організації Об'єднаних Націй (ООН) на даний час принаймні 80 країн відчувають дефіцит води, чотири мільярди людей - майже дві третини населення світу - мають гостру нестачу води щонайменше протягом одного місяця щороку. Понад два мільярди людей живуть у країнах, де водопостачання є недостатнім. Вже до 2025 року половина населення світу може проживати в районах, де відчуватиметься нестача води. Близько 700 мільйонів людей можуть бути змушені покинути свої домівки через гострий дефіцит води до 2030 року. До 2040 року приблизно кожна четверта дитина у світі житиме в районах з надзвичайно високим рівнем водного стресу [1].

Через дану тенденцію у 2015 році світові лідери погодили 17 Глобальних цілей, спрямованих на створення кращого світу до 2030 року шляхом подолання бідності, боротьби з нерівністю та вирішення нагальної проблеми зміни клімату[2,3], щоб забезпечити загальний та справедливий доступ до безпечної та недорогої питної води, що покращить становище із водною кризою у світі.

На даний час можна виділити низку причин глобальної водної кризи [4]:

зміна клімату, дефіцит водних ресурсів, зниження якості питної води та ін.

Частина Північної Америки та Мексика відчуває значний попит на воду, що перевищує пропозицію, через що спостерігається дисбаланс та порушення прав людини. У країнах Африки та Азії за прогнозами ООН, кількість людей, які відчувають водний стрес вже понад 75 мільйонів, що пов'язано зі зменшенням середньої кількості опадів та зниженням загальної доступності води у великих річкових басейнах Центральної, Південної, Східної та Південно-Східної Азії. Також варто відмітити, що положення даних регіонів погіршується не тільки через стрімкі зміни клімату, але із-за дефіциту (нестача прісної води) та забрудненості більшості водних об'єктів цих регіонів [5].

Дефіцит води став критичною проблемою для все більшої кількості країн. Тому зараз перед світом та Україною стоїть питання правильного та ефективного використання природних водних ресурсів із новітнім технологічним рішенням для прискорення прогресу в досягненні Цілей сталого розвитку [6].

На даний час можемо спостерігати тенденцію того, що навіть у країнах з достатніми водними ресурсами спостерігається дефіцит води. Руйнування водної інфраструктури та систем розподілу внаслідок воєнних дій, забруднення та не ефективного управління водними ресурсами, спричиняє екологічну катастрофу і утруднює легкодоступність отримання питної води.

Дефіцит води обмежує доступ до безпечної води для пиття та дотримання базової гігієни вдома, у школах та медичних закладах. В результаті нестачі води спостерігається і порушення роботи каналізаційних систем, що в свою чергу призводить до зростання загрози зараження такими хворобами, як холера та ін. Крім того, недостатність води призводить до підвищення вартості.

Покращення водопостачання та санітарії, а також краще управління водними ресурсами може прискорити економічне зростання країн, виправити ситуацію із дефіцитністю води.

Якщо говорити про Україну, то вона займає 32 місце з 40 країн Європи за доступністю питної води, і є однією з країн, яким загрожує дефіцит води [7]. Проблеми із застарілими водопровідними станціями та очисними спорудами, які не в змозі витримати поточні навантаження і не відповідають сучасним стандартам щодо підготовки води та очищення стічних вод, посилюються через руйнування та пошкодження водної інфраструктури, спричиненою повномасштабною війною в Україні.

Протягом останнього року воєнних дій на території України, збитки у

секторі водопостачання та водовідведення оцінюються приблизно у 7,5 млрд доларів [7]. У більшості випадків інфраструктура у зоні воєнного конфлікту зруйнована і не підлягає відновленню. Крім того, на деокупованих територіях зафіксовано забруднення річкових вод із перевищенням концентрації ртуті, міді, цинку та марганцю, а 75% води, що надається споживачам, отримується з поверхневих джерел, таких як річки.

Руйнування Каховської ГЕС 6 червня 2023 року призвело до ще більших безпрецедентних наслідків, що поширилися на велику територію та стали однією з найсерйозніших екологічних та гуманітарних катастроф з південними областями, в історії країни.

Каховське водосховище втратило 70% свого обсягу, а негативний вплив охопив 600 тисяч гектарів землі [8]. Фінансові втрати, спричинені цією катастрофою, оцінюються приблизно у 4 мільярди доларів [8]. Руйнування гідротехнічних споруд призвело до відключення водопостачання та різкого погіршення місцевих екосистем, що є серйозним глобальним екологічним ризиком. Зменшення доступності питної води спричинило погіршення санітарних та екологічних умов в регіонах, які вже страждали від окупації та військового конфлікту. Внаслідок цього на цих територіях нагальною проблемою стало забруднення води водорозчинними компонентами, які містяться в боєприпасами та неочищеними стічними водами [8].

Розглянувши приклад України можна сказати, що дефіцит води внаслідок воєнних конфліктів, спричиняє ряд інших катастроф із водними об'єктами по всій території країни.

Оскільки фактори, що спричиняють дефіцит води, є складними і широко варіюються в різних країнах і регіонах, такі організації як ЮНІСЕФ працюють на багатьох рівнях, впроваджуючи технології, що враховують конкретний контекст, які розширюють доступ до безпечної води та усувають наслідки дефіциту.

Здійснивши аналіз світових стратегій та пропозицій з метою зменшення дефіциту води можна вирізнити найбільш дієві на нашу думку:

- Виявлення нових водних ресурсів: визначення наявності водних ресурсів за допомогою різноманітних технологій, включаючи дистанційне зондування, геофізичні дослідження та польові обстеження.
- Підвищення ефективності використання водних ресурсів, а саме відновлення міських водопровідних мереж та систем очищення для зменшення

витоків і забрудненості води. Розробка технологій повторного використання очищених стічних вод у сільському господарстві з метою захисту підземних вод.

- Планування міського дефіциту, аналіз майбутніх потреб у воді, враховуючи наявні ресурси, для зменшення ризику недостатнього забезпечення міст водою.

- Розширення технологій для забезпечення кліматичної стійкості. Можливість розвитку кліматично стійких джерел води, включаючи використання глибоких підземних водних запасів та водопровідних мереж, що працюють на сонячних батареях. Підтримання збереження води через малі водосховища, кероване поповнення водоносних горизонтів та збір дошової води.

- Зміна поведінки населення щодо бережливого використання водних ресурсів, співпраця зі школами та громадами для підвищення усвідомлення про цінність води та необхідність її охорони, включаючи підтримку екологічних ініціатив у шкільних середовищах.

- Планування національних потреб у воді, співпраця з ключовими зацікавленими сторонами на різних рівнях для розуміння основних обсягів у потребах у воді для побутових, медичних та санітарних потреб із врахування національного планування.

Отже, підтримка водного сектору, моніторинг та контроль стану водних джерел, розробка нових ресурсозберігаючих технологій та їх впровадження, планування національних програм у сфері водопостачання та водовідведення дозволить наблизитись до вирішення проблеми дефіциту води.

Література:

1. *Water scarcity*. UNICEF. URL: <http://surl.li/tletz> (дата звернення: 15.04.2024)
2. *17 Цілей сталого розвитку*. Global Compact Network Ukraine. URL: <http://surl.li/phqak> (дата звернення: 15.04.2024)
3. *Everything About the Sustainable Development Goal 6: Clean Water and Sanitation. One Drop*. URL: <http://surl.li/tleuy> (дата звернення 15.04.2024)
4. *10 causes of the global water crisis*. Concern Worldwide. URL: <http://surl.li/tlevd> (дата звернення: 17.04.2024)
5. *Climate Change and the Human Rights to Water and Sanitation*. UNICEF. URL: <http://surl.li/tlevu> (дата звернення: 17.04.2024)
6. *Novel sources of water*. UN environment programme. URL: <http://surl.li/rusiw> (дата звернення: 07.03.2024)
7. *United Nations Ukraine*. URL: <http://surl.li/tlewf> (дата звернення: 20.04.2024)
8. *Protection of water resources of Ukraine: from crisis to recovery*. WAREG Europe Water Regulation. URL: <http://surl.li/tlewm> (дата звернення: 21.04.2024)

МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НАФТОПРОДУКТАМИ В ЕКО-ІНДУСТРІАЛЬНОМУ ПАРКУ БІЛА ЦЕРКВА

*Олена ШПАК¹, Руслан ГАВРИЛЮК¹, Юрій НЕГОДА¹,
Ольга ЛОГВИНЕНКО¹, Ольга НІКИТАШ¹, Любов ПЛЕСКАЧ²*

¹Інститут геологічних наук НАН України

²Державний дендропарк «Олександрія» НАН України

shpak_lena@yahoo.com

MONITORING OF GROUNDWATER CONTAMINATION WITH PETROLEUM PRODUCTS IN ECO-INDUSTRIAL PARK BILA TSERKVA

*Olena SHPAK, Ruslan HAVRYLIUK, Iuriy NEGODA, Olga LOHVINENKO,
Olga NIKITASH, Lubov PLESKACH*

Institute of Geological Sciences of the National Academy of Sciences of Ukraine

shpak_lena@yahoo.com

Еко-індустріальні парки спрямовані на зменшення негативного впливу промисловості на довкілля. В рамках створення еко-індустріального парку Біла Церква, на базі колишнього Білоцерківського авіаремонтного заводу, значну увагу привертає моніторинг осередку нафтопродуктового забруднення підземних вод у зв'язку з його поширенням у напрямку Державного дендропарку «Олександрія». Формування забруднення відбулося за період функціонування колишнього авіаремонтного заводу. За даними моніторингу виявлено забруднення нафтопродуктами водоносного горизонту кристалічних порід. На основі виконаних досліджень будуть розроблені рекомендації стосовно створення системи контролю негативного впливу еко-індустріального парку на довкілля та планування ремедіаційних заходів.

Упродовж останніх десятиліть у всьому світі, в тому числі в Україні, наростає проблема, пов'язана із забрудненням довкілля під впливом антропогенної діяльності та урбанізації. Промислові підприємства генерують значні обсяги відходів, які можуть бути небезпечними для здоров'я людини та довкілля. Численні екологічні проблеми, що виникли внаслідок промислового розвитку, спонукали до створення еко-індустріальних парків (ЕІП).

ЕІП – це сукупність розташованих на спільній території підприємств, які прагнуть покращити економічні, екологічні та соціальні показники своєї діяльності шляхом співпраці в управлінні ресурсами та вирішенні низки екологічних питань (рис. 1). Створення ЕІП стає важливим кроком у напрямку зменшення негативного впливу промисловості на довкілля. ЕІП спрямовані на збалансоване поєднання економічного розвитку з охороною довкілля, застосуванням екологічно чистих технологій та збереженням природних ресурсів. Моніторинг підземних вод в ЕІП є важливим елементом для збереження довкілля, забезпечення сталого розвитку та підтримки промислових підприємств.

В Україні впроваджена глобальна програма еко-індустріальних парків (ГПЕІП), ініціатором якої є Організація Об'єднаних Націй з промислового розвитку (ЮНІДО). У 2020 р. індустріальний парк «Біла Церква» (територія промислового майданчика комунального підприємства «Білоцерківський вантажний авіаційний комплекс (БВАК)»), який був створений на основі раніше існуючих виробничих потужностей авіагалузі й наразі забезпечений необхідною інфраструктурою, а також має вигідне географічне розташування, логістичне сполучення, промислове виробництво та потужний економічний потенціал для

залучення інвестицій, став одним з учасників ГПЕП в Україні [7]. Участь у ГПЕП сприяє залученню досвіду провідних компаній і впровадженню світових практик в сфері екологічності, енергоефективності та сталого розвитку.



Рис. 1. Концепція еко-індустріального парку [4].

При перетворенні промислового майданчика БВАК, поруч з яким знаходиться державний дендрологічний парк «Олександрія» та річка Рось, у ЕІП має бути враховано необхідність вирішення довготривалої екологічної проблеми, пов'язаної із забрудненням геологічного середовища нафтопродуктами. Значна увага має бути приділена моніторингу джерела нафтопродуктового забруднення у зв'язку з поширенням забруднення ґрунтових вод у напрямку дендропарку.

В рамках бюджетної теми «Гідрогеологічне обґрунтування системи контролю впливу еко-індустріальних парків на довкілля» проведено еколого-геологічне обстеження території поширення забруднення та моніторинг забруднення підземних вод нафтопродуктами.

Забруднення геологічного середовища нафтопродуктами на цій ділянці зафіксовано на початку 1990-х років. Джерелом забруднення служила територія колишнього Білоцерківського авіаремонтного заводу (БАРЗ).

Еколого-геологічні дослідження забруднення нафтопродуктами каскаду ставків дендропарку «Олександрія» та прилеглих територій розпочато в 1990 р. у зв'язку з появою нафтопродуктів у водоймах Західної балки дендропарку. Так, у воді ставка «Потерчате» концентрації нафтопродуктів варіювали від 0,12 до 4,94 мг/дм³, ставка «Русалка» від 0,07 до 4,40 мг/дм³ та ставка «Водяник» від 0,04 до 3,68 мг/дм³, що у десятки та сотні разів перевищували гранично-допустимі концентрації (ГДК = 0,01 мг/л) [3].

Дослідженнями, виконаними Інститутом геологічних наук НАН України в 2000-2001 рр. та в 2006-2007 рр. виявлено, що основними джерелами забруднення геологічного середовища нафтопродуктами були об'єкти БАРЗ – склади паливно-мастильних матеріалів (ПММ), цех з ремонту літаків, цехи з ремонту та випробування двигунів, авто-заправна станція (рис. 2). Були виявлені та оконтурені три лінзи мобільних нафтопродуктів потужністю до 2.5 м у водоносному горизонті підморенних водно-льодовикових відкладів. Зафіксовано площинне забруднення ґрунтових вод розчиненими нафтопродуктами, яке охоплювало всі три балки дендропарку – західну, центральну і східну та урочище «Будинок лісника», забруднення якого визначалося діяльністю колишнього військового аеродрому, що складав один військово-промисловий комплекс з БАРЗ. Максимальний вміст нафтопродуктів у ґрунтових водах (30 мг/л) та в донних відкладах (5600 мг/кг) зафіксовано в верхів'ї урочища Потерчате у місці

розвантаження ґрунтового потоку [2]. Оскільки водойми усіх каскадів розвантажуються у р. Рось, то екологічна ситуація в дендропарку «Олександрія» суттєво впливала на стан басейну р. Рось, яка є основним джерелом питної води для жителів м. Біла Церква та інших населених пунктів.

Незважаючи на проведені природо-відновлювальні заходи (застосування дренажних систем на шляху розповсюдження та розвантаження забруднених нафтопродуктами підземних вод), забруднення продовжувало нести загрозу довкіллю. Біоценози дендропарку «Олександрія» перебували під загрозою деградації внаслідок екологічних порушень. Тривале забруднення негативно впливало на стан деревної та трав'янистої рослинності парку, а через високу токсичність розчинених у воді вуглеводнів у ставках західного каскаду загинуло поголів'я риб [1].



Рис. 2. Оглядова схема території досліджень за [5] з оновленнями:

- 1 – межа території дендропарку; 2 – лінії гідроізогіпс; 3 – зона забруднення геологічного середовища нафтопродуктами (за даними Правобережної геологічної експедиції, 1990 р.); 4 – склад паливно-мастильних матеріалів; 5 – каскад штучних ставків (Потерчате, Русалка і Водяник); 6 – шар мобільних нафтопродуктів (за даними Інституту геологічних наук, 2007 р.); 7 – авіаремонтна майстерня – джерело забруднення ґрунтових вод; 8 – свердловини, рекомендовані до включення в державну систему моніторингу підземних вод України (за даними Інституту геологічних наук, 2021 р.).

У 2019 р. в рамках договору про наукове співробітництво із Державним дендропарком «Олександрія» співробітниками відділу охорони підземних вод ІГН НАН України проведено обстеження забрудненої території. Встановлено, що забруднення нафтопродуктами каскаду ставків у західній балці дендропарку «Олександрія» тривало. Було виявлено ознаки розвантаження потоку нафтопродуктів в гирловій частині однієї з бічних улоговин, що пересікають поверхню західного схилу балки (ставок Потерчате). Це дало підставу вважати, що міграція нафтопродуктів з області живлення ґрунтових вод, де знаходяться джерела забруднення, до місця їх дренажування в західній балці крізь моренні відклади відбувається в зонах підвищеної провідності, утворених прошарками флювіогляціального піску [5]. Щоб підтвердити це припущення та вирішити

проблему захисту водного середовища дендропарку запропоновано облаштувати пункти спостережень в місцях, де очікується надходження нафтопродуктів у водойми.

У 2021-2023 роках нами продовжені дослідження забрудненої території. Польові роботи включали відбір проб ґрунту, поверхневих та підземних вод каскаду ставків у Західній балці з метою визначення місць надходження нафтопродуктів, обстеження наявних спостережних свердловин та буріння і облаштування додаткових свердловин, періодичні заміри рівнів ґрунтових вод (РГВ) та рівнів нафтопродуктів у спостережних свердловинах (рис. 3). Кілька спостережних свердловин, пробурених понад 30 років тому на водоносний горизонт у зоні тріщинуватості кристалічних докембрійських порід, були розконсервовані. Оскільки цей водоносний горизонт гідравлічно зв'язаний з ґрунтовим, він також зазнав забруднення. Опробування свердловин виявило забруднення тріщинних вод нафтопродуктами [6]. Дві з таких свердловин рекомендовано включити до державної системи моніторингу підземних вод України.



Рис. 3. Буріння спостережних свердловин та заміри рівнів ґрунтових вод та нафтопродуктів.

За даними моніторингу 2023 р., в усіх спостережних свердловинах, розташованих на межі житлового масиву Гайок та дендропарку, виявлено шар мобільних нафтопродуктів товщиною 0,15-0,34 м (Таблиця 1). Концентрації розчинених нафтопродуктів у воді ставка Потерчате досягають 0,36-1,33 мг/л (Таблиця 2).

Таблиця 1. Результати замірів рівнів ґрунтових вод та нафтопродуктів на ділянці між житловим масивом і дендропарком

№ св.	Рівень нафтопродуктів (м)	РГВ (м)	Потужність нафтопродуктів (м)	Рівень нафтопродуктів (м)		
				РГВ (м)	РГВ (м)	Потужність нафтопродуктів (м)
				09.08.20022		
				26.05.2023		
1	10,02	10,23*	0,21	9,93	10,11	0,18
2	10,05	10,38	0,33	9,98	10,10	0,12
3	закрита			9,76	9,84	0,08
4	10,19	10,40*	0,21	10,06	10,07	0,01
5	10,08	10,28*	0,2	10,01	10,19	0,18
6	9,85	10,19*	0,34	9,77	9,96	0,19
7	10,12	10,27	0,15	9,97	10,08	0,11
8	10,23	11,00*	0,77	10,13	10,20	0,07

*- забій свердловини

Таблиця 2. Результати визначення загального вмісту нафтопродуктів у воді.

№ п/п	Дата відбору	Місце відбору	Концентрація НП (мг/л)	Додаткова інформація
1	26.05.2023	Свердловина 3м	1.68	Вода чиста
2	26.05.2023	Свердловина 5м	2.90	Осад
3	26.05.2023	Ставок Потерчате, улоговина 2 (3 м від берега)	1.31	Вода чиста
4	26.05.2023	Ставок Водяник	0.44	Вода чиста
5	26.05.2023	Ставок Русалка	0.03	Вода чиста
6	26.05.2023	Ставок Потерчате (злив через дамбу)	0.36	Вода чиста
7	26.05.2023	Ставок Потерчате, улоговина 1 (біля берега)	0.61	Осад
8	26.05.2023	Ставок Потерчате, улоговина 1 (3 м від берега)	1.33	Вода чиста
9	26.05.2023	Поровий розчин	30.66	Вода чиста

Результати проведених досліджень свідчать про несприятливу екологічну ситуацію в районі ЕІП Біла Церква. Найявністю потужного об'єкту-забруднювача на ділянці створення еко-індустріального парку визначило масштабне нафтохімічне забруднення підземної гідросфери, що залишилось у спадок від авіаремонтного заводу. Розвантаження забрудненого підземного потоку на території дендропарку «Олександрія» призводить до стійкого забруднення західного каскаду ставків дендропарку (урочище Потерчате) протягом вже кількох десятиліть.

Рекомендується подальше детальне обстеження забрудненої території, дослідження каскаду ставків дендропарку «Олександрія» для визначення основних шляхів потрапляння нафтопродуктів з потоком ґрунтових вод у поверхневі води ставків, визначення механізмів забруднення тріщинного водоносного горизонту. Отримані дані будуть служити основою для створення геофільтраційної та міграційної математичних моделей осередку нафтопродуктового забруднення на території ЕІП Біла Церква та прогнозування процесу розповсюдження нафтопродуктів у підземних водах. На основі результатів прогнозу будуть розроблені рекомендації щодо продовження моніторингу або проведення санаційних заходів на межі з дендропарком "Олександрія" та пропозиції стосовно еколого-геологічного обґрунтування створення системи контролю негативного впливу на довкілля з боку ЕІП Біла Церква.

Перелік посилань

1. Галкін, С.І. (2011) Дендрологічні парки Національної Академії наук України: проблеми збереження історичних насаджень, пов'язані з посиленням антропогенного впливу на їхні території (на прикладі Дендропарку «Олександрія» НАН України). *Інтродукція рослин*, № 2. С. 118-123
2. Негода, Ю.О., Голуб, Г.І., Шпак, О.М. (2014) Оцінка забруднення геологічного середовища нафтопродуктами та важкими металами в районі державного дендропарку «Олександрія» (м. Біла Церква). *Національні природні парки – минуле, сьогодення, майбутнє: матеріали міжнародної науково-практичної конференції до 30-річчя створення Шацького НПП (Світязь, 23-25 квітня 2014 р.)*. Київ: ЦП «КОМПРИНТ». С. 168-172.
3. Плескач, Л.Я. (2004) Забруднення водойм дендропарку Олександрія та його вплив на стан рослинності. *Інтродукція рослин*. С. 80-89.
4. Посібник з використання інструментарію еко-індустріальних парків. UNIDO, 2019.

5. Bricks, A. L., Gavryliuk, R. B., Negoda, Y. O. (2020) Hazard of petrochemical pollution of ponds of the "Olexandria" arboretum (Bila Tserkva). *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, № 29(2). C. 243-251
6. Havryliuk R.B., Shpak O.M., Negoda Y.O., Lohvinenko O.I., Nikitash O.G. Study of environment contamination with petroleum products in the region of Bila Tserkva eco-industrial park // *Proceedings of 16th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*, Nov 2022, Volume 2022. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580153>
7. <http://bcavia.com/article/kp-bilocerkivskij-vantazhnij-aviacijnij-kompleks-dolucha%D1%94tsja-do-mizhnarodnogo-pro%D1%94ktu-oon-zi-stvorennja-eko-industrialnogo-parku.html>

ДОСЛІДЖЕННЯ РОЗПОДІЛУ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТОРФУ ЗА ДОПОМОГОЮ РЕНТГЕН-ФЛУОРЕСЦЕНТНОГО АНАЛІЗУ

Мирослава ЯКОВЕНКО, Юрій ХОХА

Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України

79060, Львів, Україна, вул. Наукова, 3-а

E-mail: khoha_yury@ukr.net, myroslavakoshil@ukr.net

RESEARCH OF THE DISTRIBUTION OF CHEMICAL ELEMENTS OF PEAT USING X-RAY FLUORESCENT ANALYSIS

Myroslava YAKOVENKO, Yuriy KHOKHA

Institute of geology and geochemistry of combustible minerals of NAS of Ukraine, Lviv

We analyzed the content of chemical elements in peat samples taken at different depths (the Gonchary deposit, Lviv Region) using a portable X-ray fluorescence spectrometer. We compared the obtained results with the average values obtained from the results of spectral semi-quantitative analysis of peat ash samples taken at depths of 0.1–7 m in the same region. We evaluated the possibility and efficiency of using a portable X-ray fluorescence spectrometer for the analysis of the macro- and microelement composition of peats with different ash content. It has been established that portable X-ray fluorescence analysis is a powerful tool for fast and high-quality elemental analysis of peat, and the range of its application depends on specific research goals and tasks.

Keywords: microelement composition, peat, X-ray fluorescence spectroscopy, XRF, spectrum interpretation.

Дослідження торфу за допомогою рентген-флуоресцентного аналізу дозволяє швидко та неінвазивно отримувати інформацію про якісний та кількісний елементний склад, зокрема вміст важких металів. Такий аналіз можна використовувати для різних цілей, зокрема: визначення походження та умов утворення торфу (генези торфових родовищ); визначення геохімічних властивостей (аналіз хімічного складу торфу, включаючи вміст важких металів та інших хімічних елементів, з метою оцінки екологічної якості торфу та його впливу на довкілля; оцінки якості торфу та визначення основних напрямів його використання (придатності торфу для конкретних застосувань (для оцінки екологічної якості торфу та його впливу на навколишнє середовище) чи в аграрно-сільськогосподарських секторах (виробництво добрив, вирощування рослин), а також для визначення вмісту поживних речовин та інших параметрів, важливих для сільського господарства) [1, 2].

Проведено дослідження торфів за допомогою портативного рентген-флуоресцентного аналізу з метою вивчення їхнього якісного та кількісного елементного складу, зокрема і важких металів, та закономірностей їхньої зміни у вертикальному розрізі. Для верифікації отриманих результатів проведено порівняння їх з вмістом хімічних елементів, які отримані спектральним напівкількісним аналізом проб золи торфу [3, 4], і на основі порівняння оцінено доцільність використання портативного спектрометра для дослідження, аналізу та характеристики торфу.

Торф досліджували за такою схемою [5]:

1). Відбір проб: kern торфу відібрано з глибини 0–140 см (родовище Гончари, Львівська область) з інтервалами (см): 0–20, 20–40, 40–60, 60–80, 80–100, 100–120 та 120–140.

2). Аналітичні проби торфу з кожного інтервалу були висушені за кімнатної

температури (досягли повітряної сухості), приготовлені та очищені від будь-яких забруднень або сторонніх матеріалів, подрібнені до розміру часток, що проходять крізь сито з отворами діаметром 5 мм, і розтерті в агатовій ступці з метою отримання репрезентативних зразків.

3). Для виконання досліджень використано рентген-флуоресцентний аналізатор Innov-X-Systems Alfa 2000 (серійний номер 9482, кремнієвий твердотільний детектор), призначений для кількісного неруйнівного аналізу вмісту хімічних речовин та елементів у зразках металів, сталей і сплавів, руд, ґрунтів та інших рідких та порошкових проб. Прилад забезпечує спектральний аналіз за допомогою вбудованого аналітичного програмного забезпечення, а його висока чутливість дозволяє ідентифікувати елементи (до 30 елементів одночасно) в матриці зразка з пороговою чутливістю на рівні декількох ppm. Діапазон вимірювання масової частки хімічних елементів – від 0,001 до 100%. Похибка вимірювання становить 0,03–0,60 % масової частки. Діапазон вимірювання енергії – від 0 до 34 кеВ. Після кожного запуску прилад калібрували стандартним зразком. Для оцінки повторюваності зразки вимірювали декілька раз (від 4 до 10) протягом певного часу після ретельного перемішування. Значення характеристик похибки результатів вимірювань вмісту хімічних елементів у всіх досліджених зразках (із заданою ймовірністю $P = 0,95$) є в межах допустимих норм. У межах допустимих знаходиться і значення середнього квадратичного відхилення похибки результатів вимірювань, що характеризує відтворюваність результатів вимірювань.

4). Аналіз та інтерпретація результатів: отримані дані містили інформацію про елементний склад торфу і були використані для визначення вмісту різних елементів, а також важких металів у торфі.

Інтерпретацію/розшифрування спектрів (якісну інформацію про елементний склад) рентгенівської флуоресценції (XRF-аналізу) здійснено за допомогою програмної платформи Reakaboо з використанням фільтра Савицького–Голя (Savitsky–Golay) для зменшення шуму та математичного фільтру Брукнер (Brukner) для зменшення фону. Reakaboо може розшифрувати піки з низькою інтенсивністю та спектри, що накладаються, для багатьох елементів [6].

Розшифрування спектрів елементів проведено для діапазону вимірювання енергії 0,92–34 кеВ.

Отримані результати дозволили зробити наступні висновки [5]:

1. За допомогою рентген-флуоресцентного аналізу проведено визначення та досліджено закономірності зміни вмісту хімічних елементів у вертикальному розрізі торфу родовища Гончари (Львівська область). Встановлено, що концентрація Fe, Mo збільшується з глибиною, а концентрація Ca, Zr, Cu, Ti, Ni, Co поступово зменшується. Для інших елементів певних закономірностей не виявлено або концентрація елементів носить випадковий характер: Sr, Cd, P, Sn, Y, Mn, Sc, Zn, Ga, V, Zn, Cr.

Максимальні концентрації хімічних елементів у торфі досліджуваного родовища спостерігаються на глибинах: Cu, Zn, Zr – 0–20 см; Ti, Ni – 20–40 см; Ca, Co, Sr, L – 40–60 см; P, Cr, Sr, K, Y, Mo, Cd – 60–80 см; Sc, Ga, Sn – 80–100 см; Mn, Fe, Zn – 100–120 см; V – 120–140 см.

Концентраційний ряд хімічних елементів досліджуваного торфу за медіаною виглядає наступним чином: $Ca > Sr > Fe > Cd > Mo > Zr > P, Sn > Cu > Y > Ti, Zn > Mn, Ni, Sc > V, Cr, Ga > Co$.

За допомогою методів статичного аналізу (факторний аналіз) геохімічні дані представлено у вигляді асоціацій переважаючих хімічних елементів, та виокремлено два типи факторів, які впливають на накопичення хімічних елементів у досліджуваних торфах: «органічний» та «природний» (літологічний) - визначальні, та можливий антропогенний - другорядний.

2. Порівняння отриманого вмісту хімічних елементів за допомогою портативного рентген-флуоресцентного аналізу із середнім вмістом хімічних елементів, отриманим за результатами спектрального напівкількісного аналізу проб золи торфу, показало що портативний рентген-флуоресцентний аналіз торфу дав задовільні результати для більшості хімічних елементів – дані добре корелюються.

3. Елементний аналіз з використанням рентгенівського випромінювання (XRF) добре корелює з широко використовуваними лабораторними методами, включаючи атомно-абсорбційну спектрометрію (спектральний напівкількісний аналіз). Результати оцінки ефективності використання портативного рентгенівського флуоресцентного (PXRF) спектрометра для вивчення, дослідження, аналізу та характеристики торфів із діапазоном концентрацій високозольного торфу вказують на необхідність зміни калібрування пристрою для максимізації потенціалу PXRF-інструменту.

4. Використання даної методики дозволяє зробити висновки про кількісний і якісний елементний склад мінеральної частини низинного торфу, який характеризується високою зольністю. Рекомендується використовувати портативний рентгенофлуоресцентний спектрометр (PXRF) для вивчення, дослідження, аналізу та характеристики розподілу металів у торфах як додатковий допоміжний аналіз. Для більш детального аналізу метало-органічних структур необхідне залучення оптико-емісійних та оптико-абсорбційних методів.

5. Загалом портативний рентген-флуоресцентний аналіз є ефективним інструментом для широкого спектра досліджень та діагностики торфу, який надає детальну інформацію про його якісний і кількісний елементний склад та геохімічні властивості. Його результати можуть бути використані для подальшої експлуатації та використання торфу в різних галузях промисловості та розробки екологічно чистих технологій. Порівняно зі звичайним лабораторним аналізом, визначення концентрації елементів у торфах за допомогою XRF є набагато швидшим, дешевшим і неруйнівним для самого об'єкту дослідження.

Перелік посилань

1. Kaiser, B., & Wright, A. (2008). *Draft Bruker XRF spectroscopy user guide: Spectral interpretation and sources of interference*. BRUKER, Madison, WI.
2. Shand, C. A., & Wendler, R. (2014). *Portable X-ray fluorescence analysis of mineral and organic soils and the influence of organic matter*. *Journal of Geochemical Exploration*, 143, 31-42. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.03.005>
3. Галенко, В. Г.; Семчук, С. А.; Екімова, Н. А. (1974). *Отчёт по теме "Составление геолого-экономических обзоров по основным торфодобывающим областям УССР" (Львовская область)*. Львів: Фонди ДП «Західукргеологія».
4. Яковенко, М., Хоха, Ю., & Любчак, О. (2022). *Геохімічні особливості накопичення і міграції важких металів у торфах Львівської області*. *Visnyk of Karazin Kharkiv National University. Series "Geology-Geography-Ecology"*, (56). <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2022-56-07>
5. Яковенко М., Хоха Ю. (2023). *Характеристика розподілу хімічних елементів у вертикальному розрізі торфів за допомогою рентген-флуоресцентного аналізу (родовище Гончари, Львівська область)*. *Геологія і геохімія горючих копалин*, №3-4 (191–192), 45–60. <https://doi.org/10.15407/ggcm2023.191-192.045>
6. Van Loon, L. L., McIntyre, N. S., Bauer, M., Sherry, N. S., & Banerjee, N. R. (2019). *Peakaboo: Advanced software for the interpretation of X-ray fluorescence spectra from synchrotrons and other intense X-ray sources*. *Software Impacts*, 2, 100010. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2019.100010>

ГІДРОЛОГІЧНА ТА ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РІЧКИ ЛУКВА

Ігор Кульчицький-Жигайло, Юрій Білик

Національний лісотехнічний університет України, м. Львів, Україна

ikylchytski@ukr.net

HYDROLOGICAL AND HYDROCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE LUKVA RIVER

I. Kulchytsyi-Zhyhaylo, Y. Bilyk

Ukrainian National Forestry University

On the basis of long-term materials of hydrometric observations, the water supply curves of the Lukva River - the left tributary of the Dniester River - were calculated. The hydrochemical parameters of the river waters were analyzed for 7 years of observations.

Водозбір річки Луква лежать на території Івано-Франківської області між річками Лімницею і Бистрицею Солотвинською. Вона є правим допливом річки Дністер. Свій початок бере з джерел західніше села Луквиця на висоті 600 метрів над рівнем моря і далі тече Майданським низькогір'ям. Впадає у Дністер біля м. Галич. Довжина річки 73 км,

На основі матеріалів гідрометричних спостережень на водомірному пості на річці Луква біля села Бондарів визначені базові параметри для розрахунку аналітичних кривих забезпеченості максимальних миттєвих та середніх меженних витрат води. Графіки аналітичних кривих зображені на рисунках 1 і 2.

При будівництві на дорогах першої категорії водовідвідних споруд чи мостових переходів їх розраховують на максимальну миттєву витрату води 1% забезпеченості, тобто таку, яка повторюються один раз на 100 років. Для створу на пості біля села Бондарів така витрата в річці Луква дорівнює 102,9 м³/с.

Для функціонування гідроекосистеми річки дуже важливим є достатня повноводність у маловодні (меженні) періоди. При розрахунках величин відведення зворотних вод орієнтуються на величину середньої меженної витрат 90% забезпеченості. Річка відповідно повинна мати змогу розвести забруднювачі, що містяться у стічних водах до гранично допустимих концентрацій. Згідно з нашими розрахунками така витрата води для розрахункового створу дорівнює 0,99 м³/с.

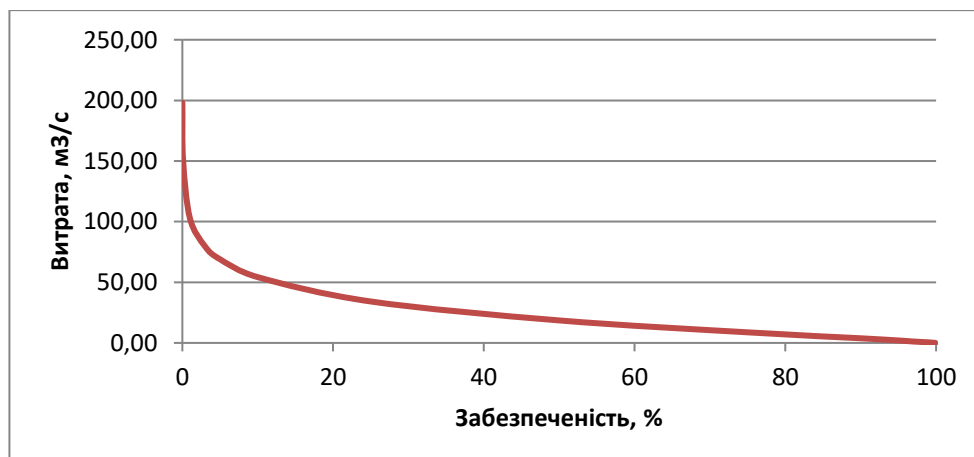


Рис. 1 Аналітична крива забезпеченості максимальних миттєвих витрат води

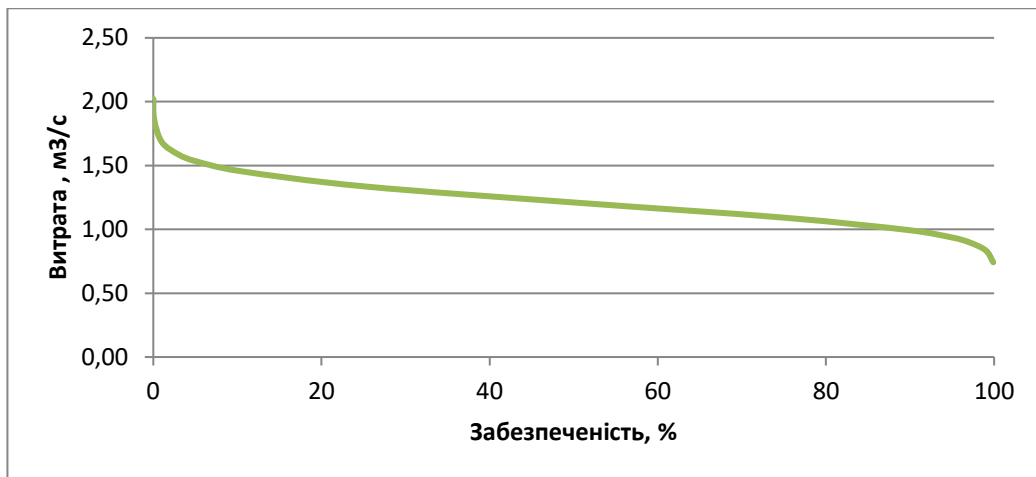


Рис. 2. Аналітична крива забезпеченості середніх межених витрат води

Проаналізовано дані гідрохімічних показників води р. Луква, за якими ведуться спостереження з метою виявлення впливу стічних вод у пункті моніторингу «р. Луква, 23 км, с. Боднарів, автодорожній міст по дорозі Івано-Франківськ – Калуш» [1]. Використано щоквартальні дані за 7 років, разом 28 величин по кожному з дев'яти показників (амоній-іони, БСК₅, завислі речовини, кисень розчинений, нітрат-іони, нітрит-іони, сульфат-іони, фосфат-іони, хлориди).

Уся сукупність даних була піддана статистичному аналізу. Обчислювалися мінімальні, максимальні і середні значення та варіації кожного показника. Критерієм однорідності даних є рівність коефіцієнта варіації числу 0,33 (критичне значення). Тобто, при $V \leq 33\%$ сукупність вважається однорідною, а її середнє значення є її типовою і надійною характеристикою. При значенні коефіцієнта варіації $> 33\%$, сукупність даних не можна вважати однорідною [2].

Дані розрахунків подані в таблиці 1. Проаналізуємо кожен ряд гідрохімічних показників.

Концентрація амоній-іону змінювалася від 0,05 до 0,54 мг/дм³. Середнє значення 0,326 мг/дм³. Оскільки коефіцієнт варіації є 46%, сукупність даних є неоднорідною і обчислене середнє значення 0,326 мг/дм³ не можна вважати репрезентативним середнім концентрації амонію у річці Луква.

БСК₅. Концентрація змінювалася від 1,2 до 3,4 мг/дм³, середнє – 1,97 мг/дм³. Сукупність даних є однорідною і характеризується значною мінливістю (коефіцієнт варіації 26%).

Завислі речовини. Концентрація змінювалася від 4 до 18 мг/дм³, середнє – 10,25 мг/дм³. Сукупність даних є однорідною і характеризується значною мінливістю (коефіцієнт варіації 32%).

Кисень розчинений. Концентрація змінювалася від 6,1 до 12 мг/дм³, середнє – 9,73 мг/дм³. Сукупність даних є однорідною і характеризується середньою мінливістю (коефіцієнт варіації 13%).

Вміст Нітрат-іонів змінювався від 1 до 4,7 мг/дм³. Середнє значення 1,8 мг/дм³. Оскільки коефіцієнт варіації є 49%, сукупність даних є неоднорідною.

Вміст Нітрит-іонів змінювався від 0,02 до 0,06 мг/дм³. Середнє значення 0,025 мг/дм³. Оскільки коефіцієнт варіації є 57%, сукупність даних є неоднорідною і обчислене середнє значення не можна вважати типовим середнім концентрації нітрит-іонів у річці.

Сульфат-іони. Концентрація змінювалася від 23 до 71 мг/дм³, середнє – 48,2 мг/дм³. Сукупність даних є однорідною і характеризується значною мінливістю (коефіцієнт варіації 29%).

Фосфат-іони. Вміст Фосфат-іонів змінювався від 0,01 до 0,19 мг/дм³.

Середнє значення 0,082 мг/дм³. Сукупність даних є неоднорідною

Таблиця 1. Статистичні характеристики показників якості води річки Луква

Статисти-чна характеристика	Амоній-іони	БСК ₅	Завислі речовини	Кисень розчинений,	Нітрат-іони,	Нітриг-іони,	Сульфат-іони,	Фосфат іони	Хлориди
Кількість значень показника	28	28	28	28	28	26	28	28	28
Максимум	0,54	3,40	18,00	12,0	4,70	0,06	71,0	0,19	85,00
Мінімум	0,05	1,20	4,00	6,10	1,00	0,02	23,0	0,01	18,00
Середнє арифметичне	0,326	1,971	10,25	9,73	1,800	0,025	48,2	0,082	37,28
Розмах варіації R	0,490	2,200	14,00	5,90	3,700	0,060	48,0	0,180	67,00
Середнє лінійне відхилення	0,13	0,36	2,45	0,88	0,41	0,01	11,2	0,05	9,56
Дисперсія	0,022	0,263	10,69	1,60	0,488	0,001	91,6	0,003	187,0
Середнє квадратичне відхилення	0,150	0,513	3,262	1,26	0,699	0,014	9,8	0,055	13,67
Лінійне відносне відхилення	38,6 %	18,2 %	23,9 %	9,1 %	23,0 %	44,3 %	23,2 %	58,2 %	25,6 %
Коефіцієнт варіації	45,9 %	26,0 %	31,8 %	13,0 %	38,8 %	57,1 %	28,7 %	67,5 %	36,7 %

Хлориди. Концентрація хлорид-іонів змінювався від 18 до 85 мг/дм³. Середнє значення 37,3 мг/дм³. Сукупність даних є неоднорідною.

Таким чином, проаналізовані сукупності даних за показниками БСК₅, завислі речовини, розчинений кисень та сульфат-іони є статистично однорідними, їх розраховані наступні середні значення є типовими і надійними характеристиками води у р. Луква: концентрація БСК₅ – 1,97 мг/дм³, завислих речовин – 10,25 мг/дм³, розчиненого кисню – 9,73 мг/дм³, сульфат-іонів – 48,25 мг/дм. За рештою показників (амоній-іони, нітрат-іони, нітриг-іони, фосфати і хлориди) сукупності даних є неоднорідними.

Перелік посилань

1. Моніторинг та екологічна оцінка водних ресурсів України
<http://monitoring.davr.gov.ua/EcoWaterMon/GDKMap/Index>

2. Огірко О. І., Галайко Н. В. Теорія ймовірностей та математична статистика: навчальний посібник. Львів: ЛьвДУВС, 2017. 292 с.

ВИКОРИСТАННЯ НЕТРАДИЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ ВОДИ ДЛЯ ЗРОШЕННЯ: ДОСЛІДЖЕННЯ, СТРАТЕГІЇ УПРАВЛІННЯ ТА ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ

Serhii Usatyi, Liudmyla Usata

*Інститут водних проблем і меліорації НААН, м. Київ, Україна
usata.lg@gmail.com*

THE USE OF NON-TRADITIONAL WATER SOURCES FOR IRRIGATION: RESEARCH, MANAGEMENT STRATEGIES, AND DEVELOPMENT PROSPECTS

Serhii Usatyi, Liudmyla Usata

Institute of Water Problems and Land Reclamation of NAAS, Kyiv, Ukraine

The research results indicate the possibilities, advantages and disadvantages of using non-traditional sources of water for irrigation. They are presented in strategies and modern application practices and have development prospects that require scientific justification based on fundamental research.

Кліматичні зміни, що супроводжуються істотним підвищенням середньої температури повітря та збільшенням сумарного випаровування, становлять серйозну загрозу для водних ресурсів України. Ці зміни призводять до зменшення атмосферного живлення річок, ставків, озер і ґрунтових вод та погіршують умови водозабезпечення більшості регіонів країни. На тлі збройної агресії росії, антропогенного впливу та зростання потреб у воді в центральних і північних регіонах обсяги води стали недостатніми для зрошення, що спонукало до перегляду використання у зрошенні нетрадиційних джерел води. Значення нетрадиційних джерел води у зрошенні добре відоме для посушливих умов країн Середземномор'я, де значний світовий досвід та тривалі наукові дослідження помітно зрушили питання використання таких вод для зрошення і продемонстрували високий потенціал їх застосування з метою збільшення виробництва продуктів харчування. Завдяки цьому з'явилася ціла низка різних настанов щодо якості води для зрошення, кожна з яких була корисною і необхідною, але не була повністю реалізованою через широку варіативність польових умов [1, 2]. Беззаперечно, кожен новий набір рекомендацій покращує можливості використання такої води і допомагає в прогнозуванні змін її якості для подальшого поліпшення і безпечного застосування. Такі рекомендації наразі доступні у звітах ФАО [3, 4], посібниках і звітах фонду ASCE з інженерної практики №71 [5], звітах Технічного комітету з повторного використання дренажу [6] та Міжнародної комісії з іригації та дренажу (МКіД) (2004-2023 рр.) [7] та ін., які надають вичерпну інформацію щодо методів управління якістю води та проблемами у зрошуваному сільському господарстві.

Залучення стічних вод для зрошення залишається дискусійним питанням, яке останнім часом активно обговорюється на самітах, асамблеях і конгресах ООН, МКіД ([International Commission on Irrigation and Drainage, ICID](#)), ГЕФ (Global Environment Facility), ГПП (Soil Global Partnership) [3, 7, 8] та вимагає результатів фундаментальних досліджень для сприяння безпечного використання цих вод у зрошуваному землеробстві. Національні комітети ФАО (Food and Agriculture Organization), УОН (University des Nations Unies (NWEH-UNU)), ЮНЕП ([UN Environment Programme](#)), ВООЗ (World Health Organization) та МІУВР (International Water Management Institute (IWMI)) розповсюджують отриманий досвід безпечного використання стічних вод для зрошення, проте наголошують на активному пошуку

додаткової інформації про масштаби та заходи безпеки вод з метою запобігання негативних наслідків, продовженні наукових досліджень, а також розробленні та удосконаленні різних правових інструментів використання стічних вод у різних країнах світу. Національна політика європейських країн щодо безпечного повторного використання стічних вод у зрошенні визнана однією з важливих елементів стратегії збереження водних ресурсів та сталого використання води в агропромисловому секторі та інших галузях. Законодавство України містить доволі неоднозначні вимоги до видачі дозволу на спеціальне водокористування для зрошення сільськогосподарських угідь стічними водами. Для уникнення можливих ризиків не вистачає чіткого порядку використання та подальшого контролювання їх якості, що свідчить про відсутність в Україні екологічно безпечної основи для широкого впровадження у зрошення стічних вод. Саме тому найбільш придатними для сучасних систем зрошення є дренажні води, що формуються в результаті відведення надлишкової вологи чи дренажного стоку у меліоративних каналах, гідротехнічних спорудах, системах дренажу, річках, водоймах, водоакумулятивних басейнах та ін., водопідготовка яких є більш дешевою і швидшою порівняно зі стічними водами та їх обробленими і повторно доочищеними видами.

У 2023 р. згідно з Дозволами на спеціальне водокористування для зрошення з осушувальних систем в Україні було використано 6371,7 тис.м³ дренажної води, з якої найбільше у Київській обл. - 3808,2 тис.м³, Чернігівській обл. - 1132,5 тис.м³, Волинській обл. - 674,8 тис.м³, Житомирській - 408,0 тис.м³, Закарпатській - 249,0 тис.м³ та Черкаській обл. - 99,2 тис.м³ (рис. 1), що свідчить про потребу зрошення у такій воді [9]. За даними Держводагентства України станом на 2023 р. площі земель в межах дії осушувальних меліоративних систем становлять 2782,71 тис.га., з яких 441,759 тис.га знаходяться у Київській і Житомирській обл., 425,669 тис.га - Львівській обл., 390,388 тис.га – Рівненській обл., 353,150 тис.га – Волинській обл., 253,889 тис.га – Чернігівській обл., 183,708 га – Закарпатській обл.

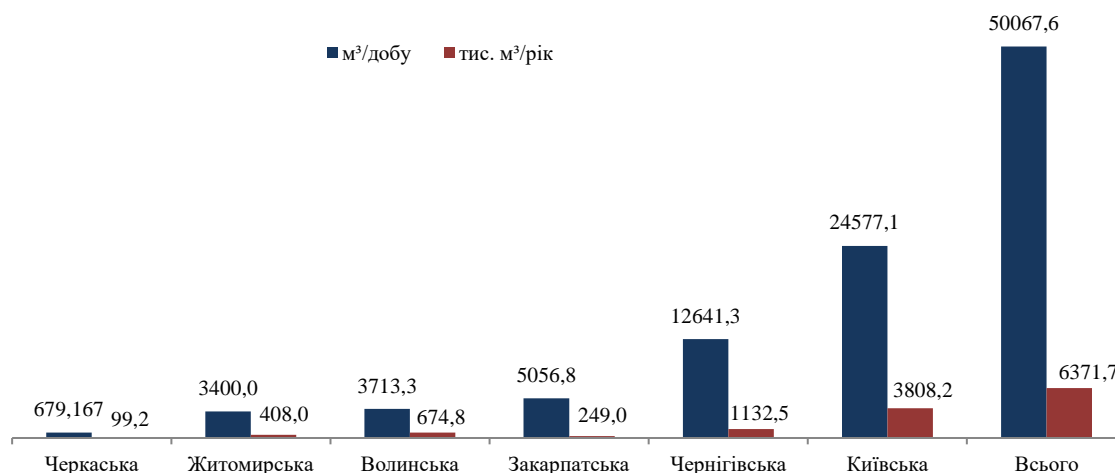


Рисунок 1 - Обсяги найбільшого використання дренажних вод для зрошення (вибірка за даними порталу електронних послуг Держводагентства України [9], 2023 р.)

Дренажні води можуть містити різні забруднювачі, такі як важкі метали, нафтопродукти, пестициди, мінеральні сполуки добрив, у тому числі й підвищені концентрації небезпечних сполук, що утворилися в результаті розкладання органічних речовин та матеріалів, які потребують спеціальної водопідготовки

перед використанням в системах зрошення для запобігання забрудненню навколишнього середовища, збереження здоров'я ґрунтів та якості вирощеної продукції. Повторна водопідготовка та використання дренажних вод у системах зрошення наразі залишаються пріоритетним питаннями у дослідженнях, які за сутністю представляють собою дослідження, що додатково вирішують екологічні завдання щодо зменшення загальних проблем забруднення води для наступного використання, покращення та адаптації практик вирощування більш стійких с.-г. культур під будь який склад дренажних вод (солестійких, посухостійких та ін.), удосконалення програм рекультивації ґрунтів, методів моделювання і вибору кращих підходів та сценаріїв для використання дренажних вод різними способами зрошення (Drury C.F., Tan C.S. et al., 1996; Youssef J. et al. 2017; Reinhart Benjamin D. et al., 2019; Bagheri S., 2022; Radmehr A., 2022 та ін.).

У зрошенні існують різні способи і методи оцінки і поліпшення якості води, які дозволяють відокремити воду низької якості від води нормативної якості, яку за потреби використовують у циклах прямого використання шляхом змішування або чергування поливів різними водами у встановлених співвідношеннях, що є безпечними для зрошуваних культур, придатними за агрономічними і екологічними критеріями для ґрунту та придатними за технічними критеріями для систем зрошення [10-12]. Для дренажних вод нормативної якості допустиме пряме використання в системах зрошення без обмежень, а для дренажних вод з відхиленнями якісних показників - використання після відповідного доочищення до нормативних критеріїв з подальшою циклічною водоподачею. Вибір варіантів повторного використання води визначається якістю води, стійкістю ґрунтів і зрошуваних культур до іригаційного та сольового навантаження, а також наявністю достатніх обсягів води, необхідних для зрошення у поливних період. Більшість дослідників у визначенні обмежень придатності дренажних вод для зрошення керуються швидкістю потоку у джерелі, хімічним та біологічним складом води, які можливо відкоригувати для повторного використання [11, 12, 13]. У своїй дослідженнях вони працюють з обмежено придатними і непридатними для зрошення водами, де розробляють під них стратегії прямого (direct use) або сполучного (conjunctive use) використання та рекомендують циклічне (cyclic) застосування або змішування (blending) води гіршої і кращої якості. Для оцінки варіантів використання дренажних вод для зрошення інші дослідники розробляють імітаційні моделі управління та надають можливість інтерпретувати різні сценарії і стратегії використання води з різним хімічним і біологічним складом та синхронізувати їх з іншими меліоративними заходами, сукупними в синергетичних меліоративних комплексах, де кожний меліоративний захід цього комплексу підсилює загальний позитивний ефект їх сукупної дії на ґрунт, рослину, довкілля.

Найбільш прогресивною практикою використання дренажних вод у зрошенні є практика рециркуляції, яка забезпечує збирання надлишкової води з водозборів, зберігання дренажної води у ставках, штучних водоймах, меліоративних каналах та подальше використання у разі погіршення та дефіциту природного водозабезпечення території [14]. Рециркуляція дренажної води може забезпечити альтернативи існуючому водопостачанню для зрошення та зменшити виснаження ґрунтових і поверхневих вод. Порівняно зі звичайним дренажем рециркуляція дренажних вод підвищує врожайність с.-г. культур та поліпшує якість води для наступного циклу використання у зрошенні. Ця практика має великі перспективи до використання, особливо з закритим дренажем, де сезон збирання врожаю часто переривається надмірно вологими або надмірно посушливими періодами. Приклад цієї практики, реалізований в різних проєктах [14], об'єднує експериментальні дослідження рециркуляції дренажних вод, де забезпечується стійке підвищення врожайності культур та покращення якості поливної води, на

основі яких рециркуляція дренажних вод включена до Стандарту практики збереження ландшафтів в США «Відновлення іригаційних і дренажних зворотних вод». Ця практика має великий потенціал для покращення якості води, управління поживними речовинами ґрунтів та сприяє забезпеченню умов для додаткового зрошення за рахунок збільшення утримання та зберігання води в дренажних ландшафтах.

Найбільш ефективна схема використання дренажних вод для зрошення, що реалізується в проєктах будівництва та реконструкції систем краплинного зрошення в Україні, передбачає пряме і повторне використання дренажних вод з очищенням та акумуляцією у штучних водоймах, ставках та меліоративних каналах. Ефективність використання такої схеми визначається конструктивною досконалістю інженерного комплексу меліоративних систем, де акумулюється вода, якістю дренажної води, рівнем управління процесами регулювання водного режиму, структурою сівозмін, площами зрошення та ін. Результатами досліджень Інституту водних проблем і меліорації НААН [15, 16] встановлено, що технологія накопичення об'ємів води та дренажного стоку дозволяє акумулювати необхідні об'єми води в періоди весняної повені та дренажного стоку протягом року, які є достатніми для додаткового зволоження с.-г. культур. Дренажний стік у витратній статті водного балансу має значну питому вагу і за об'ємом складає більше половини від сумарного об'єму водоспоживання сільськогосподарських культур, тому визначення його величини є основою для гідрологічних розрахунків водозабезпеченості території для зрошення. Керування дренажними водами впливає на властивості ґрунтів, тому дуже важливим є контролювання потреби і кількості внесених поживних речовин з добривами, особливо азотних і фосфорних сполук, перевищення концентрації яких на сьогодні відмічаються у поверхневих і підземних джерелах та джерелах відкритих і закритих дренажних систем.

Щоб зрозуміти як дренажні води можна використовувати у зрошенні для досягнення соціальних, економічних та екологічних цілей, необхідна узгоджена та чітка інтеграція з визначенням пріоритетів поливної води в національних стратегіях та інвестиційних планах відновлення України у теперішній та післявоєнний період. Критеріальною базою методики екологічної якості дренажних вод за відповідними категоріями є система екологічних класифікацій якості поверхневих вод, більшість показників якої використовується для оцінки впливів на навколишнє середовище (ОВНС) згідно з ДБН А.2.2-1-2014 [17] під час проєктування систем зрошення. Врахування змін, що відбуваються протягом поливного періоду з водними ресурсами та залежать від багатьох факторів природного і техногенного походження, є головним завданням для передпроектних вишукувань для будівництва чи реконструкції меліоративних мереж та зрошувальних систем. Саме багатофакторна статистична оцінка цих змін здатна виявляти основні чинники погіршення дренажних вод у необхідний для поливу час і передбачити та пом'якшити їх можливу підвищену мінералізацію, перевищений рівень нітратного чи фосфатного забруднення та ін.

Більшість проаналізованих результатів досліджень демонструють прямий зв'язок підвищення забруднення дренажних вод з антропогенним впливом, найтісніший з яких виявлено у випадках із неналежним поведінням з органічними та неорганічними відходами, порушенням правил землекористування та експлуатації гідротехнічних споруд. Відсутність належного контролю забруднення дренажних вод досить часто залишає поза увагою забруднення залізом, ураном, миш'яком, фтором і нітратами, магнієм, хлоридами та натрієм, тому дуже важливим має бути розуміння того, що відновлення водного джерела після його деградації може бути тривалим, трудомістким, дорогим, а в деяких випадках неможливим.

Теоретично, можливість використання низькоякісної води для зрошення узгоджується з її характеристиками та умовами використання, основними з яких є вид культури, ґрунтові умови, кліматичні особливості та спосіб зрошення (дощування, краплинне зрошення, підґрунтове краплинне зрошення чи ін.). У найбільш вживаній класифікації FAO [18] та державних стандартах України (ДСТУ 7286:2012, ДСТУ 7594:2014, ДСТУ 2730:2015) проблеми з якістю води для зрошення визначаються критеріями, пов'язаними з небезпекою засолення, підлуження та осолонцювання ґрунтів, зміною величини інфільтрації води, підвищенням токсичності окремих іонів хімічного складу та надмірним вмістом поживних речовин, які знижують товарну привабливість вирощеної продукції або спричиняють негативний вплив на технічні засоби систем зрошення, підвищуючи тим самим вимоги та витрати для їх технічного обслуговування і ремонту. Результати багаторічних досліджень, виконаних за останні 10 років свідчать, що навіть повторно доочищена вода у більшості випадків погіршує свої властивості, транспортуючись від водозаборів до систем зрошення і точок водоподачі, створюючи несприятливі умови для забезпечення виконання процесу зрошення на екологічно безпечній та ефективній основі. Впровадження будь якої практики використання дренажних вод потребує додаткових досліджень, здатних оцінити довгострокові наслідки і впливи дренажних вод на всі складові зрошуваного ландшафту. Розпочаті нами дослідження, охопили шість об'єктів в Чернігівській, Закарпатській, Київській та Черкаській обл., де в системах краплинного зрошення (СКЗ) використовуються дренажні води [19]. Визначальними чинниками у закономірностях змін якості дренажних вод, які найбільше впливали на якість і придатність води були температурні коливання, збурення навколишніх впливів, швидкість потоку та концентрації хімічних і органічних сполук, які варіювали протягом поливного сезону та на шляху транспортування води. Основними екологічними проблемами, що виникали в межах об'єктів дослідження, були відсутність неперервності потоку та змінені гідрологічні режими водних джерел, а також забруднення води хлоридами, натрієм і залізом.

У період з травня по серпень у малопроточних річках і задамбованих ставках Закарпатської і Черкаської обл. підвищувалася загальна мінералізація води, токсична лужність та вміст заліза, які обмежували використання води всередині поливного періоду, через що з'явився ризик засмічення краплинних водовипусків СКЗ та порушення технічного регламенту в частині строків поливу. Використання такої води в потребувало застосування меліоративних заходів з покращення її якості, узгоджених з іншими заходами щодо захисту ґрунтів, рослин і навколишнього середовища. В Чернігівській і Київській обл. виникали перевищення вмісту заліза і завислих часток, які погіршували придатність води та її безпечність для СКЗ. Зміни хімічного складу під час транспортування води були найбільш помітними за рН, іонним складом, вмістом загального заліза, азоту і фосфору, які виявилися відмінними від показників води, що знаходилися в основному джерелі зрошення. Чим довшим був шлях транспортування дренажних вод, тим більш зміненими у складі були показники їх якості порівняно з водою у місцях на водозаборах. Отримані результати дослідження надали можливість створити базу даних про якість поливної води з метою використання для прогнозування впливу якості поливної води в ланцюзі «джерело зрошення-система зрошення-ґрунт-рослина».

Встановлені закономірності не завжди пояснювали залежності змін через слабкі кореляційні зв'язки, але підтверджували мінливість дренажних вод на шляху транспортування води від джерела зрошення до точок водоподачі. Хімічний і біологічний склад дренажних вод змінюється швидко, що позначається на змінах якісних показників води та її придатності для зрошення. Відповідно

характеризувати придатність води для зрошення за результатами одного-двох відборів дренажних вод, у тому числі тільки на початку поливів і в одній точці, не є доцільним.

Для забезпечення збалансованого та екологічно безпечного використання водних ресурсів у зрошенні та збереження їх якості необхідно визначити основні принципи та механізми реалізації державної водної політики. Серед найважливіших завдань цієї політики варто виокремити: збереження та покращення якості води у водних об'єктах, застосування ефективних технологій очищення поливної води у системах зрошення, впровадження науково обґрунтованих систем землеробства та підвищення екологічного рівня технологій обробітку ґрунту, врахування природоохоронних правил і способів господарської діяльності, удосконалення правових та економічних механізмів для стимулювання розвитку екологічно безпечних технологій зрошення та ін. Зміни клімату та руйнування гідротехнічної інфраструктури збройною агресією російської федерації створили додаткові загрози та ризики для виконання цих завдань. Проте питання обґрунтування використання дренажних вод все одно має розглядатися в концепціях (стратегіях) як засіб збереження та захисту обмежених водних ресурсів від забруднення. При цьому система управління якістю дренажних вод для їх безпечного використання у зрошенні має передбачати:

- Контроль та забезпечення екологічної стабільності прибережних територій меліоративних систем, каналів та водойм, що до них примикають. Забезпечення максимальної водності каналів і водойм, особливо тих, що мають змінні обсяги у поливний період.
- Контроль потоків води на полях: формування смуг безпечного пересування та фільтрації води, контрольований дренаж.
- Покращення здоров'я ґрунту: нульовий або безполицевий обробіток, управління мінеральними та органічними сполуками добрив, використання диверсифікованих сівозмін.

У цілому, досліджень, що аналізують зміни якості дренажних вод на їх шляху до водозаборів, включаючи ті, що подаються до систем зрошення, недостатньо, тому встановлення закономірностей формування якості дренажних вод для зрошення мають бути в пріоритеті серед досліджень галузі гідротехнічної меліорації.

Перелік посилань

1. *Processing of drainage water* <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/columbus-oh/soil-drainage-research/docs/recycling-drainage-water/>
2. Kaur H., Nelson K.A., Singh G., Veum K.S., Davis, M.P., Udawatta R.P., Kaur, G. *Drainage water management impacts soil properties in floodplain soils in the midwestern, USA. Agricultural Water Management.* 2023. 279. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2023.108193>
3. *The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture: Systems at Breaking Point. Main report.* Rome, FAO. 2022 doi.org/10.4060/cb9910en
4. *Progress on Change in Water-Use Efficiency: Global Status and Acceleration Needs for SDG Indicator 6.4.1,* 2021. Rome, FAO. 2021. doi.org/10.4060/cb6413e
5. Tanji K.K., Kielen N.C. *Agriculture drainage water management in arid and semi-arid areas. Irrigation and drainage. Food and Agriculture,* 2022. Paper n.61
6. [Nigel W T Quinn](#) *The San Joaquin Valley: Salinity and Drainage Problems and*

- the Framework for a Response.* 2013
https://www.academia.edu/24476698/The_San_Joaquin_Valley_Salinity_and_Drainage_Problems_and_the_Framework_for_a_Response
7. ICID Congress URL: <https://icid-ciid.org/event/detail/25>
 8. *Water Re-Use Project «Water-saving Strategies in Irrigated Agriculture».* 2009
<http://soilgeoecophyslab.yolasite.com/water-re-use-project.php>
 9. Портал електронних послуг Держводагентства України. Перелік дозволів на спеціальне водокористування <https://e-services.davr.gov.ua/site/>
 10. Ali Ali. *Water Quality Assessment of Shatt Al-Arab River, Southern Iraq Using NSF-WQI. Biological and Applied Environmental Research.* 2021. P. 194-202
[doi:10.51304/baer.2021.5.2.194](https://doi.org/10.51304/baer.2021.5.2.194)
 11. Abduljaleel, Yasir Awad, Ahmed Al-Ansari et al. *Assessment of Subsurface Drainage Strategies Using DRAINMOD Model for Sustainable Agriculture: A Review. Sustainability.* 2023. 15 [doi:1355. 10.3390/su15021355](https://doi.org/10.3390/su15021355)
 12. Basima Al-humairi, Nadhum Rahal. *Assessing drainage water quality for irrigation using the water quality index and DataFit software. Water Supply.* 2023. 23. [doi:10.2166/ws.2023.131](https://doi.org/10.2166/ws.2023.131)
 13. Moursi Hossam et al. *Development and application of DRAINMOD model for simulating crop yield and water conservation benefits of drainage water recycling. Agricultural Water Management.* 2022. Vol. 266
<https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107592>
 14. *Processing of drainage water* <https://www.ars.usda.gov/midwest-area/columbus-oh/soil-drainage-research/docs/recycling-drainage-water/>
 15. Шушкевич Ю.А., Яцик М.В., Воронай Г.В., Топольнік Т.І. *Методологічні основи підвищення водозабезпеченості меліоративних систем шляхом створення акумулюючих ємкостей.* Меліорація і водне господарство. 2015. Вип. 102. С. 54-58
 16. *Інтегроване управління водними і земельними ресурсами на меліорованих територіях: монографія.* К.: Аграрна наука, 2016. 784 с.
 17. ДБН А.2.2-3-2014 *Склад та зміст проектної документації на будівництво* https://dbn.co.ua/load/normativy/dbn/dbn_a_2_2_3_2014/1-1-0-1168
 18. Ayers R.S., Westcot D.W. *Water Quality for Agriculture. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. Italy. 1994. Volume 29. 130 p.*
 19. *Дослідження закономірностей формування якості поливної води та розроблення методології оцінки і прогнозування її впливу у ланцюзі «джерело зрошення-система поливу-грунт-рослина».* Звіт про НДР (проміжний) / Інститут водних проблем і меліорації НААН; кер. С.В. Усатий. ДР № 0121U109493. Київ, 2023. 173 с.

**РЕАЛІЗАЦІЯ ЛЬВІВСЬКИМ КОМУНАЛЬНИМ ПІДПРИЄМСТВОМ
«ЗЕЛЕНЕ МІСТО» ПРОЕКТУ З РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ГРИБОВИЦЬКОГО
ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ, ЩО ЗНАХОДИТЬСЯ В С.
ВЕЛИКІ ГРИБОВИЧІ І МОНІТОРИНГ ВПЛИВУ ТІЛА ПОЛІГОНУ НА
ПІДЗЕМНІ ТА ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ**

Світлана БУНДЗ

*Львівське комунальне підприємство «Зелене місто», м.Львів, Україна
svitlankaivan@gmail.com*

**IMPLEMENTATION OF THE PROJECT FOR THE RECONSTRUCTION OF
THE MUSHROOM SOLID WASTE LANDFILL LOCATED IN THE VILLAGE
OF VELIKI HRYBOVYCHI AND THE MONITORING OF THE IMPACT OF
THE LANDFILL ON THE UNDERGROUND AND SURFACE BY THE Lviv
MUNICIPAL ENTERPRISE "ZELENE MISTO". IN WATER**

Svitlana BUNDZ

Lviv communal enterprise «ZELENE MISTO», Lviv, Ukraine

Особливості процесу рекультивації Грибовицького полігону твердих побутових відходів, що знаходиться в с. Великі Грибовичі.

Львівське комунальне підприємство «Зелене місто» серед низки інших проектів виконує функцію замовника та здійснює реалізацію проекту з рекультивації Грибовицького полігону твердих побутових відходів, що знаходиться в с. Великі Грибовичі.

Проектом передбачається виконати рекультивацію порушених земель на всій площі полігону твердих відходів м. Львова та відновлення прилеглих ділянок, що були забруднені під час зсуву (травень 2016р) та тих, що зайняті озерами (запобіжними ємностями накопичення) фільтратів:

- виположування та терасування схилів тіла полігону;
- стабілізація небезпечних схилів та розчистка ділянок, що забруднені під час надзвичайної ситуації та озерами фільтрату;
- формування технічного захисного екрану з метою запобігання утворенню фільтратів, що утворюються внаслідок потрапляння дощових та талих вод, та потраплянню полігонних газів у повітря;
- спорудження системи збору та відведення поверхневих вод зі скидом в існуючу гідрографічну мережу;
- спорудження системи збору, підготовки та утилізації полігонного газу з генерацією електричної енергії;
- спорудження системи поводження з фільтратами, в тому числі ліквідацією накопичених озер;
- улаштування постійного багатофункціонального рекультиваційного покриття полігону ТПВ;
- підготовка та вирівнювання родючого шару ґрунту з посівом багаторічних трав та чагарників.

Проходить рекультивація у два етапи. Наразі триває технічна рекультивація. Так, тіло звалища виположують та накривають спеціальним технологічним захисним екраном. Це дозволить унеможливити потрапляння опадів всередину, а відтак – подальше утворення фільтратів. Після накриття захисним шаром полігон засипатимуть шаром мінерального ґрунту. Надалі передбачається біологічна рекультивація, яка включатиме в себе висадження зелених насаджень. У результаті полігон у Грибовичах буде виглядати як

великий сквер.

Окремо ЛКП «Зелене місто» реалізовано проект із придбання комплексу обладнання для очистки фільтрату Грибовицького сміттєзвалища з пропускнуою здатністю до 300 м. куб./добу. Здійснено поставку та встановлення двох Станцій очищення фільтрату контейнерного типу системою зворотного осмосу Rochem Water Treatment (Німеччина) з можливістю переробки до 150 м. куб./день кожна та з гарантованим об'ємом очищення мінімум 250 м.куб./день двома станціями. Також на звалищі очищують фільтрат за допомогою станції фізико-хімічної очистки фільтрату.

Окрім цього, згідно договору ТзОВ «Кліар Енерджі» виконано комплекс робіт спрямований на збір та організований відвід (примусове вилучення) біогазу, що утворюється при анаеробному розкладанні органічної складової твердих побутових відходів з тіла полігону через систему газовідвідних свердловин збору біогазу. Метод утилізації біогазу є використання (біогазу) як палива для когенераційної установки. Потужність електростанції 2 мільйони 645 тисяч кВт/год на рік, заміщуючи при цьому понад 800 тисяч м³ природного газу. Це дозволить забезпечити електроенергією близько 735 домогосподарств і скоротити викиди CO₂ в атмосферу обсягом близько 30 тисяч тонн на рік.

Загальна фізико-географічна та біогеографічна характеристика розташування об'єкта

Львівський полігон твердих побутових відходів (Грибовицьке сміттєзвалище) знаходиться на північній околиці міста Львова на віддалі, приблизно, 6,7 км від його центру.

На півночі від об'єкта, на відстані близько 1 км розташована забудова с. Великі Грибовичі, на заході, на відстані до 1,3 км, знаходиться с. Збиранка, а з південного сходу, на відстані до 1 км, розташовані об'єкти забудови с. Малехів.

Зі сходу, на відстані до 0,8-1 км проходить траса міжнародного значення М09 Львів-Жовква-Рава-Руська.

Згідно з геофізичними районуваннями, у відповідності з Національним атласом України (2007), територія розташування полігону знаходиться в зоні низки аномалій, зумовлених, переважно, впливом Карпатської гірської системи. Зокрема, це аномальне гравітаційне поле (до -30 мГал), аномальне магнітне поле до 300-500 нТл й довгохвильові магнітні аномалії до 200-400 нТл.

Територія полігону знаходиться у межах ізосейсти до 5 балів Зони Вранча за макросейсмічною шкалою (MSK-64). Відповідно, згідно з загальним сейсмічним районуванням території України 2004 р. (GSRZ-2004), територія знаходиться в зоні 6 бальної активності з ймовірністю перевищення сейсмічної інтенсивності протягом найближчих 50 років до 10% і періодом повторюваності землетрусів до 500 років. Офіційно зафіксовані вогнища землетрусів на глибинах 10-20 км у безпосередній зоні розташування об'єкта (на віддалі до 30-40 км) датуються, відповідно, 1670 та 1875 роками.

У геологічному аспекті, материнські породи території належать до маастрихтського ярусу верхньої крейди – еоцену. Частково, у південно-західній частині вони межують з баденським регіоярусом міоцену. Наявність карбонатних відкладів крейдяного віку зумовлює певну водоупорність материнських порід і, відповідно, формування джерел верньокрейдових водоносних горизонтів, а також можливість часткового заболочення територій. Територія належить до регіону з високим рівнем водозбагачення порід.

Четвертинні відклади представлені еолово-делювіальними та елювіальними, які є лесовидними суглинками з прошарками викопних ґрунтів. У долинах річок сформувалися алювіальні відклади – рінь, гравій, пісок, супіски,

суглинки, глини, потужністю 5-10 м.

Згідно з кліматичним районуванням, територія належить до Північної атлантико-континентальної кліматичної області, кліматичної зони широколистяних лісів. Для неї характерні температури повітря: середня за січень -5 °С, середня за липень 18 °С, відповідно, абсолютний мінімум -37 °С, а абсолютний максимум 39 °С. Тривалість без морозного періоду 170 днів. Кількість опадів 700 мм на рік. Основна їх частина випадає в теплий період року в рідкій формі. Кількість днів зі стійким сніговим покривом до 85, однак в останні 10 років цей показник відзначається значною нестабільністю [1]

За агрокліматичними показниками територія належить до агрокліматичної зони достатнього зволоження, відповідно з коефіцієнтом 1,3-1,6, сумою активних температур 2400-2800 °С, кількістю опадів за теплий період 300-380 мм, тривалістю періоду активної вегетації 160-175 днів, тривалістю без морозного періоду на поверхні ґрунту 140-170 днів.

Загалом територія полігону знаходиться в зоні Головного європейського вододілу й належить до басейну р. Вісла, а безпосередньо в межах України р. Західний Буг (права притока Вісли). Причому, слід відзначити, що від басейну Дунаю (відповідно, р. Дністер) територію відокремлює лише північно-подільське горбогір'я. [2]

Очищення фільтратів

Фільтрат, що утворюється в тілі полігону потрапляє до дренажної системи збирання та відведення фільтратів, яка облаштована у південно-східного підніжжя.

З дренажної системи фільтрат потрапляє до інженерно облаштованого відстійника фільтратів №5. За допомогою насоса відбувається забір накопиченого фільтрату з відстійника та подається у розподільчу камеру, звідки двома паралельними потоками на два модулі зворотного осмосу.

Установки очищення засновані на процесі зворотного осмосу з продуктивністю 300 м³ на добу (дві незалежні установки по 150 м³/ добу кожна). Завдання - видалення надлишкових органічних і мінеральних речовин (важкі метали, хлориди, сульфати і інші розчинені солі), а також часткове знезараження стоків.

Модульні установки в контейнерному виконанні - ISO 40 фут. (12x2,5 x2,5) повністю автоматизовані (на базі контролерів SIEMENS), обладнані освітленням, кондиціонуванням, адаптовані до погодних умов України.

При обробці фільтрату утворюється два потоки стічних вод: перміат - умовно чисті стічні води, і концентрат - розчин затриманих забруднень. Перміат, в напірному режимі, направляється до очисних споруд ЛМКП «Львівводоканал». Розчин затриманих забруднень, в напірному режимі, направляється до ємкості збирання осадів та перекачується в облаштовану систему рівномірного розподілу осаду з очисних споруд в тіло полігону.

Метод очищення – двоступеневий зворотний осмос

Обладнання модулів, продуктивністю по 150 м³/добу кожний, розміщено у двох 40 футових контейнерах, які мають спеціальне утеплення, систему підігріву/охолодження, вентиляцію та освітлення.

Моніторинг впливу тіла полігону на підземні та поверхневі води

ЛКП «Зелене місто» організовує здійснення моніторингу повітря мобільною станцією спостереження та газу звалища. Один раз на 3 місяці проводиться моніторинг якості повітря, ґрунту, підземних та поверхневих вод. Щомісячно на протязі року проводиться моніторинг фільтрату після його очищення. Проводяться заміри шуму та вібрації. Моніторинг проводиться як на території сміттєзвалища так і за межами санітарно-захисної зони, біля житлових

будинків та навколо звалища.

Аналіз даних моніторингу показує відсутність негативного впливу від комплексної рекультивації території сміттєзвалища на навколишнє середовище.

Відбір проб поверхневих вод здійснюється в районі розміщення полігону ТПВ вище і нижче за течією р.Малехівка. Варто зауважити, що скид стічних вод у р.Малехівка відсутній, оскільки фільтрат з тіла полігону забирається дренажною системою, облаштованою під час процесу рекультивації, та накопичується у двох екранізованих збірниках. Фільтраційні води проходять очистку на станції фізико-хімічної очистки за технологією В.М. Рогова та станцій очищення фільтрату контейнерного типу системою зворотного осмосу, після процесу очистки стічні води через КНС подаються на очисні споруди м. Львова для подальшої доочистки.

Закладена сітка моніторингових свердловин формувалась при діючому полігоні з метою вивчення забрудненості території ще у 2004 -2006 роках.

Буріння свердловин проводилося для вивчення усіх існуючих водоносних горизонтів четвертинного, неогенового і крейдового та можливого їх забруднення. Можливість правильного і дієвого розташування моніторингової мережі свердловин досягнуто за результатами маршрутних польових спостережень території полігону, з'ясуванням особливостей і умов формування підземних вод, визначенням джерел забруднення та можливого їх руху і розвантаження.

Групувались свердловини в куці - точки комплексного спостереження по одній - дві виробки, в залежності від наявності водоносних горизонтів та охоплювали як санітарно - захисну зону полігону звалища, прилеглі території, так і населені пункти В. Грибовичі , М. Грибовичі , Малехів, Збиранка і Дубляни.

Буріння свердловин проводилось колонковим способом діаметром до 160 мм, 215 мм і 295 мм.

Моніторингова мережа свердловин четвертинного водоносного горизонту охоплювала населені пункти Великих і Малих Грибович, Дублян і Малехова.

У зв'язку з відсутністю четвертинного водоносного горизонту в с.Збиранка, моніторингова мережа свердловин на нього в даному населеному пункті не була закладена.

Для вивчення неогенового водоносного горизонту пробурена одна гідрорежимна свердловина, яка знаходилась в санітарно - захисній зоні полігону.

Влаштування гідрорежимних свердловин на четвертинний і неогеновий водоносні горизонти виконувались як досконалі з обладнанням сітчатими фільтрами та гравійною обсіпкою поза фільтрового простору .

Для моніторингових спостережень крейдового водоносного горизонту було закладено свердловини, які відображають рух підземних вод крейдових відкладів в напрямку с. Збиранка та підземні води крейдових відкладів в районі сіл Великих і Малих Грибович та Дублян. підземні води крейдових відкладів міжпасмової улоговини та свердловини що характеризують південну і південно - західну частину території від полігону звалища.

Свердловини пробурені з кріпленням трубами четвертинних і, при наявності, неогенових ґрунтів, з цементацією поза трубного простору верху труби глибиною до 5 м від поверхні землі . Цементация труби також проводилась і на поверхні землі перерізом 1.0 x 1.0 м глибиною 0,5м.

Методика відбору проб води базувалась на обов'язковому прокачуванні свердловин з повним її викачуванням або досягненні стабілізації рівня дзеркала води. [3]

Відповідно до пункту 4. додатку 3 Директиви РАДИ 1999/31/ЄС про

захоронення відходів від 26 квітня 1999 року вимірювання повинні бути такими, щоб давати інформацію про стан підземних вод, на які може впливати видалення відходів, з принаймні одним місцем вимірювання за потоком підземних вод вище полігона та двома - нижче полігона. Їх число може бути збільшене на основі спеціального гідрогеологічного обстеження та потреби раннього виявлення випадкового потрапляння фільтрату в підземні води. В процесі рекультивації здійснюється інвентаризація стану існуючих моніторингових свердловин та проводяться гідрогеологічні дослідження з визначення місць розташування нових додаткових свердловин.

Список використаних джерел

1. Національний атлас України. – К.: ДНВП «Картографія», 2007. – 440 с.
2. Звіт про науково-дослідну роботу «ЕКОЛОГІЧНИЙ ОГЛЯД ТЕРИТОРІЇ, ПРИЛЕГЛОЇ ДО ЛЬВІВСЬКОГО ПОЛІГОНА ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ» Інститут екології Карпат НАН України 2018 р. - 64 с.
3. Звіт про дослідження з оцінки екологічного та санітарно-гігієнічного стану території, прилеглих до Львівського полігону твердих побутових відходів (Моніторингові спостереження гідрорежимних свердловин) (II ЕТАП) Відділ інженерної геології і гідрогеології ВАТ «ГЕОТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ» Інститут екології Карпат НАН України. Львів 2006 р. - 68 с.

ДОВІРА У ВОДНОМУ СЕКТОРІ В СІЛЬСЬКІЙ МІСЦЕВОСТІ: КЛЮЧОВІ АСПЕКТИ ІМПЛЕМЕНТАЦІЇ

*Бабієнко, В.В., ¹Мокієнко А. В. Валькевич Д.В.
Одеський національний медичний університет
¹Національний університет «Острозька академія»*

TRUST IN THE RURAL WATER SECTOR: KEY ASPECTS OF IMPLEMENTATION

*Babienko V.V., ¹Mokienko A.V., Valkevich D.V.
Odessa National Medical University
¹Ostroh Academy National University*

Представлено основні аспекти імплементації довірливих стосунків між трьома ключовими зацікавленими сторонами сектору питної води в сільській місцевості: операторськими установами, сільськими органами місцевого самоврядування та їхніми житловими водокористувачами.

Водний сектор у країнах, що розвиваються, продовжує вирішувати нові проблеми, пов'язані зі збільшенням попиту на воду з боку зростаючого населення, поганим відшкодуванням витрат споживачів, старінням інфраструктури та перебоями в режимі водопостачання. Національні та субнаціональні органи влади доручили громаді вирішити ці виклики. Це призвело до появи сільських систем водопостачання, якими керує громада, де «розбудова довіри між зацікавленими сторонами» є важливою проблемою сталого функціонування систем питного водопостачання в сільській місцевості. Довіра розвивається шляхом залучення зацікавлених сторін до прийняття рішень і загального процесу обміну знаннями. Однак зберегти та підтримувати довіру є складним завданням у контексті вищезазначених проблем. Важливим аспектом серед усіх зацікавлених сторін у водному секторі є формування довіри постачальників послуг до побутових водокористувачів. У дослідженні [1] представлено точку зору щодо створення довірливих стосунків між трьома ключовими зацікавленими сторонами сектору питної води в сільській місцевості: операторськими установами, сільськими органами місцевого самоврядування та їхніми житловими водокористувачами. Дослідження мало на меті використати знання, отримані в результаті дослідження довіри, для емпіричного розуміння факторів формування довірливих стосунків між зацікавленими сторонами в сільському секторі питної води в Індії.

Залучення громади є усталеною практикою в сільському секторі питної води Індії (RDWS), де участь користувачів є добровільною та відбувається через збори на рівні села (Gram Sabhas). На цих зустрічах користувачі безпосередньо взаємодіють і консультуються з членами сільських органів місцевого самоврядування (VLSB1) щодо відповідних питань. Надання послуг з водопостачання або управління водними ресурсами базується на децентралізованому підході, який регулюється залученням громади або участю зацікавлених сторін. Управління системами питного водопостачання в сільській місцевості (RWSS) в Індії було вперше відображено в «Програмі Swajaldhara». Це чітко визнання ролі громади було підкреслено в Нью-Делійській заяві, а пізніше в Дублінських принципах. Відзначено реформи у водному секторі Індії, підтримані програмами, розробленими зовнішніми агентствами допомоги. Реформи водного сектору в Індії чітко визнали дві зміни парадигми: (а) перехід від підходу до сільського водопостачання, що керується пропозицією, до підходу, що реагує на

попит, і (б) визнання урядом управління громадою як законного підходу. Пізніше це було реалізовано як багатостатну стратегію постачання питної води в сільській місцевості. Реформи вимагали створення RDWS на основі попиту, керованого громадою, де визнавалася взаємодія громад із зацікавленими сторонами без прямого акценту на довірі. Тому обмеження реформ спонукають до дослідження розуміння ролі довіри у водному секторі.

У цьому дослідженні використовували якісний підхід, коли збір даних ґрунтувався на детальному описі подій/спостережень на місці та інтерв'ю. Емпіричні висновки дослідження ґрунтувалися на детальних польових дослідженнях дев'яти сіл трьох MVS з району Палгар в індійському штаті Махараштра. З цих дев'яти сіл група з трьох сіл кожне розташована: (i) біля джерела мережі передачі (TN), (ii) у середині TN та (iii) на кінці мережі TN відповідно. Критерії цільової вибірки використовували для вибору дев'яти сіл, які допомагають зрозуміти задоволеність користувачів послугами та довіру до постачальників послуг водопостачання.

Для збору даних використовували напівструктуровані інтерв'ю, неформальні бесіди та прямі польові спостереження. Загалом для дослідження було опитано 80 учасників залежно від їхньої доступності під час візитів на місця. Серед учасників – водокористувачі (45), оператори водопостачання (11), посадові особи SA (6) та функціонери VLSB (18). Для дослідження використовували прямі польові спостереження за процесом відшкодування податків «від дверей до дверей» з боку VLSB та виконання завдань операторами водопостачання. Для аналізу даних було використано тематичний аналіз. Крім того, також були проаналізовані детальні польові примітки та відповідні схемні документи.

Дослідження представляє кілька реальних ситуацій, які формують довіру користувачів до VLSB і довіру VLSB до SA. Наступні фактори покращують розуміння розпаду довіри між цими ключовими зацікавленими сторонами RDWS Індії.

- Нехтування скаргами користувачів, пов'язаними з водою, VLSBs.
- Проблеми з розповсюдженням призводять до поганого надання послуг VLSB.
- Відсутність спілкування з користувачами щодо сільських зборів.
- Необлікована вода, що постачається SA до VLSB.
- Необлікована вода, що подається VLSB водокористувачам.
- Неправильна робота клапанів насосних станцій VLSB.
- Порушення координації між операторами клапанів.
- Неякісна робота з водопостачання.

Ці фактори викликають ерозію довіри між зацікавленими сторонами, що в цілому свідчить про низьку довіру до системи в цілому. Ерозія довіри означатиме погане відшкодування витрат, що призведе до поганої роботи RWSS. Це впливає на загальне функціонування RDWS. Результати даного дослідження допомагають зрозуміти рівень передбачуваної довіри до вибраних типів сіл. Кінцеві VLSB та рівні довіри до них користувачів виявилися низькими через низьку продуктивність надання послуг. Навпаки, села, розташовані поблизу джерела та в середині TN, демонстрували порівняно вищий рівень довіри.

Висновки показують, що SA та VLSB є ненадійними та байдужими до користувачів води. Коли постачальники послуг не демонструють щирих зусиль і належної компетентності для надання послуг і в першу чергу байдужі до користувачів, довіра останніх до постачальників послуг підривається.

Нарешті, емпіричні результати дослідження показують ширші наслідки для «концептуалізації викликів у розбудові довіри до RDWS» шляхом обговорення базових ситуацій, відповідальних за порушення довіри. Реформи RDWS в Індії

прямо не проблематизували довірливі стосунки між різними зацікавленими сторонами та їхній вплив на надання послуг. Розуміння контекстуальних факторів, які підривають довіру між ключовими зацікавленими сторонами, є важливим і має стати відправною точкою для вивчення побудови довіри в RDWS.

Участь або залучення користувачів до VLSBs свідчить про видатну роль спільноти у реформуванні галузі. У такому підході до участі користувачі та постачальники послуг безпосередньо відповідають один перед одним за надання послуг та їх оплату. На цьому фоні зроблено спробу представити довірливі стосунки між трьома ключовими зацікавленими сторонами RDWS індійського штату Махараштра. Це дослідження, зокрема, допомагає зрозуміти фактори, що формують рівень довіри між (i) SA (постачальниками послуг водопостачання) і VLSB (одержувачами масових послуг водопостачання) і (ii) VLSB (розповсюджувачами масових послуг водопостачання) і житловими водокористувачами (одержувачами). Ці фактори розуміються у складному переривчастому та нерегулярному режимі водопостачання, що створює постійні проблеми в управлінні розподілом води на останніх участках доставки. Деякі з факторів, що формують довіру, – це часті перебої з постачанням, неврахована подача води, неправильна робота клапанів користувачами та незадоволення послугами. Ці визначені фактори є ключовими причинами порушення довіри між зацікавленими сторонами, створюючи середовище недовіри в системі. VLSBs працюють над тим, щоб забезпечити довіру водокористувачів житлових будинків, винаходячи стратегії завоювання довіри, такі як забезпечення водою з альтернативних джерел, наприклад свердловин та інших приватних джерел. Крім того, VLSB також витратили значні кошти на розробку нових альтернативних джерел постачання, таких як свердловини та ручні насоси. Деякі VLSB використовували новітні стратегії завоювання довіри, такі як встановлення лічильників на з'єднаннях користувачів, щоб зміцнити довіру та забезпечити більшу прозорість і підзвітність у наданні послуг.

Таким чином, результати дослідження дозволили зрозуміти, як місцеві чинники підривають довіру між зацікавленими сторонами, і сприяли пошуку можливостей для нових стратегій завоювання довіри для ефективного залучення зацікавлених сторін і формування та підтримки довіри до сільських систем водопостачання. Це допоможе ключовим учасникам, розробникам і виконавцям проблематизувати довіру та концептуалізувати її аспекти, такі як інноваційні стратегії зміцнення та забезпечення довіри. Це дослідження свідчить про те, що «відсутність довіри або порушення довіри» має стати відправною точкою майбутніх досліджень щодо побудови довіри. Побудова довіри між зацікавленими сторонами вимагає оцінки довіри між різними зацікавленими сторонами, оскільки це не одноетапний процес, а здійснюється через демократичні процеси залучення учасників. У довгостроковій перспективі збереження довіри зацікавлених сторін вимагає наступного раунду реформ у секторі водопостачання.

Перелік повилань

1. *Bombade A. Challenges in developing trust in the rural drinking water supply systems AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society. 2024. 73(2). 131. doi: 10.2166/aqua.2024.173*

ХАРАКТЕРИСТИКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ ІЗ ДЖЕРЕЛ НЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ ДЕЯКИХ РАЙОНІВ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ

*Валькевич Д.В., Бабієнко, В.В., Мокієнко А. В.
Одеський національний медичний університет
Національний університет «Острозька академія»*

CHARACTERISTICS OF THE CURRENT STATE OF DRINKING WATER QUALITY FROM SOURCES OF NON-CENTRALIZED WATER SUPPLY SOME DISTRICTS OF THE ODESSA REGION

*Valkevich D.V., Babienko V.V., Mokienko A.V.
Odessa National Medical University
Ostroh Academy National University*

Проведено узагальнення результатів досліджень якості питної води із джерел нецентралізованого водопостачання сільського населення Саратської, Татарбунарської, Болградської, Арцизької та Ананьївської ОТГ Одеської області за 2017-2022 рр. Встановлено суттєві відсотки відхилень від нормативних вимог за санітарно-хімічними та мікробіологічними показниками. Обґрунтовано необхідність термінового поліпшення якості питної води.

Рівень водопостачання сільських населених пунктів в Україні є одним із найнижчих в Європі. Значна частина населення (74 %) для питних потреб використовує привізну воду і місцеві джерела - шахтні і трубні колодязі, індивідуальні свердловини, саморобні каптажі, прируслові копанки. Експлуатація незахищених ґрунтових водоносних горизонтів та незадовільний технічний стан водозабірних і водоносних комунікацій створюють ризик епідемічної небезпеки людей. За даними МОЗ близько 30 % проб питної води, відібраних із джерел нецентралізованого водопостачання в сільській місцевості, не відповідає нормативам за санітарно-хімічними показниками і 20 % - за мікробіологічними.

Результати моніторингових досліджень територіальних центрів контролю та профілактики хвороб МОЗ України у 2021 році наступні [1]. Питома вага досліджених проб питної води з джерел нецентралізованого водопостачання, які не відповідали вимогам, становила 33,5% за санітарно-хімічними (на рівні показників у 2020 - 32,6%, 2019 - 30,4%, 2018 - 34,4%, 2017 - 32,6%) та 22,9% за мікробіологічними показниками (на рівні показників у 2020 - 22,6%, 2019 - 24,6%, 2018 - 23,4%, 2017 - 20,4%), у тому числі з шахтних колодязів, які не відповідали санітарним вимогам, становила 35,3% за санітарно-хімічними (на рівні показників у 2020-2017 років - 33,6%, 37,0%, 35,6%, 34,3%) та 30,0% за мікробіологічними показниками (дещо вище рівнів показників у 2020 - 28,1%, 2019 - 30,1%, 2018 - 27,9%, 2017 - 23,8%) [1].

Мета роботи полягала у характеристиці сучасного стану якості питної води деяких районів Одеської області.

Матеріалом для досліджень слугували результати узагальнення аналізів якості питної води, проведених регіональними відділами ДУ «Одеський обласний центр контролю та профілактики хвороб МОЗ України» за 2017-2022 рр. Із 7 районів Одеської області вибрано Білгород-Дністровський (Саратська та Татарбунарська ОТГ); Болградський (Болградська та Арцизька ОТГ), Подільський (Ананьївська ОТГ). Отримані матеріали оброблені статистичним методом за допомогою комп'ютерної програми Microsoft Excel.

Критеріями оцінки якості питної води були кількість об'єктів, на яких проводились дослідження, із них кількість об'єктів, на яких результати лабораторних досліджень не відповідали нормативним вимогам; кількість зразків, які не відповідали вимогам за санітарно-хімічними та мікробіологічними показниками [2]. Нецентралізоване водопостачання оцінювали загалом за всіма об'єктами, а також за окремими категоріями: колодязі шахтні у том числі громадські; індивідуальні колодязі шахтні; каптажі у том числі громадські; артезіанські свердловини; бювети. За кількістю досліджень превалювали колодязі шахтні. Найбільш інформативними виявилися результати по Болградській ОТГ, де представлено всі об'єкти нецентралізованого водопостачання. Застосовано наступні скорочення: об'єкти / санітарно-хімічні показники / мікробіологічні показники. Встановлено наступне.

В Ананьївській ОТГ за 5 років обстежено на якість питної води 716 об'єктів нецентралізованого водопостачання, із них майже половина (339 або 47,3%) не відповідали нормативним вимогам. За санітарно-хімічними та мікробіологічними показниками ці дані склали 770 і 435 (56,5 %), 831 і 291 (35,0%) при чому за 2018 рік дані відсутні.

	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Колодязі шахтні:	57/57/ 51,1	60/50,7	44/44/ 68,9	57,1/57,1 /54,3	34,6/62,7 /26,7	48,9/60,6 /34,4
громадські	78,3/78,3 /16,2	0/0	18,5/18,5 /59,9	9/9/19	40/51,8/3 0,2	20/23,9/ 59,4
індивідуальні	64,2/64,2 /64,2	62,1/65,5	73,9/73,9 /86,4	79,2/79,2 /70,8	29,5/80,1 /20,9	53,5/67,1 /41

Болградська ОТГ вирізнялась поміж інших великою кількістю обстежень і досліджень, а також різноманітністю об'єктів. Однак, щодо невідповідності спостерігається така ж тривожна картина. Із 796 об'єктів 629, тобто 79 % не відповідали нормативним вимогам, причому за показниками знову превалювали санітарно-хімічні (1454 і 862 - 59,3 %); мікробіологічні склали 892 і 165 - 18,5 %.

	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Колодязі шахтні	100/53,8/ 23,7	94,3/76,3/ 21,2	71,4/75/ 3,8	100/58,3 /29,2	53,3/62,6 /13,8	54,5/64,3 /1,1
Каптажі	100/86,4/ 35,5	100/100/ 33,3	55,5/23,8 /50,90	88,9/45,5 /45,5	75/100/ 16,7	75/81,8/ 57,1
Артезіанські свердловини	100/64,3/ 33,3	100/63,9/ 27,8	71,4/62,1 /30,0	100/42,4 /7,1	100/50/0	64,0/82,4 /5,2
Бювети	22,2/11,1 /21,7	57,1/28,6/ 14,3	66,6/25,9 /2,9	30/17,2/ 3,6	30/25/ 16,7	25/26,1/ 16,3

В Арцизькій ОТГ за 2021-2002 рр. дані відсутні. За 2017-2020 рр. обстежено 35 об'єктів нецентралізованого водопостачання, із яких майже всі (34 або 97,1 %) не відповідали нормативним вимогам, головним чином, за рахунок санітарно-хімічних (145 і 126 - 96,9 %), меншою мірою мікробіологічних - 311 і 77 (24,8 %) показників. По шахтним колодязям (громадським та індивідуальним) відсотки невідповідності склали 96,4 %/85,5 %/66,2 %.

У Саратській ОТГ, де у 2021-2002 рр. дослідження не проводились, кількість обстежених об'єктів, навпаки, була вкрай обмеженою (11), причому

майже всі вони (10 або 90,9 %) не відповідали нормативним вимогам. Слід констатувати повну відсутність відповідності за санітарно-хімічними та високу (75%) на мікробіологічними показниками. Для шахтних колодязів це у середньому склало 100%/100%/75%.

У Татарбунарській ОТГ у 2021-2002 рр. дослідження також не проводились. У 2017-2020 рр. 37,5 % (97 із 259) не відповідали вимогам. Майже половина (47,8% 120 із 251) зразків були ненормативними за санітарно-хімічними та 13,6 % (115 із 846) за мікробіологічними показниками. Наприклад, у 2017 році відсотки невідповідності склали 50%, 37,5 %, 40,5%; у 2018 – 92,3, 64,3%, 42,1 відповідно. Для шахтних колодязів це у середньому склало 50,8%/36,6%/33,5%.

Аналіз даних літератури показав поширеність цієї проблеми і в інших регіонах країни. Із джерел децентралізованого водопостачання у Рівненській області рівень невідповідності нормативним вимогам зріс від 14,5 % у 2004 році до 34,1 % у 2017 році [3]. У Вінницькій області із джерел децентралізованого водопостачання 45,8 % у 2021 р. не відповідали нормативам на мікробіологічні, 41,0 % на санітарно-хімічні показники [4]. В Закарпатській області значна кількість проб дослідженої води з децентралізованих джерел водопостачання впродовж 2018-2023 років не відповідають за санітарно-хімічними (артезіанські свердловини 11,20%, каптажі 6,15%) та мікробіологічними (артезіанські свердловини 6,33%, каптажі 21,56%) показниками санітарним нормам (10,48% і 15,99% відповідно) [5].

Таким чином, стан якості воді із джерел нецентралізованого водопостачання сільського населення певних районів Одеської області слід визнати вкрай незадовільним внаслідок суттєвого перевищення середніх рівнів невідповідності по країні. Це свідчить про необхідність вжиття заходів щодо термінового забезпечення якості питної води нормативним вимогам.

Перелік посилань.

1. «Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2021 році». 2022. 326 с. Режим доступу: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/12/nacjonalna-dopovid-pro-yakist-pytnoyi-vody-ta-stan-pytного-vodopostachannya-v-ukrayini-u-2021-roczii.pdf>

2. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" 2.2.4-171-10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року N 400. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за N 452/17747. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>.

3. Гуцук І. В. Наукове обґрунтування концептуальних засад розвитку системи охорони громадського здоров'я України (гігієнічні аспекти). Автореф.... дис. докт. мед. наук. Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМНУ. Київ, 2020. 42 с.

4. Скоробогач О.В., Борисенко А.В. Санітарно-гігієнічний моніторинг якості водопостачання у Вінницькій області. Матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю «Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини» (Київ, 15 березня 2023 р.). К.: МВЦ «Медінформ», 2023. С. 184-185.

5. Микита Х.І. До оцінки якості води з джерел децентралізованого водопостачання населених пунктів Закарпатської області в динаміці впродовж 2018-2023 років Матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю «Екологічні та гігієнічні проблеми сфери життєдіяльності людини» (Київ, 13 березня 2024 р.). К.: МВЦ «Медінформ», 2024. С. 148-149.

ЕКОЛОГО-ГІГІЄНИЧНІ АСПЕКТИ ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАСЕЛЕННЯ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА ПЕРІОД 2010 - 2020 РР.

*Ігор Гущук, Андрій Мокієнко, Дарина Сокол
Національний університет «Острозька академія»*

ECOLOGICAL AND HYGIENIC ASPECTS OF WATER SUPPLY FOR THE POPULATION OF THE RIVNE REGION

FOR THE PERIOD 2010 – 2020

*Ihor Hushchuk, Andrii Mokiienko, Darina Sokol
National University «Ostroh Academy»*

Узагальнено і систематизовано матеріали щодо стану децентралізованого водопостачання сільського населення Рівненської області за 2010-2020 рр. Виявлено, що середньообласний показник невідповідності питної води децентралізованого водопостачання за мікробіологічними показниками за досліджений період характеризувався неспинним зростанням: від 8,4 % у 2010 році до 30 % у 2020 р.

Підземні води відіграють важливу роль у водогосподарському комплексі України. Вони більш захищені від забруднення порівняно з поверхневими водами, мають стабільний хімічний склад, що не залежить від сезону року. Макро- та мікроелементний склад підземних вод у багатьох регіонах відповідає нормативним вимогам для питної води, що виключає необхідність їх кон-диціювання. Підземні води, що видобуваються в Україні, використовуються на господарсько-питні, виробничі, сільськогосподарські потреби, на промисловий розлив і виготовлення напоїв.

Підземні води, як і поверхневі водойми, розташовані на території країни дуже нерівномірно. Рівень їх споживання становить лише 15 % населення, серед якого переважають мешканці сіл та селищ міського типу. Рівненська область – єдина із областей України, де водозабезпечення населення питною водою здійснюється виключно із підземних водоносних горизонтів. Вищезазначене свідчить про неослабну актуальність забезпечення якості підземних питних вод та еколого-гігієнічної оцінки стану водозабезпечення населення, в тому числі Рівненської області.

У 2021 році питома вага досліджених проб питної води з джерел нецентралізованого водопостачання, які не відповідали вимогам, становила 33,5% за санітарно-хімічними (на рівні показників у 2020 - 32,6%, 2019 - 30,4%, 2018 - 34,4%, 2017 - 32,6%) та 22,9% за мікробіологічними показниками (на рівні показників у 2020 - 22,6%, 2019 - 24,6%, 2018 - 23,4%, 2017 - 20,4%), у тому числі з шахтних колодязів, які не відповідали санітарним вимогам, становила 35,3% за санітарно-хімічними (на рівні показників у 2020-2017 років - 33,6%, 37,0%, 35,6%, 34,3%) та 30,0% за мікробіологічними показниками (дещо вище рівнів показників у 2020 - 28,1%, 2019 - 30,1%, 2018 - 27,9%, 2017 - 23,8%) [1].

Рівень водопостачання сільських населених пунктів в Україні є одним із найнижчих в Європі. Значна частина населення (74 %) для питних потреб використовує привізну воду і місцеві джерела - шахтні і трубні колодязі, індивідуальні свердловини, саморобні каптажі, прируслові копанки. Експлуатація незахищених ґрунтових водоносних горизонтів та незадовільний технічний стан водозабірних і водоносних комунікацій створюють ризик епідемічної небезпеки людей [1].

Мета роботи полягала в еколого-гігієнічній оцінці якості питної води нецентралізованого водопостачання, яку споживає сільське населення Рівненської області, і динаміки її змін за період 2010-2020 рр.

Результати досліджень якості води оцінювали на відповідність Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" 2.2.4-171-10 [2].

Населення 59 сіл Гощанського, Корецького, Млинівського, Рівненського, Рокитнівського районів чисельністю 66 тис. чоловік повністю або частково користується недоброякісною водою. У Гощанському районі це пов'язано, зокрема, з будівництвом водозабору підземних вод для водопостачання м. Рівного, через що значно знизився рівень води в колодязях та неглибоких водозабірних свердловинах. В інших населених пунктах це обумовлено неякісними підземними водами. Проблему водопостачання у 5 районах області можна вирішити шляхом будівництва локальних систем водопостачання з використанням підземних вод, які розташовані на більш глибоких горизонтах.

Решта сільського населення споживає воду з децентралізованих об'єктів водопостачання. До них належать шахтні колодязі, каптажі джерел, артезіанські свердловини, які перебувають здебільшого у незадовільному санітарно-технічному стані. Основним джерелом водопостачання в сільській місцевості шляхом застосування шахтних колодязів є переважно ненапірні горизонти ґрунтових вод, що приурочені до четвертинних відкладів, які покривають майже всю територію області, та характеризується невисокою водомісткістю і слабкою захищеністю від забруднення, що можна пояснити неглибоким їх заляганням. Потенційними джерелами забруднення підземних вод слугують занедбані свердловини, які або підлягають санітарно-технічному тампонажу, або не мають упорядкованих зон санітарної охорони, особливо у випадках безпосередньої близькості до джерел забруднення.

Останнім часом спостерігається тенденція до погіршення якості ґрунтових вод внаслідок низької культури утримання індивідуальних колодязів, які не облаштовано згідно із санітарними правилами [2].

Середньообласний показник невідповідності питної води із джерел децентралізованого водопостачання за санітарно-хімічними показниками за досліджуваний період збільшився у 1,2 рази з 26,2% у 2010 р. до 31,8% у 2020 р. Слід зазначити різке зростання невідповідності проб води до 40,9% у 2015 р. Перевищення, в основному, відзначалося за вмістом заліза, каламутністю та нітратами.

По деяких районах області ситуація складалася наступним чином. У Гощанському районі за 2010–2020 рр. невідповідність проб води зросла у 1,4 рази з 30,4% до 43% відповідно. У Дубенському районі за 10 років відсоток невідповідності проб зріс у 8,2 рази, з 3,4 % у 2010 р. до 28% у 2020 р. У Зарічненському районі за 2010–2020 рр. спостерігається підвищення відсотку невідповідності проб з 4,6 до 41 відповідно.

Середньообласний показник невідповідності проб питної води децентралізованого водопостачання за мікробіологічними показниками у динаміці за 2010-2020 роки характеризувався невпинним зростанням: від 8,4 % у 2010 році через стрибок до 23,3 % у 2015 році до 30 % у 2020 році. Перевищення цих показників по районах і рокам було наступним: Володимирецький (2014; 2018), Гощанський (2010-2020), Дубенський (2010-2013; 2016), Зарічненський (2012), Здолбунівський (2011-2015; 2017; 2020), Корецький (2011;2015-2018), Костопільський (2010-2013; 2015-2020), Сарненський (2016; 2019), Млинівський (2011;2015), Острозький (2012-2014; 2016-2020), Радивилівський (2010; 2013-2015), Рівненський (2013; 2015-2017). У 2015 році відбувся різкий скачок відсотка

невідповідності проб до 23,3% (більше ніж у 2 рази порівняно з 2014 роком).

Результати проведених досліджень узгоджуються із даними літератури [3-6]. Зокрема, у дисертаційній роботі [6] встановлено, що за період із 2004 по 2017 роки на території області спостерігалось погіршення якості питної води. Відсоток невідповідності проб питної води за санітарно-хімічними показниками за вказаний період із джерел і мережі централізованого водопостачання збільшився у 2,1 та 2,5 рази (відповідно з 15,5 % до 33,14 %, та з 12,7 % до 32,24 %), а за мікробіологічними показниками в 5 та 3,5 рази (відповідно з 3,2 % до 15,6 % та з 4,5 % до 15,7 %), що викликає особливу тривогу у гігієністів та епідеміологів. Із джерел децентралізованого водопостачання показники невідповідності за санітарно-хімічними показниками також зросли більше, ніж у 2,3 разів, із 14,5 % у 2004 році до 34,1 % у 2017 році. Також за цей період спостерігалось періодичне підвищення невідповідності проб води за мікробіологічними показниками [6].

Висновок.

Отримані дані підтверджують очевидний факт, що якість питної води із джерел децентралізованого водопостачання за санітарно-хімічними і мікробіологічними показниками потребує термінового поліпшення. Окремо слід зауважити погіршення якості питної води, яку споживає сільське населення, за мікробіологічними показниками (збільшення невідповідності проб у 3,6 рази), що є ризиком спалахів водно-обумовлених інфекцій. Це свідчить про необхідність вжиття невідкладних заходів щодо впровадження сучасних технологій та засобів знезараження води для питних потреб [7].

Перелік посилань.

1. «Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2021 році». 2022. 326 с. Режим доступу: <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/12/nacziionalna-dopovid-pro-yakist-pytnoyi-vody-ta-stan-pytного-vodopostachannya-v-ukrayini-u-2021-roczі.pdf>

2. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" 2.2.4-171-10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року N 400. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за N 452/17747. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>

3. Еколого-гігієнічна оцінка якості питної води із джерел централізованого та децентралізованого водопостачання Володимирецького району Рівненської області. І.В. Гущук та ін. Гігієна населених місць. 2022. № 72. С. 31-38.

4. Гущук І.В., Брезецька О.І., Гущук В.І., Драб Р.Р. Моніторинг за станом водозабезпечення міського населення Рівненської області за 1999- 2015 роки. Довкілля та здоров'я. 2017. № 4 (84). С. 31-37.

5. Ліхо О.А., Гакало О.І., Гущук І.В. Моніторинг стану децентралізованого водопостачання в Рівненській області. Вісник НУВГП. 2020. № 1 (89). С. 56-60.

6. Гущук І. В. Наукове обґрунтування концептуальних засад розвитку системи охорони громадського здоров'я України (гігієнічні аспекти). Автореф.... дис. докт. мед. наук. Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМНУ. Київ, 2020. 42 с.

7. Бабієнко В. В., Мокієнко А. В. Вода та інфекції. Патогени та їх інактивація. Одеса : Прес-кур'єр, 2023. 584 с.

Розділ 2

**РЕКРЕАЦІЙНО-БАЛЬНЕОЛОГІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ
КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ ТА УКРАЇНИ**

Chapter 2

**RECREATION AND SPA POTENTIAL OF THE
CARPATHIAN REGION AND UKRAIN**

СУЧАСНІ НАПРЯМКИ ДОСЛІДЖЕНЬ ЛІКУВАЛЬНОЇ ДІЇ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД У РІЗНИХ КРАЇНАХ ЗАРУБІЖЖЯ ЗА АНГЛОМОВНИМИ ПУБЛІКАЦІЯМИ

Наталія ОВЧИННИКОВА

*Інститут геологічних наук НАН України, Київ
nbovch@ukr.net*

CURRENT DIRECTIONS OF RESEARCH OF THE MEDICINAL EFFECT OF MINERAL WATERS IN DIFFERENT COUNTRIES ABROAD ACCORDING TO ENGLISH LANGUAGE PUBLICATIONS

Natalia OVCHINNIKOVA

*Institute of Geological Sciences of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv
nbovch@ukr.net*

The article examines scientific publications published since the beginning of the 21st century that relate to mineral waters. Based on an analysis of publications, the main new areas of research into the therapeutic effects of mineral waters in the last two decades have been identified.

Класично, з часу Міжнародного Бальнеологічного Конгресу, який відбувся у 1911 році у німецькому Наугеймі (Nauheim), лікувальні властивості мінеральних вод (МВ) пов'язують з переважаючим у складі аніоном [Quattrini S. et al., 2016]: сульфатним (SO_4^{2-}), гідрокарбонатним (HCO_3^-), хлоридним (Cl^-), йодним (I^-), бромним (Br^-), фторовим (F^-), сірчанним (S^{2-}). Також до традиції можна віднести визнання зв'язку лікувальної дії вод з високим або переважаючим вмістом основних катіонів: кальцію, магнію, натрію, заліза [Quattrini S. et al., 2016]. Переважно, протягом ХХ століття дослідження як мінеральних, так і питних вод обмежувались вивченням впливу на здоров'я цих складових. Ситуація почала змінюватись наприкінці століття. Основні дослідження, які просліджуються за матеріалами наукової літератури, що охоплюють також і питні води, згруповані у такі напрямки 1) Дослідження мікроелементів у мінеральних та питних водах, біохімічні дослідження; 2) Дослідження, пов'язані з біодоступністю складових мінеральних та питних вод та форм присутності елементів складу у водному розчині; 3) Дослідження електропровідності та іонної сили МВ.

Мікроелементи, біохімічні дослідження. У 1980 році Комітет з безпеки питної води (SDWC) Національної академії наук США у звіті "Питна вода і здоров'я" [Drinking Water and Health, 1980, стор.265] зауважив, що "початковою задачею SDWC було виявлення у системі водопостачання країни елементів (nutrients), які можуть представляти небезпеку для здоров'я населення, отже, вимагають встановлення граничних значень... Звіт комітету ... містив пропуски¹, дані по яких були відсутні або тільки з'являлися на момент написання звіту... Однією з таких областей були елементи, які, як відомо потрібні (або як передбачається потрібні) для оптимального здоров'я людей і тварин. Хоча деякі елементи, зокрема мікроелементи, були розглянуті в першому звіті, охоплення в основному було токсикологічним...".

Отже, починаючи з 1980 року почалась історична зміна у поглядах на хімічний склад природної води, включаючи як макро-, так і мікроелементи. У звіті SDWC 1980 року декларується "...відхід від більшості досліджень SDWC, проведених раніше або що тривають...". З нової точки зору у звіті розглянутий вплив на здоров'я таких хімічних складових у питній воді; кальцій, магній, фосфор, фтор, натрій, калій, хлор, йод, залізо, мідь, цинк, селен, марганець, миш'як, нікель, ванадій, кремній, молібден, хром. Цю нову главу звіту названо "Вклад питної води в мінеральне живлення людини" ("The Contribution of Drinking Water to Mineral

¹ Щодо елементів (nutrients)

Nutrition in Humans).

З 1980 року база елементів, мікроелементів і речовин як неорганічних, так і органічних у природній воді, що вивчаються медиками, токсикологами, біохіміками, значно збільшилась. З переліком досліджених інгредієнтів у природних водах можна ознайомитись на сайті ВООЗ: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950>.

Дослідження продовжуються і удосконалюються в нових напрямках. Поряд з вивченням впливу кожного окремого з мікроелементів на здоров'я є наукові праці з випробувань мінеральних вод цілком, в повному складі. В одній з останніх статей [Narciso L, et al., 2022] досліджено вплив на деякі параметри здоров'я мишей п'яти питних мінеральних вод, які були класифіковані як 1) багата сульфатами, кальцієм та магнієм мінеральна вода, 2) бікарбонатна, сульфатна та магнієва вода, 3) мінеральна вода, багата бікарбонатами та кальцієм, 4) мінеральна вода, багата бікарбонатами, кальцієм, калієм і магнієм, і 5) легка мінеральна вода (без основного мінералу – таке авторське визначення). Отримано значимі результати, за цими показниками автори пропонують продовжити дослідження на людях.

Ще декілька прикладів біохімічних досліджень лікувальної дії мінеральних вод у дерматології нижче.

Магній відіграє центральну роль у лікуванні мінеральною водою, стверджують автори [Costantino M., et al., 2019], а саме – у зростанні і диференціації кератиноцитів у шкірі, і діє в якості природного зволожуючого агента. Ці ефекти дуже корисні для лікування таких патологій, як псоріаз та атопічний дерматит [Proksch E, et al., 2005; Shani J, et al., 1985].

Хлоридно-сульфатні мінеральні води лікують запальні реакції шкіри людини, викликані прямим застосуванням хімічного подразника [Hercogova J. et al., 2002]. Інші дослідники [Tsourelis-Nikita E. et al, 2002] продемонстрували потенційний протизапальний ефект бальнеотерапії хлоридно-сульфатною мінеральною водою у пацієнтів з бляшковим псоріазом: отримано значне зниження індексу площі та тяжкості псоріазу.

Повідомлено [Bajgai J, Fadriquela A, Ara J, et al, 2017] про антиоксидантну дію багатих сульфатами вод, які значно покращили окислювально-відновний баланс у голих мишей з атопічним дерматитом, індукованим застосуванням 2,4-динітрохлорбензолу.

У статті "Питні мінеральні води: Біохімічні ефекти та наслідки для здоров'я - Сучасні технології" [Albertini M. C. et al., 2007] розглядається "сучасний стан біохімічних досліджень, пов'язаних із впливом питної мінеральної води... У зв'язку з величезним інтересом і зростаючим останнім часом використанням питних мінеральних вод виникає потреба в суворому науковому підході.... Доведено, що лікувальна дія питних мінеральних вод має важливе біохімічне значення. Однак деякі побічні явища під час санаторно-курортного лікування необхідно враховувати та досліджувати." Далі автори додають, що "слід зазначити, що досліджень біохімічного впливу мінеральних вод дуже мало; і через дуже високу поширеність гідропінотерапії в нашій, а також в інших країнах Західної та Східної Європи" підкреслюється необхідність подальшого впровадження таких досліджень (стор.162).

Біодоступність Форми присутності елементів у воді. Біологічна доступність як метод дослідження отримала загальне визнання у другій половині ХХ ст., після відкриття феномену терапевтичної нееквівалентності ліків з однаковим складом, в ідентичних лікарських формах, але виготовлених на різних заводах, або в різних партіях одного заводу.

Біодоступність хімічних складових у мінеральних водах стала предметом уваги дослідників недавно, вже у 21 столітті.

Споживання води може зробити важливий внесок до харчових потреб у мінералах/елементах залежно від її складу [Maraver F. et al., 2015; Vitoria I. et al., 2014]. У зв'язку з цим, наприклад, було виявлено, що мінеральна вода, яка містить 60 мг магнію/л, може забезпечити від 30% до 102% денної потреби у магнії; а МВ, що містить 100–150 мг кальцію/л, забезпечує 10–31% магнію та кальцію рекомендованої харчової норми, відповідно, в залежності від кількості випитої води (та від віку людини). Мінерали та елементи, розчинені у воді, добре

засвоюються та мають високу біодоступність [Maraver F. et al., 2015; Vitoria I. et al., 2014; Quattrini S. et al., 2016; Karagulle O. et al., 2006; Kiss S.A. et al., 2004], а також, завдяки їхній хімічній формі присутності у воді, вони засвоюються легше, а отже, є більш біодоступними у воді, ніж у їжі.

Стаття "Метаболічний синдром: чи стоїть модуляційна роль за споживанням мінеральної води? Огляд" [Costa-Vieira D., Monteiro R., Martins M. J., 2019]. є не тільки оглядом великого об'єму літератури, але і аналізом, і систематизацією відомостей про лікувальні особливості мінеральних вод в цій літературі. У висновках до статті автори зазначають, що "споживання мінеральної води є не тільки хорошим джерелом певних мінералів, елементів, активних іонів і молекул, але й адекватним засобом проти кислотного навантаження, викликаного дієтою... Споживання мінеральної води може бути або: а) компенсацією недоліків в організмі та дієти та/або коригуванням кислотного-лужного дисбалансу в організмі та зниженням кислотного навантаження дієти, або (б) доповненням вже адекватного стану організму та подальшим підлугуванням кислотного-лужного балансу в організмі та/або подальшим зниженням кислотного навантаження дієти. Це може пом'якшувати або посилювати диспропорції у співвідношенні мінерал/елемент/активний іон/молекула в організмі та дієти".

Електропровідність, іонна сила. Іонна сила розчину (електроліту) є мірою інтенсивності електричного поля, що створюється іонами в розчині, і є однією з найважливіших характеристик розчину (електроліту). Мінеральна природна вода є електролітом. Дослідження електропровідності природної води розпочато ще у ХХ столітті.

Осібнo виділяються декілька досліджень іонної сили та електропровідності мінеральних вод. Власне знайдено усього дві таких статті цілеспрямовані на аналіз не просто натуральної води чи водних розчинів електролітів, а саме мінеральних вод. У першій за роком опублікування статті [Preoteasa E.A., Ionescu-Tîrgoviste C., 2015] йдеться про дослід з вимірювання провідності 15 румунських і міжнародних мінеральних вод як функції їх іонної сили на основі їх номінального складу. "Було знайдено нелінійну залежність, і ... визначено два відмінних класи мінеральних вод, а третій клас має проміжні властивості... Наше дослідження може стати основою для подальших фізико-хімічних досліджень механізмів провідності в мінеральних водах, а також для ретельних досліджень клінічних відмінностей між ідентифікованими класами мінеральних вод." У наступній статті [Preoteasa E.A., Ionescu-Tîrgoviste C., 2016] щодо згаданих двох відмінних класів мінеральних вод додано, що "досліджувані мінеральні води класифікуються у дві групи з різними властивостями, у бік низьких і, відповідно, високих значень іонної сили.... Однак існує проміжна область між двома вищезгаданими, де мінеральні води можуть демонструвати цікаві властивості, як це часто трапляється на кордонах." У статті зосереджена увага на цій області на прикладі мінеральної води Keia, яка розташована майже точно на стику двох областей. Далі автори пропонують гіпотезу, що особливість води Keia може бути пов'язана з передбачуваним високим упорядкуванням молекул води через водневі зв'язки в об'ємі між іонами. Можливе впорядкування може мати форму водних кластерів. "Водні кластери, утворені водневими зв'язками, можуть мати сильні дипольні моменти, що когерентно коливаються, і, як передбачається, відіграють важливу біологічну роль в клітині. Хоча існує велика підтримка, потрібні подальші дослідження, щоб отримати більш прямі докази їх участі в гомеопатії. Підводячи підсумок – кондуктометрія разом із даними про склад дозволила отримати релевантну картину та відкриту перспективу специфічних фізико-хімічних властивостей мінеральних вод, добре проілюстрованих нашим практичним дослідженням Keia" – сказане у заключному висновку.

Такий інтегральний параметр води як іонна сила часто згадується в публікаціях останніх років щодо мінеральних вод. Іонна сила додається до інших хімічних характеристик мінеральних вод, зазначається на етикетках до бутельованих вод (в Європейському союзі), де часто можна зустріти і електропровідність. Але дослідів у мінеральних водах ролі цих показників щодо здоров'я поки що обмаль, як сказано вище.

Висновки

У 21-му столітті до поля зору науковців, що пов'язують свою діяльність з вивченням природних мінеральних вод, увійшли нові напрямки, можливості і поняття, Це такі, як: більша біодоступність хімічних складових у мінеральних водах у порівнянні з їжею, пов'язана із формами присутності елементів у воді; нові біохімічні результати досліджень і збільшення обсягу досліджуваних елементів складу мінеральних вод; а, також специфічні фізико-хімічні дослідження іонної сили та електропровідності, які виходять на мікрорівень – молекул та іонних зв'язків у молекулах води.

В цілому огляд опублікованої на англійській мові літератури показав, що поглиблені дослідження достеменного складу, структури природних мінеральних вод на основі фізико-хімічної теорії та термодинаміки тільки почались в останньому десятиріччі.

Посилання

1. Albertini M. C., Conti M. E, Teodori L., 2007. *Drinking mineral waters: Biochemical effects and health implications - The state-of-the-art. January 2007. International Journal of Environment and Health* 1(154):153-169. DOI:10.1504/IJENVH.2007.012230
2. Bajgai J, Fadriuela A, Ara J, et al., 2017. *Balneotherapeutic effects of high mineral spring water on the atopic dermatitis-like inflammation in hairless mice via immunomodulation and redox balance. BMC Complement Altern Med.* 2017;17: 481.
3. Costantino M., Izzo V., Conti V., Manzo V., Guida A., Filippelli A., 2019. *Sulphate mineral waters: A medical resource in several disorders. J Tradit Complement Med.* 2019. Apr 22;10(4):320-326. doi: 10.1016/j.jtcme.2019.04.004
4. Costa-Vieira D., Monteiro R., Martins M. J., 2019. *Metabolic Syndrome Features: Is There a Modulation Role by Mineral Water Consumption? A Review. Nutrients*, 2019, May, 22;11(5):1141. doi: 10.3390/nu11051141
5. *Drinking Water and Health,,: Volume 3. National Research Council, 1980. Washington, DC: The National Academies Press.* <https://doi.org/10.17226/324>.
6. Hercogova J, Stanghellini E, Tsourelis-Nikita E, Menchini G., 2002. *Inhibitory effects of Leopoldine spa water on inflammation caused by sodium lauryl sulphate. J Eur Acad Dermatol Venereol.* 2002;16(3):263-266.
7. Karagulle O., Kleczka T., Vidal C., Candir F., Gundermann G., Kulpmann W.R., Gehrke A., Gutenbrunner C., 2006. *Magnesium absorption from mineral waters of different magnesium content in healthy subjects. Forsch. Komplementmed.* 2006, 13, 9–14.
8. Kiss S.A., Forster T., Dongo A., 2004. *Absorption and effect of the magnesium content of a mineral water in the human body. J. Am. Coll. Nutr.* 2004, 23, 758s–762s.
9. Maraver F., Vitoria I., Ferreira-Pego C., Armijo F., Salas-Salvado J., 2015. *Magnesium in tap and bottled mineral water in Spain and its contribution to nutritional recommendations. Nutr. Hosp.* 2015, 31, 2297–2312.
10. Narciso L, Martinelli A., Torriani F., Frassanito P., Bernardini R., Chiarotti F., Marianelli C., 2022. *Natural Mineral Waters and Metabolic Syndrome: Insights From Obese Male and Female C57BL/6 Mice on Caloric Restriction. Front Nutr.* 2022 May 24;9:886078. doi: 10.3389/fnut.2022.886078
11. Preoteasa E.A., Ionescu-Tîrgoviste C., *A Case study of conductivity in mineral water. Proc. Rom. Acad., Series B,* 2016, 18(1), p. 15–23.
12. Preoteasa E.A., Ionescu-Tîrgoviste C., 2015. *Ionic structure in mineral waters: A conductometry study., Proc. Rom. Acad., Series B,* 2015, 17(3), p. 201–213.
13. Proksch E, Nissen HP, Bremgartner M, Urquhart C., 2005. *Bathing in a magnesium-rich Dead Sea salt solution improves skin barrier function, enhances skin hydration, and reduces inflammation in atopic dry skin. Int J Dermatol.* 2005;44(2): 151-157.

14. Quattrini S., Pampaloni B., Brandi M. L., 2016. Natural mineral waters: chemical characteristics and health effects. *Clin Cases Miner Bone Metab.* 2016 Sep-Dec; 13(3): 173–180. doi: 10.11138/ccmbm/2016.13.3.173
15. Shani J, Barak S, Levi D, et al. (1985). Skin penetration of minerals in psoriatics and Guinea-pigs bathing in hypertonic salt solutions. *Pharmacol Res Commun.* 1985;17(6):501e512.
16. Tsourelis-Nikita E, Menchini G, Ghersetich I, Hercogova J., 2002. Alternative treatment of psoriasis with balneotherapy using Leopoldine spa water. *J Eur Acad Dermatol Venereol.* 2002;16(3):260-262.
17. Vitoria I., Maraver F., Ferreira-Pego C., Armijo F., Moreno Aznar L., Salas-Salvado J., 2014. The calcium concentration of public drinking waters and bottled mineral waters in Spain and its contribution to satisfying nutritional needs. *Nutr. Hosp.* 2014, 30, 188–199.

МЕДИЧНЕ ЗОНУВАННЯ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ – ПЕРЕДУМОВА ДО ПОСЛІДОВНОЇ РЕАБІЛІТАЦІЇ ПОСТРАЖДАЛИХ ВІД РОСІЙСЬКОЇ АГРЕСІЇ

*Анатолій ПОГРЕБНИЙ, Олександр РОМАНЧУК, Оксана ЦУРКАН,
Наталія ОЛІЙНИК*

*ДУ «Український науково-дослідний інститут медичної реабілітації та
курортології МОЗ України», м. Одеса, Україна
pgrb@ukr.net*

MEDICAL ZONING OF THE LVIV REGION IS THE KEY TO THE SEQUENTIAL REHABILITATION OF THE VIC TIMS OF RUSSIAN AGGRESSION

A. POHREBNIYI, O. ROMANCHUK, O. TSURKAN, N. OLINYK

*State institution «Ukrainian Research Institute of Medical Rehabilitation and Resort
Therapy of the Ministry of Health of Ukraine», Odesa*

У статті проаналізовано відомості щодо природних лікувальних ресурсів Львівської області, виділено медичні зони, які за наявності різноманітних природних лікувальних ресурсів є перспективними для використання з метою реабілітації. Кожний із згаданих природних лікувальних ресурсів Львівської області має унікальні властивості щодо впливу на різні функціональні системи організму. Це передбачає їх використання під час реабілітації при значній кількості захворювань на рівні з фізичними та преформованими фізичними факторами.

Особливо актуальними питання реабілітації є в умовах воєнного часу, коли етапність надання реабілітаційної медичної допомоги передбачає наявність належного організаційного забезпечення. В Україні набули чинності Постанови Кабінету Міністрів України та наказ МОЗ України, які регламентують організаційні складові проведення послідовної реабілітації, які передбачають дотримання основних принципів реабілітаційної допомоги, серед яких безперервність та спадкоємність. Вони є важливими з позицій підтримки та поліпшення функціонального стану ушкодженої та інших систем організму при переході від одного до іншого етапу реабілітації. Для цього, нарівні із іншими складовими, доцільно створити територіальні мережі послідовної реабілітації, які б могли використовувати позитивні напрацювання реабілітаційних установ та природні ресурси на тих чи інших територіях.

Актуальним даний підхід є з позицій сучасних напрямків розвитку реабілітаційних послуг задекларованих ВООЗ, серед яких: зміцнення механізмів планування і надання реабілітаційних послуг на національному і субнаціональному рівнях; посилення інтеграції реабілітаційних послуг в систему охорони здоров'я і зміцнення міжсекторальних зв'язків з метою ефективного і результативного задоволення потреб населення; забезпечення загального доступу до реабілітаційних послуг; побудова моделей комплексного надання реабілітаційних послуг для поступового забезпечення рівного доступу до якісних послуг, включаючи допоміжні технології, для усіх людей, у тому числі людей, що мешкають в сільських і віддалених районах.

За нашими даними у Львівській області розташовано 112 реабілітаційних установ різного рівня та різної підпорядкованості, що є найбільшою кількістю серед всіх областей України. Серед них такі, що можуть надавати послідовну

реабілітаційну допомогу у гострому, післягострому, а також довготривалому періоді реабілітації. Частка останніх найбільша.

Львівська область має унікальні природні лікувальні ресурси, які дозволяють істотно пришвидшувати процеси відновлення після перенесених травм та захворювань, що було доведено значною кількістю наукових досліджень проведених у санаторно-курортних закладах області в тому числі за участі науковців нашого інституту.

Різноманіття природних лікувальних ресурсів, і насамперед мінеральних підземних вод, пов'язано з приналежністю їх до різних геоструктурних елементів, які виділяються у межах території Львівської області – Складчастих Карпат, Передкарпатського прогину, Східноєвропейської та Західноєвропейської платформ, з притаманними їм своєрідними умовами формування.

Карпати за своєю структурою належать до найскладніших гірських споруд світу. Структура Карпат покривно-лускувата, з переміщенням мас з південного заходу на північний схід, у бік Східноєвропейської платформи. Загальну структуру Українських Карпат визначають як моновергентний асиметричний мегапокрив, облямований прогинами і розділений у внутрішній частині великою шовною зоною, що трасується утвореннями Пенінської та Мармароської зон Скуль, яку вважають проявом Закарпатського глибинного розлому.

Структури Передкарпатського прогину утворюють широку смугу між Карпатами та окраїною платформ. Передкарпатський прогин поділяється на три зони. Бориславсько-Покутська та Самбірська представляють собою тектонічні покриви, Більче-Волицька – автохтонна.

На північному сході Карпати обмежуються молодого Західноєвропейською платформою та древнішою Східноєвропейською платформою. Нижнім структурним поверхом цих великих одиниць є кристалічний фундамент, верхнім – багатоярусний осадовий чохол, який залягає на денудованій та еродованій поверхні кристалічних порід. Складно дислокований фундамент складений метаморфізованими вулканогенно-осадовими породами, ультраметаморфічними та інтрузивними утвореннями архею-палеопротерозою. Чохол представлений слабо дислокованими породами рифею, венду та палеозою, майже недислокованими – мезозою та кайнозою.

Спектр поширення та різноманіття на території Львівської області природних лікувальних ресурсів – мінеральних вод, пелоїдів, озокериту, у сполученні зі сприятливими кліматичними умовами, мальовничим ландшафтом, при достатньому розвитку існуючої інфраструктури дозволяє заявити дану територію найбільш перспективною для курортно-рекреаційного освоєння та медичної реабілітації.

Мінеральні води Львівської області представлено наступними типами (табл. 1): мало-, середньо- та високомінералізованими різного аніонного та катіонного складу без специфічних компонентів та властивостей (БСКВ), борними мало- та середньомінералізованими гідрокарбонатними, хлоридно-гідрокарбонатними натрієвими, йодо-бромними борними високомінералізованими хлоридними, сульфатно-хлоридними натрієвими, холодними та термальними, водами з підвищеним умістом органічних речовин слабко- та маломінералізованими різного аніонного та катіонного складу, залізистими з підвищеним умістом органічних речовин слабкомінералізованими, сульфідними маломінералізованими сульфатними, гідрокарбонатно-сульфатними різного катіонного складу, кремнієвими слабкомінералізованими гідрокарбонатними кальцієво-натрієвими, розсолами – без специфічних компонентів та властивостей, борними, йодо-бромними борними залізистими, сульфідними йодо-бромними залізистими.

Таблиця 1 – Мінеральні води Львівської області

№	Тип мінеральної води	Місцерозташування (район, населений пункт)	Міне- ралізація, г/дм ³
1.	Без специфічних компонентів та ластивостей: <i>маломінералізовані</i> а) хлоридні, гідрокарбонатно-хлоридні натрієві, кальцієво-натрієві	Дрогобицький: м. Борислав Золочівський: с. Кутір Львівський: м. Кам'янка Бузька, м.Дубляни Самбірський: с. Пиняни Стрийський: с. Розгірче Яворівський: м. Немирів, м. Судова вишня	1-5
	б) сульфатні, сульфатно-хлоридні, хлоридні-сульфатні різного катіонного складу	Дрогобицький: м. Трускавець Золочівський: смт. Олесько, с. Новоселище, с. Балучин, Львівський: сс. Кнісело, Лісновичі, Повітно, Любеля, Іванівка Яворівський: с. Солуки Червоноградський: с. Реклинець	
	<i>середньомінералізовані</i> хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, кальцієво-натрієві	Дрогобицький: м. Борислав, м. Трускавець Самбірський: с. Муроване Яворівський: сс. Солуки, Вишенка	5-10
	<i>високомінералізовані</i> а) хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві б) гідрокарбонатні натрієві	Дрогобицький: м. Трускавець Самбірський: с. Задністрияни Яворівський: с. Дрогомишль Самбірський: с. Розлуч Стрийський: с. Сколе	12-24
2.	Борні мало-середньомінералізовані гідрокарбонатні, хлоридні-гідрокарбонатні натрієві	Дрогобицький: смт. Східниця Самбірський: с. Івашківці	3-6
3.	Іодо-бромні, борні високомінералізовані хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, холодні та термальні	Дрогобицький: м. Трускавець, смт. Меденичі Львівський: смт. Брюховичі	17-33
4.	З підвищеним умістом органічних речовин а) слабкомінералізовані різного аніонного та різного катіонного складу	Дрогобицький: м. Трускавець, м. Борислав, смт. Східниця, сс. Довге, Перепростиня, Старий Кропивник Стрийський: с. Коростів, смт. Верхне Синьовидн Самбірський: с. Розлуч Яворівський: смт. Шкло	до 1
	б) <i>маломінералізовані</i> гідрокарбонатні натрієві	Дрогобицький: смт. Східниця	1-5
	в) <i>залізисті</i> слабкомінералізовані	Дрогобицький: м. Трускавець, смт. Східниця	до 1
5.	Сульфідні маломінералізовані сульфатні гідрокарбонатно-сульфатні різного катіонного складу	Львівський: смт. Великий Любень, с. Завадів, м. Пустомити, Самбірський: смт. Нижанковичі Яворівський: с. Цетуля Стрийський: с. Подорожнє, м. Новий Розділ	1-5
6.	Кремнієві слабкомінералізовані гідрокарбонатні кальцієво-натрієві	Самбірський: с. Вільшаник	до 1

продовження табл. 1

Тип мінеральної води	Місцерозташування (район, населений пункт)	Мінералізація, г/дм ³
Розсоли а) сульфатні, хлоридні-сульфатні натрієві, магнієво-натрієві	Дрогобицький р-н: с. Попелі Стрийський р-н: м. Моршин, с. Баня Лисовицька	55-65 80-190
б) бромні хлоридні натрієві, кальцієво-натрієві)	Дрогобицький р-н: м. Трускавець с. Дерезичі Самбірський р-н: сс.. Березів, Шумина	42 -90 150-170 260-290
в) борні сульфатні, хлоридні-сульфатні натрієві	Стрийський р-н: с. Горішне	115-180
г) йодо-бромні борні хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, магнієво-натрієві	Дрогобицький р-н: смт. Меденичі, м. Трускавець, с. Уріж, с. Доброгостів Яворівський р-н: с. Чижевичі Червоноградський р-н: м. Великі Мости	120 200-400 200 190 80-180
д) йодо-бромні борні залістисті хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, магнієво-натрієві	Дрогобицький р-н: м. Трускавець, с. Доброгостів Стрийський р-н: с. Горішне, с. Гребенів	200-400 500 80-400
е) сульфідні йодо-бромні борні залістисті хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, магнієво-натрієві	Дрогобицький р-н: м. Трускавець	200-350

Природні лікувальні ресурси Львівської області також представлено торфовими пелоїдами та озокеритом (табл. 2)

Таблиця 2 – Торфові пелоїди та озокерит

Тип ПЛР	Місцерозташування (район, населений пункт)
Торфові пелоїди	Львівський: смт. Великий Любінь, с. Кнісело,
	Стрийський: м. Моршин, с. Жулин
	Червоноградський: с. Синьків
	Яворівський: смт. Немирів, смт. Шкло
Озокерит	Дрогобицький: м. Борислав
	Самбірський: смт. Стара Сіль

Кожний із згаданих природних лікувальних ресурсів Львівської області має унікальні властивості щодо впливу на різні функціональні системи організму. Це передбачає їх використання під час реабілітації при значній кількості захворювань на рівні з фізичними та преформованими фізичними факторами.

На підставі відомостей щодо наявних ПЛР Львівської області перспективними для використання з метою реабілітації є виділення наступних медичних зон (рис. 1):

I. Дрогобицька медична зона:

– мінеральні води: без специфічних компонентів та властивостей маломінералізовані, середньомінералізовані, високомінералізовані різного аніонного та катіонного складу; борні мало-середньо-мінералізовані гідрокарбонатні, хлоридні-гідрокарбонатні натрієві, йодо-бромні, борні високомінералізовані хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві; з підвищеним умістом органічних речовин слабкомінералізовані, маломінералізовані різного аніонного та різного катіонного складу, залістисті слабкомінералізовані; розсоли без

специфіки, бромні, йодо-бромні борні, йодо-бромні борні залізисті, сульфідні йодо-бромні борні залізисті хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, магнієво-натрієві.

- озокерит: м. Борислав

II. Самбірська медична зона:

– мінеральні води: без специфічних компонентів та властивостей маломінералізовані, середньомінералізовані, високомінералізовані різного аніонного та катіонного складу; борні мало-середньомінералізовані гідрокарбонатні, хлоридні-гідрокарбонатні натрієві, з підвищеним умістом органічних речовин слабкомінералізовані різного аніонного та різного катіонного складу; сульфідні маломінералізовані сульфатні гідрокарбонатно-сульфатні різного катіонного складу; кремнієві слабкомінералізовані гідрокарбонатні кальцієво-натрієві; розсоли бромні хлоридні натрієві, кальцієво-натрієві.

- Озокерит: смт. Стара Сіль

III. Стрийська медична зона:

– мінеральні води: без специфічних компонентів та властивостей маломінералізовані, високомінералізовані різного аніонного та катіонного складу; з підвищеним умістом органічних речовин слабкомінералізовані різного аніонного та різного катіонного складу; сульфідні маломінералізовані сульфатні гідрокарбонатно-сульфатні різного катіонного складу); розсоли без специфіки, борні, йодо-бромні борні, йодо-бромні борні залізисті хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, магнієво-натрієві.

- торфові пелоїди: м. Моршин, с. Жулин

IV. Яворівська медична зона:

– мінеральні води: без специфічних компонентів та властивостей маломінералізовані, середньомінералізовані, високомінералізовані різного аніонного та катіонного складу; з підвищеним умістом органічних речовин слабкомінералізовані різного аніонного та різного катіонного складу; сульфідні маломінералізовані сульфатні гідрокарбонатно-сульфатні різного катіонного складу; розсоли йодо-бромні борні хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві, магнієво-натрієві.

- торфові пелоїди: смт. Немирів, смт. Шкло

V. Львівська медична зона:

– мінеральні води: без специфічних компонентів та властивостей маломінералізовані різного аніонного та катіонного складу, йодо-бромні, борні високомінералізовані хлоридні, сульфатно-хлоридні натрієві; сульфідні маломінералізовані сульфатні гідрокарбонатно-сульфатні різного катіонного складу.

- торфові пелоїди: смт. Великий Любень, с. Кнісело

Доцільність виділення таких медичних зон зумовлена можливостями використання наявних природних лікувальних ресурсів під час післягострого та довготривалого періодів реабілітації. Адже кожний з наявних ресурсів має особливості, пов'язані з активізацією різних ланок адаптаційного процесу, який зумовлює ефективність реабілітації на різних стадіях перебігу патологічного процесу.

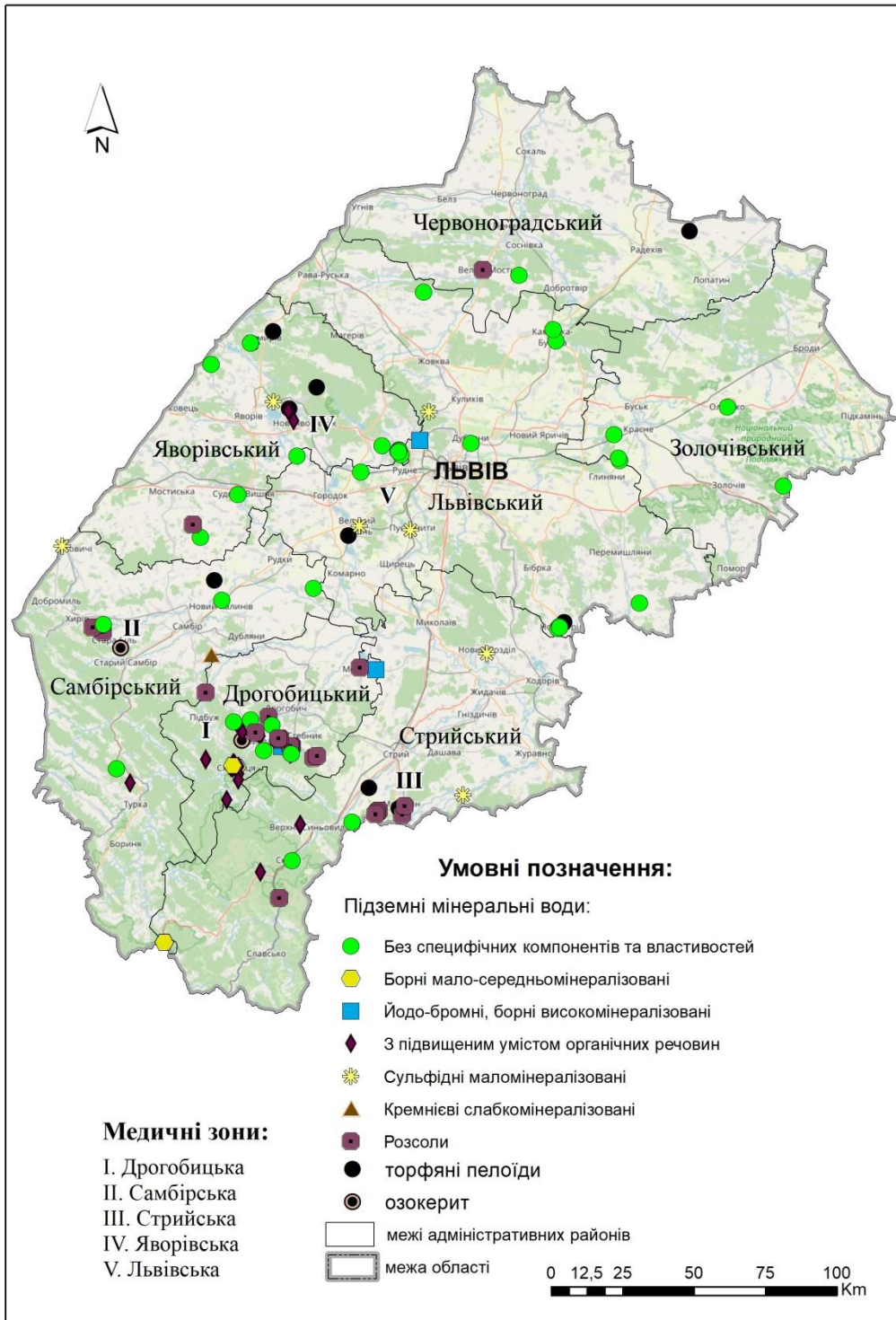


Рис. 1. Просторове розташування природних лікувальних ресурсів Львівської області.

Наші багаторічні дослідження біологічних ефектів мінеральних вод дозволили встановити їх загальні закономірності, а також особливості, зумовлені хімічним складом, і вмістом біологічно активних компонентів і сполук. Серед загальних закономірностей адаптаційні реакції та перебудови гуморального імунітету, особливості білкового обміну, детоксикаційної функції, окислювально-відновні процеси, репаративні процеси в різних морфофункціональних структурах органів і систем організму людини.

Одними з важливих ефєкторів мінеральних вод є їх мінералізація та особливості фізико-хімічного складу, які визначають вплив на буферні системи організму та активність ферментів, що приймають участь у анаболічних та катаболічних процесах в організмі людини та зумовлюють метаболічні перебудови. Так, наявність маломінералізованих хлоридних натрієвих вод, які зустрічаються у всіх виділених зонах, при застосуванні у післягострому періоді реабілітації дозволить гармонізувати функції гепатобіліарної системи, що є важливим для забезпечення початкових стадій репаративних процесів. Слабкомаломінералізовані води з підвищеним вмістом кремнію, які зустрічаються в Самбірській зоні, можуть стимулювати процеси переамінування та детоксикації, що є важливим при дегенеративно-дистрофічних процесах, які супроводжують відновлення організму у післягострому та довготривалому періодах реабілітації. Важливим ефектом таких вод є також активізація процесів білкового синтезу та відповідно репарації тканин, що зумовлює ефекти відновлення в довготривалому періоді. Мінеральні води з підвищеним умістом органічних речовин, які наявні у Дрогобицькій медичній зоні, суттєво активізують гуморальну ланку імунної відповіді, стимулюють ваготонічні ефекти, мають протизапальні ефекти, які пов'язані з активізацією метаболічних процесів в клітинах, можуть бути серед основних факторів комплексної реабілітації у післягострому та довготривалому періодах. Заслужують на увагу йодо-бромні води, які зустрічаються у Львівській та Дрогобицькій медичних зонах, які мають нейропротекторну дію та можуть використовуватися у пацієнтів з травматичними ушкодженнями ЦНС у довготривалому періоді реабілітації. Достатню ефективність зовнішнього застосування високомінералізованих вод, наявних у Стрийській, Дрогобицькій, Самбірській та Яворівській медичних зонах слід очікувати при травматичних ушкодженнях у післягострому періоді реабілітації. Активізуючі ефекти пелоїдів та озокеритів на репаративні процеси в тканинах є важливими в умовах післягострої та довготривалої реабілітації при травмах та захворюваннях опорно-рухового апарату та нервової системи.

Тобто, окремі території Львівської області мають різні природні лікувальні ресурси, які можуть бути використані в умовах післягострої та довготривалої реабілітації під час руху по маршрутах пацієнтів з травмами опорно-рухового апарату, ураженнями центральної та периферичної нервової системи, соматичною патологією. Важливою складовою підвищення ефективності реабілітації із використанням природних лікувальних ресурсів є задіяння наявних матеріально-технічних баз окремих реабілітаційних центрів, розташованих у різних районах Львівської області із залученням фахівців фізичної та реабілітаційної медицини.

З огляду на запропоноване медичне зонування Львівської області з урахуванням природних лікувальних факторів цілком досяжним є підвищення якості реабілітаційної допомоги на підставі впровадження доказових підходів до застосування мінеральних вод, пелоїдів, озокериту, їх включення в клінічні стандарти та протоколи реабілітації при різних захворюваннях та травмах, насамперед у періодах післягострої та довготривалої реабілітації, коли одними із основних завдань є максимальна оптимізація процесів репарації, адаптації та пристосування організму з урахуванням особливостей перебігу травм та захворювань, їх ускладнень та віддалених наслідків.

ВОДОСПАДИ НА РІЧКАХ ПІВНІЧНОГО СХИЛУ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ (ГЕОЛОГІЯ, РЕКРЕАЦІЙНЕ І ГЕОТУРИСТИЧНЕ ЗНАЧЕННЯ)

І.Т. Попп, Г.Я. Гавришків, Ю.П. Гаєвська, П.В. Мороз

*Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, Львів, Україна
itpopp@ukr.net*

WATERFALLS ON THE RIVERS OF THE NORTHERN SLOPE OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS (GEOLOGY, RECREATIONAL AND GEOTOURISM SIGNIFICANCE)

I.T. Popp, H.Ya. Havryshkiv, Yu.P. Haievska, P.V. Moroz

*Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals, NAS Ukraine, Lviv,
Ukraine*

The reason for the formation of waterfalls on the Carpathian rivers is the presence of layers of hard rocks (sandstones, cherts) in the sections of flysch of the Cretaceous-Paleogene of the Ukrainian Carpathians. Sections of Carpathian flysch rocks in the area of the "Probiy" waterfall (Yaremche) and Kamianets, Manyava, Bukhtivets, Boryslav waterfalls were studied. These waterfalls are natural monuments and objects of recreation and geological tourism, and they are very important for the conservation of natural landscapes and water resources of the Ukrainian Carpathians.

У крейдяно-палеогенових флішових відкладах Карпатської покривно-складчастої споруди зустрічається велика кількість різноманітних цікавих і екзотичних геотуристичних об'єктів, придатних для організації рекреаційної діяльності, але на особливу увагу заслуговують водоспади [3–6].

Відклади, які прорізає вода карпатських гірських річок утворилися 120–20 млн р. тому і були підняті на поверхню рухами земної кори. Природні водоспади є геоморфологічними утвореннями, сформовані водним потоком, що спадає зі стійкого до ерозії кам'яного уступу [4]. В розрізах карпатського флішу широко розвинені пласти міцних порід (сильнозцементованих, часто скременілих пісковиків, силіцитів) ранньо- і пізньокрейдового, палеоценового, еоценового і олігоценного віку [1, 2]. З ними пов'язане утворення водоспадів і порогів на карпатських річках.

Потужні піскуваті товщі крейди і палеоцену Карпат утворилися як відклади гравітаційних потоків на другому рівні лавинної седиментації, в підніжжі континентального схилу північної континентальної окраїни океану Тетис [8–10]. Силіцити (фтаніти) кременистих горизонтів є криптобіогенними кременистими утвореннями [10, 11]. Такі осадові утворення цікаві тим, що їх можна показати туристам на місцевості і на їхньому прикладі розказати про палеоокеанологічні події в історії не тільки Карпатського, а й всього Тетидного басейну і Світового океану [3, 6–11].

Під час експедицій в 2003, 2004, 2007, 2012 рр. (під керівництвом член-

кореспондента НАН України Ю.М. Сеньковського) співробітниками відділу СПГК ІГГК НАН України вивчалися розрізи порід карпатського флішу в районі таких відомих водоспадів як “Пробій” (Яремче), Кам’янецького, Манявського, Бухтівецького, Бориславського та ін.

Відомий водоспад в м. Яремче, на річці Прут утворений породами ямненської світи палеоцену. Тут чітко видно контакт ямненської світи зі стрийською, яка лежить в основі, і манявською світою, що перекриває ямненські відклади. Приблизно 250 метрів вниз по течії від шосейного і залізничного мостів відслонюються відклади стрийської світи – це переважно тонко і середньо ритмічний фліш, що чергується з голубувато-сірими дрібнозернистими хвилясто шаруватими пісковиками та зеленувато сірими аргілітами. Далі верх по розрізу відслонюється яремчанський горизонт у вигляді тонкоритмічного перешарування сірих і зеленувато сірих дрібнозернистих щільних невапнистих пісковиків і вишнево-червоних, темно сірих і зеленуватих аргілітів. За ними знаходяться нерівномірно перешаровані середньо- і грубошаруваті сірі, зеленувато сірі дрібнозернисті пісковики і алевроліти з темно-сірими і зеленувато сірими аргілітами. Далі грубошаруваті сірі, трохи жовтуваті на вивітрілій поверхні, пісковики з прошарками темно сірих аргілітів, вище грубошаруваті і масивні (до 7 метрів) сірі пісковики ямненського типу (Рис.1) що перекриваються пачкою тонкого перешарування сірих аргілітів і пісковиків, і вверх змінюються знову типовими ямненськими середньо і грубошаруватими пісковиками з прошарками зеленуватих і темно-сірих аргілітів. Згодом вверх по розрізу збільшується кількість глинистих порід. Перекриває ямненську світу – манявська, що представлена зеленувато сірим флішом.



Рис. 1. Водоспад “Пробій”, р. Прут, м. Яремче. Ямненські пісковики (палеоцен).

Пісковиками ямненської світи складені також Кам'янецький водоспад на р. Кам'янка в Сколівських Бескидах і водоспад на р. Сукіль в с. Бубнище, поблизу КПІ заповідного комплексу "Скелі Добуша".

Річка Манявка є найбільшою правою притокою Бистриці-Солотвинської. Довжина її 22км, площа басейну становить близько 65км², розташований у межах Богородчанського району. На річці Манявка, яка бере початок із схилу хребта Чортки, породи пасічнянської світи (середній еоцен) утворюють мальовничий Манявський водоспад (висота 17,5 м) – найвищий в Українських Карпатах (Рис. 2). Та слід зауважити, що вздовж всієї річки можна спостерігати менш потужні, але не менш привабливі водоспади та пороги.



Рис. 2. Манявський водоспад, р.Манявка біля с.Манява. Карбонатно-теригенні породи пасічнянської світи (середній еоцен)

В руслі Манявки можна дослідити весь розріз палеоцен-еоценових порід: від битківських строкатоколірних верств, що залягають в основі манявської світи до порід бистрицької світи.

Розріз манявської світи (нижній еоцен) складений товщею ритмічного

чергування зелених, зеленувато-сірих і темно-зелених аргілітів і сірих, зеленувато-сірих скременілих алевролітів. Товщина окремих проверстків пісковиків і алевролітів змінюється від декількох сантиметрів до 2–3 метрів. В товщі пасічнянської світи (середній еоцен) місцями поширені масивні, грубоверстуваті пачки пісковиків потужністю до 10 метрів. Зрідка зустрічаються прошарки вапнистих аргілітів. Піскуватість світи мінлива по площі, окремі проверстки часто виклинюються або заміщуються аргілітами. Товщина вищезгаданих порід близько 30 метрів. Ця товща перекривається пластами щільних пісковиків, які вище по розрізу переходять у вапнисті пісковики. Вище водоспаду на річці Манявка відслонюється контакт порід пасічнянської світи з флішовими породами бистрицької. В нижній частині залягає потужна товща масивних сильновапнистих пісковиків, алевролітів, мергелів і піщаних вапняків середньоєоценового віку, які утворюють водоспад. А у верхній частині спостерігається ритмічне перешарування сірих пісковиків із зеленими невапнистими аргілітами та алевролітами (товщина прошарків 5-15 сантиметрів) бистрицької світи (верхній еоцен).

Більш важкодоступним і менш відомим є Бухтівецький водоспад, утворений вапнисто-теригенними породами пасічнянської світи, розташований на потоці Бухтівець, біля с. Букове.

В околицях м. Борислава, вниз за течією ріки Тисмениці від моста дороги Борислав-Східниця простежується повний розріз палеогенового флішу, складений осадовими утвореннями ямненської (палеоцен), манявської, витвицької, попельської і бистрицької (еоцен) світ та нижньоменілітової підсвіти (олігоцен). Менілітові відклади представлені силіцитами (фтанітами) нижнього кременистого горизонту (близько 5 м). Виходи цього горизонту чітко виділяються у рельєфі, утворюючи в руслі ріки водоспад “Бориславський” висотою понад 2 метри (рис. 3) та декілька менших водоспадів (рис. 4). Уверх за розрізом силіцити змінюються чорними аргілітами з прошарками пісковиків і алевролітів та крупними лінзоподібними карбонатними конкреціями. Далі на р. Тисмениця відслонюються мол асові глинисті породи нижнього міоцену, які містять численні олістоліти, складені менілітовими породами.

З породами еоцен-олігоценового віку пов'язані Сукільські водоспади, розташовані на струмках Сукіль-Плайський, Сукіль-Набивківський та Бережки (праві притоки річки Сукіль), в межах і на околицях села Сукіль Болехівської міськради Івано-Франківської області. Відомим є водоспад “Сопіт” (Сколівські бескиди, басейн р. Стрий), утворений силіцитами і скременілими аргілітами нижньоменілітової підсвіти олігоцену.

Каскади невеликих водоспадів і пороги утворюють на карпатських річках піскуваті горизонти нижньої (барем-альб, шипотська, спаська світи, рр. Білий і Чорний Черемош, Дністер) і верхньої крейди (стрийська світа, р. Прут, притоки р. Стрий), ямненські (палеоцен, р. Черемош) і орявські пісковики (середній еоцен, р. Орява).



Рис. 3. Водоспад “Бориславський”, р. Тисмениця, м. Борислав. Силіцити, нижньоменілітова підсвіта (олігоцен).



Рис. 4. Каскад невеликих водоспадів, р. Тисмениця, м. Борислав. Силіцити, нижньоменілітова підсвіта (олігоцен).

Описані водоспади є пам’ятками природи і об’єктами рекреації і геологічного туризму. Це дуже важливо для збереження природних ландшафтів і водних ресурсів Українських Карпат.

1. Вялов О.С., Гавура С.П., Даныш В.В. и др. Стратотипы меловых и палеогеновых отложений Украинских Карпат. – Киев: Наук. думка, 1988. – 203 с.
2. Габинет М.П., Кульчицкий Я.О., Матковский О.И. Геология и полезные

ископаемые Украинских Карпат. – Ч. 1. – Львов: Изд-во Львовск. ун-та, 1976. – 200 с.

3. Гавришків Г., Гаєвська Ю., Попп І. Неймовірні водоспади, утворені палеоцен-еоценовими відкладами Українських Карпат // *Геотуризм: практика і досвід. Матеріали IV Міжнародної науково-практичної конференції (22-24 жовтня 2020, Львів)*. – Львів: Каменяр, 2020. – С.52–54.

4. Гілецький Й.Р. Водоспади Українських Карпат як об'єкти пізнавального туризму // *Географія та туризм: Науковий збірник, Випуск 26*. – Київ, 2013. – С. 109–122.

5. Кепеняк Н.М. Гідрологічна мережа національного природного парку «Сколівські бескиди» та її використання в рекреації // *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. – 2013 – № 3–4. – С. 128–136.

6. Попп І., Гаєвська Ю., Гавришків Г. Скелясті відслонення палеоцен-еоценових порід – геологічні та історичні пам'ятки Українських Карпат // *Геотуризм. Практика і досвід. Матеріали II міжнародної науково-практичної конференції (26–28 квітня 2018, Львів)*. – Львів: Каменяр, 2018. – С. 103–105.

7. Попп І., Гавришків Г., Гаєвська Ю., Мороз П. Розрізи крейдових та палеогенових флішових відкладів в басейнах ріки Черемошу // *Геотуризм: практика і досвід. Матеріали V Міжнародної наукової конференції (20–22 жовтня 2022, Львів)*. – Львів: Каменяр, 2022. – С. 26–27.

8. Сеньковський Ю.М., Гавришків Г.Я., Гаєвська Ю.П., Семенюк М.В. До літології псефіто-псамітових модулів палеогену фенових побудов Карпатського седиментаційного басейну // *Геологія і геохімія горючих копалин*. – 2004. – № 4. – С. 27–38.

9. Сеньковський Ю.М., Григорчук К.Г., Гнідець В.П., Колтун Ю.В. Геологічна палеокеанографія океану Тетис. – Київ: Наук. думка, 2004. – 171 с.

10. Сеньковський Ю.М., Григорчук К.Г., Колтун Ю.В. та ін. Літогенез осадових комплексів океану Тетис. – Київ: Наук. думка, 2018. – 158 с.

11. Popp I.T., Haiyevska Y.P., Bubniak I.M. Carbonate and siliceous rock horizons at the boundary of Eocene and Oligocene deposits in the Ukrainian Carpathians as geotourism sites. // *Journ. Geol. Geograph. Geoecology*. – 2022. – 31(2). – P. 363–379. <https://doi.org/10.15421/112234>.

МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ ГАЛИЧИНИ: ЕКОНОМІЧНІ ПЕРЕДУМОВИ ВІДКРИТТЯ

Мирослава Козак, Маргарита Семенюк

Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, Львів

igggk@mail.lviv.ua, margosemenuk58@gmail.com

MINERAL WATERS OF HALYCHYNA: ECONOMIC PRE CONDITIONS OF FOR DISCOVERY

Myroslava Kosak, Margaryta Semenyuk

Institute of Geology and Geochemistry of Combustible Minerals of NAS of Ukraine,

Lviv, Ukraine

The emergence and preservation of the zones of active substances of oil series could occur under peculiar and rather exceptional geochemical conditions, because usually oil deposits occur at great depths in closed geological structures, that come to the weathering zone, are oxidized very fast and are destroyed.

Dispersed organics is considered to be a good source of balneologic active organic matter in water. It is considered that it is connected with the Boryslav oil final condition for forming waters of Naftusia-type.

Складчаста споруда Карпат і гідрогеологічному відношенні являє собою водонапірну систему складної будови, складену крейдово-палеогеновими флішовими породами. Найбільш водозбагаченою є при поверхнева тріщинувата і вивітрила частина розрізу, де розвинуті тріщини та тріщино-пластові води, що інфільтруються з поверхні.

Поява і збереження зон активних речовин нафтового ряду могло відбуватися у своєрідних і досить рідкісних геохімічних умовах, так як нафтові поклади зазвичай залягають на великих глибинах у закритих геологічних структурах, які надходять у зону вивітрювання, швидко окислюються і руйнуються. У Передкарпатському водонапірному басейні, складеному потужною товщею мезокайнозойських відкладів водоносні пісковики встановлені в мезозойських (баденій, сармат) утвореннях суббасейну Зовнішньої зони [1]. У районі Східниці структурні особливості характеризуються синклінальною складкою у піщаних відкладах бистрицької свити еоцена і нафтовими проявами у крейдових і палеогенових відкладах.

Джерелом бальнеологічно активної органічної речовини у воді вважається розсіяна органіка. Вважається, що вона пов'язана з бориславською нафтою – доконечною умовою формування вод типу “Нафтуся”.

Більшість дослідників звертали увагу на підвищену кількість розчинених у “Нафтусі” органічних речовин і виходили з близькості родовищ до Передкарпатського прогину, у надрах якого залягають родовища нафти, газу і менілітових сланців – потенційних джерел збагачення води розчищеною органічною речовиною. Вважається, що трускавецька “Нафтуся” пов'язана з бориславською нафтою – обов'язковою умовою формування цього типу. З 70-х років проводилися подальші геологопошукові роботи, фізико-хімічні і бальнеологічні дослідження води по замовленню Укрпрофради за скеруванням курортів профспілки [2].

Так, пошук нафти може сприяти в пошуках мінеральних вод. Часто води, які містяться у підземних резервуарах, можуть бути виявлені під час геологічних досліджень для видобутку нафти і газу. Геологічні пошукові роботи, проведені для

визначення структури геологічних утворень та розташування корисних копалин, також можуть розкрити наявність джерел мінеральних вод.

До Першої світової війни нафта Західної України займала важливе місце у світовій продукції.² В околицях Борислава селяни не мали відповідних коштів і знань, щоб зайнятися видобутком – отже винаймали чи продавали земельні паї. Але і самі підприємці в своїй більшості мали лиш обмежені грошові засоби, через що могли експлуатувати лише мінімальні виробничі площі. Перша правдива свердловина була проведена лише 1862 р. Робертом Донсом. Тоді це були примітивні студні. Часто нафтові шахти були віддалені одна від одної всього на декілька метрів, а під землею, бувало, перетиналися, що призводило до конфліктів. У Бориславі і ближній Волиці 1865 р. було зареєстровано 2,694 шахт, а 1879 р. – аж 4,280. але згодом, зрозуміло, ця “реміснича” діяльність мусіла занепасти. Оскільки багато шахт, особливо неглибоких, вичерпалися, тому виживали лише більші підприємства – 1880 р. кількість шахт і свердловин зменшилося до 2,832, 1895 – до 449, а 1900 р. – їх залишилося всього 75 [4].

Так, 1907 р. шиб “Вільно” давав з глибини 100 м 70–80 вагонів денної продукції (100 ц), що викликало нечуване зниження ціни на сировину. Неорганізована промисловість стає безсилою проти великої кількості сировини, яка продається за безцінь або навіть пропадає на полях та ріках, через відсутність резервуарів для зберігання. Брак перспективного думання став причиною того, що вибух шибу “Вільно” викликав неорганізовану паніку. Поширення руху буріння було в цих умовах неможливим [5].

Якщо 1904 р. продукція в районі Кросна і Горлиць (польська частина Галичини) становила 166 227 т, то 1908 р. – усього 56 320 т, тобто, 1904 р. продукція в Східній Галичині була учетверо вищою, а вже 1908 р. спостерігаємо суттєве вичерпання родовищ Західної Галичини.

Найбільш продуктивним нафтовидобувним районом став район Борислав–Тустановичі, причому продукція там зросла з 13 тис. т у 1898 р. до 132 тис. т у 1901 р. і понад 500 тис. т упродовж 1904–1906 рр. Однак інші родовища із значно нижчою продукцією зменшували свій промисловий видобуток. Так, у Східниці видобуток впав із 70 тис. т у 1904 р. до 40 тис. т у 1907 р., у Майдані (на Лукві), який давав понад 1500 т протягом 1893–1895 рр., видобуток 1904 р. впав до 46 тис. т, а потім був припинений. Так само і в Пасічній: якщо 1896 р. було видобуто 3360 т, то 1905 р. – тільки 1509 т, тобто удвічі менше. Така тенденція спостерігалася і на інших малопотужних родовищах, таких як Слобода Рунгурська, Космач і под. Розвиток нафтової промисловості Галичини стримувала також висока акциза – податок на споживання.

Пік Бориславського нафтовидобутку припадає на 1909 р. – 1965 тис. т нафти. Цьому сприяє й те, що ручний спосіб видобутку змінився механізованим – з допомогою поршневих насосів. Цей спосіб експлуатації свердловин переважав у Бориславі протягом 1907–1947 рр.

Стрімке зростання видобутку нафти в Східній Галичині призвело до захоплення ряду підприємств іноземним капіталом, який діяв шляхом утворення акційних товариств, таких як “Галицько-Карпатське нафтове товариство” (1895 р.),

²² Факти підтверджують, що перші у світі нафтові свердловини, т. зв. “шиби”, було закладено в Бориславі 1856 р., на п’ять років раніше, ніж свердловина Дрейка у Титусвілі (Америка) зберігаються у фондах Центрального історичного архіву України (м. Львів). Зокрема, знайдено поліцейські доноси про страйки робітників на нафтових копальнях та звіт, що свідчить про шкідливі умови праці (1863 р.) [3].

“Східниця” (1896 р.) та ін. 1905 р. англо-німецький концерн “Прем’єройл” контролював більшу частину нафтовидобутку і переробки нафти в Галичині [6]. Після вичерпання збагачених нафтою поверхневих шарів бурові свердловини почали досягати глибин до 1300, 1400 і навіть 1500 м. Великі нові пристрої відповідали правилам сучасної техніки. З цих бурових свердловин сира нафта частково витікала під звичайним тиском природного газу, а частково з допомогою помпових пристроїв підйому (“gekolbte”). Могутній прогрес відбувся після 1885 р. та замінив хижацьку експлуатацію природних багатств і людської сили; малі незначні підприємства замінювалися на більші, забезпечені сучасними допоміжними засобами і сучасним устаткуванням, які працювали на раніше недосяжних глибинах. На жаль, користь з цього нафтовидобутку мали лише чужинці, а селяни – власники перспективних нафтових місць – не маючи ні капіталів, ні технічних знань для використання цього дару Божого, продавали переважно “за псячі гроші” свою землю спекулянтам. У праці К. Фалькевича наведено інформацію і дані про різні продукти, одержані із нафтової ропи – від бензини до вазеліни, змазок і нафтового коксу [7].

Але, окрім нафтової ропи, у Бориславі відкрито тоді й іншу цінну копалину – “земний віск” (озокерит), тобто суміш твердих *n*-парафінів. Спочатку шукачам нафти він попадався у вигляді т. зв. “лепу” (клею – пластичної суміші з глиною чи землею), який відкидали як непотріб. Зацікавилися лише великими кусками чистого воску. З часом, коли почали використовувати озокерит для виробництва, зокрема свічок, розпочалися пошуки його родовищ. Насамперед, пішли в хід неглибокі жили товщиною від 20 см до 1 м, які залягали вперемішку з менілітовими сланцями. Коли вони вичерпалися, розпочалися пошуки і видобуток воску глибинними шахтами (до 200–300 м). Водночас звернули увагу на гори відкиненої раніше землі з домішками воску і розпочали її утилізацію. У т. зв. сортівні діти відбирали більші куски воску, а далі цю землю обробляли у великих ємностях киплячою водою, причому віск, як легший від води, спливав на поверхню. Однак він, зазвичай, мав багато домішок та був темного кольору, тож його або використовували на технічні потреби, або далі очищали і одержували т. зв. церезин [7]. Окрім виробництва свічок, віск ішов на імпрегнування тканин, виробництво паст, електроізоляцію, що особливо стало значимим при прокладанні підморських телеграфних кабелів Європа–Америка, та інші потреби.

На початку ХХ ст. у Східниці при пошуках нафти головним інженером газоперегонного заводу № 10 Омеляном Стоцьким було відкрито мінеральну воду з присмаком нафти.

Структурні особливості цього родовища визначає синклінальна складка у піщанистих відкладах бистрицької свити еоцену. У районі родовищ відомі нафтові прояви і поклади нафти у крейдових і палеогенових відкладах

У породах розповсюджені бітумінозні включення, прояв яких максимальний у днищі курортної балки й зменшується до її водорозділу з р. Воротище

Наводимо вибірку з праці економічного змісту, яка допоможе відновити картину промисловості у Галичині. „Spis przedsiębiorstw przemysłowych, które korzystały z dobrodziejstw ustawy z 20 lipca 1886. Dukr. 16 ustawy z 11. kwietnia 1893. Dukr. Nr. 21. oraz ust. z 7. kwietnia 1903 Dukr. Nr. 52 [8].

W roku

1890 *Pierwsza galicyjska fabryka olejów mineralnych smarowych*, Założona w r. 1881 przez James Carrigan, przerobiona przez Bolesława Łodzińskiego I Jędrzejowskiego na fabrykę olejów smarowych z odpadków destylarnianych.

1900 *Spółka akcyjna dla przemysłu naftowego w Trzebini*, przekształcona z zakładu prywatnego, z kapitałem 3,300.000 K. Wskutek rekursu Rady powiatowej w

Chrzanowie i gminy Trzebionki, przyznanie ulg zostało zniesione wyrokiem Trybunału administracyjnego z 21. sierpnia 1901.

1902 *Fabryka świec parafinowych i stearynowych Wilhelma Izaaka I Noego Samuela w Tarnowie.*

1905 *Fabryka armatury pomp i odlewnia żelaza i metali inż Karola Rudolphiiego I Spki w Trzebini.* [9].

Після вичерпання збагачених нафтою поверхневих шарів бурові свердловини почали досягати глибин до 1300, 1400 і навіть 1500 м. Великі нові пристрої відповідали правилам сучасної техніки. З цих бурових свердловин сира нафта частково витікала під звичайним тиском природного газу, а частково з допомогою помпових пристроїв підйому („gekolbte“). Згадаймо, що могутній прогрес відбувся після 1885 р. та замінив хижацьку експлуатацію природних багатств і людської сили; малі незначні підприємства замінювались на більші, забезпечені сучасними допоміжними засобами і сучасним устаткуванням, які працювали на раніше недосяжних глибинах.

Наприкінці XIX ст. – на початку XX ст. Дрогобич і його околиці стали центром великого нафтового басейну, який майже повністю опинився в руках іноземного капіталу. Тут діяло багато різних товариств: “Галицько-Карпатське акціонерне нафтове товариство”, Акціонерне товариство “Східниця”, “Ганноверсько-Карпатське акціонерне товариство”, “Галиція”, “Евроойлакціонгезельшафт” (“ДЕА”), “Пресер” та ін. [6]. Якщо у 80-х рр. XIX ст. дрогобицькі і бориславські підприємства давали тільки 5 % усієї нафти, що видобувалася в Галичині, то 1904 р. – 66 %. І хоча безсумнівний пріоритет нафтової промисловості належить Галичині, однак промисловий видобуток нафти, її перероблення і використання швидко розпочалися в інших країнах – США, Росії, Румунії та ін.

У межах Складчатих Карпат дослідженнями останніх 40 років. Проведеними гідрогеологічними службами ВГО “Західургеологія, встановлені води з лікувальними властивостями, аналогічними “Нафтусі”. Комплексними геолого-гідрохімічними і фізіологічними дослідженнями виявлені величезні запаси мінералізованих вод у межах Карпатської гірсько-складчастої області. Більшості з родовищ мінеральних вод Галичини необхідна оновлена, додаткова експертиза з визначенням першочергової і перспективної потреби нафтовикористачів, обробка медико-біологічного заключення і проведення геолого-економічної оцінки запасів родовищ, з перспективою розгляду питань, що стосуються багатьох сфер, зокрема, геології, економіки, екології, виробництва та інших. Відкриття джерел мінеральних вод вплинуло на економіку регіону і Прикарпаття стало відомим у туристичному відношенні.

1. *Колодій В. В.* Мінеральні води та умови їх формування в Карпатському регіоні // Геологія і геохімія горючих копалин. – 1996. № 3-4 (96-97). – С. 68-79.
2. *Шестопалов В.М., Негода Г.М., Моїсєєва Н.П. та ін.* Формування мінеральних вод України. – К.: Наук. Думка, 2009. – 312 с.
3. ЦДІАУ, м. Львів, ф. 146 „Галицьке намісництво”, оп. 55, спр. 16 „Рішення намісництва та листування з Самбірським окружним управлінням про проведення заходів по усуненню неполадок на шахтах Борислава, погане укомплектування кадрами, обвалів тощо” – 8 арк..
4. *Krantz Fr.* Einiges über die galizische Erdölindustrie. Sonderabdruck aus der “Berg- und Hüttenmännischen Rundschau” – Kattowitz, 1912. – 28 p.
5. *Rymar L.* Galicyjski przemysł naftowy. - Kraków. – 1915. – 38 с.
6. *Хонигсман Я.* Проникновение иностранного капитала в нефтяную промышленность Западной Украины (1873–1939 гг.) : автореф. дис. канд. економ. наук. – М., 1960. – 18 с.
7. *Falkiewicz K.* Kopaliny i ich przetwory. – Lwów : Naklad księgarni pedagog., 1906. – 234 s.
8. *Gargas Z.* Rozwój przemysłu a podatki. – Lwów, 1908. – 55 s.
9. *Höfer-Heimhalt H.* Das Erdöl und seine Verwandten. – Braunschweig, 1922. – 384 p.

ДО ПИТАННЯ ПРО ПРИСУТНІСТЬ СОЛОНИХ ДЖЕРЕЛ У ВІДКЛАДАХ КАРПАТСЬКОГО ФЛІШУ

*Євген Кондратюк¹, Володимир Шлапінський², Олеся Савчак,²
Ярослав Лазарук², Мирослав Тернавський²*

¹ТОВ "КВАРЦ", м. Моршин, Україна

²Інститут геології і геохімії горючих копалин НАН України, Львів, Україна

k.yevhen14@gmail.com

A CONTRIBUTION TO THE QUESTION OF THE AVAILABILITY OF BRINE WELLS IN DEPOSITS OF CARPATHIAN FLYSH

Ye. Kondratiuk¹, V. Shlapinsky², O. Savchak², Ya. Lazaruk², M. Ternavsky²

¹ Kvarcs Ltd., Morshyn, Ukraine

²Institute of Geology & Geochemistry of Combustible Minerals of NASU

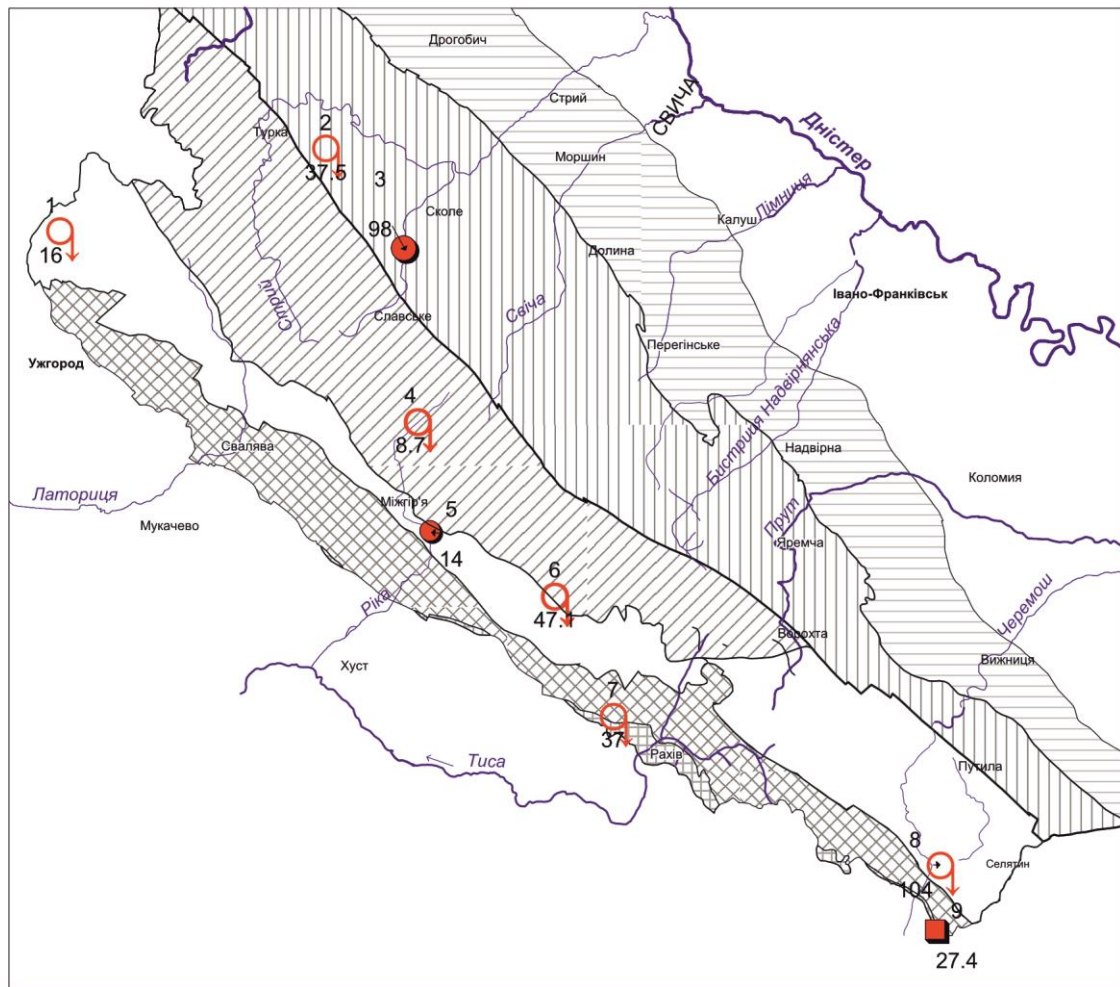
On the territory of the Ukrainian Carpathians the brine wells gravitate towards two zones of the whole-Carpathian extending oriented from the north-west to the south-east. In the first zone, waters of leaching of saline deposits of Miocene are spread, they are found comparatively shallow under the thrust faults of the Beregovo Skybian zone or the flysh of Pokuttya folds. Waters of the second zone are waters of deeper horizons that reached to near-surface layers due to overflows along the fractures system mainly connected with tectonic dislocations.

Вступ. Солоні джерела на території Українських Карпат тяжіють до двох смуг загальнокарпатського простягання, орієнтованих з північного заходу на південний схід. Перша відноситься до зовнішньої частини Флішових Карпат і її високомінералізовані джерела, пов'язані з водами вилуговування соленосних міоценових відкладів. По хімічному складу та хлор-бромних коефіцієнтах вони не відрізняються від солоних вод, які зустрічаються в районах розвитку воротищенських відкладів міоцену Внутрішньої зони Передкарпатського прогину [2]. Друга – південна, смуга поширення солоних вод, яка розглядається в цій статті, лежить на певній віддалі від першої і займає широкий простір, обмежений здебільшого територією Зовнішніх Карпат від південних скиб Скибового покриву до Рахівського покриву. Ці прояви солоних джерел серед відкладів карпатського флішу зустрічаються порівняно нечасто.

Згідно з класифікаціями та галузевим стандартом колишнього союзу, до категорії солоних відносяться природні води мінералізація котрих перевищує 25 г/дм³, води з мінералізацією від 5,0 до 10,0 г/дм³ це солонуваті, а від 10,0 до 25,0 г/дм³ - сильно солонуваті (ОСТ 41-05-263-86).




Аналіз попередніх досліджень. Польські і радянські геологи припускали, що оскільки флішові відклади не містять солей у своєму складі, то джерелом їх були засолонені породи воротищенської світи міоцену, які знаходяться у піднасуві Карпат у складі Бориславсько-Покутського і Самбірського покривів. Таку ідею поділяли Б.Свідерський, К.Толвінський, В.А.Сельський, С.А. Ковалевський, С.І. Суботін [4].

Такі води зафіксовані в Скибовому покриві в селах Гребенів Стрийського та Головське Дрогобицького районів Львівської області (№2 і №3, рис. 1), Кросненському (села Верхній Бистрий - №4, Усть-Чорна Тячівського району Закарпатської області, №6), Дуклянсько-Чорногорському (с. Голошина Верховинського району Івано-Франківської області, №8, урочищі Попитник по р. Середня Ріка (№7, Середня Шопурка, Рахівського району Закарпатської області),



Схематична карта
поширення джерел солоних вод у Карпатах

Масштаб 1:1200000

- 4
 Джерело, зверху його номер, внизу - мінералізація води, г/куб.дм
- 8,7
 Колодязь, позначення ті ж
-  Свердловина, що фонтанує

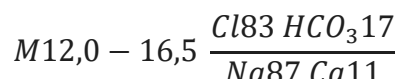
Структури

-  Внутрішня зона Передкарпатського прогину
-  Скибовий покрив Карпат
-  Кросненський покрив Карпат
-  Дуклянсько-Чорногорський покрив
-  Буркутський (Поркулецький) покрив
-  Рахівський покрив

Рис. 1 – Схематична карта

на південній околиці с. Сіль Ужгородського району (№1), і в потоці Петровець ліва притока р. Ріка (№5, Міжгірський район тої ж області), а також у Рахівському повіті неподалік с. Солонцівка (бувша Сарата, №9) Верховинського району Івано Франківської області.

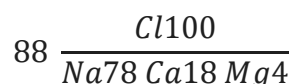
Виклад основного матеріалу. В селі Сіль на Закарпатті знаходяться Пудросольські джерела - №1 (рис. 1). Це фактично група джерел, основне з яких лежить на південно-західній околиці села. Вода джерела вуглекисла, хлоридно-натрієва. Загальна мінералізація досягає 16,5 г/дм³. В складі містяться мікроелементи марганець, нікель, барій, метаборна кислота. Формула хімічного складу така:



Одне з джерел, яке розташоване в урочищі «Росіл», віднесене до гідрологічної пам'ятки природи місцевого значення, тому доглянуте. Використовуючи ці прояви як пошукові критерії, тут розвідане невелике родовище – Сольське, з запасами 36 м³/добу.

Наступне джерело солоної води - №2, розташоване біля с. Головське, знаходиться в полі поширення відкладів еоцену Мальманстальської скиби на правому березі р. Рибник. Вода згідно з висновком лабораторії КТП тресту “Львівнафтогазрозвідка”, від грудня 1971 р. має мінералізацію 37,55 г/дм³ хлоридного натрієвого складу, густину 1,029 г/см³ [7].

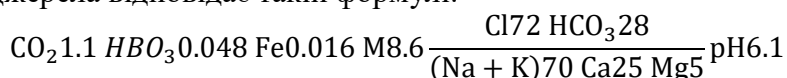
В с. Гребенів біля впадіння потічка Зелем'янка знаходиться високомінералізоване джерело, яке відкрите у 1906 р., згідно з інформацією, поширеною в інтернеті. Воно виходить з відкладів верхнього еоцену-нижнього олігоцену Сколівської скиби. У воді цього джерела хлоридно-кальцієвого-натрієвого складу з мінералізацією 87,1 г/дм³ зафіксовано великий вміст йоду (3,4 мг/дм³) і бром (81,6 мг/дм³) та мікроелементів, зокрема літій (15 мг/дм³) і стронцій (1310 мг/дм³) (Колодій та інші, 2004). Щоправда, в роботі (Очинников, 1949) занотовано, що: “бурова свердловина Зелем'янка знаходиться на першій надзаплавній терасі правого схилу р. Опір у місці впадіння р. Зелем'янки, Br-0,12 г/л, HVO3-0,047 г/л. Вода типу законтурних вод нафтових родовищ. Раніше використовувалась для лікувальних ван на нині зруйнованому курорті Зелем'янка”. Згадка про те, що на місці цього джерела знаходилась стара глибока закинута свердловина міститься також в праці [3]. Вказується, що дебіт джерела становить 0,2 л/с, мінералізація 89,8 г/л з великим вмістом кальцію 17,24 мг/екв., а присутність метану дають підставу віднести її до нафтових вод. Доводиться визнати, що всупереч поширеній тепер в інтернеті інформації, йдеться про джерело, створене в результаті буріння свердловини. Це підтверджується також відсутністю даних про нього в геологічному Атласі Галіції, який видавався на початку минулого століття де зібрані всі відомі фактичні дані цієї території. Хімічний склад такий:



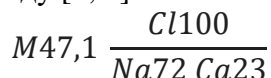
Джерелом виводяться хлоридні натрієві розсоли з мінералізацією близько 90 г/дм³. Дебіт його складає 8,6 м³/добу. Крім того, у воді виявлено залізо в кількості до 30 мг/дм³ і бром (до 81 мг/дм³ (дані 2003 року). Розсоли можуть використовуватись для бальнеологічних потреб у вигляді ванн (купелей), як це й було на кліматичному та бальнеологічному курорті Зелем'янка. Аналогічні води застосовуються на курортах Трускавець, Моршин.

Цікаве джерело виходить у правому борту долини р. Ріки на Міжгірщині, яке відноситься до перспективної ділянки для розвідування мінеральних вод – т. зв.

Верхньобистрянський прояв (№4). За фізико-хімічними показниками підземні води вуглекислі, борні, залістисті середньомінералізовані гідрокарбонатно-хлоридні, кальцієво-натрієві, слабкокіслі, холодні. Вміст броміду 1,3 мг/дм³. Хімічний склад води цього джерела відповідає такій формулі:



Солоне джерело - №6 в селищі Усть-Чорна локалізовано в долині р. Тересви. Мінералізація - 47,1 г/дм³. Вода містить біологічно активні елементи: йод, бром, стронцій. Формула йонного складу [1, 2]:



Значно меншу мінералізацію має вода вуглекислого джерела в потоці Петровець (№5, 15,85 г/дм³). Виходи приурочені до відкладів красношорської світи верхньої крейди-палеоцену Говерлянсько-Красношорського субпокриву. В селах Голошина (№8) прояви мінералізованих вод відмічені в нижньокрейдових відкладах шипотської світи того ж Говерлянсько-Красношорського субпокриву. Вони зафіксовані в трьох джерелах і одній криниці та мали високу мінералізацію, відповідно 46,5 і 104,1 г/дм³ [5].

Солоні джерела урочища Попитник (№7) розташовані за 13 км північніше с. Кобилецька Поляна. Джерела локалізовані в обох берегах р. Середня Шопурка на контактні відклади яловецької світи сеноману-турону і шипотської світи аптальбу Говерлянсько-Красношорського субпокриву на місці двох неглибоких кар'єрів солі. Сіль видобували місцеві мешканці. Цим вони створювали конкуренцію солотвинським соледіприємцям і тому обидва кар'єри були ліквідовані австро-угорською, а пізніше і чехословацькою владою [4]. Води хлор-кальцієвого складу з мінералізацією 22–25 г/л є і в джерелах №9 (№10, 11 за нумерацією Жиловського М.І) у верхній течії Білого Черемоша в селищах Перкалаб і Нижня Сарата. Вони локалізовані відповідно в відкладах рахівської світи нижньої крейди і буркутської світи альбу-сеноману. Середній склад розчинених газів характеризується вмістом CO₂ – 18,6 %, CH₄ – 52,2 %. Максимальний вміст метану (80,9%) встановлено у водах джерела №10 (р. Сарата). Вищих вуглеводнів не знайдено. Їхні сліди зафіксовані тільки в водах джерела №11 (с. Перкалаб), де вміст метану дорівнює 60,1 % [9].

Геолог М. І. Жиловський наводить у своїй дисертаційній праці низку хімічних аналізів цих вод (таблиця 1). Згідно з класифікацією природних вод В. Суліна води під номерами 29 і 17 належать до хлор-кальцієвого типу, 7 і 10 – гідрокарбонатно-натрієвого і 32 - хлор-магнієвого. Води солоних джерел, розглянуті в цьому дослідженні, це води глибших горизонтів ніж перших від поверхні, які потрапили у приповерхневі шари внаслідок перетоків по системі тріщин, пов'язаних головне з тектонічними дислокаціями.

Однак, М. І. Жиловський, не відкидав можливість проникнення мінералізованих вод з соленосних відкладів для Скибової і Кросненської зон, але вважав що в південних тектонічних одиницях Карпат солоні джерела, пов'язані з вилуговуванням древніших соленосних відкладів, зокрема пермо-тріасових.

Висновок. Слід зазначити, якщо таке вилуговування й мало місце, то за час порядку 10 млн. років (коли сформувались насуви у Зовнішніх (Флішових) Карпатах ці води докорінно змінили свій склад, тобто метаморфізувались. За сучасними уявленнями одним із доказів присутності глибинної складової у

Таблиця 1 – Хімічний склад солоних джерел Флішових Карпат [5]

№ авторський.	Населений пункт	Один. вимір.	Na+K	Ca	Mg	Cl	SO ₄	HCO ₃	BO ₂ , HBO ₃	CO ₂	Нафтен. кислоти	Мінер-ія, г/дм ³	rNa/rCl
29	с. Голошина	мг/дм ³	12650	3012,5	395,96	23794,9	44,24	146,44				40,2	0,72
		мг/екв.	480,5	150,3	32,56	671,02	0,92	2,4					
		%-екв.	35,83	11,22	2,49	50,09	0,07	0,18					
17	с. Голошина, колодязь	мг/дм ³	33554,0	5800,0	840,0	63844,0	-	202,0				104,2	0,8
		мг/екв.	1444,0	290,0	70,0	1801,0		355					
		%-екв.	80,2	16,07	3,88	99,34		0,66					
32	ур. Попитник, р. Середня Шопурка	мг/дм ³	12127,0	11,0	16,1	13829,9	26,7	8540,0				37,5	0,75
		мг/екв.	523,13	0,55	13,1	390,0	0,55	140,0					
		%-екв.	97,45	0,11	2,44	73,52	0,09	26,39					
7	С. Сіль, південна околиця, р. Уж	мг/дм ³	4856,4	292,58	51,07	6807,71	7,41	1484,9	50,0	264,0		13,55	1,05
		мг/екв.	202,35	14,6	4,2	192,0	0,15	24,5	4,5				
		%-екв.	45,75	3,3	0,95	43,41	0,03	5,54	1,02				
10	Стр. Петровець, ліва притока р. Ріки	мг/дм ³	5915,52	348,7	34,05	7410,51	8,64	3059,21	80,0	492,8	0,4	15,85	1,18
		мг/екв.	246,48	17,4	2,8	209,0	0,18	50,3	7,2				
		%-екв.	46,21	3,26	0,53	39,19	0,03	9,43	1,35				

підземних водах перших від поверхні горизонтів є високе значення В/Вг коефіцієнта, для гірських систем альпійської складчастості в межах 10-45.

Зокрема у воді джерела №4 величина цього коефіцієнта становить 37,7, на жаль по інших водопунктах дані неповні.

1. *Бабинец А.Е., Марус В. И., Койнов И.М. Минеральные и термальные воды Советских Карпат. Киев, "Наукова думка", 1978. 160 с.*
2. *Габинет М.П., Кульчицкий Я.О., Матковский О.И., Ясинская А.А. Геология и полезные ископаемые Украинских Карпат. Ч. II– Львов: Вища школа, 1977. – 220 с.*
3. *Досин Г.Д., Ващенко В.А., Усов Г.П. Геологическая карта лист М-34-XXX (Борислав). Отчет Бориславской ГПЛЭ за 1961-1962 гг., Т.III(текст. приложения) Трест "Киевгеология", К., 1962. Фонди ДП "Західукргеологія".*
4. *Жиловский Н.И. О природе соленых источников юго-восточной части Восточных Карпат. В сб.: Геология, гидрогеология и геохимия нефтегазоносных районов Украины. – Тр. УкрНИГРИ, вып.2, М., 1959, Гостоптехиздат, С. 100-108.*
5. *Жиловский Н.И. Геологическое строение и оценка перспектив нефтегазоносности юго-западного склона Украинских Карпат. Диссер. на соиск.уч. ст. канд. геол.-мин. наук. Львов, 1963. 522 с. інв.№ 2060/1 Фонди УкрДГРІ.*
6. *Карпатська нафтогазоносна провінція // Колодій В.В., Бойко Г.Ю., Бойчевська Л.Т., Братусь М.Д. та інші. - Львів-Київ, 2004., 390 с.*
7. *Кузовенко В.В., Жигунова З.Ф., Петров В.Г. Отчет о результатах комплексной геологической съемки масштаба 1:50000, проведенной на площади Ломна Львовской и Закарпатской областей УССР в 1969-1972 г.г. Трест "Львовнефтегазразведка", КГП. – Львов, 1973. – 170 с. Фонди ДП "Західукргеологія".*
8. *Очинников А.М. Овчинникова Л.К. Отчет о работах Карпатской геологической экспедиции, Т. VII. М., 1949. Фонди ДП "Західукргеологія".*
9. *Селецкий, Т. М., Сулим И.З.,Процевьят И.М. (1964). Тема № 608. Изучение гидрогеологических и гидрохимических показателей нефтегазоносности Закарпатского внутреннего прогиба и Внутренней антиклинальной зоны Карпат (Т. 1). Львов: УкрНИГРИ, Фонди ДП «Західукргеологія».*

**ДЕРЖАВНИЙ КАДАСТР ПРИРОДНИХ ЛІКУВАЛЬНИХ РЕСУРСІВ:
ФОРМУВАННЯ ТА
ВІЗУАЛІЗАЦІЯ НАБОРІВ ДАНИХ**

Оксана ЦУРКАН, Іван ГОЛТУРЕНКО, Наталія ОЛІЙНИК

*ДУ «Український науково-дослідний інститут медичної реабілітації та курортології МОЗ України», м. Одеса, Україна
otsurkan75@gmail.com*

**THE STATE CADASTRE OF NATURAL HEALING RESOURCES OF
UKRAINE: GENERATION AND
VISUALIZATION OF DATA SETS**

O. TSURKAN, I. GOLTURENKO, N. OLIINYK

State Institution «Ukrainian Research Institute of Medical Rehabilitation and Resort Therapy of the Ministry of Health of Ukraine», Odesa

У статті розглянуто питання ведення Державного кадастру природних лікувальних ресурсів, інтеграція бази даних природних лікувальних ресурсів до національної інфраструктури геопросторових даних та візуалізація наборів даних як інструмент аналізу даних та створення звітів. Для підтримки зв'язку з іншими галузевими кадастрами та інформаційними системами найбільш важливим завданням є оприлюднення даних Державного кадастру природних лікувальних ресурсів в мережі геопорталів НІГД. Створення та запровадження єдиної автоматизованої системи Кадастрів забезпечить можливість більш ефективного управління природними лікувальними ресурсами.

Застосування методології кадастрових процедур (реєстрація, облік, оцінювання тощо) в сфері природокористування – це загальна сучасна тенденція розвитку системи регулювання відносин, пов'язаних з раціональним використанням та охороною природних ресурсів. Державний кадастр природних лікувальних ресурсів України, відповідно до ч. 1 ст. 37 Закону України «Про курорти» [1], є системою відомостей про кількість, якість та інші важливі з погляду лікування та профілактики захворювань людини характеристики всіх природних лікувальних ресурсів, що виявлені та підраховані на території України, а також можливі обсяги, способи та режими їх використання. Державний Кадастр природних лікувальних ресурсів сформовано як важливий інформаційний ресурс для підтримання управління у сфері організації та розвитку курортів, виявлення та обліку природних лікувальних ресурсів, забезпечення їх раціонального використання і охорони з метою створення сприятливих умов для лікування, профілактики захворювань та відпочинку людей.

Створення та ведення Державного кадастру природних лікувальних ресурсів (Кадастр ПЛР) офіційно визначено законодавством України. Кадастр ПЛР є дієвим інструментом охорони, забезпечення раціонального видобутку, ефективного поточного і перспективного використання природних лікувальних ресурсів у лікуванні, реабілітації та оздоровленні населення.

До об'єктів Кадастру ПЛР належать: мінеральні води, лікувальні грязі, ропа лиманів та озер, бішофіт, озокерит та глини. Кадастр ПЛР містить відомості лише про об'єкти ПЛР на які оформлено медичний (бальнеологічний) висновок.

До Кадастру ПЛР включено дані Реєстру мінеральних вод України (<https://kurort.gov.ua/water/>), відомості якого є даними ДСТУ 878-93 «Води мінеральні фасовані. Технічні умови». В Реєстр мінеральних вод України внесено відомості щодо всіх фасованих мінеральних вод, які пройшли процедуру

проведення медико-біологічної оцінки та оформлення медичного (бальнеологічного) висновку».

Кадастрова інформація формується на підставі матеріалів:

- про медико-біологічну оцінку якості та цінності природних лікувальних ресурсів, визначення методів їх використання, медичний (бальнеологічний) висновок, довідка про кондиції – за даними МОЗ;
- про природні об'єкти і комплекси із сприятливими для лікування кліматичними умовами, їх екологічні та інженерно-геологічні характеристики – за даними МОЗ і Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України;
- про експлуатаційні запаси, обсяги видобутку, підготовки, переробки та характер використання родовищ лікувальних підземних мінеральних вод, лікувальних грязей та інших корисних копалин, що належать до природних лікувальних ресурсів, – за даними Державної служби геології та надр України, Державного науково-виробничого підприємства «Державний інформаційний геологічний фонд України», Держгеокадастру.

З прийняттям Закону України «Про національну інфраструктуру геопросторових даних» [2] Держгеокадастром розпочато роботи зі створення національної інфраструктури геопросторових даних (НІГД). Національна інфраструктура геопросторових даних спрямована на удосконалення системи забезпечення потреб суспільства у всіх видах географічної інформації, підвищення ефективності використання геопросторових даних та геоінформаційних технологій в системах підтримки управлінських рішень органів державної влади, місцевого самоврядування та окремих суб'єктів господарювання.

Постановою Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку функціонування національної інфраструктури геопросторових даних» [3] визначено склад геопросторових даних і органи виконавчої влади, органи місцевого самоврядування та інші держателі, відповідальні за створення та оновлення наборів геопросторових даних та метаданих.

Державний кадастр природних лікувальних ресурсів, як складова набору геопросторових даних «Мінеральні ресурси. Родовища корисних копалин, гірські породи, руди, мінерали, підземні води, відпрацьовані родовища загальнопоширених корисних копалин, прояви загальнопоширених корисних копалин, шліхові ореоли, точки і зони мінералізації, окремі мінералогічні знахідки з високим вмістом цінних компонентів, геохімічні, геофізичні аномалії» (додаток 2 до Порядку п. 33), формується за принципами і методологією, яка забезпечить його інтегрування в національну інфраструктуру геопросторових даних. Державний кадастр природних лікувальних ресурсів включає геопросторові дані, метадані та сервіси, оприлюднення, інша діяльність з якими та доступ до яких здійснюється у мережі Інтернет згідно із Законом України «Про національну інфраструктуру геопросторових даних» [2].

Держателем Державного кадастру природних лікувальних ресурсів є Міністерство охорони здоров'я України, яке визначає мету та порядок обробки даних у Кадастрі, забезпечує його створення та ведення. Розпорядником Кадастру, відповідальним за верифікацію (обробку) інформації у Кадастрі, є Державна установа «Український науково-дослідний інститут медичної реабілітації та курортології Міністерства охорони здоров'я України».

Станом на 01.01.2024 р. до Державного кадастру природних лікувальних ресурсів внесені відомості про 537 водопунктів мінеральних вод, 4 ропи, 19 пелоїдів, 5 бішофітів, 2 озокерити, 2 глини (рис. 1).

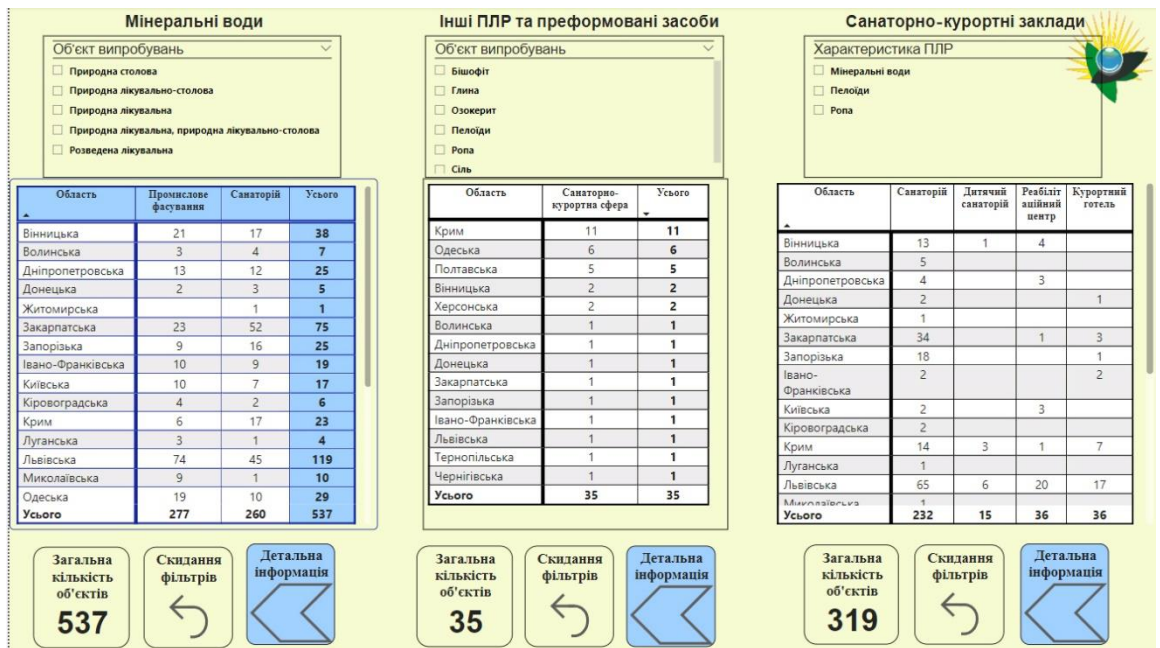


Рис. 1. Природні лікувальні ресурси України, відомості про які внесені до Державного кадастру ПЛР

Першочерговим, найважливішим та найскладнішим завданням в розвитку НІГД є досягнення інтегрованості геопросторових даних. Однак публікація даних не дає нового розуміння набору даних. З метою демонстрації актуальності й цінності даних Державного кадастру природних лікувальних ресурсів розпочато створення інтерактивної карти за даними, які може запропонувати Кадастр ПЛР.

Для реалізації проекту нами використано PowerBI, як інструмент для аналізу та візуалізації даних. Додавання візуалізації даних спрощує вивчення та аналіз набору даних. Відомості Державного кадастру природних лікувальних ресурсів та Реєстру мінеральних вод України супроводжуються візуалізацією, що дозволяє скласти уявлення про те, про що дані, й надає можливість використовувати їх науковцями у своїй діяльності. Користувач може переглядати дані в вигляді діаграми, й ця діаграма пов'язана з картою, на якій відображені регіони. І карта, і діаграма інтерактивні.

Наведемо декілька прикладів використання PowerBI для роботи з базами даних Державного кадастру природних лікувальних ресурсів та Реєстру мінеральних вод України (рис. 2):

- візуалізація даних: дозволяє побудувати різноманітні графіки, діаграми та картографи для візуалізації даних про природні лікувальні ресурси, таких як тип природних лікувальних ресурсів, бальнеологічна група, вміст специфічних компонентів, медичне зонування, сфера застосування, клас мінералізації тощо;

- моніторинг показників якості природних лікувальних ресурсів: може бути використаний для аналізу показників якості в різних наукових та практичних задачах, включаючи фізико-хімічний стан, мікробіологічний склад, тенденції з часом та ін.;

- аналіз даних про природні лікувальні ресурси: дозволяє аналізувати дані про природні лікувальні ресурси, включаючи запаси природних лікувальних

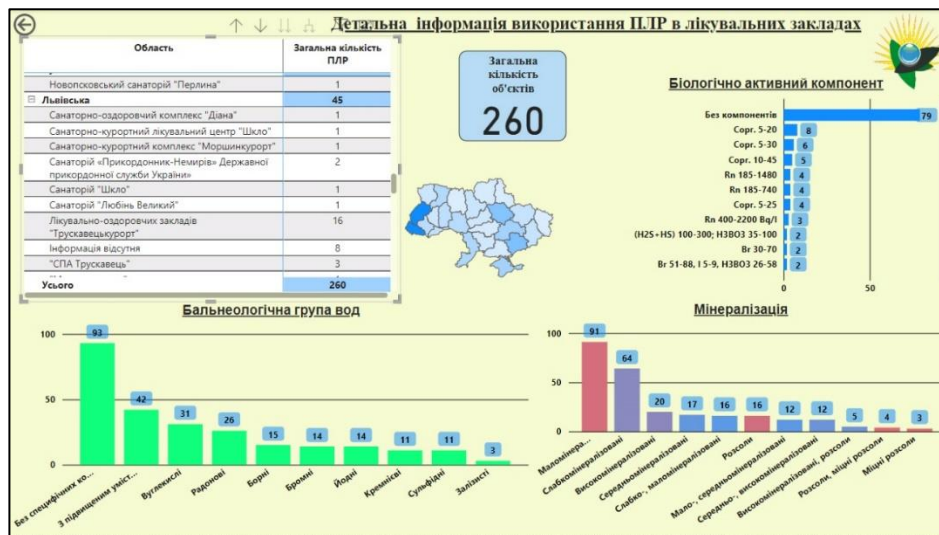
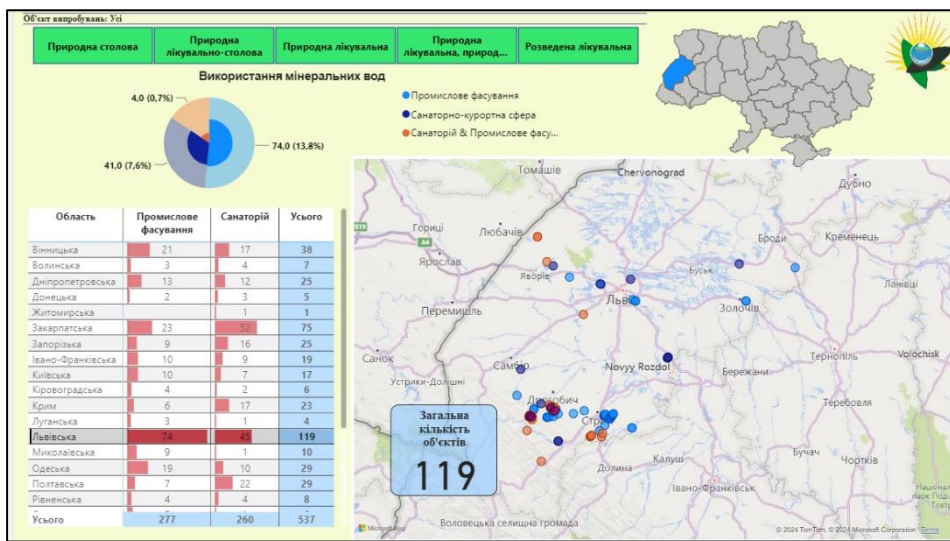
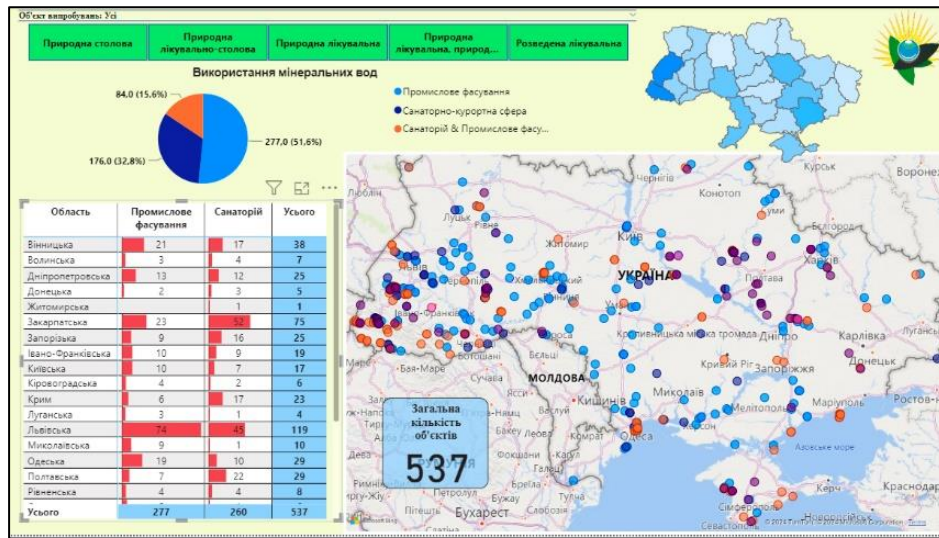


Рис. 2. Можливості представлення даних Державного кадастру природних лікувальних ресурсів

ресурсів, практичне використання їх у лікувальній практиці, геопросторове

розташування та ін.;

- створення інтерактивних карт: дозволяє об'єднувати та відображати декілька наборів даних й аналізувати дані. Користувач може вибрати зі списку, який набір даних він хоче переглянути, знайти додаткову інформацію, переміститись до регіону, який цікавить та отримати детальну інформацію про всі відомості, записані для цього регіону й т.ін.

Ці можливості аналізу та візуалізації даних про природні лікувальні ресурси будуть корисними у вирішенні питань управління природними лікувальними ресурсами у сфері організації та розвитку курортів, виявленні та їх обліку, забезпеченні їх раціонального використання і охорони. На нинішньому етапі реформування курортної справи, створення можливостей ефективної обробки і управління інформацією у відповідній інформаційній системі, підтримки зв'язку з іншими галузевими кадастрами та інформаційними системами найбільш важливим завданням є оприлюднення даних Державного кадастру природних лікувальних ресурсів в мережі геопорталів НІГД. Створення та запровадження єдиної автоматизованої системи Кадастрів забезпечить можливість більш ефективного управління природними лікувальними ресурсами, створить передумови для перетворення курортно-рекреаційного комплексу України у високорентабельну та конкурентоспроможну галузь економіки.

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ

1. Про курорти : Закон України від 05. 10. 2000 р. № 2026-III. Відомості Верховної Ради України. – 2000. – № 50. – Ст. 435.

2. Про національну інфраструктуру геопросторових даних: Закон України від 13.04.2020 р. № **554-IX**. Відомості Верховної Ради України, 2020, № 37, ст.277.

3. Про затвердження Порядку функціонування національної інфраструктури геопросторових даних: постанова Кабінету Міністрів України від 26.05.2021 р. № 532. Урядовий кур'єр, від 01.06.2021. № **103**.

ДОСЛІДЖЕННЯ ВМІСТУ КРЕМНІЄВОЇ КИСЛОТИ У ФАСОВАНИХ ПРИРОДНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ВОДАХ

Олена КОВАЛЕНКО, Роман БЕРЕЗЕЦЬКИЙ

Одеський національний технологічний університет, Одеса, Україна

e_kov@ukr.net, romanua201@icloud.com

STUDY OF SILICIC ACID CONTENT IN BOTTLED NATURAL MINERAL WATERS

Olena KOVALENKO, Roman BEREZETSKY

Odesa National University of Technology, Odesa, Ukraine

The forms of silicon compounds in which it occurs in natural waters are considered. The role of silicon for human health is indicated. The issues of bioavailability and toxicity of silicon compounds are considered. Attention was drawn to the fact that water is a good source of silicon supply to the human body. Data on silicon content in surface waters of Ukraine are given. The expediency of carrying out research on the content of silicon in bottled water extracted and poured from underground sources is indicated. Research methodology is presented. The results of experimental studies of the content of dissolved silicic acid in bottled natural mineral water samples are presented. The tasks of the following studies are specified.

Кремній – другий за поширеністю хімічний елемент земної поверхні. В складі кремнезему (SiO_2), силікатів та алюмосилікатів він присутній в мінералах і гірських породах. Внаслідок контакту кремнезему з водою в ній з'являються кремнієві кислоти в розчинній (орто- та метакремнієві кислоти) та колоїдній формі, а також силікат-іони (HSiO_3^- , $\text{Si}_2\text{O}_5^{2-}$, SiO_3^{2-} та ін). Останні є продуктами дисоціації слабкої кремнієвої кислоти або можуть потрапляти у воду внаслідок гідролізу силікатів натрію чи калію. Співвідношення між розчинними формами кремнезему залежить від рН розчину та його температури. Також відомо про адсорбційну форму кремнезема у воді. Вона утворюється внаслідок адсорбції розчиненого кремнезему на поверхні зависі у воді, яка містить катіони Al, Fe, Mg, Ca тощо. Різноманіття форм кремнійвмісних сполук обумовлює їх участь в різних хімічних реакціях. Також кремній в природних водах присутній у складі нерозчинних завислих дрібнодисперсних часток мінерального походження. Їх джерелом є глина, іл, пісок тощо. Завислі кремнійвмісні речовини можуть мати і органічне походження [1-3].

Живі організми засвоюють кремній у формі розчинних сполук кремнезему. Деякі з них, наприклад діатомові водорості, активно споживають із води мономер кремнієвої кислоти в період нарощування своєї біомаси та перетворюють його у нерозчинний аморфний кремнезем. В рідинах і тканинах людського організму кремнієві кислоти присутні в слідових концентраціях (в межах 10^{-4} - 10^{-3} % SiO_2 від їх маси). Але систематична нестача кремнію в організмі стає причиною розвитку захворювань, пов'язаних із втратою сполучної тканини, зниженням міцності і щільності кісток, погіршенням цілісності і міцності нігтів, шкіри та волосся. Також нестача кремнезему в організмі уповільнює синтез колагену, процеси розвитку і регенерації кісткової тканини, негативно впливає на імунну систему. З віком у людей вміст кремнезему в організмі змінюється. Зниження його вмісту в тканинах і рідинах організму виявлено при онкологічних та серцево-судинних захворюваннях, при зниженні гормональної активності, а також при захворюваннях, пов'язаних з порушенням обміну речовин, при хворобі

Альцгеймера тощо. Механізми, які пояснюють ці взаємозв'язки, до кінця ще не вивчені. Але вчені вважають, що їх розуміння дозволить ефективніше здійснювати профілактику таких захворювань, в тому числі і через коректування раціону харчування людини. Адже потребу організму в кремнії людина задовольняє, споживаючи різні харчові продукти, напої та воду [1, 3].

При складанні раціону харчування доцільно враховувати не лише добову потребу людини в кремнії та його вміст в одиниці маси продукту, напою чи води. Важливо враховувати, який відсоток кремнію з наявного в продукті є біодоступним для організму людини. Як і для інших живих організмів, біодоступним для людини є кремній у формі розчинної ортокремніевої кислоти. Саме в такій формі кремній виявлено в крові і сечі людини. Найбільше кремнію людина засвоює, споживаючи харчові продукти, вироблені із зерна та рису (від 43,6 до 58,3 % від загальної маси кремнію в продукті). Також добре засвоюються розчинні сполуки кремнезему із води (49,3 – 52,1 %), і більше саме з природної мінеральної води.

Актуальним є і питання токсичності розчинних і нерозчинних сполук кремнезему для людини. Точно встановлено, що токсичний вплив на організм людини чинить кремнезем, який у вигляді дрібнодисперсного пилу із забрудненим повітрям потрапляє крізь дихальні шляхи в легені. Накопичення його там призводить до захворювання, відомого як силікоз. Також токсичний вплив чинить кремнезем, що потрапляє в організм крізь пошкодження на шкірі. За певних умов можливий фіброз тканин. А от щодо сполук кремнію, які потрапляє в організм людини з водою, напоями та їжею, то тут вважають, що в більшій мірі вони є безпечними. Вважають що і кремнезем, доданий у вигляді порошкової харчової добавки в кількості не більше 2 % до загальної маси продукту не становить загрози для організму, оскільки розчиняється і перетворюється в біодоступну ортокремнієву кислоту. Але ситуація змінюється, якщо концентрація розчинних кремнієвих кислот в рідині організму наближується до концентрації насичення (10^{-2} % SiO_2 від їх маси). Тоді можлива їх полімерізація та утворення небажаного колоїдного чи кристалічного кремнезему [3].

За ДСанПіН 2.2.4-171-10 кремній віднесено до речовин II класу небезпеки. Нормативний вміст кремнію у водопровідній і фасованій питній воді не повинен перевищувати 10 мг/дм³. Для води питної з підземних джерел і каптажів нормування відсутнє. А природні мінеральні води із концентрацією метакремніевої кислоти вище 50 мг/дм³ використовують тільки для лікувальних цілей і в дозуванні, визначеному лікарем. Та слід зазначити, що дискусії щодо нормування вмісту розчинних сполук кремнезему у воді продовжуються. Причина – недостатня доказова база даних про ступінь токсичності кремнію із води та їжі на здоров'я людей [4].

Оскільки вода є важливим джерелом поповнення кремнієм людського організму, важливо знати, скільки ж його є в наших поверхневих і підземних водах. Дослідниками [2] було вивчено вміст сполук кремнію в поверхневих водах України та встановлено співвідношення між формами їх перебування у воді. В роботі зазначено, що загальний вміст кремнійвмісних речовин (в усіх формах) у воді з поверхневих джерел змінюється в широкому діапазоні, а саме від 0,2 до 12,3 мг/дм³. Також визначено, що із розчинених форм кремнезему в природних поверхневих водах переважають фракції з нейтральним зарядом. Їх частка становить (93 - 99) %. В свою чергу ці фракції на (90 - 99) % складаються із низькомолекулярних сполук, а саме орто- і метакремніевої кислот. Їх молекулярна маса не перевищує 0,2 кДа. Частка аніонів кремнієвих кислот чи кремнійорганічних сполук знаходиться в межах від 1% до 6 % з переважаючим вмістом саме низькомолекулярних ортосилікат-іонів. Широкий діапазон зміни концентрації та форм кремнезему у воді автори пояснюють різними гідрогеологічними режимами

природних водойм, фізичними властивостями та хімічним складом води, сезоном року, мінеральним складом контактуючих з водою порід, видовим різноманіттям рослинного і тваринного світу водойми [2].

Наведені вище висновки справедливі для необроблених прісних природних вод з поверхневих водойм. Інформації стосовно вмісту сполук кремнію у водах з підземних джерел, зокрема в природних мінеральних водах, не достатньо. А умови формування хімічного складу цих вод, умови їх добування і розливу можуть чинити вплив на вміст сполук кремнію у воді. Тому метою роботи стало дослідження вмісту кремнійвмісних сполук у фасованих водах, добутих і розлитих з підземних джерел України.

На першому етапі дослідження визначали вміст розчиненої у воді кремнієвої кислоти. Для дослідження були відібрані сім зразків фасованих природних мінеральних та столових вод від вітчизняних виробників («Трускавецька», «Деревінська купіль», «Моршинська», «Миргородська», «Кривоозерська», «Куяльник», «Шаянська»). Води були розлиті в ПЕТ-тару, мали різну мінералізацію та катіонно-аніонний склад. Мінералізація вод коливалася в межах від 0,1 до 5,0 г/дм³. Води були добуті з артезіанських свердловин, глибина яких змінювалася в межах від 30 до 180 м. Для визначення вмісту у воді розчинної кремнієвої кислоти застосували фотометричний метод. Методика визначення базувалася на здатності ортокремнієвої кислоти в кислому середовищі реагувати з молібденовокислим амонієм та утворювати комплексну кремнемолібденову гетерополікислоту, забарвлену в жовтий колір [5]. В ході дослідження було отримано градууювальний графік, який відображає залежність оптичної густини розчину від концентрації розчиненої кремнієвої кислоти в ньому. Оптичну густину розчину визначали на спектрофотометрі UV-1200 при довжині хвилі, рівній $\lambda = 400$ нм. Використовували кювету з товщиною 10 мм. За отриманим градууювальним графіком було визначено кутовий коефіцієнт, необхідний для перерахунку оптичної густини досліджуємих зразків води в концентрацію розчиненої кремнієвої кислоти.

За результатами експериментальних досліджень встановлено, що вміст розчиненої кремнієвої кислоти у зазначених зразках фасованих природних мінеральних і столових вод знаходиться в межах від 7,0 до 70,43 мг/дм³. Нижчу концентрацію розчиненої кремнієвої кислоти мала природна мінеральна столова вода «Трускавецька», а вищу – природна мінеральна лікувально-столова вода «Шаянська». Встановлено, що вміст розчиненої кремнієвої кислоти у водах з підземних джерел корелює із їх мінералізацією. Вищий вміст розчиненої кремнієвої кислоти зафіксовано у водах з вищою мінералізацією. Подальші дослідження будуть спрямовані на визначення вмісту кремнієвої кислоти в колоїдній формі, загального її вмісту, а також визначення співвідношення між формами кремнієвої кислоти в зразках фасованих вод.

Перелік посилань

1. *Martin, Keith. (2013). Silicon: The Health Benefits of a Metalloid. Metal ions in life sciences. 13. 451-73. 10.1007/978-94-007-7500-8_14.*
2. *Жежеря Т.П., Линник П.Н. Кремній в поверхневих водах України. Вода: гігієна та екологія. №1 - 4, т.5, 2017. С. 28 – 39.*
3. *Iler R.K. The Chemistry of Silica Solubility, Polymerization, Colloid and Surface Properties, and Biochemistry. New York, 1979.*
4. *Мокієнко А.В. До питання про доцільність нормування кремнію у питній воді. Вода: гігієна та екологія. №1 - 4, т.5, 2017. С. 9 – 17.*
5. *Нікіпелова О.М., Філіпенко Т.Г., Солодова Л.Б. Посібник з методів контролю природних мінеральних вод, штучно-мінералізованих вод та напоїв на їх основі /МОЗ України. Укр.наук.-досл. ін-т медичної реабілітації та курортології. - Одеса, 2002. - Ч.1. Фізико-хімічні дослідження. 96 с.*

МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ, ЯК ДІЄВИЙ ФАКТОР РЕАБІЛІТАЦІЇ

Моїсєєва Н.П., Лєсюк Г.В.

Інститут геологічних наук НАН України,

м.Київ

moiseevanp37@gmail.com, lesiuk.galya@gmail.com

Латинське гасло «sanitas pro aqua», що перекладається, як «здоров`я через воду» є основним принципом бальнеології, а SPA – не що інше, як абрєвіатура цієї відомої латинської фрази. Є історичні відомості, про курорти, де лікувались і оздоровлювались джерельною водою з давніх давен. Так перші курорти з`явились у Римській імперії для оздоровлення поранених воїнів. Також у Греції виявили залишки древніх водолікувальниць. Термальні води були тим фактором на основі якого організовувались перші курорти.

Оздоровлення мінеральними водами широко застосовується і в наш час. Україна багата на лікувальні мінеральні води та має розвинену бальнеологічну базу.

Не дивлячись на посилення "ядерних" загроз РФ, суспільство сподівається на перемогу Розуму, як запоруки його безпеки. Проте, вже сьогодні внаслідок злочинних бездумно-безконтрольних військових дій зі сторони окупанта, які, зокрема, призвели до порушення ґрунтового покриву у зонах АЕС - Чорнобильської та Запоріжської - відмічається значне підвищення радіаційного фону.

МОЗ України прийняті доступні заходи для захисту населення від впливу радіаційного опромінення: заготовлені препарати йодиду калію та стовбурових клітин.

Функція йодиду калію досить обмежена – часткова заміна радіоактивного ізотопу йоду в організмі — тільки частково захищає його від радіаційного впливу. Підсадка стовбурових клітин до кісткового мозку сприяє утворенню нових клітин замість зруйнованих, але ця операція складна, дорога, не завжди успішна та мало доступна, як і пересадка кісткового мозку від донора.

Після аварії на ЧАЕС у 1986 р. перед лікарями та вченими особливо гостро постала проблема пошуку масових, дешевих і загальнодоступних методів оздоровлення великого контингенту населення, яке не тільки приймало участь у ліквідації наслідків аварії, але й зазнавало впливу радіації, проживаючи на забруднених радіонуклідами територіях.

Застосування рекомендованих вітчизняних і закордонних препаратів (як в експерименті на тваринах, так і при лікуванні уражених радіацією) давало незначний ефект відновлення функцій організму, насамперед, показників крові. Несподівано високий ефект лікування дало запровадження мінеральних вод.

Чи не найціннішим, природним багатством України є значні ресурси мінеральних вод різного бальнеологічного напрямку у достатній кількості, щоб не тільки забезпечити санаторне та позакурортне оздоровлення населення нашої країни, але й розвинути галузь **міжнародного** оздоровчого туризму та експорту бутильованих мінеральних вод, тим самим **збільшивши Державний прибуток, зокрема, надавши додаткові кошти для потреб ЗСУ.**

Особливої уваги заслуговують лікувальні мінеральні води типу «Нафтуса», які відрізняються не тільки різноплановою біологічною дією на організм, але й тому, що їх поклади розповсюджені, вивчені та експлуатуються на планеті лише в Україні.

Унікальні **показання води:** захворювання нирок, печінки, порушень обміну речовин, дезінтоксикація організму, жовчно- і сечокам'яні хвороби, виведення піску та дрібного каміння.

Вчені ІГН НАНУ школи академіків А.Є. Бабинця та В.М. Шестопалова більше 50 років проводили комплексні дослідження мінеральних вод типу "Нафтуса" (у співробітництві з гідрогеологами, фізіологами, фізиками, лікарями), на основі яких було ідентифіковано її "лікувальне начало", відкриті закони формування, нові родовища та прояви, **вперше у межах Прикарпаття та Поділля виділені провінції мінеральних вод типу "Нафтуса"** з гідромінеральними запасами тисяч тонн кубометрів, встановлені нові бальнеологічні ефекти (Трускавець, Сатанів, Східниця) [1-3].

Виходячи з лікувальних показань Нафтусі - високого детоксикаційного та діуретичного ефектів, особливостей дії хімічного складу - було проведено глибоке науково-практичне вивчення її застосування в пострадіаційних умовах вченими НАНУ: ІГН (керівник акад. В.М. Шестопалов) та ІЕПОР ім. Р.Є. Кавецького (керівник проф. М.О. Дружина) разом з лікарями-бальнеологами на курортах м.Трускавця та пмт. Сатанова.

Дослідження спочатку проводилось на тваринах (білі нелінійні щури), які перебували у Чорнобилі та споживали забруднену радіонуклідами їжу і воду, пізніше – вивченням показників крові добровольців- дослідників та пацієнтів.

Були відкриті нові лікувальні ефекти вод типу "Нафтуса" - відновлення

уражених токсинами систем організму, ефективного відновлення функції кістково - мозкового кровотворення та показників периферійної крові, порушених дією радіаційного поля низької і середньої інтенсивності, прискорене виведення інкорпорованих радіонуклідів (ПУ № 2068), антиоксидантні властивості, лікування алергійних захворювань [2-3].

Також була встановлена [4] антиканцерогенна дія води для уражених радіацією та інших пацієнтів.

Розроблено спосіб довготривалого (15 місяців) збереження лікувальних властивостей даної води (ПУ) та методика застосування, затверджена МОЗ "Радиопротекторы, эффективные при действии хронического облучения в малых дозах" (Николаев, 16-20 июня 2008 г.). – Николаев: 2008. - С. 81.

України, що вперше дає можливість її поза курортного застосування.

На курортах м. Трускавця, Східниці, Сатанова (Хмельницька обл.) та інших по даному профілю успішно пройшли оздоровлення десятки тисяч пацієнтів: проживаючі на заражених радіонуклідами територіях (як дорослі, так і діти, оскільки вода не має протипоказань), шахтарі-ліквідатори аварії на ЧАЕС, обслуговуючий ЧАЕС персонал та інш.

Таким чином встановлено, що курсове застосування мінеральних вод типу "Нафтуса" як у курортних, так і позакурортних умовах може бути рекомендовано для лікування та профілактики як ефективно, дешево, просто, доступне для широкого контингенту населення, особливо при радіаційних ураженнях.

Прекрасні результати по відновленню крові (лікуванню анемії)

дає також застосування мінеральних вод з підвищеним вмістом заліза [5], багаті родовища яких і навіть налагоджена лінія розливу вже є в Закарпатті (Дравці).

Як і МВ "Нафтуса", вода не розливається через побори, що є надмірними для підприємств.

Сьогодні пробурена та досліджена нова свердловина 78 Калагарівського родовища МВ "Нафтуса", налагоджена лінія розливу згідно з розробленою технологією. Затримка - за ліцензією за користування надрами, яку підприємці не можуть отримати через надмірні побори. Зокрема, з цієї причини вже закриті ряд заводів розливу МВ на Закарпатті та Прикарпатті.

Санаторно-курортними закладами та заводами розливу використовується лише близько 10% затверджених експлуатаційних запасів мінеральних вод

України, тобто у перспективі розвиток цієї галузі практично необмежений. Багато і людей, які потребують реабілітації, відновлення. Особливо це стосується військових. Із відкритих джерел відомо, що окупанти на фронті застосовують брудні ядерні снаряди, отруйні хімічні речовини. Великі площі, сотні квадратних кілометрів нашої країни забруднені важкими токсичними речовинами, металами. Вибухи, обстріли, шкідливі речовини у повітрі, зруйновані очисні споруди впливають і на забруднення водних ресурсів — морів, озер, підземних джерел, питних і лікувальних вод. Війна, це завжди, в першу чергу, екологічна катастрофа. «Це бруд і кров і жах і клекіт дикої орди» Л. Костенко. Ми переможемо, але знадобяться надзусилля, щоб відновити у майбутньому екобезпечні лікувальні заклади.

Потреба у лікувальних водах буде тільки наростати, оскільки базуючись на лікувальних показаннях, можна передбачити корисність їх застосування населенням, травмованим війною. Уже відомо, що при порушеній екології страждають, перш за все, нирки, підшлункова залоза та печінка. Лікувальні мінеральні води мають велике значення для реабілітації.

В.М. Шестопапов – академік НАНУ, зав. відділенням Земля і Космос, зам. директора ІГН НАНУ, лауреат багатьох наукових премій.

Н.П.Моїсєєва- зав. не структурної лаб. мінеральних вод ІГН НАНУ, к. хім.н., лауреат.

Посилання:

1. *Шестопапов В.М., Моїсєєва Н.П., Ищенко А.П., Кондратюк Е.И., Усов В.Ю., Моїсєєв А.Ю., Гудзенко В.В., Лютий Г.Г., Синицин Н.И., Сулейманов С.П., Ясевич А.П., Дружина Н.А., Ковальская В.В., Гела А.А., Родионова Н.К., Кирилюк Н.Д., Рудько Г.И., Митько А.П., Нецкий А.В., Бакаржиева О.О.* Лечебные минеральные воды типа "Нафтуся" Украинских Карпат и Подолья. – Черновцы: Букрек, 2013. – 600 с
2. *Шестопапов В.М., Моїсєєва Н.П., Дружина М.О., Серкіз Я.І. Пухова Г.Г., Гела А.А.* Спосіб корекції кровотворення при радіаційному ураженні організму шляхом курсового застосування мінеральних вод типу "Нафтуся". Патент України № 2068. Від 17.08.1993 р. Бюл. №2.
3. *Моїсєєв А.Ю.* Особенности химического состава и бальнеологического применения минеральных вод. Под редакцией академика НАНУ Шестопапова В.М. и к.х.н. Моїсєєвой Н.П.- К:КИМ, 2017. – 464 с.
4. *Шестопапов В.М., Моїсєєв А.Ю., Дружина М.О.* Перспективи використання лікувальних мінеральних вод в онкології // Вістник НАН України, 2015. -№ 9. – С. 56-63.
5. *Моїсєєв А.Ю., Ганжа О.Б., Родионова Н.К., Дружина М.О.* Радіозахисні властивості природної мінеральної води з підвищеним вмістом заліза-II. // Матеріали межд. конф. "

Розділ 3

**СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ПИТНОЇ ВОДИ ТА
ТЕХНОЛОГІЇ ВОДОПІДГОТОВКИ**

Chapter 3

**MODERN DRINKING WATER TECHNOLOGIES AND
WATER PREPARATION TECHNOLOGIES**

SENSITIZED PHOTOLYSIS OF THIOUREA IN AQUATIC ENVIRONMENT

A. Lis, V. Gladchi, G. Duca, E. Bunduchi

Moldova State University, Chisinau, Republic of Moldova

It is known that thiourea (TU) is an anthropogenically derived thiol widely utilized in industry and agriculture. Due to its wide range of applications and substantial annual production (over 10,000 tons per year), its environmental presence is estimated to be significant. The hydrosphere is predicted to be the primary target compartment for this chemical substance. Previous studies have indicated that TU is hydrolytically stable and non-biodegradable, leading to its transformation in aquatic systems through chemical and photochemical processes. TU threatens the aquatic environment by impacting hydrobiota activity, whereas its oxidation products (such as urea) are non-toxic and may even be beneficial to habitats [1].

The objective of this study was to investigate the sensitized photolysis of thiourea (TU) in the presence of humic substances (HSs) in water using model systems and to determine the kinetic parameters. To assess TU sensitized photolysis, the model systems (TU-HSs-hv) were exposed to two different irradiation sources: a UV-Vis DRT-400 lamp and a Solar Simulator (SS), specifically the Oriel Model 9119X, equipped with an Air Mass 1.5 Direct filter (AM1.5D).

To evaluate the processes occurring in aquatic systems in the presence of TU, model systems were utilized. These systems mimic mechanisms found in natural aquatic environments and were studied under laboratory conditions. Research on the correlations of contaminant transformations in laboratory settings can inform those that occur in natural waters.

Thiourea concentration was determined using a solution of bismuth nitrate. To construct the calibration curve, various concentrations of thiourea solution were used, subsequently, the absorbance of the mixture was measured at a wavelength of 400 nm [Indirect ph.]. Using the graphical dependence $D^{400} = f(C)$, the following relation to determine the TU concentration (Eq. (1)) was obtained [2]:

$$C(TU) = \frac{A^{400} - const}{66.319} \quad (R^2 = 0.999) \quad (1)$$

where $const \approx 0.0896$, but this value can be flexible.

The kinetic parameters of TU sensitized photolysis were calculated based on the substrate concentration using *pseudo-first-order* reactions (Eqs. (2-4)) [3].

$$-\frac{d[C]}{dt} = -\frac{[C]_2 - [C]_1}{t_2 - t_1} = -k[C] \quad (2)$$

where, $-\frac{d[C]}{dt}$ - TU sensitized photolysis, $M \cdot s^{-1}$; $[C]_1$ and $[C]_2$ - TU concentrations at time t_1 and t_2 , M; t_1 and t_2 - time of irradiation, s.

The rate constants were determined from the linear regression analysis, as described by Eq. 3:

$$k = \frac{1}{t} \ln \frac{[C]_0}{[C]_t} \quad (3)$$

where: k - TU rate constants, s^{-1} ; t - irradiation time, s; $[C]_0$ - TU initial concentrations, M; $[C]_t$ - TU concentrations at time t , M.

The *half-life* of TU was determined according to Eq. 4:

$$\tau_{1/2} = \frac{\ln 2}{k_{avg}} \quad (4)$$

where: $\tau_{1/2}$ - the TU *half-life*, s; k_{avg} - the average rate constant of TU, s^{-1} .

Previous studies have investigated the direct and indirect photolysis properties of

TU [1, 2, 4]. To determine the influence of HSs on the TU sensitized photolysis process, the initial rates' dependencies were plotted as a function of the concentration of added HSs in the system, under irradiation with the sources mentioned above. From Table 1, it was observed that TU undergoes sensitized photolysis in the presence of HSs, and the oxidation rates increase with their concentrations in the system. This indicates that during the irradiation process, HSs generate active species, leading to the degradation of the substrate.

HSs can indeed be regarded as sensitizers for TU degradation in natural waters. However, as shown in Table 1, the oxidation rates increase up to a certain concentration of added HSs in the system, beyond which they begin to decrease. This phenomenon can be attributed to the increasing turbidity in the system with higher concentrations of HSs, which hampers the accurate determination of TU concentration via spectrophotometric methods. Concurrently, the increased concentrations of active oxygen species, resulting from higher HSs concentrations, may contribute to the degradation of HSs themselves due to their intricate structure. Additionally, it was observed that TU degradation rates also vary depending on the irradiation source.

Table 1. The TU sensitized photolysis rates as a function of the HSs concentration, $[TU]_0=2.0 \cdot 10^{-3} M$, $pH=6.8$, $t=25.0 \text{ }^\circ\text{C}$

[HSs] ₀ , mg/L Irradiation source	$\left(-\frac{dC}{dt}\right) \cdot 10^7, M \cdot s^{-1}$							
	0.000	0.160	0.330	1.000	1.66	2.330	3.330	5.000
DRT-400	0.000	0.920	0.983	1.484	1.664	1.931	3.110	2.620
SS, AM1.5D	0.000	0.260	0.277	0.291	0.395	0.539	0.647	0.567

The practical results demonstrate that the sensitized photolysis rates of TU in the presence of HSs are on the order of $10^{-7} M \cdot s^{-1}$ when the system is irradiated by the DRT-400 polychromatic lamp and on the order of $10^{-8} M \cdot s^{-1}$ when irradiated by SS in the presence of the AM 1.5D filter. This discrepancy arises because HSs absorb radiation within the range of 220-365 nm, exhibiting two absorption peaks, one at 254 nm and another at 365 nm [3]. Consequently, the emission spectrum of the DRT-400 lamp (220-600 nm) closely matches the absorption spectrum of HSs. Although the emission spectra of SS, in the presence of the AM 1.5D filter, overlap less with the absorption spectrum of HSs, sensitized photolysis still occurs due to its emission of radiation at 365 nm, which falls within the absorption spectrum of HSs.

To better understand the kinetics of TU sensitized photolysis, the effective rate constants and half-life were determined as a function of HSs concentration for both irradiation sources used in the study. Table 2 demonstrates that the concentrations of HSs added to the system influence the effective constants of the reaction rates, increasing with higher concentrations in the system. It was observed that the rate constants are on the order of $10^{-3} s^{-1}$ for the system irradiated by the DRT-400 lamp, approximately one order higher than the rate of $10^{-4} s^{-1}$ observed for the system irradiated by SS.

Similarly, Table 2 illustrates that TU oxidation occurs even in the absence of HSs in the system, indicating that TU also undergoes direct photolysis, albeit with significantly lower effective rate constants. A comparison between the effective constants of direct photolysis [5] and those of sensitized photolysis with HSs reveals an increase in rate constants by 1.2 to 12.0 times for systems irradiated with the DRT-400 lamp and by 1.2 to 8.0 times for the system irradiated by SS in the presence of the AM 1.5D filter.

Table 2. Kinetic parameters of the TU sensitized photolysis under irradiation with both sources, $[TU]_0 = 2.0 \cdot 10^{-3}, M$, $pH=6.8$, $t=25.0 \text{ }^\circ\text{C}$

Irradiation source	[HSs] ₀ , mg/L	$k \cdot 10^4, s^{-1}$							$k_{avg.} \cdot 10^4, s^{-1}$	$\tau_{1/2}$
	0.00	0.16	0.33	1.00	1.66	2.33	3.33	5.00	-	-
DRT-400	2.9	3.6	3.8	7.9	13.4	19.9	35.1	10.0	12.1	9 min 32 s
SS, AM1.5D	1.2	1.3	1.4	1.5	2.0	2.8	3.4	2.9	2.0	57 min 45 s

The effective rate constants were found to depend on the initial concentration of HSs in the system, as well as on the radiation intensity and emission spectrum of the irradiation source. Consequently, the highest rate constants were observed for the system irradiated with the DRT-400 lamp, as the absorption spectra of TU and HSs exhibit the greatest overlap with the emission spectra of this irradiation source. Conversely, the lowest rate constants were observed for the system irradiated by SS, as the absorption spectra of TU and HSs have less overlap with the emission spectra of this irradiation source, which is constrained by the AM 1.5D filter. Respectively, for this irradiation source, the radiations with wavelengths shorter than 290 nm are very few, and their intensity is the lowest (in the required range). Although the processes of sensitized photolysis with SsH when irradiated with SS, proceed more slowly. Nevertheless, the emission spectrum of this source is the closest to the emission spectrum of the Sun, respectively the transformation laws of TU in the natural conditions of aquatic systems are the closest to the legalities determined upon irradiation with this source of irradiation.

From the above, it can be concluded that TU undergoes sensitized photolysis through two primary mechanisms. Firstly, HSs present in the system, particularly fulvic acid (which exhibits an absorption peak at 365 nm), absorb photons of light, becoming excited. The electronic excitation energy accumulated by the sensitizer is then transferred to TU, leading to its oxidation, as described by the following equations:



Moreover, in oxygenated solutions, it is known that the electronic excitation energy accumulated by the sensitizer can also be transferred to the oxygen dissolved in water, resulting in the formation of active species. These species contribute to the oxidation of TU, as described by the following equations:



Among the main sensitized photolysis products of TU are listed two isomers of the thiol form of thiourea, urea, and thiourea disulfide, etc.

Conclusions

It was observed that TU undergoes sensitized photolysis in the presence of HSs. It was determined that the oxidation rates of TU depend directly on the concentrations of HSs added to the system, and the presence, intensity, and emission spectrum of the irradiation sources. The photooxidation processes of TU are most effective when irradiated with the DRT-400 lamp, which emits radiation in the 220-600 nm range. Conversely, they are less effective when irradiated with SS in the presence of the AM 1.5D filter, which simulates the amount of solar energy and the wavelength of UV rays reaching the Earth's surface from the Sun.

HSs present in aquatic systems, when irradiated with solar rays, contribute to the acceleration of the TU degradation process in two main ways. Firstly, they transmit excitation energy to TU. Secondly, they transfer electronic excitation energy to dissolved oxygen in water, leading to the formation of active particles that can subsequently oxidize TU.

References

- [1] G. Duca, A. Lis, V. Gladchi, and S. Travin, "Indirect photolysis of cysteine and thiourea in the aquatic environment," *Inorganica Chim Acta*, vol. 557, 121682, Nov. 2023, doi: 10.1016/j.ica.2023.121682.
- [2] A. Lis, V. Gladchi, G. Duca, and S. Travin, "Indirect photolysis of cysteine and thiourea in the presence of metal ions in the aquatic environment," *Inorganica Chim Acta*, vol. 560, 121832, Jan. 2024, doi: 10.1016/j.ica.2023.121832.
- [3] A. Lis, V. Gladchi, G. Duca, and S. Travin, "Sensitized photolysis of thioglycolic acid in aquatic environment," *Chemistry Journal of Moldova*, vol. 16, no. 1, pp. 46–59, 2021, doi: 10.19261/CJM.2021.796.
- [4] A. Lis, V. Gladchi, G. Duca, E. Bunduchi, and V. Blonschi, "Redox self-purification mechanism of natural waters with the involvement of thioglycolic acid and thiourea," 2023, pp. 43–67, doi: 10.4018/979-8-3693-0512-6.ch003.
- [5] A. Lis, "Direct photolysis of cysteine and thiourea in aqueous solutions (in Romanian)," *Studia Universitatis Moldaviae*, vol. 6, no. 96, pp. 133–141, 2016.

Acknowledgments: This study was supported by the research project nr. 010603, Advanced research in computational and ecological chemistry, identification of technological procedures for treatment, formation of water quality and quantity, funded by the Institute of Chemistry of the Moldova State University.

ПРОГНОЗУВАННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ДООЧИЩЕННЯ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ СОРБЦІЙНИМИ КОМПОЗИЦІЯМИ

*Валерія ДМІТРИЧЕНКО, Євгенія БРАСЛАВСЬКА, Ірина КОСОГІНА,
Аркадій ШАХНОВСЬКИЙ*

*Національний технічний університет України "Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського", Київ, Україна
dmitrichenkolera05@gmail.com*

FORECASTING THE EFFICIENCY OF WATER PURIFICATION BY SORPTION COMPOSITES

*Valeriia DMITRICHENKO, Yevheniia BRASLAVSKA, Iryna KOSOGINA,
Arcady SHAKHNOVSKY*

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute",
Kyiv, Ukraine*

Встановлено, що водопровідна вода м. Києва не відповідає нормам ДСанПІН 2.2.4-171-10 за показником кольоровість і потребує доочищення. Здійснено її доочищення сорбційними композиціями на основі активованого вугілля. Встановлено, що ефективність доочищення води залежить від співвідношення компонентів у сорбційній композиції та об'єму пропущеної води. Так, при використанні сорбційної композиції СК1, яка містить 44% активованого вугілля марки JACOBI AquaSorb, ефективність очищення склала 80% при пропусканні десяти літрів води. Здійснено апроксимацію експериментальних даних математичною моделлю асимптотичної регресії (закон Мічерліха), за якою визначено, що очікується суттєве погіршення якості доочищення за показником «кольоровість», коли об'єм пропущеної води наближається до ресурсу сорбційних композицій (150 дм³).

Для комплексного сорбційного очищення води від широкого спектру домішок застосовують суміші або пошарові завантаження, що складаються з декількох сорбентів. Вони можуть бути завантажені в один або кілька картриджів, через які вода проходить послідовно. Вартість картриджа залежить від кількості та характеристик сорбентів, які використовуються. Провідні виробники побутових фільтрів використовують матеріали найвищої якості, призначені спеціально для очищення питної води. Такі матеріали не тільки максимально ефективно очищують воду, але і не вносять в неї додаткові хімічні, механічні та мікробіологічні домішки, які можуть негативно позначатися на смаку, запаху та безпеці очищеної води.

Найчастіше у складі сорбційних композицій для побутового застосування з

використовуються наступні компоненти [1]:

- Активоване вугілля різної природи, призначене для видалення з води хлору, хлорорганічних сполук, зниження запаху і кольоровості, обумовленої природними органічними речовинами, що містяться в воді. Крім цього, активоване вугілля сприяє покращенню смакових якостей води. У побутових фільтрах для питної води використовують вугілля, отримане шляхом карбонізації шкаралупи кокосового горіха, та/або бітумінозне вугілля, причому їх комбінація може бути більш ефективною, ніж індивідуальні матеріали.

- Катіонообмінні смоли (катіоніти), які використовуються для пом'якшення води, видалення іонів заліза, марганцю, амонію, важких металів. Найчастіше в побутових фільтрах застосовуються слабокислотні катіоніти у формі H^+ , які дозволяють видаляти переважно катіони, що входять до складу солей тимчасової твердості. Таким чином, вони можуть запобігати утворенню накипу при кип'ятінні води. Використання цих матеріалів дозволяє також частково зменшувати лужність і солевміст води.

- Аніонообмінні смоли (аніоніти), призначені для видалення природних органічних речовин, нітратів, фторидів, сполук заліза, марганцю, алюмінію, кремнію, миш'яку та інших аніонів.

- Срібловмісні сорбенти, які запобігають мікробіологічному зараженню сорбційних компонентів у суміші.

Переважно картриджі, які використовуються в побуті для доочищення води заповнені сумішшю кокосового активованого вугілля і слабокислотної катіонообмінної смоли в співвідношенні 1–1,5 : 1–1,3 [2].

Застосування різних сорбційних компонентів, так само як і зміна співвідношення компонентів в суміші, дозволяє створювати композиції, орієнтовані на вирішення певних завдань. Тому правильним підходом до вибору сорбційної композиції є попереднє визначення складу води, яка піддається доочищенню та зміна співвідношення компонентів у складі сорбенту.

Дослідження ефективності сорбційних композицій здійснено на водопровідній воді м. Києва. Склад води за основними показниками та норми за ДСАНПН 2.2.4-171-10 наведено в таблиці 1.

Аналізуючи отримані дані (табл. 1), можна зробити висновок, що водопровідна вода потребує доочищення за показником кольоровість перед використанням її як питна.

Для сорбційного доочищення водопровідної води в роботі використано три

сорбційні композиції з різним вмістом наступних компонентів:

Компонент 1 – гранульоване активоване вугілля на основі шкаралупи кокоса марки JACOBI AquaSorb™ (виробник Китай).

Таблиця 1 – Склад водопровідної води м. Києва та норми за ДСанПІН 2.2.4-171-10

Показник	водопровідна вода м. Києва	за ДСанПІН 2.2.4-171-10
загальна жорсткість, ммоль/дм ³	4,2	<7
кольоровість, град.	37	20
загальне залізо, мг/дм ³	0,04	0,2
рН, од.	7,79	6,5 – 8,5

Компонент 2 – макропориста поліакрилова слабкокислотна катіонообмінна смола в Н⁺ формі марки Pure PC200 FDH (виробник Китай).

Компонент 3 – макропориста полістирольна слабкоосновна аніонообмінна смола марки Pure PA301 (виробник Китай).

Компонент 4 – гранульоване активоване вугілля на основі шкаралупи кокоса марки Silcarbon S2050-200 Plus (виробник Китай).

В таблиці 2 наведено вміст компонентів у трьох сорбційних композиціях (СК).

Таблиця 2 – Вміст компонентів у досліджуваних сорбційних композиціях

Сорбційна композиція	компоненти, %			
	Компонент 1: активоване вугілля марки JACOBI AquaSorb, %	Компонент 2: катіонообмінна смола марки Pure PC200 FDH,%	Компонент 3: аніонообмінна смола марки Pure PA301,%	Компонент 4: активоване вугілля марки Silcarbon S2050-200 Plus,%
СК1	44	28	28	-
СК2	44	34	22	-
СК3	28	50	-	22

Ефективність застосування сорбційних композицій з різним співвідношенням компонентів для доочищення водопровідної води за показником «кольоровість» представлено на рисунку 1.

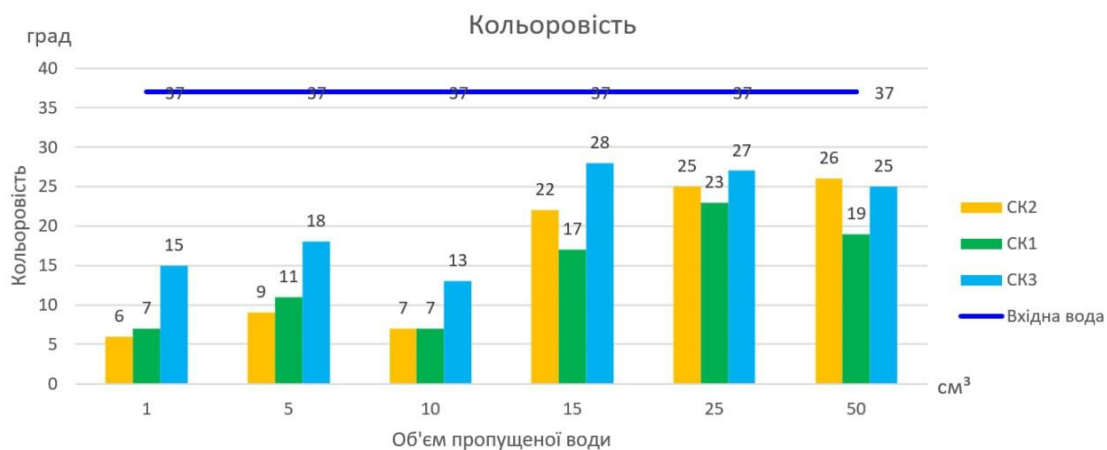


Рисунок 1 – Залежність зміни кольоровості води від об'єму пропущеної води через сорбційні композиції

Аналізуючи отримані дані (рис. 1) зміни кольоровості водопровідної води, встановлено, що на ефективність доочищення впливає не лише склад сорбційної композиції, а і кількість пропущеної води. Так для сорбційної композиції СК1 ефективність очищення коливається в межах 80% при пропусканні 10 літрів водопровідної води та знижується до 48,6% за умови пропускання 50 літрів. Не зважаючи на зниження ефективності сорбції на сорбційній композиції СК1 очищена вода може використовуватись для пиття оскільки відповідає нормам ДСанПН 2.2.4-171-10. Сорбційна композиція СК3 володіє найнижчою ефективністю, оскільки при пропусканні 15 літрів водопровідної води з метою доочищення якість очищеної води не відповідає нормам, а ступінь очищення не перевищує 24,3%. Отже, склад сорбційної композиції, яка містить суміш 2х марок активованого вугілля є менш ефективною ніж коли використовується гранульоване активоване вугілля на основі шкаралупи кокоса марки JACOBI AquaSorb™.

Ефективність очищення значною мірою залежить від часу контакту води з фільтрувальним завантаженням, тобто від об'єму сорбційного матеріалу і швидкості проходження води через нього. Об'єм усіх 3х сорбційних композицій склав 90 см³, а швидкість змінювалась від кількості пропущеного об'єму, так для першого літра для усіх 3х композицій швидкість склала 100 см³/хв, а при пропусканні 50го літра вже впала до 35 см³/хв, що пов'язано з ущільненням суміші при тривалому пропусканні води у режі зверху-вниз.

Ресурс картриджів зазвичай оцінюється за їхньою здатністю до поглинання хлору і становить 100–150 дм³. При оцінці ресурсу сорбційної композиції приймається, що середня добова витрата питної води на людину становить 1,5–2 дм³, відповідно.

З метою прогнозування якості води за показником «кольоровість» нами було наближено експериментальні дані моделлю асимптотичної регресії (закон Мічерліха [3]):

$$y = a - b \cdot c^x,$$

де y – досліджуваний показник (кольоровість), x – незалежна змінна (об’єм пропущеної води), a , b , c – параметри математичної моделі (параметр a представляє кольоровість вихідної водопровідної води як асимптотичне значення досліджуваного показника, параметри b , c – швидкість зростання досліджуваного показника).

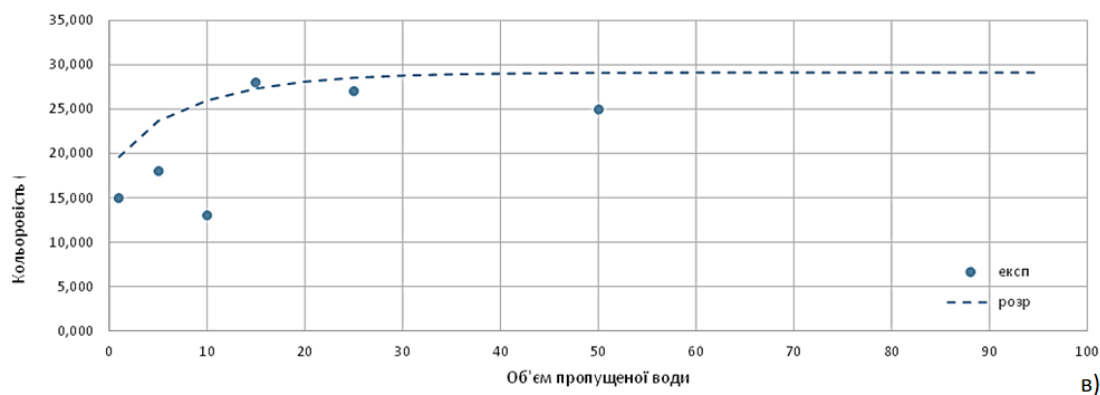
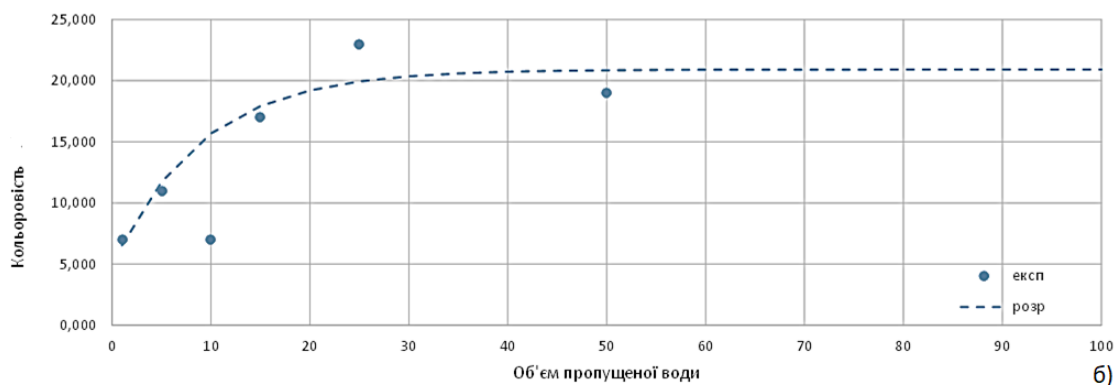
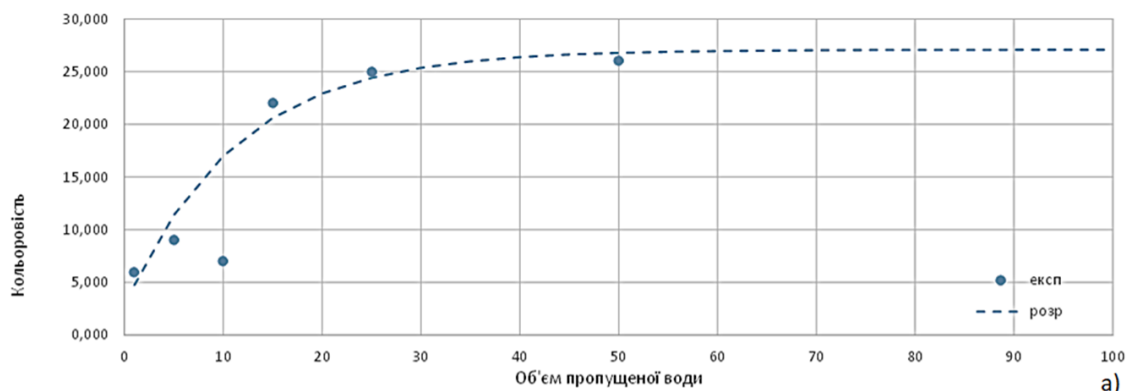


Рисунок 2 – Прогнозований вплив об’єму пропущеної води на ефективність її очищення (за показником «кольоровість»): а) – СК1, б) – СК2, в) – СК3

Параметрична ідентифікація математичних моделей здійснювалася в пакеті

Origin. Отриманий за математичними моделями прогноз ефективності застосування досліджуваних сорбційних композицій для доочищення водопровідної води за показником «кольоровість» представлено на рисунку 2.

Кількісний прогноз (за результатами математичного моделювання) дав результати, відповідні якісним висновкам (отриманим з технологічних міркувань): очікується суттєве погіршення якості очищення за показником «кольоровість», із асимптотичним наближенням значення кольоровості очищеної води до відповідного значення вхідної водопровідної води, коли об'єм пропущеної води наближається до значення (та перевищує значення) ресурсу сорбційних композицій (150 дм³). Отже, з метою збільшення ресурсу сорбційних композицій необхідно збільшити об'єм суміші та вміст активованого вугілля у суміші, що потребує подальших досліджень.

Література:

1. Серія видань «Світ сучасної водопідготовки» Методи і матеріали. За редакцією Мітченко Т.Є. ВУБТ WATERNET, Київ, 2019. – 132с. ISBN 978-966-97940-2-4
2. Серія видань «Світ сучасної водопідготовки» Технологічні рішення. За редакцією Мітченко Т.Є. ВУБТ WATERNET, Київ, 2021. – 82с. ISBN 978-966-97940-3-1
3. Nievergelt Y. On the existence of best Mitscherlich, Verhulst, and West growth curves for generalized least-squares regression. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 2013. – No. 248. – Pp. 31–46. DOI: 10.1016/j.cam.2013.01.005

ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ СУЧАСНИХ ФІЛЬТРУЮЧИХ МАТЕРІАЛІВ

Taras KUZUB

*Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна
kuzubtaras@gmail.com*

INCREASING THE EFFICIENCY OF GROUNDWATER DEIRING WITH THE USE OF MODERN FILTER MATERIALS

Taras KUZUB

National University of Food Technologies

Резюме

Підвищений вміст заліза у воді може завдати значної шкоди здоров'ю людини. Обробка води із застосуванням каталітичних завантажень – це один із сучасних ефективних технологічних методів з видалення сполук заліза із води. Каталітичні сорбенти – це природні або штучні матеріали, що містять на поверхні або в пористій структурі гранул каталізатор окиснення, який створює каталітичний ефект в реакціях окиснення відновлення.

Метою даного дослідження є визначення ефективності видалення заліза з підземного джерела за допомогою фільтруючого завантаження Katalox Light. У даному дослідженні було встановлено, що застосування фільтруючого завантаження Katalox Light на установці знезалізнення дозволяє ефективно видаляти залізо з підземного джерела води.

Забезпечення населення якісною питною водою є одним з основних завдань, яке стало особливо актуальним у зв'язку з погіршенням загального екологічного стану і надмірним забрудненням джерел водопостачання. Цей виклик особливо актуальний для невеликих міст. Підземні води широко використовуються як джерело водопостачання населених пунктів, значна частина яких має надлишкову концентрацію за кількома показниками, включаючи сполуки заліза [1].

Підвищений вміст заліза у воді може завдати значної шкоди здоров'ю людини. Надлишок заліза також викликає підвищене осідання на фітингах і трубопровідних мережах систем водопостачання.

Фільтр станції знезалізнення води є її основним елементом, а фільтруюче завантаження – основним робочим елементом. Правильний вибір їх параметрів має величезне значення для їх оптимальної роботи. Фільтруюче завантаження для знезалізнювальних фільтрів можна розділити на каталітичне та комплексної дії.

Найбільш поширеними фільтруючими завантаженнями на сьогоднішній день є кварцовий пісок, антрацит, гранітна крихта, керамзит і активоване вугілля. Однак оптимальніше використовувати каталітичне фільтруюче завантаження [2]. Каталітична сорбція – видалення специфічних домішок з використанням сорбційно-каталітичних властивостей гранул завантаження.

Каталітичні сорбенти – це природні або штучні матеріали, що містять на поверхні або в пористій структурі гранул каталізатор окиснення (в більшості випадків діоксид марганцю – MnO_2), який створює каталітичний ефект в реакціях окиснення відновлення.

Обробка води із застосуванням каталітичних завантажень – це один із сучасних технологічних методів, які забезпечують в одній фільтрувальній колонії з програмованим клапаном три операції: окиснення, осадження і фільтрацію осаду.

Механізм дії заснований на здатності сполук марганцю відносно легко змінювати валентний стан (рисунок 1.1).

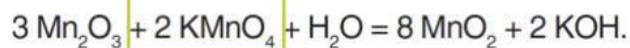
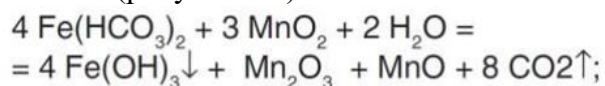


Рисунок 1.1 – Механізм дії каталітичних сорбентів

Дане дослідження присвячене дослідженню каталітичного матеріалу Katalox Light, який використовується при водопідготовці як один з найбільш перспективних фільтруючих матеріалів для знезалізнення води.

Katalox Light (Пиролюзит) – фільтруючий матеріал на основі руди природного з'єднання діоксиду марганцю, мінералу – пиролюзит.

Katalox Light містить діоксид марганцю в високих концентраціях, що визначає його каталітичні властивості в реакціях каталітичного окислення заліза, марганцю, сірководню та миш'яку, які супроводжують процес очищення води від цих забруднень. Продукти окислення забруднень, що випадають в осад, ефективно затримуються гранулами Katalox Light, завантаженого у фільтр і далі вимиваються водою з матеріалу під час зворотного промивання фільтра – регенерації.

Katalox Light має високу міцність, низьку стиранисть, що обумовлює його довгий термін служби, що значно перевищує терміни служби фільтруючих завантажень Birm, Katalox, Manganese Greensand. Ці завантаження – штучні синтетичні матеріали, з нанесеним на них покриттям з діоксиду марганцю, отриманого хімічним шляхом. Katalox Light – матеріал природного походження, отриманий традиційним шляхом подрібнення і збагачення руди пиролюзита в природних умовах, що й обумовлює його велику вартість у порівнянні з синтетичними матеріалами [3].

Дослідження ефективності видалення заліза з підземного джерела за допомогою фільтруючого завантаження Katalox Light здійснювалось на установці знезалізнення, зображеної на рисунку 2.



Рисунок 2 – Установа знезалізнення

Установа знезалізнення призначена для видалення заліза, марганцю, зниження вмісту завислих речовин.

Вихідна вода надходить на фільтри, завантажені мультимедійним матеріалом Katalox Light. Katalox Light діє як нерозчинний каталізатор реакції окислення розчиненим у воді киснем залізовмісних речовин, окислюючи їх до нерозчинного гідроксиду заліза і фільтруючи в шарі завантаження з рейтингом фільтрації 2-3 мкм.

Вміст заліза у воді визначали фотометричним методом. Він оснований на взаємодії іонів заліза в лужному середовищі із сульфосаліциловою кислотою з утворенням комплексної сполуки, яка має жовтий колір. Інтенсивність забарвлення, яке пропорційне масовій концентрації заліза, вимірюють при фіксованій довжині хвилі. Вимірюють оптичну густину забарвлених розчинів, використовуючи фіолетовий світлофільтр ($\lambda = 430$ нм) і кювету з товщиною оптичного шару 50 мм, по відношенню до холостого розчину.

У таблиці 1 наведено результати аналізу вихідної та очищеної води за вмістом заліза.

Таблиця 1 – Результати аналізів за вмістом заліза

Вміст заліза у вихідній воді, мг/дм ³	Вміст заліза у очищеній воді, мг/дм ³
4,5	0,14

Ступінь видалення заліза при використанні фільтруючого завантаження Katalox Ligh визначали за формулою:

$$R_{\text{Зк}} = \frac{Z_{\text{В}} - Z_{\text{К}}}{Z_{\text{В}}} * 100\% = \frac{4,5 - 0,14}{4,5} * 100\% = 96,88\%$$

де $Z_{\text{В}}$ – міст заліза у вихідній воді;

$Z_{\text{К}}$ – вміст заліза у очищеній воді після очищення на фільтруючому завантаженні Katalox Ligh.

У даному дослідженні було встановлено, що застосування фільтруючого завантаження Katalox Light на установці знезалізнення дозволяє ефективно видаляти залізо з підземного джерела води. Результати свідчать про високу ефективність цього матеріалу у зниженні концентрації заліза у вихідній воді з 4,5 мг/дм³ до 0,14 мг/дм³, що відповідає ступеню видалення заліза на рівні 96,88%.

Джерела інформації

1. Yushchenko V., Velyugo E., Romanovski V. Influence of ammonium nitrogen on the treatment efficiency of underground water at iron removal stations. Groundwater for Sustainable Development. 2023. P. 100943. URL: <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100943> (date of access: 16.05.2024).
2. Modified activated carbon for deironing of underground water / D. Propolsky et al. Environmental Research. 2020. Vol. 182. P. 108996. URL: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108996> (date of access: 16.05.2024).
3. Water Treatment Company, Heavy Metal Removal From Water. URL: <https://kataloxlight.com/> (date of access: 16.05.2024).

ОПТИМІЗАЦІЯ МЕМБРАННОГО МОДУЛЮ ВОДНИХ ВЕНДИНГОВИХ АВТОМАТІВ

Ростислав Мудрик, Єфім Дрікер, Олексій Гоманюк, Катерина Галкіна
Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, Україна
rostyslav.mudryk@gmail.com

MEMBRANE MODULE OPTIMIZATION FOR WATER VENDING MACHINES

Rostyslav Mudryk, Efim Driker, Oleksiy Homaniuk, Kateryna Halkina
Igor Sikorsky National Technical University of Ukraine, Kyiv, Ukraine

Резюме: В роботі описано використання сучасних методів отримання фізіологічно повноцінної питної води, зокрема модифікованих мембранних елементів. Модифіковані мембранні елементи відрізняються меншою селективністю (50 %) ніж зворотноосмотичні (97 %). Завдяки модифікованим елементам можна отримувати не тільки безпечну, а ще й фізіологічну повноцінну воду. До такої води пред'являються вимоги не тільки до максимального вмісту домішок, а й мінімальному. В даній роботі проаналізований склад водопровідної води міст на заході України, оцінений склад очищеної води різними методами та запропоноване рішення щодо отримання води заданої якості у всіх містах.

Ключові слова: фізіологічно повноцінна питна вода, технології підготовки питної води, зворотний осмос, модифікація мембранних елементів, водний вендинговий автомат

Вступ: Доступ до безпечної питної води – є однією з основних проблем людства. Вендингові водні автомати (ВВА), зображений на рисунку 1, є відносно новим джерелом питної води у містах. Вони мають переваги перед питною водою в пластикових пляшках та очищеною побутовими фільтрами [1].



Рис. 1. Зовнішній вигляд та внутрішня компоновка водного вендингового автомату.

Для оцінки використання ВВА для підготовки питної води була проаналізована якість водопровідної води в містах на заході України наведена в таблиці 1 [2].

Таблиця 1 – Індикаторні показники якості водопровідної води в містах на заході України.

Показник якості	Місто								Вимоги *
	Луцьк	Львів	Рівне	Хмельницький	Тернопіль	Івано-Франківськ	Чернівці	Ужгород	
Мутність, мг/дм ³	0,1-1,5	0,1-5,6	0,2-7,2	0,1-0,7	0,1-2,1	0,2-0,7	0,2-0,9	0,1-0,3	≤0,58
Запах, бали	0-3	0-4	1-4	1-3	0-3	0-4	2-3	0-3	≤2
Кольоровість, градуси	5-18	1-16	1-12	2-14	1-14	9-19	2-11	1-5	≤20
Залізо, мг/дм ³	0,02-0,6	0,01-1,1	0,05	0,01-0,28	0,01-0,99	0,01-0,08	0,01-0,22	0,01-0,05	≤0,2
Марганець, мг/дм ³	0,01-0,02	0,01-0,02	0,08	0,01-0,1	0,01-0,06	0,01-0,02	0,01	0,01-0,02	≤0,05
Твердість, ммоль/дм ³	7,1-8,1	6,4-8,8	3,9-11,1	6,1-7,8	6,2-8,7	2,1-2,6	4,7-7,2	2,0-6,0	1,0-7,0
Сухий залишок, мг/дм ³	420-532	235-715	385-638	480-750	385-710	170-250	340-460	120-500	100-1000
pH	7,3-7,7	6,9-7,9	7,6-7,8	7,1-7,6	6,7-7,85	7,0-8,0	7,7-7,8	7,1-7,2	6,5-8,5

* вимоги до якості питної води згідно [3].

Згідно з таблицею 1 якість водопровідної води в деяких містах не відповідає встановленим вимогам за показниками мутність, запах, твердість та вміст заліза. Для отримання питної води відповідно до встановлених вимог водопровідну можна доочищати за допомогою ВВА [4]. Технологічна схема автомату показана на рисунку 2.

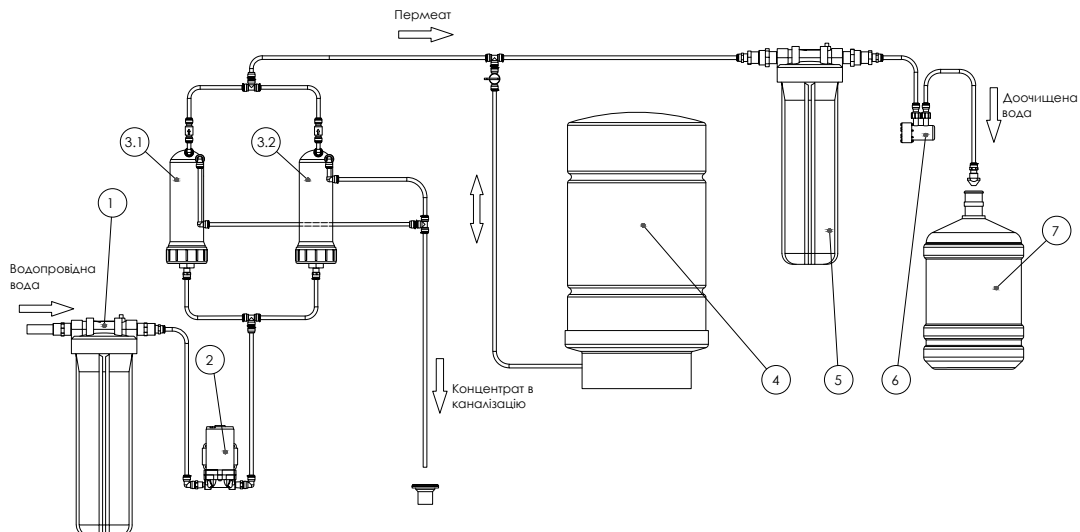


Рис. 2. Принципова технологічна схема водного вендингового автомату:

1 – модуль попереднього очищення; 2 – насос високого тиску; 3 – мембранний модуль 4 – бак чистої води; 5 - модуль пост очищення; 6 – модуль знезараження; 7 – ємність користувача

Як показано в статті [1] очищена вода за допомогою ВВА відповідає вимогам [4]. Проте очищена вода не відповідає вимогам щодо фізіологічної повноцінності за показниками твердість та сухий залишок. Причиною невідповідності є недосконалість комбінації зворотноосмотичного (ЗО) мембранного елементу та домінералізації за допомогою картриджа з мінералами [5].

Експеримент: Для вирішення завдання щодо отримання саме фізіологічно повноцінної питної води пропонується оптимізувати мембранний модуль. А саме використати модифікований (М) мембранний елемент [5] замість ЗО та відмовитись від домінералізації. Характеристики мембранних елементів наведені в таблиці 2.

Таблиця 2 – Характеристики модифікованого та зворотноосмотичного мембранних елементів.

Характеристика	Модифікований елемент	Зворотноосмотичний елемент
Продуктивність, дм ³ /год	120	75
Селективність по сухому залишку, %	50	97

На основі результатів дослідження [5] можна оцінити якість підготовленої води зворотноосмотичним та модифікованим мембранними елементами, див. таблицю 3. Для оцінки в якості вихідної води була прийнята водопровідна вода м. Львів.

Таблиця 3 – Якість вихідної та підготовленої води ЗО та М мембранними елементами.

Якість води	Вихідна	Після ЗО елементу	Після М елементу	Купаж**	Вимоги*
Мутність, мг/дм ³	0,5	0,1	0,1	0,1	≤ 0,58
Кольоровість, градуси	12	1	1	1	≤ 20
Залізо, мг/дм ³	0,1	<0,05	0,05	0,1	≤0,2
Марганець, мг/дм ³	0,01	0,01	0,01	0,01	≤0,05
Твердість, ммоль/дм ³	8,6	0,26	4,3	1,9	1,0 - 7,0
Сухий залишок, мг/дм ³	460	14	230	120	100 - 1000
рН	7,7	6	7,3	6,7	6,5 – 8,5

*вимоги до якості питної води згідно [3].

** суміш підготовленої води ЗО та М мембранними елементами в пропорції 1:1.

Як видно з таблиці 3, якість води очищеної ЗО мембранним елементом не відповідає вимогам за показниками твердість, сухий залишок та рН. Якість води після М мембранного елементу відповідає вимогам, в тому числі і вимогам щодо фізіологічної повноцінності.

Крім того, була зроблена оцінка якості купаженої води – суміш води після ЗО та М мембранних елементів. Таку воду можна отримати встановивши в мембранний модуль (див. рис 2) ЗО елемент в положення 3.1 і М елемент в положення 3.2, а потоки води відрегулювати у співвідношенні 1:1. При зміні якості вихідної води співвідношення потоків можна відрегулювати таким чином, щоб якість очищеної води залишалась постійною. Використання комбінації елементів та зміни співвідношення потоків дозволять використовувати ВВА для доочищення водопровідної води різного складу та отримувати воду постійного заданого складу.

Висновки:

1. Модифіковані мембранні елементи є перспективним рішенням для оптимізації мембранного модулю ВВА з метою отримання фізіологічно повноцінної питної води стабільного складу.

2. Комбінація модифікованого та зворотноосмотичного мембранних модулів дозволяє регулювати якість підготовленої води шляхом зміни пропорції підготовленої води зазначеними модулями.

3. Впровадження зазначеної в п.2 комбінації у ВВА дозволить отримувати воду заданої якості при експлуатації ВВА в усіх містах на заході України.

Література:

1. Mudryk R., Mitchenko T. (2023). *Share automatic drinking water treatment and dispensing systems and methods of their optimization. Water and Water Purification Technologies. Scientific and Technical News*, 35 (1). doi: <https://doi.org/10.20535/2218-930012023281111>.

2. *Karta yakosti vody*. Retrieved 15.05.2024 from <https://waternet.ua/water-map/statistics>.

3. *Pro zatverdzhennia Derzhavnykh sanitarnykh norm ta pravyl «Hihienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoї dlia spozhyvannia liudynoiu»*. Nakaz No. 400 vid 12.05.2010. Ministerstvo Okhorony Zdorovia Ukrainy. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>.

4. *Vsередyni akvaboksu chystoi vody | BWT Aqua*. Retrieved 05/06/2023 from <https://bwtaqua.com.ua/inside-bwt>.

5. Tyvonenko, A.; Mitchenko, T.; Homaniuk, O.; Vasilyuk, S.; Kosogina, I.; Mudryk, R. *Production of physiologically complete drinking water using modified reverse osmosis membrane elements Eastern-European Journal of Enterprise Technologies* 2023, 2/10 (122), 6-13. <https://10.15587/1729-4061.2023.277491>.

ЗАСТОСУВАННЯ КОАГУЛЯНТІВ СЕРІЇ BESFLOC ДЛЯ ОПТИМІЗАЦІЇ ПРОЦЕСІВ РЕАГЕНТНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ

Сергій БОРУК¹, Василь Куліш², Володимир ГРЕБЕНЩИКОВ³

¹*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича, м. Чернівці, УКРАЇНА*

²*Товариство з обмеженою відповідальністю «АКВА-ХОЛДИНГ», м. Чернівці, УКРАЇНА*

³*Національний природний парк «Черемоський», м. Путила, УКРАЇНА
boruk_s@hotmail.com*

APPLICATION OF BESFLOC SERIES COAGULANTS FOR OPTIMIZATION OF REAGENT PURIFICATION PROCESSES OF NATURAL WATERS OF THE CARPATHIAN REGION

Sergiy BORUK¹, Vasyl KULISH², Volodymyr HREBENSHCHYKOV³

¹*Institute of Biology, Chemistry, and Bioresource, Yu. Frdkovych National University of Chernivtsi, Chernivtsi, Ukraine,*

²*Company "AKVA-HOLDING", Chernivtsi, Ukraine,*

³*Cheremosh National Park, Putyla, Ukraine
boruk_s@hotmail.com*

Малі річки накопичують забруднюючі речовини і, фактично, відіграють роль стічних каналів для малопотужних підприємств та об'єктів побутової інфраструктури, стають джерелами забруднення всієї гідрологічної мережі регіону. Перспективним напрямом вилучення забруднюючих речовин є проведення їх коагуляції шляхом ведення до водної фази коагулянтів. Це зумовило актуальність проведення теоретичних та експериментальних досліджень технології очищення природних вод з використанням алюмінійвмісних коагулянтів. Встановлено, що застосування коагулянту на основі гідроксихлориду алюмінію марки «Vicoschem» дозволяє збільшити ступінь очищення води з низьким запасом лужності, підвищеною каламутністю, кольоровістю та перманганатною окислюваністю.

Чиста питна вода є основою здоров'я людини. Постійне зниження якості питної води є наслідком діяльності людей, а саме: безперервного забруднення поверхневих водойм скиданням недостатньо очищених стічних вод металургійних, харчових, сільськогосподарських та господарсько-побутових підприємств. Основні вимоги щодо якості води питного призначення полягають у епідеміологічній безпеці, прийнятних органолептичних характеристиках та безпечності хімічного складу. При цьому у воді не допускається присутність помітних неозброєним оком забруднень та поверхневої плівки [1].

Одними з головних «постачальників» забруднюючих речовин до великих водойм є малі річки. Такі річки часто є об'єктом неконтрольованого забруднення, в першу чергу, неорганізованими джерелами. На рівень забруднення суттєво впливають сезонні коливання та метеорологічні умови. В структурі забруднень значну частину складають завислі речовини та псевдорозчинні продукти нафтопереробки.

Отже, малі річки накопичують забруднюючі речовини і, фактично, відіграють роль стічних каналів для малопотужних підприємств та об'єктів побутової інфраструктури. Високий вміст забруднювачів впливає на стан всієї гідрологічної мережі регіону, в першу чергу, великих річок.

Одним з найефективніших методів вилучення з водного середовища дрібнодисперсних домішок та обмежено розчинних речовин є коагуляція. Ефективне застосування коагулянтів дозволяє зменшити вміст домішок до норм, регламентованих Державними санітарними нормами та правилами. Завдяки коагуляції можливе високоефективне видалення з води речовин, що визначають її каламутність та кольоровість. Однак, реагенти, що використовуються в практиці водопідготовки, мають ряд недоліків, які особливо проявляються у складні гідрологічні періоди року (паводки та інші природні катаклізми) [2-4].

Внаслідок військових дій частина підприємств, в тому числі хімічної промисловості, які виробляють реагенти для очищення води, були змушені перенести виробництво на Захід країни. Так, в Чернівцях діє підприємство по виробництву коагулянтів нового покоління «Visochem», які показали високу ефективність у процесах очищення води. Це зумовлює актуальність досліджень, спрямованих на встановлення умов застосування таких коагулянтів у процесах захисту природних річкових вод Чернівецької області.

Враховуючи різке погіршення якості води, спеціалістами ТДВ «ПХЗ «Коагулянт» було розроблено новий продукт із торговою назвою «Visochem». Реагент «Visochem» – високоосновний гідроксихлорид алюмінію із вмістом основної речовини у перерахуванні на Al_2O_3 понад 15,3% мас. Використання саме такого типу реагенту, за твердженням розробників, має забезпечити високоефективне очищення води за умови мінімального зниження лужності та рН води, що обробляється.

Ефективність застосування коагулянту оцінювали за зміною значень каламутності, кольоровості, рН, перманганатної окислюваності, вмісту заліза загального, а також за величиною залишкового вмісту алюмінію і тригалометанів в очищеній воді.

На рис. 1 наведено дані щодо ефективності зниження рівня кольоровості при обробці води коагулянтом марки «Visochem». Як видно з наведених даних, значення кольоровості вихідної води, що надходить на очищення, знаходиться в діапазоні 58-80 град. При введенні у вихідну воду коагулянту марки «Visochem» показник кольоровості знизився до рівня 18 град., що відповідає вимогам ДСанПіН 2.1.4.1074-01.

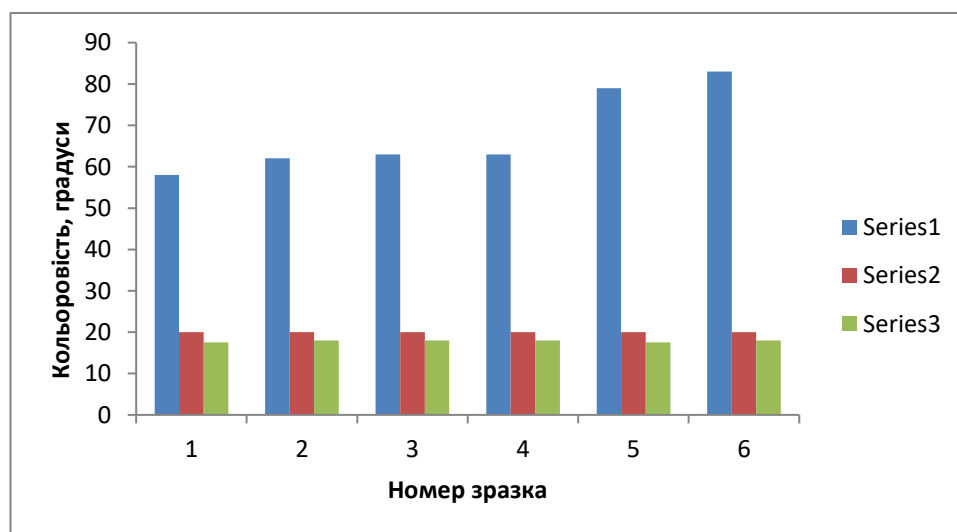


Рис. 1. Кольоровість зразків води 1 – до обробки; 2 – санітарна норма; 3 – після обробки коагулянтом.

При проведенні випробувань встановлено, що використання високоосновного гідроксихлориду алюмінію марки «Visochem» сприяє практично

повному видаленню речовин, присутність яких у воді обумовлює її каламутність (рис. 2 а), а також доведенню показника перманганатної окислюваності до стандартів (рис. 2 б).

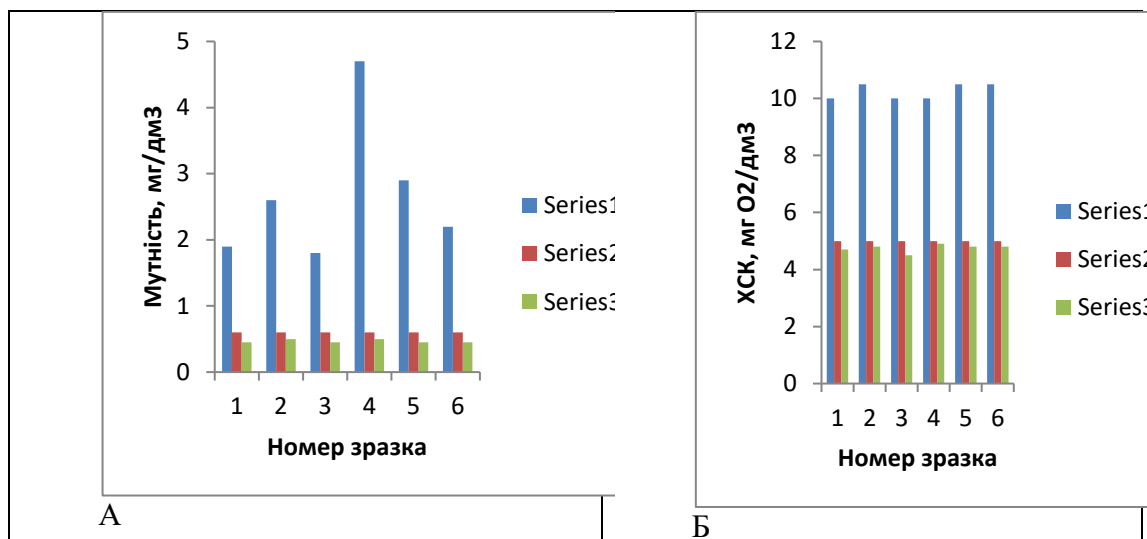


Рис. 2. Мутність (а) та перманганатна окиснюваність (б) води 1 – до обробки; 2 – санітарна норма; 3 – після обробки коагулянтном.

При використанні в процесі підготовки питної води коагулянтів на основі алюмінію дуже важливо контролювати вміст залишкового алюмінію в очищеній воді, оскільки даний показник строго регламентований нормами ДСанПіН 2.1.4.1074-01.

Використання гідроксихлориду алюмінію з високою основністю сприяє утворенню золю з меншою стійкістю, тобто підвищення швидкості агрегатоутворення та седиментації, що призводить до зменшення залишкового вмісту алюмінію в обробленій воді (рис. 3).

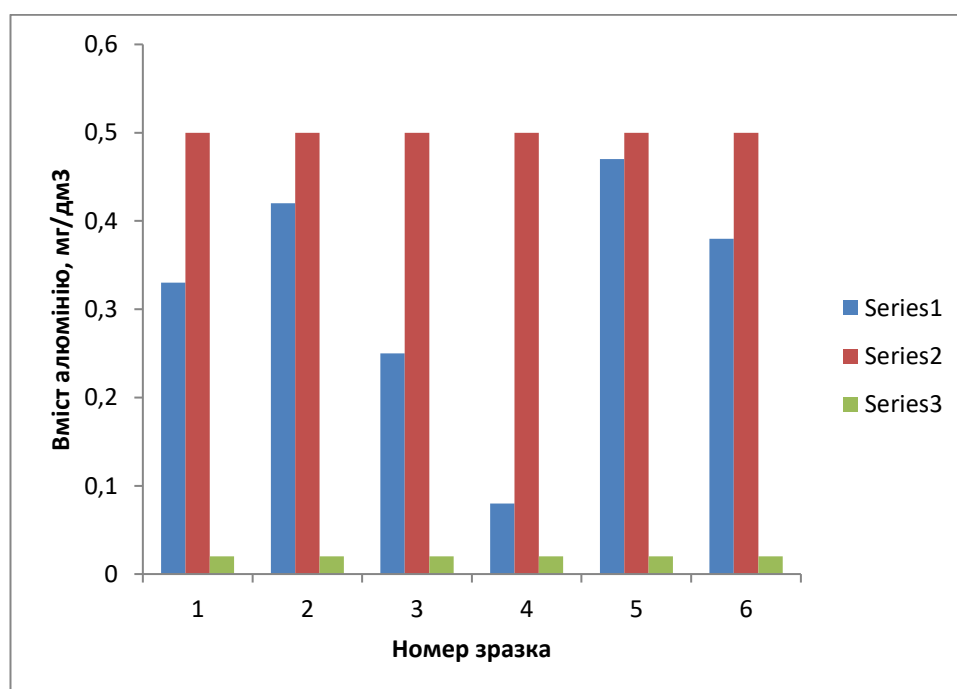


Рис. 3. Залишковий вміст алюмінію у зразках води 1 – до обробки; 2 – санітарна норма; 3 – після обробки коагулянтном.

Отже, застосування коагулянту на основі гідроксихлориду алюмінію марки

«Viscochem» дозволило збільшити ступінь очищення води з низьким запасом лужності, підвищеною каламутністю, кольоровістю та перманганатною окислюваністю. Показано високу ефективність роботи коагулянту щодо зниження вмісту заліза загального та хлороформу за умови залишкового вмісту алюмінію, що відповідає нормам ДСанПіН 2.1.4.1074-01.

З урахуванням поставленої задачі, для очищення води малих річок запропоновано очищення стічної води в динамічному режимі шляхом облаштування греблі з фільтруючими вставками. Ефективність такого очищення становить 75 – 80 % (мас.) (таблиця 1).

Таблиця 1

Ефективність очищення стічної води в динамічному режимі

	Вихідна стічна вода	
	До очищення	Після очищення
pH	8,6	7,5
Поверхневий натяг, Н/м	$64,5 \cdot 10^{-3}$	$69,2 \cdot 10^{-3}$
ХСК, мг O ₂ /дм ³	3250	420
Оптична густина	1,2	0,2

Отже, нами встановлено, що застосування коагулянту на основі гідроксихлориду алюмінію марки «Viscochem» дозволяє збільшити ступінь очищення води. Показано, що застосування коагулянтів серії «Viscochem» дозволяє ефективно очищувати стічні води від забруднюючих речовин різної природи. Для очищення води малих річок запропоновано облаштування ставів-відстійників з греблею з фільтруючими вставками. Ефективність такого очищення 75 – 80 % (мас.). Вибір і застосування коагулянтів необхідно проводити з врахуванням екологічних та санітарно-гігієнічних аспектів. Вміст реагентів у воді повинен відповідати нормативам щодо ДСанПіН 2.2.4-171-10.

1. Утилізація осадков городских сточных вод / А. Делалио, В. В. Гончарук, Б. Ю. Корнилович [и др.] // *Химия и технология воды*. – 2003. – Т. 25, №5. – С. 458–464.
2. А.К. Запольський. *Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод* / А.К. Запольський, Н.А. Мішкова-Клименко, І.М. Астрелін. – К.: Лібра, 2000. – С. 337–365.
3. P. Hlavinek, I. Winkler, J. Marsalek, and I. Mahrikova (Eds), *Advanced Water Supply and Wastewater Treatment: A Road to Safer Society and Environment*, 2011, Springer. Dordrecht. DOI: 10.1007/978-94-007-0280-6
4. H. Zhao, H. Liu, and J. Qu, *Effect of pH on the Aluminum Salts Hydrolysis During Coagulation Process: Formation and Decomposition of Polymeric Aluminum Species*, *Journal of Colloid and Interface Science*, 330, 2009, 105-112. DOI: 10.1016/j.jcis.2008.10.020

ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ТЕХНОЛОГІЇ ЛОКАЛЬНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ З ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ

Іван ПОТАПЧУК, Наталія ГУСЯТИНСЬКА
Національний університет харчових технологій, Київ, Україна
ngusyatinska@ukr.net

STUDY OF THE EFFICIENCY OF THE TECHNOLOGY OF LOCAL WATER PURIFICATION OF SURFACE SOURCES

Ivan POTAPCHUK, Nataliia HUSIATYNSKA
National University of Food Technologies, Kyiv, Ukraine

Резюме

Обґрунтовано важливість пошуку нових та оптимальних технологічних рішень для локального очищення води з поверхневих джерел з метою покращення ситуації з водопостачанням населення.

Об'єктом дослідження є застосування в технології очищення поверхневих вод фільтруючого матеріалу AFM виробництва Dryden Aqua в комбінації із гіпохлоритом натрію та коагулянтами гідроксхлориду алюмінію або хлориду заліза. Представлено результати досліджень, проведений на модульній установці за різних режимів підготовки води.

Одним з інтегрованих екологічних показників сталого розвитку країни є стан водних ресурсів, оскільки вода є життєво важливим компонентом гідросфери та необхідним фактором задоволення як індивідуальних потреб людини, так і соціально-економічного розвитку суспільства в цілому, основою діяльності у більшості галузей промислового виробництва, збереження екосистем. У світі постійно зростає попит на воду – ступінь забезпеченості населення чистою питною і технічною водою має значний вплив на темпи економічного та соціального розвитку держав. Доступ до надійних та достатніх джерел води є одним із основних прав людини. Для України основним поверхневим джерелом питної та технологічної води є річка Дніпро. Проте в останні десятиліття через погану екологічну ситуацію та високий рівень забруднення вода р. Дніпро стає малоприсадною для питного водопостачання. У р. Дніпро щороку близько 10 тис. підприємств скидають понад 10 км³ стічних вод, з яких 15% – це скидні води без очищення [1]. Наразі в Україні склалася загрозна ситуація щодо антропогенного забруднення поверхневих джерел в південних та східних районах в результаті воєнної агресії.

Слід зазначити, що якість водних ресурсів суттєво впливає на стан здоров'я та благополуччя населення. Так, за даними ВООЗ, щороку у світі близько 25% населення піддається ризику споживання неякісної питної води, а понад 80% усіх захворювань людини безпосередньо пов'язані із вживанням неякісної води, до складу якої входять речовини, що можуть викликати токсичні ефекти, в тому числі мутагенні та канцерогенні [2].

Таким чином, пошук нових та оптимальних технологічних рішень для локального очищення води з поверхневих джерел є актуальним питанням, що вимагає термінового вирішення для покращення ситуації з водопостачанням населення.

Об'єктом дослідження є застосування в технології очищення поверхневих

вод фільтруючого матеріалу AFM виробництва Dryden Aqua в комбінації із гіпохлоритом натрію та коагулянтами гідроксохлорид алюмінію або хлорид заліза.

Фільтрувальний матеріал AFM® - це інертний аморфний алюмосилікат (скло), що виробляється із зеленого та коричневого пляшкового скла, переробленого на спеціальних сучасних заводах з виробництва активованого фільтруючого матеріалу. AFM® використовується як фільтруюче середовище при одно- або двокомпонентній фільтрації як у відкритих (RGF), так і в закритих (напірних) фільтрах для очищення різних джерел води, таких як ґрунтові води, поверхневі води, морська вода та стічні води. AFM® має оптимізовану форму та розміри частинок для фільтрації. Також AFM® не є пасивним фільтруючим середовищем – його поверхня активується за допомогою хімічної та термічної обробки в процесі, подібному до сольгелю, де структура поверхні кожного зерна матеріалу змінюється, що призводить до появи стійкої поверхні матеріалу до біозаростання, а також збільшення активної площі фільтрації матеріалу [3].

Оброблення води коагулянтами є найбільш розповсюдженим методом очищення великих об'ємів вод від грубодисперсних і колоїдних забруднень. Коагуляція представляє собою процес злипання часточок в колоїдних системах з утворенням більш чи менш крупних агрегатів, що призводить до порушення агрегативної стійкості золю. При введенні у воду солей алюмінію та заліза в результаті гідролізу утворюються малорозчинні у водному середовищі гідроксиди [4]. Багато досліджень присвячено коагуляційному очищенню води в умовах технологічних споруд водоканалів. Зокрема, в роботі [5] наведено результати дослідження ефективності застосування алюмовмісних коагулянтів для очищення поверхневих вод.

Метою наших досліджень було визначення ефективності ряду технологічних операцій (фільтрування, окиснення та коагуляції) для створення модульних систем локального очищення поверхневих вод.

Для проведення досліджень нами розроблена принципова технологічна схема, що включає такі стадії очищення води: 1) окислення гіпохлоритом натрію; 2) груба фільтрація 130 мкм; 3) коагуляція при напірній фільтрації на різнофракційному матеріалі AFM. Для реалізації запропонованої технології змонтовано установку (рис. 1), принцип роботи якої полягає в наступному.

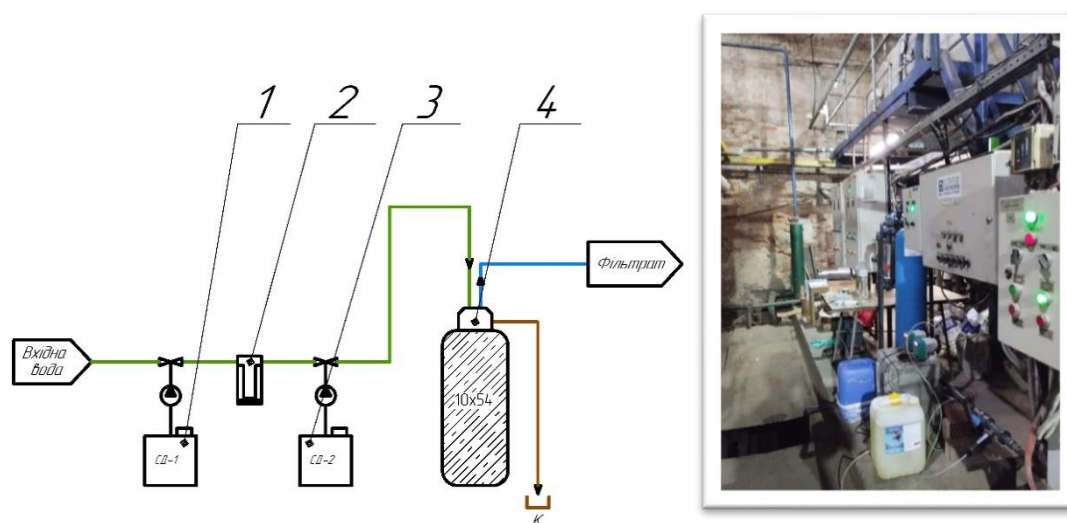


Рис. 1. Схема установки для випробування: 1- станція дозування гіпохлориту натрію 2- дисковий фільтр 130 мкм; 3- станція дозування коагулянту; 4 – мультимедійний фільтр завантажений 3-ма фракціями AFM

Вода з поверхневого джерела подається насосною станцією з

продуктивністю 0,4-0,5 м³/год на установку для випробування. На першому етапі до води додається гіпохлорит натрію за допомогою стації дозування (1) для попереднього окиснення органічних домішок, що містяться у вхідній воді. Після цього вода надходить на дисковий фільтр (2) з рейтингом фільтрації 130 мкм для відділення великих домішок. Далі до води за допомогою дозатора (3) вводиться коагулянт, що призначений для укрупнення домішок в процесі проходження через фільтруючий шар АФМ в фільтрувальній колоні (4).

До комплексу установки входить наступний перелік устаткування: дисковий фільтр 130 мкм; насоси дозатори – 2 шт.; фільтраційна колона з ручним клапаном керування – 1 шт.; комплект КВП (ротаметр на лінії фільтрату та два манометри до та після фільтрувальної колони), трубопроводи та запірні арматури ПВХ. Метою досліджень було визначення ефективності застосування фільтрувального матеріалу АФМ та якісних показників води під час робочого режиму пілотної установки з комбінацією реагентів: 1 варіант – гідроксохлорид алюмінію та гіпохлорит натрію; 2 варіант – хлориду заліза та гіпохлориту натрію. В якості об'єкту дослідження використовували воду з поверхневого джерела. В таблиці 1 наведено показники якості вхідної води з поверхневого джерела (річка).

Таблиця 1. – Показники якості вхідної води

Найменування показника	Значення	
	фактичне	за ДСанПІН 2.2.4-171-10*
Запах при 20 °С, бали	5	<2
рН	7,46	6,5-8,5
Забарвленість, град.	79,00	<20
Каламутність, мг/дм ³	17,30	<0,58 (1,5)
Жорсткість загальна, мг-екв/дм ³	7,350	<7
Кальцій, мг-екв/дм ³	4,300	не регл.
Магній, мг-екв/дм ³	3,050	не регл.
Лужність загальна, мг-екв/дм ³	6,720	не регл.
Залізо загальне, мг/дм ³	0,566	<0,2
Марганець, мг/дм ³	0,632	<0,05
Сульфати, мг/дм ³	12,00	<250
Хлориди, мг/дм ³	53,00	<250
Нітрати, мг/дм ³	6,00	<50
Гідрокарбонати, мг/дм ³	410,00	не регл.
Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³	17,60	<5
Сухий залишок, мг/дм ³	632,00	<1000
Запах при 60 °С, бали	5	<2

Під час випробувань використовували реагенти:

- 1) Розчин гідроксихлориду алюмінію - Al₂(OH)_nCl_{6-n}(конц Al₂O₃ – 17%); (ITS WATER™ AC-114);
- 2) Розчин хлориду заліза (конц. FeCl₃ – 40-47%); (ITS WATER™ FC-117);
- 3) Гіпохлорит марки А (конц. активного хлору не менше 190 г/л).

В таблиці 2 представлено показники якості води після очищення.

За результатами випробувань встановлено, що застосування запропонованої технології очищення води з використання модульної установки, що включає механічну фільтрацію з мультимедійним завантаженням АФМ може забезпечувати

стабільний результат при використанні комбінації реагентів: гіпохлорит + коагулянт, а також дотриманні швидкості фільтрації не більше 8-9 м/год.

Таблиця 2. – Усереднені результати аналізу очищеної води на модульній установці для випробувань за різних варіантів очищення

Найменування показника	Значення		
	1 варіант	2 варіант	за ДСанПІН 2.2.4-171-10
рН	7,66	6,93	6,5-8,5
Забарвленість, град.	21,00	21,00	<20
Каламутність, мг/дм ³	0,20	0,20	<0,58 (1,5)
Жорсткість загальна, мг-екв/дм ³	6,400	6,720	<7
Лужність загальна, мг-екв/дм ³	5,360	3,600	не регл.
Залізо загальне, мг/дм ³	0,134	0,033	<0,2
Марганець, мг/дм ³	0,010	0,010	<0,05
Нітрати, мг/дм ³	15,00	15,00	<50
Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³	8,10	5,30	<5
Сухий залишок, мг/дм ³	592,00	673,00	<1000

Отже, високий рівень техногенного навантаження на природні водойми потребує нагальних реагування заходів для забезпечення населення якісною та безпечною для здоров'я людини водою. В першу чергу, система забезпечення населення питною водою гарантованої якості повинна базуватися на впровадженні сучасних технологій водопідготовки, споруд, реагентів, матеріалів та обладнання, а також відновленні мережевих систем розподілу питної води. Особливої уваги потребує питання розробки нових ефективних методів очищення природних вод та удосконалення існуючих технологічних процесів підготовки питної води. Крім того, альтернативними шляхами вирішення проблеми забезпечення населення якісною питною водою є застосування систем локального доочищення водопровідної води. Застосування для цих цілей запропонованої схеми дозволить забезпечити якість води за умови невеликих витрат, доступності обладнання, зручності у монтажу та обслуговуванні.

Перелік посилань

- Долінський А. А., Ободович О. М., Гусятинська Н.А, Сидоренко В.В. Реалії сьогодення та перспективи майбутнього підготовки питної та технологічної води. Наукові праці НУХТ. 2018. Том 23, № 2. С.247-255.*
- Питна вода [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.ukrcsm.kiev.ua/media/umtst_doc/pres_conf/water.pdf].*
- Фільтруючий матеріал AFMS. Режим доступу: <https://nerex.ua/catalog/filtruyuchiy-material-afms-3-20-40mm-pak1000kg-kg>*
- Корінько І.В. Панасенко Ю.О. Інноваційні технології водопідготовки: монографія. Харків: ХНАМГ, 2012. 208 с.*
- Гусятинська Н. А., Деменюк О. М., Шульга С. А. Ефективність застосування поліоксихлориду алюмінію для очищення питної води. Наукові праці НУХТ. 2022. Том 28, № 6. С. 125-136.*

ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДУ УЛЬТРАФІЛЬТРАЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Дмитро СТРИЖАК, Наталія ГУСЯТИНСЬКА
Національний університет харчових технологій, м. Київ, Україна
Dingroup@ukr.net, ngusyatinska@ukr.net

RESEARCH OF THE METHOD OF ULTRAFILTRATION OF WATER PURIFICATION

Dmytro STRYZHAK, Nataliia HUSIATYNSKA
National University of Food Technologies

Резюме

Насьогодні мембранні методи є сучасним інструментом реалізації пріоритетних напрямків розвитку науки, технологій і техніки, спрямованих на створення високих технологій, забезпечення безпеки проживання, виробництво

У даному дослідженні розглянуто ефективність застосування методів ультрафільтрації для очищення води з поверхневих джерел за різних умов її попередньої обробки. Визначено, що ефективність очищення води значно підвищується при використанні хімічних реагентів, таких як гіпохлорит натрію та гідроксохлорид алюмінію. Було досліджено три способи очищення води: без використання хімічних реагентів, з додаванням гіпохлориту натрію та з комбінованим використанням гіпохлориту натрію і гідроксохлориду алюмінію. Найкращі результати досягнуто при комбінованій обробці, що забезпечує інтенсифікацію коагуляції та утворення осаду, який легко видаляється мембранами ультрафільтрації, значно покращуючи якість очищеної води. екологічно чистих продуктів харчування, високоякісної питної води.

Очистка води та водопідготовка – штучне поліпшення якості природної або стічної води для наближення її властивостей та складу до гігієнічних нормативів й господарсько-технічних вимог. Під час підготовки питної води до споживання людиною здійснюються наступні основні завдання:

- поліпшення органолептичних властивостей води (прояснення і знебарвлення, дезодорація та ін.);
- забезпечення епідеміологічної безпеки (хлорування, озонування, ультрафіолетове, радіаційне та інші способи знезараження);
- кондиціонування мінерального складу (фторування, знефторення, знезалізнення, деманганація, пом'якшення, знесолення та ін.).

Насьогодні мембранні методи є сучасним інструментом реалізації пріоритетних напрямків розвитку науки, технологій і техніки, спрямованих на створення високих технологій, забезпечення безпеки проживання, виробництво екологічно чистих продуктів харчування, високоякісної питної води. Ультрафільтрація є ефективним методом очищення води від забруднень за допомогою мембран. Ультрафільтрація – це метод відокремлення речовин, при якому розчинена речовина, чії молекули значно більші за молекули розчинника, видаляється з розчину. Для здійснення цього процесу використовуються мембрани з порами, розміри яких знаходяться в межах від 0,001 до 0,1 мікрметра [1].

•

Метою наших досліджень було визначення ефективності застосування методів ультрафільтрації для очищення води з поверхневих джерел за різних умов її попередньої обробки.

Для досліджень було обрано 3 способи очищення води:

1. фільтрування води на ультрафільтраційній установці без дозування хімічних реагентів;
2. застосування ультрафільтрації з дозуванням гіпохлориту натрію;
3. застосування ультрафільтрації з дозуванням гіпохлориту натрію та

Дане дослідження включає оцінку різних типів хімічних реагентів, їхні дозування та вплив на видалення різних видів.

Гіпохлорит натрію забезпечує руйнування органічних сполук та сприяє інтенсифікації процесу коагуляції. Науковцями досліджено, що гіпохлорит натрію є сильним окислювачем і, вступаючи в хімічну взаємодію з гуміновими речовинами, руйнує їх, в результаті чого досягається помітне зниження кольоровості води. Крім того, гіпохлорит натрію також являється біоцидом. Він має сильну бактерицидну дію, а також згубну дію на клітини фіто- і зоопланктону. Ця властивість перешкоджає утворенню обростань та розвитку мікроорганізмів на мембранних елементах, тим самим позитивно впливає на роботу фільтрів [2].

Водні розчини коагулянту гідроксихлориду алюмінію (загальної формули $Al_2(OH)_nCl_{6-n}$) утворюють тверду фазу з розвиненою поверхнею, на якій за рахунок сил адгезії, сорбції, взаємного співосадження закріплюються колоїдні домішки з утворенням агрегатів, які під дією гравітаційних сил осідають [3].

Для досліджень використовували воду, відібрану з річки Кам'янка Київської області. Проведеними дослідженнями визначено раціональні витрати запропонованих реагентів для попередньої обробки води перед ультрафільтрацією.

На рисунку 1 зображено вихідну воду, очищену воду з дозуванням гіпохлориту натрію та з комбінацією гідроксихлорид алюмінію з гіпохлоритом натрію.



а) дозування гіпохлориту натрію

б) Дозування гідроксихлорид алюмінію з гіпохлоритом натрію

Рисунок 1. – Вода після дозування а) гіпохлориту натрію та б) комбінації гідроксихлориду алюмінію з гіпохлоритом натрію

Для визначення ефективності використання хімічних реагентів під час попередньої обробки води перед ультрафільтрацією проведено порівняльні дослідження показників якості очищеної води. Проби води відбирали після повного циклу очищення, тобто після ультрафільтрації, відповідно за способами: 1 - без дозування хімічних реагентів; 2- з дозуванням гіпохлориту натрію; 3 – дозуванням

гідроксохлориду алюмінію з гіпохлоритом натрію. Отримані результати представлено в таблиці 1.

Таблиця 2 – Порівняльні показники якості води після очищення

Показник	Вхідна вода	Спосіб 1	Спосіб 2	Спосіб 3
pH	7,46	7,46	7,5	7,5
Забарвленість, град	79	20	15	10
Каламутність, мг/дм ³	17,30	2	1,5	0,58
Залізоzag., мг/дм ³	0,566	0,4	0,35	0,2
Перманганатна окиснюваність, мг/дм ³	17,60	7	5	3

На рис. 1 наведено порівняльні ефекти очищення вихідної води з поверхневого джерела за досліджуваними показниками: забарвленість, каламутність, залізо загальне, перманганатна окиснюваність.

Ефект очищення розраховували за формулою:

$$Eф. = \frac{C_0 - C_1}{C_0} \times 100 \%,$$

де C_0 – показник до очищення, C_1 – показник після очищення.

Отримані результати розрахунків ефекту очищення представлено у вигляді діаграм на рис. 2 та рис.3.

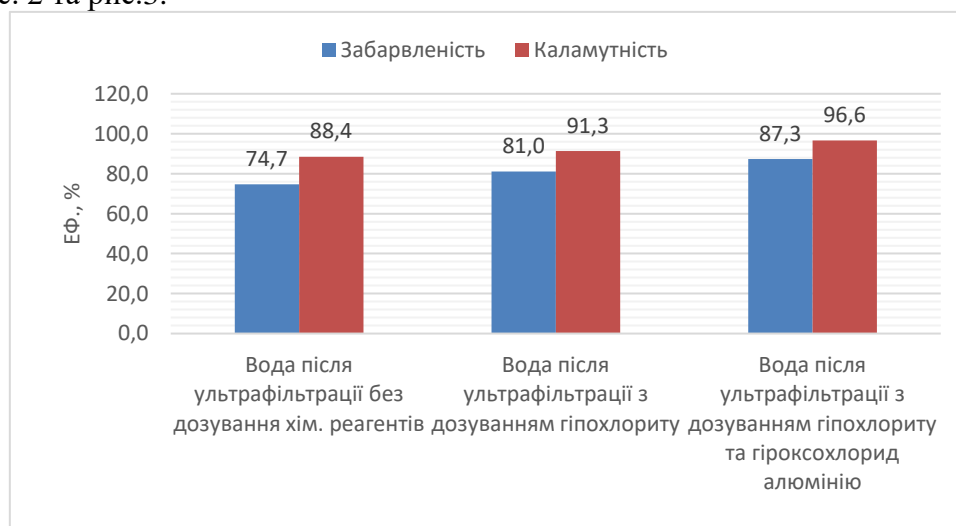


Рисунок 2 – Діаграма ефективності усунення каламутності та забарвленості

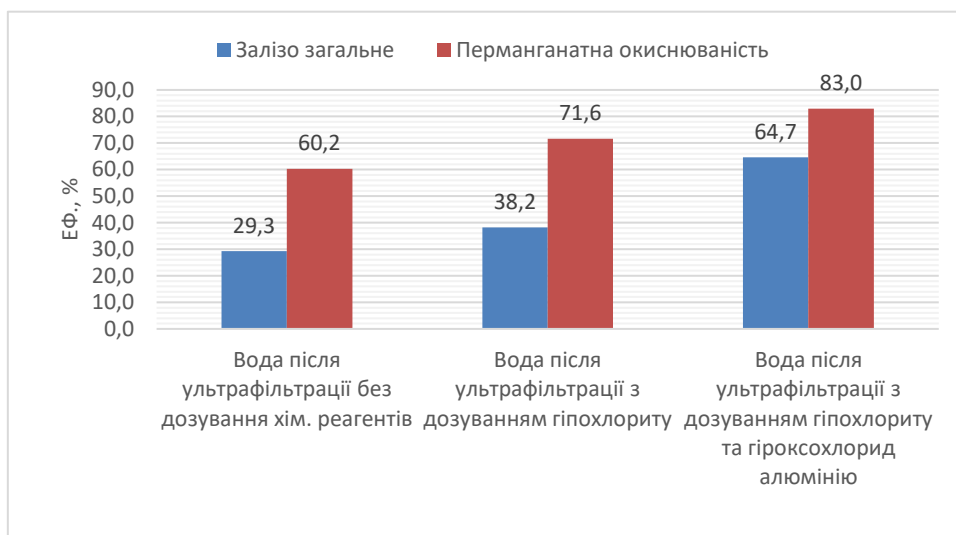


Рисунок 3 – Діаграма ефективності видалення загального заліза та перманганатної окиснюваності

Встановлено, що правильно підібрані дози хімічних реагентів значно покращують ефективність ультрафільтрації та якість очищеної води. Найкращі результати отримано у разі попередньої обробки вихідної води за дозування гідроксидом алюмінію з гіпохлоритом натрію. Обробка води гідроксидом алюмінію забезпечує процес коагуляції високомолекулярних речовин, а у комбінації з гіпохлоритом натрію сприяє інтенсифікації процесу очищення води. За таких умов очищення спостерігається утворення крупних часточок осаду, які легше затримуються мембранами ультрафільтрації, покращуючи якість очищення.

Джерела інформації

1. Emerging Membrane Technology for Sustainable Water Treatment. Elsevier, 2016. URL: <https://doi.org/10.1016/c2012-0-07949-5> (date of access: 16.05.2024).
2. Коагулирование домішок води. Stud. URL: https://stud.com.ua/27739/tovarovnavstvo/koagulirovanie_domishok_vodi (дата звернення: 16.05.2024).
3. Campbell B. What is Coagulation for Water Treatment?. Home | Wastewater Digest. URL: <https://www.wwdmag.com/what-is-articles/article/10940184/what-is-coagulation-for-water-treatment> (date of access: 16.05.2024).

АКТИВУВАННЯ КАЛЬЦІЮ ГІДРОКСИДУ ОКСИДУ У ТЕХНОЛОГІЇ АЛЮМІНІЙВМІСНИХ КОАГУЛЯНТІВ

Олександр Мороз, Роман Мних
Національний університет “Львівська політехніка”, м. Львів
oleksandr.m.moroz@lpnu.ua

ACTIVATION OF CALCIUM HYDROXIDE OXIDE IN THE TECHNOLOGY OF ALUMINUM-CONTAINING COAGULANTS

Oleksandr Moroz, Roman Mnykh
Lviv Polytechnic National University, Lviv

The process of activation of hydrated calcium oxide in cavitation fields excited by ultrasonic radiation or in a jet-type hydrodynamic cavitator was studied. The influence of the conditions of cavitation activation of calcium hydroxide on the sedimentation stability of its suspension was established. Based on the analysis of the intensity of cavitationaly activated $\text{Ca}(\text{OH})_2$ particle sedimentation, the probable course of this process in different periods of time is proposed. According to the Stokes equation, the distribution of particles by dispersion was calculated, and the dynamics of particle size changes were determined depending on the specific energy introduced into the suspension by cavitation devices. It was established that after cavitation activation, $\text{Ca}(\text{OH})_2$ particles acquire a charge, due to which the effectiveness of calcium hydroxide increases.

Якість поверхневих вод, якими забезпечують водно-господарські і питні потреби населення, передусім у регіонах, де відбувались бойові дії з російськими агресорами, різко погіршилась. Зріс рівень забрудненості органічними речовинами, колоїдними частинками, тому погіршились показники природних вод, зокрема, санітарно-бактеріологічні. Для підготовки вод застосовують низку нових високо ефективних методів [1], хоча здебільшого використовують традиційні методи, наприклад, коагуляцію [2, 3]. Однак зараз труднощі виникають навіть із забезпеченням реагентів, передусім дешевих. Тому дедалі привабливішими стають методи отримання коагулянтів з відходів різноманітних технологічних процесів. Для цього використовують червоний шлам як продукт переробки алюмінієвих руд [4], золу ТЕЦ [5]. Вторсировину використовують для отримання алюмінієвих і залізних коагулянтів, які модифікують сполуками кремнію [6-11]. Наприклад, такий алюмо-кремнійкальцієвий коагулянт спричиняє зменшення ХСК на 86 %, а каламутності – 95 % [12]. Але методам отримання таких алюмокремнієвих коагулянтів властиві недоліки: багатостадійність, необхідність контролю технологічного процесу. Тому частіше застосовують коагулянти на базі гідролізованого алюмінію сульфату [13, 14]

Мета роботи полягала у дослідженні активації кальцію оксиду як реагенту у технології алюмінієвих коагулянтів методом кавітації.

Вплив кавітації на активування $\text{Ca}(\text{OH})_2$ вивчали на установках з різними методами збудження кавітації: на установці з ультразвуковим (УЗ) випромінювачем магнітострикційного типу та на установці з гідродинамічним кавітатором струменевого типу.

Суспензію готували з використанням вапна-пухлянки за ДСТУ Б.В.2.7-46-96, попередньо просіяного через сито 0,045 мкм. Седиментацію частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ вивчали гравіметрично з використанням торсійної ваги ВТ-500. Середній радіус частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ розраховували за рівнянням Стокса. Седиментаційну стійкість

суспензії визначали колориметрично (використовували фотометра КФК-3 у режимі нефелометра). Значення ξ -потенціалу визначали електрофоретично методом рухомої межі.

Інтенсивність седиментації $\text{Ca}(\text{OH})_2$ в обох випадках залежить від питомої енергії (ПЕ), внесеної у суспензію як систему. Наприклад, за ПЕ УЗ-випромінювання 25 і 50 кДж/дм^3 спостерігали практично монотонне зменшення інтенсивності седиментації (рис. 1). Зі збільшенням значення ПЕ в діапазоні 75...150 кДж/дм^3 через 3 хв її збільшення, а потім – зменшення. За енергії близько 300 кДж/дм^3 впродовж 2...3 хв інтенсивність осідання практично однакова, а надалі – зростає, сягаючи максимуму.

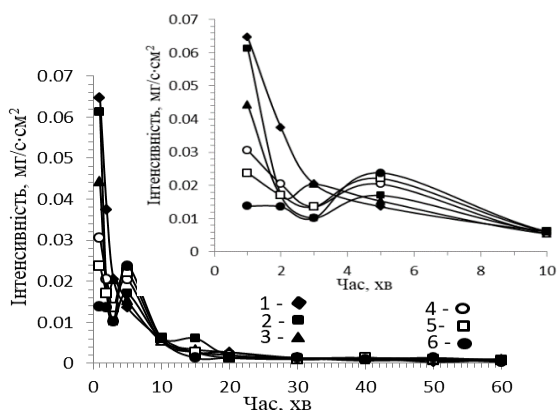


Рис. 1. Залежність інтенсивності осідання частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ від часу після оброблення суспензії в УЗ-випромінювачі за значення ПЕ, кДж/дм^3 : 1 – 0; 2 – 25; 3 – 50; 4 – 75; 5 – 150; 6 – 300

Отже, зі збільшенням ПЕ дисперсність частинок збільшується, тому їх осадженню передуює агрегація. Цей ефект підтверджено дослідженнями у гідродинамічному кавітаторі (рис. 2). За значення ПЕ 83 і 167 кДж/дм^3 осідання частинок на відмічено. Це свідчить про зменшення розмірів частинок порівняно із випадком, коли суспензію активували УЗ-випромінюванням. Так, максимальне значення інтенсивності седиментації дорівнює $3,4 \cdot 10^{-2}$; $2,3 \cdot 10^{-2}$ і $1,0 \cdot 10^{-2}$ $\text{мг/с} \cdot \text{см}^2$ за ПЕ 41, 82 і 165 кДж/дм^3 . Такого не зауважено для суспензії, обробленої УЗВ, що означає, що воно менш ефективне.

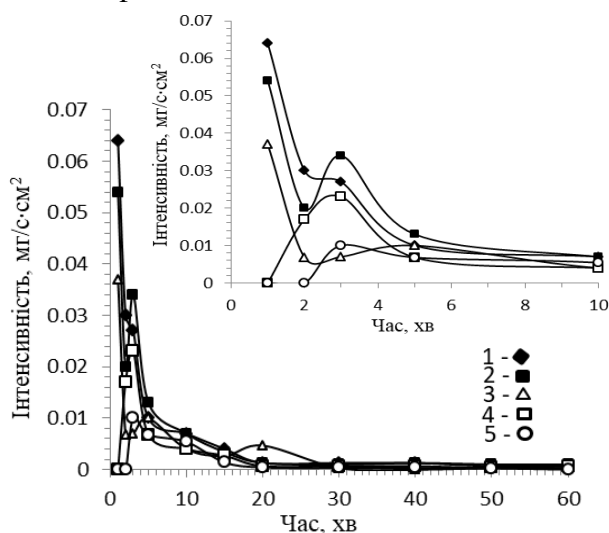
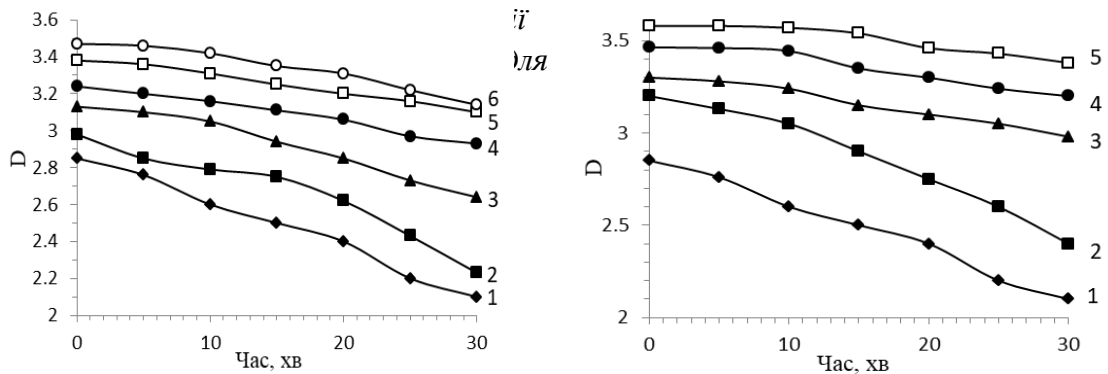


Рис. 2. Залежність інтенсивності седиментації частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ від часу після кавітаційного оброблення суспензії за питомої енергії ГДК, кДж/дм^3 : 1 – 0; 2 – 8; 3 – 41; 4 – 82; 5 – 165

Зростання седиментаційної стійкості активованої суспензії $\text{Ca}(\text{OH})_2$

підтверджено нефелометричним методом: у разі збільшення ПЕ УЗВ зміна оптичної густини (ОГ) середовища не така інтенсивна. Це спричинено зменшенням швидкості осадження, тобто залежить від лінійних розмірів $\text{Ca}(\text{OH})_2$. За ПЕ 300 кДж/дм^3 спостерігається індукційний період близько 5 хв.

Індукційний період седиментації триваліший після активування $\text{Ca}(\text{OH})_2$ у ГДК (рис. 4) аніж у УЗВ (рис. 3). За енергії 82 і 165 кДж/дм^3 він дорівнює близько 10 і 12 хв



За рівнянням Стокса розраховано орієнтовний розподіл частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ за їх середнім радіусом за різного способу активації суспензії та залежно від значення ПЕ, внесеної у систему. Розподіл частинок у разі активування УЗ-випромінюванням подано на рис. 5, а у ГДК – на рис. 6.

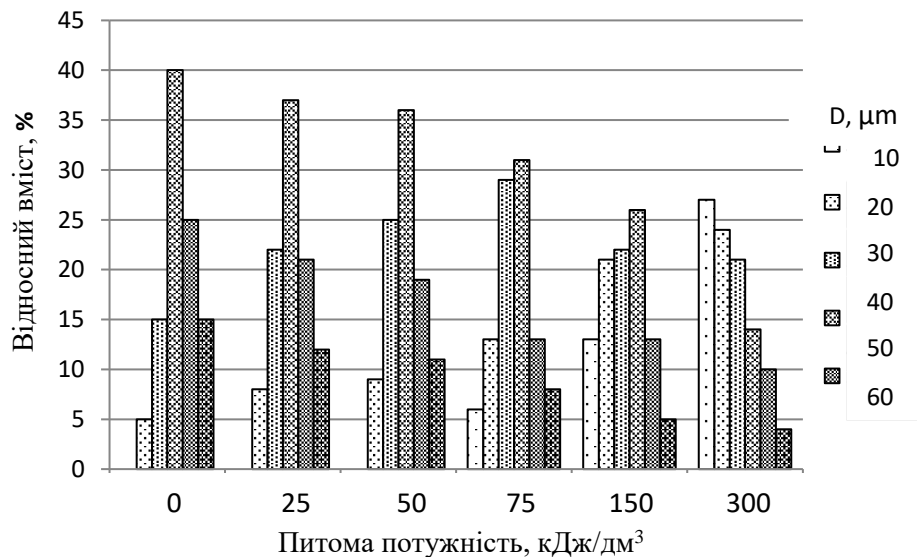


Рис. 3. Залежність розподілу частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ від ПЕ, внесеної у систему УЗ-випромінюванням

В обох випадках існує доволі чітка закономірність залежності розмірів частинок від ПЕ. Зі збільшенням значення ПЕ вміст дисперсніших частинок зростає. Частинки менші 10 $\mu\text{м}$ починають утворюватись в УЗВ за ПЕ близько 50 кДж/дм^3 . За ПЕ 150 і 300 кДж/дм^3 їх вміст відповідно зріс до 13 і 27 %.

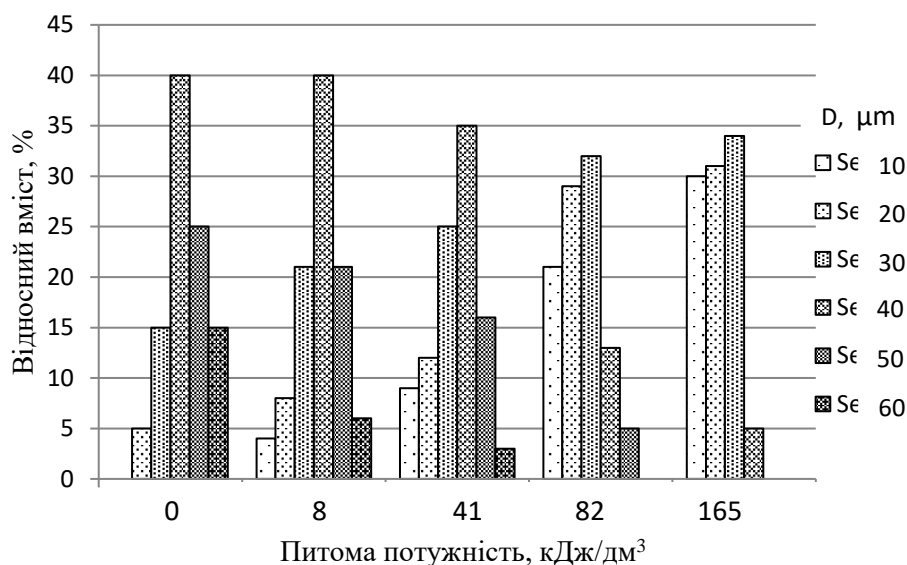


Рис. 4. Залежність розподілу частинок $\text{Ca}(\text{OH})_2$ від ПЕ, внесеної у суспензію ГДК-ом

У ГДК дисперсні частинки розміром близько 5 мкм утворюються вже за ПЕ 8 кДж/дм³ (рис. 4).

За рахунок кавітації у ГДК великі частинки $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (D понад 60 мкм) повністю руйнуються за ПЕ 50 кДж/дм³. За ПЕ 165 кДж/дм³ вміст частинок з еквівалентним діаметром 10 і 20 мкм практично однаковий і складає 30...31 %, що у 2,32 і 1,53 разу більше, ніж у випадку застосування УЗВ.

Отже, активування суспензії кальцію гідроксиду у ГДК може суттєво збільшити реакційну здатність $\text{Ca}(\text{OH})_2$ завдяки збільшенню площі контакту фаз.

Внаслідок активування у ГДК частинки $\text{Ca}(\text{OH})_2$ вже через 5 хв (питома енергія 41 кДж/дм³) набувають позитивного заряду (дзетта-потенціалу), що дорівнює 85 ± 3 мВ. Приблизно такого самого значення дзетта-потенціалу набувають частинки $\text{Ca}(\text{OH})_2$ внаслідок оброблення суспензії УЗ-випромінюванням упродовж 30 хв, тобто за питомої енергії ~ 150 кДж/дм³. Отже, окрім підвищення реакційної здатності кавітаційне активування спричиняє утворенню заряджених частинок, які самі можуть відігравати роль коагулянтів.

Висновки

1. Оброблення суспензії кальцію гідроксиду у кавітаційних полях приводить до його диспергування, внаслідок чого зростає його седиментаційна стійкість, що спричинить більшу швидкість гетерогенних процесів за його участю.

2. Ефективність активації суспензії кальцію гідроксиду у гідродинамічному кавітаторі у 1,5...2,3 разу вища, ніж ультразвуковими коливаннями за практично однакових енерговитрат.

3. Можна спрогнозувати, що активований кальцію гідроксид у разі його використання для отримання гідроксо- та дигідроксосульфатів чи хлоридів алюмінію/заліза додатково відіграватиме роль коагулянту.

References

1. Трус І.М., Галиш В.В., Скиба М.І., Радовенчик Я.В., Гомеля М.Д. (2020). Нові високоефективні методи очищення від розчинних та нерозчинних поллютантів: монографія. / – К.: Кондор Видавництво, – 272 с.

2. Sheng, D.P .W., Bilad, M.R., Shamsuddin, N. (2023). Assessment and Optimization of Coagulation Process in Water Treatment Plant: A Review. *ASEAN Journal of Science and Engineering* . 3(1), 79-100.

DOI: <http://dx.doi.org/10.17509/>

3. Matilainen, A., Vepsäläinen, M., Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*. Volume 159, Issue 2, 15 September 2010, Pages 189-197. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.06.007>
4. Wang, S., Ang, H.M., Tadé, M.O. (2008). Novel applications of red mud as coagulant, adsorbent and catalyst for environmentally benign processes. *Chemosphere* 72(11):1621-35. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.013>
5. Hu, K., Zhao, Q. L., Chen, W., & Tang, F. (2017). Preparation of an aluminum and iron-based coagulant from fly ash for industrial wastewater treatment. *Clean–Soil, Air, Water*, 45(9), 1600437. <https://doi.org/10.1002/clen.201600437>
6. Pavel, K., Nikolay, K., & Oleg, F. (2017). Matrix-isolated nanocomposites alumina-silicon and iron-silicon flocculants-coagulants. *Journal of Physical Science and Application*, 2, 36–41. <https://doi.org/10.17265/2159-5348/2017.02.006>
7. Zhao, Y., Zheng, Y., Peng, Y., He, H., & Sun, Z. (2021). Characteristics of poly-silicate aluminum sulfate prepared by sol method and its application in Congo red dye wastewater treatment. *RSC advances*, 11(60), 38208–38218. <https://doi.org/10.1039/D1RA06343J>
8. Wang, R., Zhang, H., Lian, L., Wang, X., Zhu, B., & Lou, D. (2020). Flocculant Containing Silicon, Aluminum, and Starch for Sewage Treatment. *Journal of Chemical Engineering of Japan*, 53(10), 592–598. <https://doi.org/10.1252/jcej.17we009>
9. Sun, T., Liu, L. L., Wan, L. L., & Zhang, Y. P. (2010). Effect of silicon dose on preparation and coagulation performance of poly-ferric-aluminum-silicatesulfate from oil shale ash. *Chemical Engineering Journal*, 163(1–2), 48–54. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.07.037>
10. Shablovski, V., Tuchkoskaya, A., Rukhlya, V., & Pap, O. (2021). Coagulant-flocculant from secondary resources for treatment of industrial and municipal wastewater. *Water and water purification technologies. scientific and technical news*, 30(2), 27–33. https://doi.org/10.20535/2218-930022021240165_138
11. Song, Y. H., Luan, Z. K., & Tang, H. X. (2003). Preparation and characterisation of polyaluminium silicate chloride coagulant. *Environmental technology*, 24(3), 319–327. <https://doi.org/10.1080/09593330309385564>
12. Zhang, W., Zhang, T., Xi, L., Gu, H., Hu, Y., Gu, H., & Zhang, Y. (2012). Preparation of new type poly-silicate coagulant and its coagulation property. *Energy Procedia*, 17, 1627–1634. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.02.290>
13. Nowacka, A., Włodarczyk-Makuła, M., and Macherzyński, B. (2014). Comparison of effectiveness of coagulation with aluminum sulfate and pre-hydrolyzed aluminum coagulants. *Desalination and Water Treatment*, 52(19-21), 3843-3851. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.888129>
14. Gao, B. Y., Yue, Q. Y., Wang, B. J., & Chu, Y. B. (2003). Polyaluminum-silicate-chloride (PASiC)—a new type of composite inorganic polymer coagulant. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 229(1- 3), 121127. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2003.07.005>

СОНЯЧНА ДЕЗИНФЕКЦІЯ ЯК ПЕРСПЕКТИВНИЙ ЗАСІБ ІНАКТИВАЦІЇ МІКРОБНИХ ПАТОГЕНІВ У ПИТНІЙ ВОДІ СІЛЬСЬКИХ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ

Мокієнко А.В., Лотоцька О.В.

*Національний університет «Острозька академія»
Тернопільський національний медичний університет
імені І.Я. Горбачевського*

SOLAR DISINFECTION AS A PROSPECTIVE MEANS OF INACTIVATING MICROBIAL PATHOGENS IN DRINKING WATER OF RURAL POPULATIONS

Mokienko A.V., Lototska O.V.

*Ostroh Academy National University
Ternopil National Medical University
named after I.Ya. Gorbachevskii*

Проведено аналіз даних літератури з питань оцінки ефективності сонячної дезінфекції (SODIS) щодо інактивації кишкових патогенів та покращення мікробної якості води. Показано, що SODIS вдалося знизити захворюваність на діарейні захворювання на 75% у деяких країнах, що розвиваються. Обґрунтовано необхідність комплексних досліджень для впровадження даного методу в сільських населених пунктах.

Сонячна дезінфекція води (SODIS) є одним із методів очищення побутової води (HWT), який з роками отримав визнання та популярність. Цей метод використовує сонячне світло для інактивації мікробних патогенів у воді. Пропонується просте, економічно ефективне та екологічно чисте рішення для очищення води без утворення токсичних побічних продуктів дезінфекції. Його ефективність і потенціал заслужили офіційне визнання та рекомендацію ВООЗ. Технологія дуже проста. Прозорі контейнери із забрудненою водою піддають дії сонячного світла протягом певного часу. Цей метод комбінує дію ультрафіолетове (УФ) випромінювання та підвищеної температури для інактивації широкого спектра патогенів питної води. Піонерські дослідження, проведені в громаді масаї в Кенії підтвердили ефективність SODIS у покращенні якості води та зниженні захворювань, що передаються через воду. Подальші дослідження та польові випробування в різних частинах світу постійно демонструють значне зниження мікробного забруднення та покращення результатів для здоров'я завдяки впровадженню SODIS.

Незважаючи на свої переваги, метод SODIS має обмеження, які перешкоджають його ефективності за певних обставин. Звичайний SODIS часто потребує тривалого часу впливу від 6 до 48 годин для досягнення ефективної дезінфекції. Це обмеження пояснюється залежністю від сонячного світла та вимогою до температури води 50 °C або вище. Недостатня кількість сонячного світла або похмура погода можуть перешкоджати процесу дезінфекції, тоді як потреба у високих температурах обмежує об'єм обробки невеликими кількостями, обмежуючи її масштабованість і практичність. Тривалий час впливу та неадекватна дезінфекція можуть призвести до повторного росту бактерій у обробленій воді. Різні фактори, включаючи каламутність води та кліматичні умови, можуть впливати на процес дезінфекції та підвищувати ризик повторного розмноження бактерій, що загрожує безпеці води. Крім того, такі проблеми, як обмежений об'єм, відсутність ПЕТ-пляшок і поведінка користувачів, перешкоджають соціальному прийняттю SODIS.

У огляді [1] аналізується ефективність SODIS як методу HWT на основі надійних науково підтверджених даних про мікробіологічну ефективність і позитивний вплив на здоров'я, про який повідомляють користувачі SODIS. Представлені обмеження, які впливають на ефективність інактивації патогенів, і проблеми, які впливають на його масштабованість і стійкість у реальних умовах. Підкреслено важливість заходів зі зміни поведінки для забезпечення послідовного та правильного застосування SODIS. Новизна полягає в розширеному дослідженні доступних стратегій та інноваційних підходів для подолання проблем, пов'язаних з ефективністю та впровадженням дезінфекції SODIS. Представлено переконливі причини для впровадження та масштабованості SODIS у країнах, що розвиваються. Нова перспектива доповнює наявну літературу щодо покращення доступу до безпечної питної води в громадах, які мають проблеми із якісною питною водою, пропонуючи цінну інформацію про розвиток SODIS як практичного та сталого рішення для HWT.

SODIS як метод дезінфекції води був схвалений BOO3 у 2001 році та рекомендований для країн з низьким рівнем доходів та після стихійних лих або гуманітарних криз для покращення доступу до безпечної води [2]. Відтоді цей метод пропагується в країнах, що розвиваються, через інформаційні та просвітницькі кампанії, навчання та консультування громадського сектору (урядових установ), мережеву діяльність, а також навчання користувачів на низовому рівні [3]. Будучи принципово новою стратегією зміни поведінки прийняття цього методу корпоративним світом залишається непривабливим і багато хто не бажає його підтримувати. Незважаючи на це, технологія набула найбільшої популярності та прийнятності серед населення з низьким рівнем доходу. Наприкінці 2007 року було зареєстровано понад 2,1 мільйона користувачів. Метод досяг певного охоплення в деяких регіонах, хоча ці показники сильно відрізнялися залежно від умов (від 9 до 66%, хоча постійне використання менш однозначне). Було підраховано, що до 2012 року понад 5 мільйонів людей у більш ніж 50 країнах, що розвивається (Латинська Америка, Азія та Африка), були регулярними користувачами SODIS [4].

Детальна процедура застосування SODIS описана в посібнику SODIS [5]. Вона включає себе наповнення потенційно мікробіологічно забрудненої води в прозорі ПЕТ-пляшки об'ємом до 2 л і дію повного сонячного світла протягом щонайменше 6 годин у сонячний день або протягом 2 днів поспіль (48 годин), якщо є хмарність більше 50%. Потім оброблена вода зберігається в пляшках до споживання, щоб уникнути повторного забруднення. Також рекомендується не пити після 24 годин зберігання, щоб уникнути можливості повторного росту [4].

SODIS працює на основі двох основних принципів: використання сонячного світла для дезінфекції води та дотримання рекомендованого часу впливу. Коли вода піддається впливу сонячного світла, вона одночасно проходить два процеси, які сприяють її безпечності для споживання. Перший процес включає сонячне ультрафіолетове (УФ) випромінювання, зокрема УФ-А світло, яке має бактерицидні властивості. Це випромінювання проникає у воду, викликаючи порушення ДНК патогенів. Другий процес включає інфрачервоне тепло від сонячного світла, яке підвищує температуру води всередині пляшок. Ця підвищена температура ще більше посилює інактивацію мікроорганізмів, доповнюючи процес ультрафіолетової дезінфекції. Комбінований ефект обох стресів створює синергетичну дію, яка робить SODIS ефективним і доступним методом очищення побутової води в умовах обмежених ресурсів [6].

Результати декількох лабораторних експериментів і польових досліджень свідчать про ефективну інактивацію 99,9% багатьох кишкових мікроорганізмів. Аналіз контрольованих досліджень показав зниження частоти діарейних

захворювань за допомогою SODIS у діапазоні від 36 до 75,8 %. Показано, що певні патогени, наприклад цисти, можуть бути менш сприйнятливими до сонячної дезінфекції, вимагаючи альтернативних підходів або вищих доз УФ-опромінення для ефективної інактивації. Крім того, розглянуто питання подовження часу впливу, повторного росту патогену, стійкості під час застосування SODIS, використання недорогих і стійких матеріалів. Це може включати дослідження альтернативних матеріалів або модифікацію існуючих для підвищення доступності цієї технології.

Ефективність SODIS щодо інактивації кишкових патогенів, покращення мікробної якості води та зниження захворюваності на діарейні захворювання продемонстрована різними лабораторними роботами та польовими випробуваннями. Використовуючи головним чином доступні місцеві ресурси, SODIS вдалося суттєво знизити захворюваність на діарейні у деяких країнах, що розвиваються. Необхідно провести комплексні дослідження для оцінки продуктивності та обмежень інтегрованої системи за різних умов навколишнього середовища та джерел води. Створення практичних рекомендацій для користувачів має вирішальне значення для забезпечення оптимальної роботи та надійних результатів дезінфекції. Співпраця між дослідниками, інженерами та політиками є життєво важливою для збору даних, обміну знаннями та розробки стандартизованих протоколів для реалізації комплексного підходу. Крім того, важливе значення має підвищення обізнаності громадськості та забезпечення освіти щодо інтегрованого підходу. Навчальні програми та освітні матеріали мають бути надані для розширення можливостей окремих осіб і громад для ефективного прийняття та використання інтегрованої системи, максимізації її переваг та забезпечення довгострокової стійкості.

Перелік посилань

1. *Phiri D. B., Bavumiragira J. P., Yin H. Efficacy of solar water disinfection treatment system in improving rural and peri-urban household drinking water quality and reducing waterborne diarrhoeal diseases. AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society. 2023. V. 72 (7). P. 1288–1308. <https://doi.org/10.2166/aqua.2023.086>*
2. *Rainey R. C., Harding A. K. Acceptability of solar disinfection of drinking water treatment in Kathmandu Valley, Nepal. International Journal of Environmental Health Research. 2005. V. 15 (5), P. 361-372. <https://doi.org/10.1080/09603120500289168>.*
3. *Meierhofer R., Landolt G. Factors supporting the sustained use of solar water disinfection - experiences from a global promotion and dissemination programme. Desalination. 2009. V. 248 (1-3). P. 144-151. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.05.050>.*
4. *(SODIS): a review from bench-top to roof-top. Solar water disinfection. K. G. McGuigan et al. Journal of Hazardous Materials. 2012. V. 235. P. 29-46. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.053>.*
5. *Luzi S., Tobler M., Suter F., Meierhofer R. SODIS Manual: Guidance on Solar Water Disinfection. SANDEC, Department of Sanitation, Water and Solid Waste for Development, Eawag, Switzerland. 2016 Available from: https://www.sodis.ch/methode/anwendung/ausbildungsmaterial/dokumente/material/sodismanual_2016_lr.pdf*
6. *Borde P., Elmusharaf K., McGuigan K. G., Keogh M. B. Community challenges when using large plastic bottles for solar energy disinfection of water (SODIS). BMC Public Health. 2016. V. 16 (1). P. 1-8. <https://doi.org/10.1186/s12889-016-3535-6>.*

МАТЕМАТИЧНИЙ АНАЛІЗ СТАНУ СИСТЕМИ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ДІОКСИДОМ ХЛОРУ НА ОСНОВІ МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ВОДИ НА ДНІПРОВСЬКІЙ ВОДОПРОВІДНІЙ СТАНЦІЇ (М. КИЇВ)

Олександр Бондарчук¹, Аркадій Шахновський¹, Лариса Спасьонова¹, Андрій Мокієнко²

1Національний технічний університет України, «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Київ, Україна

2Національний університет «Острозька академія», Острозь, Україна

MATHEMATICAL ANALYSIS OF THE STATE OF THE CHLORINE DIOXIDE WATER PURIFICATION SYSTEM BASED ON WATER QUALITY MONITORING AT THE DNIPROVSKY WATER SUPPLY STATION (KYIV)

Olexandr Bondarchuk¹, Arkadiy Shahnovski¹, Larysa Spasonova¹, Andrii Mokiienko²

1National Technical University of Ukraine, "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Kyiv, Ukraine.

2National University «Ostroh Academy», Ostroh, Ukraine.

Метою представлено дослідження є отримання й аналіз інформації «історичного» та еволюційного характеру про функціонування схеми очищення води р. Дніпро в процесі впровадження діоксиду хлору як знезаражуючого агента на Дніпровській водопровідній станції (м. Київ), прогнозування стану системи очищення води в умовах випадкових факторів та сезонних тенденцій зміни якості природної води.

Діоксид хлору (ClO₂) став безпечним і ефективним дезінфікуючим засобом широкого спектру дії завдяки високій ефективності окиснення та зниження утворення хлорорганічних побічних продуктів під час його застосування. Сьогодні проводяться численні дослідження процесів окиснення на основі ClO₂, які використовуються для очищення води. Пропонуються підходи до оцінки та контролю утворення побічних продуктів дезінфекції (DBP). Обговорюються кінетичні та механістичні дані щодо реакційної здатності ClO₂ по відношенню до мікрополітантів. ClO₂ вибірково реагує з багатьма на електроні фрагментами (аніліни, феноли, олефіни та аміни) і усуває певні неорганічні іони та мікроорганізми з високою ефективністю. Утворення хлориту та хлорату під час процесу окиснення є вирішальною проблемою під час обробки ClO₂.

Згідно Цільової програми «Питна вода м. Києва на 2011–2020 роки», яку затверджено Рішенням Київської міської ради від 04.11.2010 № 220/5032, проведено реконструкцію Дніпровської водопровідної станції.

Проектною технологією передбачені два етапи обробки води діоксидом хлору: первинна обробка (передокиснення) – перед подачею води на очисні споруди, вторинна обробка (пост-дезінфекція) – знезараження питної води діоксидом хлору після швидких фільтрів. Також передбачена обробка хлоридом заліза (II) (FeCl₂) для видалення хлоритів та залишкових концентрацій діоксиду хлору. Для виробництва діоксиду хлору в якості сировини використовується соляна кислота та хлорит натрію.

Первинна обробка (передокиснення) здійснюється на насосній станції першого

підйому, перед подачею води на очисні споруди. Діоксид хлору подається у воду в кількості, достатній для окиснення органічних та неорганічних забруднень. Для цього на вході у змішувачі необхідно підтримувати концентрацію залишкового діоксиду хлору (в межах 0,2-0,4 мг/дм³).

Через певний час (20-30 хв.), після проходження реакції окиснення органічних та неорганічних забруднень і утворення хлоритів, вода надходить до змішувачів. Перед подачею в змішувачі вода обробляється хлоридом заліза (II) для видалення хлоритів та залишкових концентрацій діоксиду хлору. Для видалення хлоритів у блоці змішувачів передбачено вузол дозування хлориду заліза (II) FeCl₂ (4 вузли вводу). Визначення діоксиду хлору та залишкових хлоритів проводяться перед змішувачами, а Redox потенціалу □ після змішувачів. Автоматичне дозування хлориду заліза (II) проводиться таким чином, щоб отримати вміст залишкових діоксиду хлору та хлоритів наближеними до нуля. Дотримання необхідних умов здійснюється за допомогою спеціальних приладів.

Вторинна обробка води діоксидом хлору (етап пост-дезінфекції) здійснюється після швидких фільтрів. Ця обробка води призначена для дезінфекції питної води та забезпечення вмісту залишкового діоксиду хлору в питній воді при подачі у водопровідну мережу більше ніж 0,1 мг/дм³. Для цього в блоці фільтрів передбачена дозаторна діоксиду хлору (4 точки дозування). Подача розчину діоксиду хлору для вторинної обробки води також здійснюється на підставі даних вимірювання за допомогою спеціальних приладів.

Результати попередніх досліджень свідчать про «дозо-часову» залежність використання діоксиду хлору у технології обробки води на Дніпровському водопроводі. Найменші його дози застосовуються взимку, найбільші – влітку та в останній місяць весни, а також на початку осені. При цьому концентрація діоксиду хлору у незараженій питній воді після резервуару чистої води (РЧВ) завжди визначається у межах норми – не менше 0,1 мг/дм³, а хлоритів – менше 0,2 мг/дм³ (при нормативі 0,2 мг/дм³), але в несприятливі періоди року важливо мати вищу норму за хлоритами на рівні рекомендованої ВООЗ (0,7 мг/дм³). Це дозволить значно підвищити бар'єрну роль водоочисних споруд та надійність незараження. Наразі розглядається питання перед МОЗ України про зміну застарілого радянського нормативу хлоритів з 0,2 мг/дм³ на 0,7 мг/дм³, який за рекомендаціями ВООЗ дозволено використовувати в Європейському Союзі та на особливий період у нашій країні (наказ МОЗ України № 683 від 22.04.2022). Переорієнтування схем підготовки водопровідної води на використання діоксиду хлору замість газоподібного хлору вимагає комплексу заходів науково-технологічного та організаційного характеру. При цьому вироблення науково-обґрунтованих рекомендацій щодо дозування регентів, режимів проведення технологічного процесу тощо, вимагає: а) математичного опрацювання даних та аналізу результатів дослідної експлуатації схем очищення [2], а також б) розробки математичних моделей [3, 4], здатних прогнозувати споживання діоксиду хлору, а також утворення хлоритів та хлоратів в залежності від кількісних факторів, які пов'язані з якістю води та з обробкою діоксидом хлору (зокрема температури, рН, доз діоксиду хлору, тривалості контакту тощо).

Дане дослідження представляє результати аналізу даних регулярного контролю («часових рядів») якості природної та очищеної води за обраним сімейством характеристик, отриманих у ході дослідної експлуатації схем очищення.

Цілями представленої роботи (за аналогією до цілей екологічного та гідрологічного моніторингу – спостереження за водними джерелами й антропогенним впливом на них, прогноз зміни стану природних джерел

водопостачання під впливом факторів антропогенного впливу) є отримання й аналіз інформації «історичного» та еволюційного характеру про функціонування схеми очищення води р. Дніпро, прогнозування стану системи очищення води в умовах випадкових факторів та сезонних тенденцій зміни якості природної води. Побудова регресійних моделей для дослідження характеру змін якісних характеристик води, утворення побічних продуктів у системі очищення природної води є предметом наступних публікацій.

Щомісячні дані щодо обраної множини параметрів якості води (забарвленість, рН, окиснюваність перманганатна, загальний органічний вуглець (ТОС), фітопланктон, діоксид хлору, хлорити), які визначалися протягом дворічного періоду у контрольних точках технологічної схеми водоочищення, представлено на рис. 1.

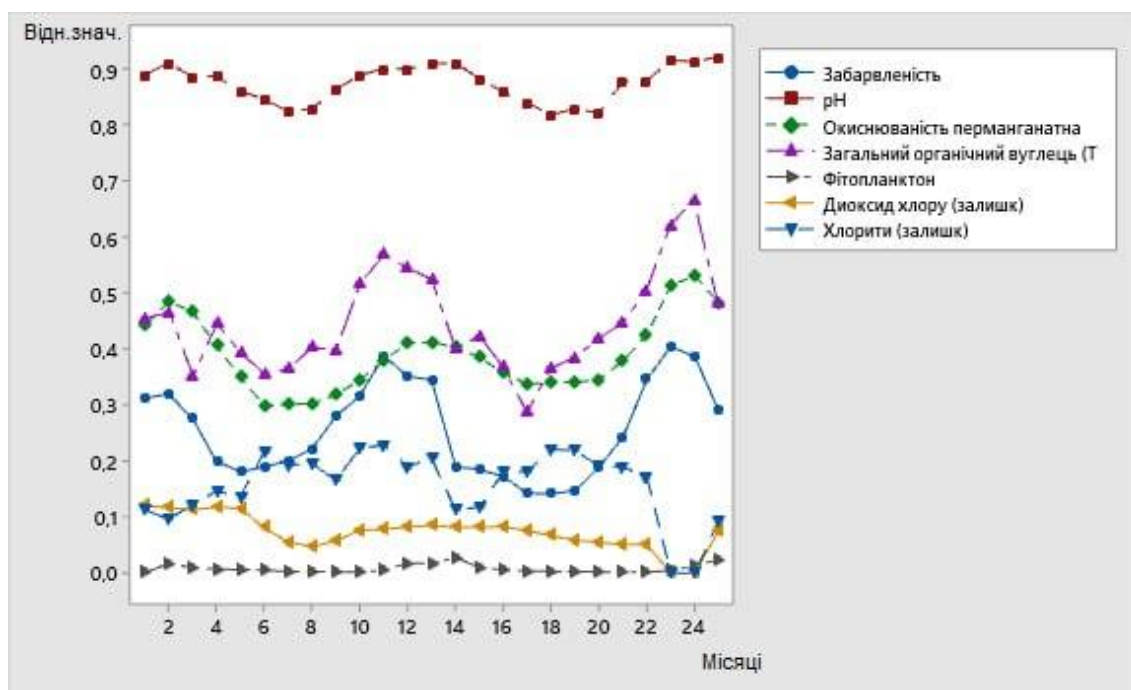


Рис. 1. Зміна відносних характеристик якості води у часі по місяцях

Вищеназвані параметри у даному дослідженні обрано як найбільш важливі для оцінки якості питної води за допомогою аналізу чутливості; ці параметри планується в подальшому використовуватися для побудови математичних моделей.

Даним щодо параметрів якості води відповідають концентрації діоксиду хлору та хлоритів, визначені у контрольних точках технологічної схеми.

Результати базового статистичного аналізу параметрів води, що очищається, із використанням статистичного пакету Minitab представлено на рис. 2.

«Коробкові» діаграми розмаху (рис. 2, а-є) дали змогу наочно порівняти зміни у часі значень відносних концентрацій, оцінити середнє значення (центрально тенденцію), розмах (діапазон зміни) досліджуваних відносних характеристик якості води, а також наявність «викидів» (аномально високих або малих значень) у даних. Аномальні значення («викид» часового ряду) відносних концентрацій для фітопланктону та залишкової концентрації показано «зірочками» на рис. 2, д та 2, е. Вказані аномальні значення знаходяться в межах нормативного діапазону значень.

На рис. 2, ж представлено типову діаграму статистичного інтервального розподілу параметрів води, що очищається, на прикладі однієї з характеристик – ТОС («загального органічного вуглецю»).

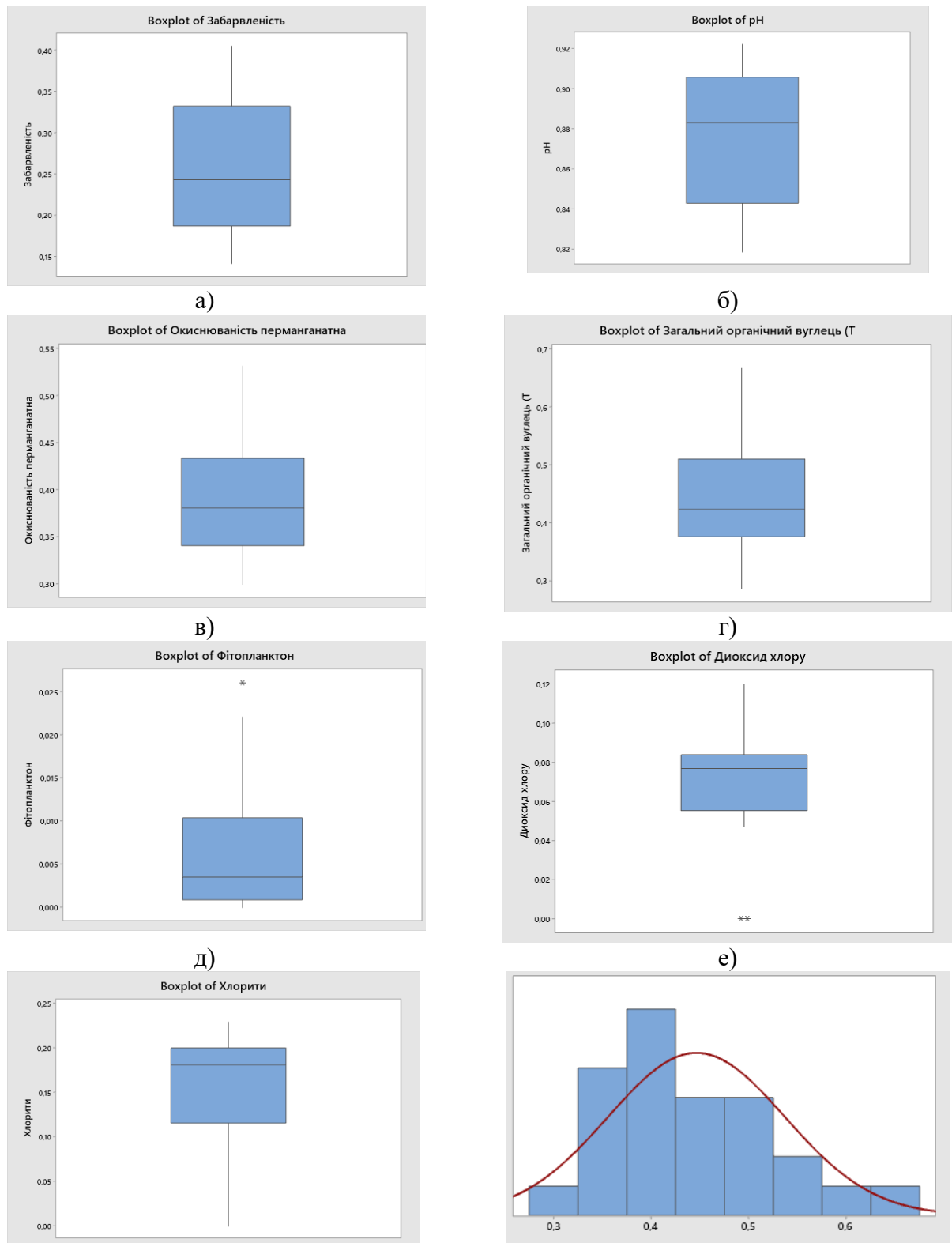


Рис. 2. Статистичний аналіз параметрів води, що очищалась: а) – е) – діаграми розмаху характеристик якості води; ж) гістограма розподілу за «Загальним органічним вуглецем»

Моніторинг обраної множини параметрів якості води за дворічний період показав очікуване середнє значення та діапазон розмаху для кожного із досліджуваних показників якості води; також, як видно із діаграм, питна вода відповідає нормативним вимогам навіть у випадках аномальної забрудненості

річкової води, що підтверджує ефективність прийнятих технологічних рішень та ефективність оперування впроваджуваною схемою.

Висновок.

Використовуючи математичний аналіз отриманих результатів можна зробити попередній висновок, що прийняті технологічні рішення та оперування впроваджуваною схемою ефективні для забезпечення епідемічної безпеки та хімічної нешкідливості питної води після обробки діоксидом хлору.

Перелік посилань.

1. Мокієнко А. В. Діоксид хлору: застосування у технологіях водопідготовки. 2-е вид. перероб. і доп. Одеса : «Фенікс», 2021. 336 с. (російською мовою)
2. Rahman M. S., Gagnon G. A. Bench-scale evaluation of drinking water treatment parameters on iron particles and water quality. *Water Research*. 2014. 48. P. 137–147. DOI: 10.1016/j.watres.2013.09.018
3. Harrington G. W., Chowdhury Z.K., Owen D.M. Developing a Computer model to simulate DBP formation during water treatment. *Jour. AWWA*. 1992. 84(11). P. 78-87. DOI: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1992.tb05886.x>
4. Korn C., Andrews R. C., Escobar M. D. Development of chlorine dioxide-related by-product models for drinking water treatment. *Water Research*. 2002. 36(1). P. 330–342. doi:10.1016/s0043-1354(01)00194-4

MODIFICATION OF CLINOPTILOLITE WITH SILVER USING ULTRASONIC RADIATION

Z. Znak¹, Yu. Sukhatskiy¹, Parag R. Gogate², R. Mnykh¹, Pooja Thanekar²

¹Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

²Institute of Chemical Technology, Mumbai, India

Natural zeolites are unique natural materials characterized by strong cation exchange capacity [1] and high sorption capacity for many types of chemical compounds [2]. Cation exchange capacity is due to the presence of cations Na⁺, K⁺, Ca²⁺ and Mg²⁺ in the material whereas higher sorption capacity is explained by the presence of a fairly ordered system of macro-, meso- and microchannels [3] in the structure. One of the important type of zeolite is clinoptilolite which has been reported to efficient for adsorbing heavy metal ions [4-7], radionuclides [8] and many harmful and toxic substances of various origins. At the same time, clinoptilolite offers an important advantage over many other zeolites as the application in food products or suitability to the food processing. As a specific example, clinoptilolite is used as an additive to some foods such as bread, feed, poultry, and fish [1, 9]. Considering the suitability in food chain, clinoptilolite serves as a leading filter in natural water treatment technologies [10]. In recent years, this zeolite is also increasingly used in cosmetology [11] and also as medicine for the offered antiviral properties [12, 13].

The effectiveness of clinoptilolite as an additive to food products, as sorbent in medicines or cosmetics [14] or as filter material is significantly increased if it is modified with silver in the form of highly dispersed or nanosized particles or Ag⁺ ions. Silver nanoparticles have specific antimicrobial properties in many substrates and composites [15-17]. Therefore, some researchers consider silver nanoparticles as a new generation of antimicrobials [18]. Their properties as a disinfectant and the conditions under which these properties are manifested have been studied quite thoroughly [19] and it is reported that the effectiveness of silver nanoparticles as a disinfectant depends on the dose, size and shape as well as method of synthesis especially for the case of silver coupled with clinoptilolite. For example, a study reported that the state of silver and its particle size in natural zeolite depends on the temperature used in the synthesis [20]. The antimicrobial action of silver, in particular nanoparticles, is caused by the oxidizing action of Ag⁺ ions, which are desorbed from their surface. The antimicrobial action of Ag⁺ ions is manifested by interaction with the cell wall [21] and subsequent penetration into the DNA, because of which the cell loses the ability to replicate, which causes its death [22].

There is almost no information in the available sources on the effect of ultrasound on the process of modification of natural clinoptilolite by silver ions. Therefore, this work focuses on the study of modification of natural clinoptilolite by silver ions under the action of ultrasound under isothermal conditions.

Natural clinoptilolite from the Sokyrnytsia deposit in the Zakarpattia region (Ukraine) was used. Mineral composition of the rock was clinoptilolite – 70-80%; montmorillonite – 2-5%; quartz – 5-10%; feldspar – 5-10%; carbonate – 1-3% and mica – 1-3%. Chemical composition of the clinoptilolite (the content of elements is expressed through their higher oxides) can be expressed as SiO₂ – 65.0-71.3%; Al₂O₃ – 11.5-13.1%; CaO – 2.7-5.2%; K₂O – 2.2-3.4%; Fe₂O₃ – 0.7-1.9%; MgO – 0.6-1.2%; Na₂O – 0.2-1.3%; TiO₂ – 0.1-0.3%; MnO – 0.04% and P₂O₅ – 0.02%.

The concentration of silver ions in the medium was determined potentiometrically using an Ag-selective electrode (ESS-01) as a measuring and chloride-silver reference electrode (EVL-1M).

Sorption of silver ions by clinoptilolite

Influence of clinoptilolite size on its sorption capacity

In the current study different clinoptilolite sizes in terms of varying equivalent particle diameter as 0.081; 0.15; 0.35; 0.45; 0.71; 0.95; 1.25; 1.75; 2.25 and 2.75 mm were used due to the wide range of clinoptilolite sizes applied in different applications in medicine, cosmetology, water purification, etc. The concentration of AgNO_3 solution used for this was fixed at 0.01 mol/L. When using a solution of AgNO_3 with a low concentration, the sorption rate of silver ions is not high. Therefore, it can be expected that the effect of using ultrasonic radiation will be greater than that expected at higher concentrations of AgNO_3 . Power of ultrasonic radiation was fixed at 10.2 W (0.102 W/mL) and the operation mode was isothermal at 25 °C.

First, the study was performed using clinoptilolite fraction of 1.0-1.5 mm, which is used as the nozzle filters for water purification, at 25 °C. The change in the content of silver ions in the particles of clinoptilolite (sorption capacity of clinoptilolite) under the action of ultrasonic radiation and under mechanical mixing in the control experiment (mechanical mixing of the zeolite- AgNO_3 solution system) over time is shown in Fig. 1.

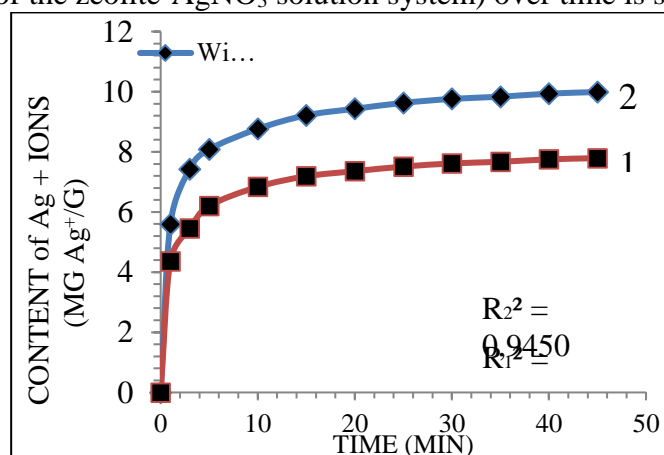


Figure 1. The dependence of the content of Ag^+ ions in clinoptilolite (1.0-1.5 mm) on time

1 – by mechanical mixing; 2 – under the action of ultrasound radiation

It was also seen in the studies that on increasing the particle size of clinoptilolite to 2.5-3.0 mm (equivalent diameter of 2.75 mm), the efficiency of ultrasonic vibrations was greater than that obtained for particles with a size of 1.0-1.5 mm. In particular, the sorption capacity of particles with a size of 2.75 mm under the action of ultrasound increases by almost 56% compared to mechanical stirring (5.192 mg/g with stirring; 8,330 - under the action of ultrasound) as shown in Figure 5. The rate constant of the sorption process under the action of acoustic radiation was equal to 0.0343 sec^{-1} , and in the control experiment (with stirring) – only 0.0219 . The use of ultrasound intensified the process by 1.57 times (by 57%). Therefore, with the increasing particle size of clinoptilolite, the efficiency of acoustic radiation increases significantly. This can be explained on the basis of lower mass transfer rates in the case of larger size particles and hence more effects of ultrasound in terms of turbulence seem to control the overall sorption process.

Figure 2 shows the change in the sorption capacity of the zeolite with dimensions of 0.063-0.1 mm (equivalent diameter 0.082 mm) under mechanical mixing and under the action of acoustic oscillations. As expected, an increase in dispersion (decrease in particle size) leads to an increase in the sorption capacity of clinoptilolite. The sorption capacity of clinoptilolite, modified under the action of ultrasonic radiation and mechanical mixing, is equal to 10.475 mg/g (for 0.082 mm) and 9.741 (1.25 mm), respectively. However, when using clinoptilolite of this fraction, the efficiency of ultrasound is less than that seen in the case of the fraction of 0.1-1.5 mm. The sorption capacity increased by only ~7.5%, which can be explained by the fact that with decreasing particle size of the zeolite (for the same mass), the contact area of the solution with solid

particles increases sharply. Accordingly, the rate of sorption as a typical heterogeneous process increases significantly even without the action of ultrasound.

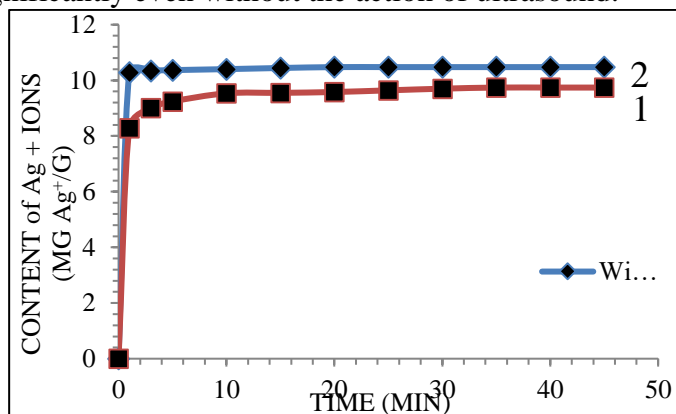


Figure 2: The dependence of the content of Ag^+ ions in clinoptilolite (0.063-0.1 mm) on time 1 – by mechanical mixing; 2 – under the action of ultrasound radiation

The obtained results confirmed that the use of ultrasonic vibrations was not very effective for modifying highly dispersed clinoptilolite particles. With a slight increase in the sorption capacity, energy consumption to obtain modified Ag^+ ions clinoptilolite increases. Fig. 3 shows the dependence of the sorption capacity of different fractions of clinoptilolite on time.

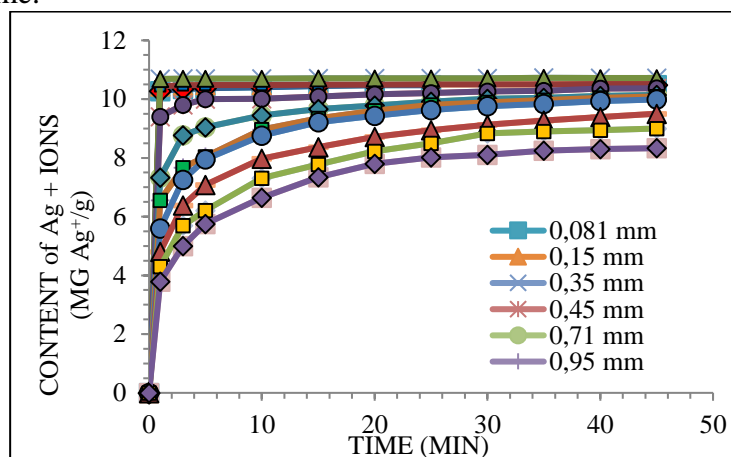


Figure 3: The dependence of the content of Ag^+ ions in clinoptilolite on time at 25 °C and different equivalent diameter of clinoptilolite

The regular decrease in the sorption capacity of clinoptilolite with an increase in the size of clinoptilolite (with the same mass in each experiment) is violated by increasing the equivalent particle diameter from 0.081 to 0.35 mm (Fig. 4). In this range, the sorption capacity increases slightly from 10.475 to 10.717 mg/g (Fig. 4), i.e. only 2.3%. These results were obtained during parallel experiments, so the increase in sorption capacity cannot be considered an experimental error. The very small effect of the sizes of highly dispersed clinoptilolite particles on the sorption capacity with respect to Zn^{2+} ions is also indicated in literature and also for heavy metal ions. Probably, the increase in the sorption capacity of clinoptilolite in this range of its sizes is due to a slight change in the structure of the mineral clinoptilolite under the action of mechanical load during grinding. With an increase in the equivalent particle diameter of clinoptilolite in the range from 0.35 to 2.75 mm, the sorption capacity, as expected again decreases (Fig. 4).

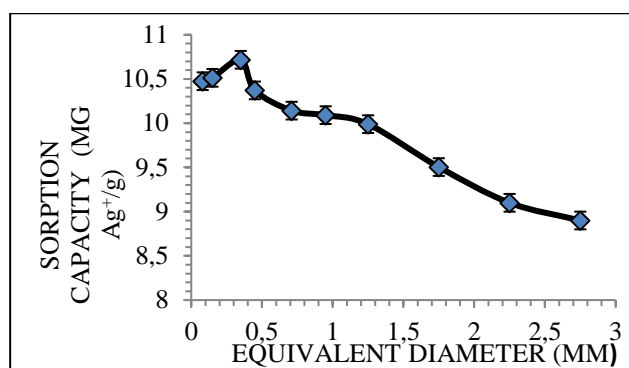


Figure 4: The dependence of the sorption capacity of clinoptilolite on the equivalent diameter at a temperature of 25 °C

Based on the obtained results, overall, it can be stated that the process of modification of clinoptilolite by Ag⁺ ions occurs in the intra-diffusion region. The use of ultrasonic radiation makes it possible to increase the sorption capacity of clinoptilolite by accelerating the diffusion of silver ions in the channels of clinoptilolite and the desorption of air from particles. The observed effect is indeed dependent on the particle size as established by a detailed study on the varying particle sizes.

Influence of temperature on sorption capacity of clinoptilolite

The study was performed over the temperature range 25-55 °C using different fractions of clinoptilolite 0.063-0.01; 0.1-0.2; 0.3-0.4; 0.4-0.5; 0.63-0.8; 0.9-1.0; 1.0-1.5; 1.5-2.0; 2.0-2.5 and 2.5-3.0 mm (corresponding equivalent particle diameter was 0.081; 0.15; 0.35; 0.45; 0.71; 0.95; 1.25; 1.75; 2.25 and 2.75 mm). The trend for the variation in the sorption capacity of clinoptilolite for different fractions of clinoptilolite with temperature was similar to that observed as for 25 °C. For example, the dependence of the sorption capacity on time for different fractions of clinoptilolite at a temperature of 35 °C are shown in Fig. 5.

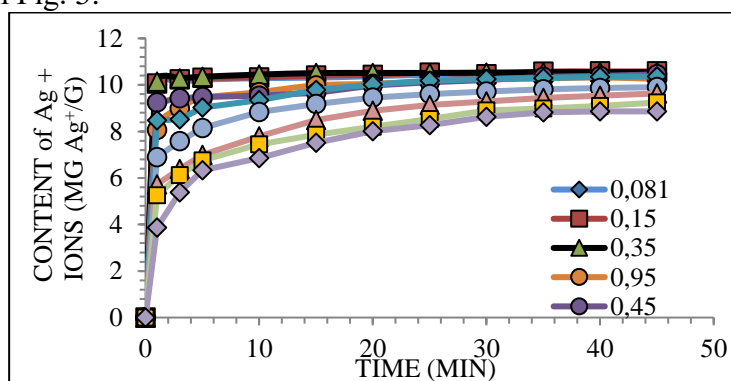


Figure 5: The dependence of the content of Ag⁺ ions in clinoptilolite on time at 35 °C and different equivalent diameter of clinoptilolite

Influence of ultrasonic power on sorption capacity of clinoptilolite

The study was performed with a fraction of clinoptilolite 0.9-1.0 mm over the power range of the ultrasound emitter as 8.0-12.5 W. The dependence of the sorption capacity of clinoptilolite on the power of the ultrasonic emitter is not monotonous, as might be expected. With an increase in radiation power from 8.0 to 10.2 W, the sorption capacity decreases slightly. At a power of 8.0, 9.2 and 10.2 W sorption capacity was equal to 10.489, 10.298 and 10.091 mg/g respectively with a change of only 3.8%. Further increase in power to 11.2 and 12.5 W resulted in increase in the sorption capacity by around 3.4% with actual values as 10.377 and 10.433 mg/g, respectively. It can be thus said that the power of the ultrasonic emitter in this range has little effect on the sorption

capacity of clinoptilolite. Based on these data, we can assume that to achieve the sorption capacity of clinoptilolite of about 10 mg/g (at a concentration of AgNO₃ of 0.01 mol/L) it is sufficient to carry out the process at a power of 8.0 W. The specific energy consumption (E, J/mg×g) for the sorption of silver ions determined by the equation

$$E = \frac{W \times \tau}{S}$$

where W – power of ultrasonic radiation, W (J/s);

τ – duration of the sorption process, sec;

S – sorption capacity of clinoptilolite, mgAg⁺/g.

At a radiation power of 8.0; 9.2; 10.2; 11.2 and 12.5 W, the specific energy consumption for the sorption of silver ions was observed as 2.06; 2.41; 2.73; 2.91 and 3.23 kJ/mgAg⁺×g. Thus, a 1.56-fold increase in power leads to almost the same increase in specific energy consumption as 1.57 times. This confirms the conclusion that in the specified power range of the ultrasound emitter modification of clinoptilolite with silver ions should be carried out at the minimum power (in the range of possible power change) of the ultrasonic emitter as 8.0 W. It is important to note that the effect seen in the work might be attributed to lower variation in the power based on the available reactor configuration and may not be generalized.

Determination of metal cations in modified clinoptilolite

The content of cations Ag⁺, Na⁺, K⁺, Mg²⁺ and Ca²⁺ in clinoptilolite after modification with AgNO₃ solution was determined by EDX method (fig. 6).

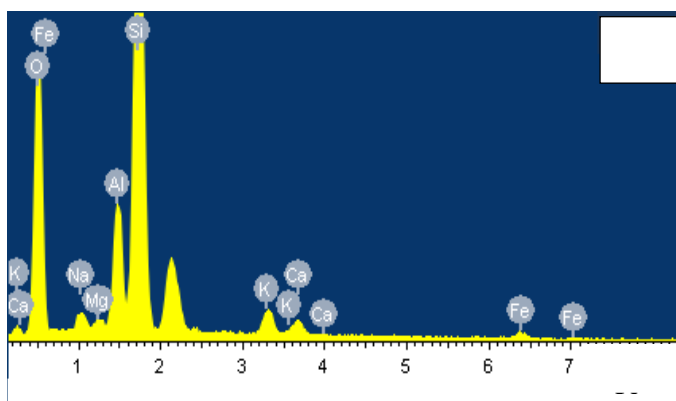


Figure 6: Typical EDX analysis of clinoptilolite samples:
a - unmodified; b - modified with silver ions

The content of exchange cations (Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺) in the clinoptilolite sample before modification with a solution of 0.01 N AgNO₃ was equal to (mass % (mEq/g)): Na⁺ – 1.32 (0.574); K⁺ – 2.81 (0.720); Ca²⁺ – 1.52 (0.760) and Mg²⁺ – 0.51 (0.425). The integral content of exchange cations in this clinoptilolite is 2.479 mEq/g. After modification of clinoptilolite under the action of ultrasound, the content of cations in clinoptilolite was equal to (mass % (mEq/g)): Ag⁺ - 7.92 (0.733); Na⁺ – 0.0 (0.000); K⁺ – 2.53 (0.649); Ca²⁺ – 1.49 (0.745) and Mg²⁺ – 0.45 (0.375). The obtained results indicate that ion exchange between clinoptilolite sodium cations and Ag⁺ ions predominates during the modification. The total content of exchangeable cation equivalents is equal to 1.769 mEq/g which is 0.710 mEq/g less than in the original clinoptilolite. The content of Ag⁺ ion equivalents is greater than the decrease in the content of exchange cations (0.733 > 0.710). Therefore, it can be argued that in this sample of zeolite, silver ions are absorbed mainly due to ion exchange (96.9%), and partly due to sorption of argentum nitrate (3.1%).

Cationic composition of a sample of clinoptilolite modified by mechanical stirring without the action of ultrasonic vibrations was also quantified and the obtained results were in terms of mass % (mEq/g) as follows: Ag⁺ - 6.79 (0.629); Na⁺ – 0.45 (0.196); K⁺ – 2.58

(0.662); Ca^{2+} – 1.41 (0705) and Mg^{2+} – 0.46 (0.383). The content of exchange cations is 1,946 mEq/g, which means that decrease in the content of exchange cations is equal to 0.533 mEq/g. Without the action of ultrasound radiation, silver ions are absorbed due to ion exchange to a lesser extent than under the action of ultrasound (84.7%). The obtained results confirm the hypothesis that ultrasound makes it possible to increase the sorption capacity of clinoptilolite by accelerating the diffusion of Ag^+ ions and desorption of air from the micropores of clinoptilolite.

ACKNOWLEDGEMENT

Authors acknowledge the funding of Ministry of Science and Education of Ukraine and Department of Science and Technology, India for the Indo-Ukraine joint project (M-39/2020, INT/UKR/P-23/2018) with Institute of Chemical Technology, Mumbai, India.

REFERENCES

- [1] M.A. Scott, A.C. Kathleen, K.D. Prabir, Handbook of zeolite science and technology, Marcel Dekker Inc., USA (2003) 1170.
- [2] S. Kulprathipanja, Zeolites in industrial separation and catalysis, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim. (2010) 593.
DOI:10.1002/9783527629565
- [3] P. Kowalczyk, M. Sprynskyy, A.P. Terzyk, M. Lebedynets, J. Namiesnik, B. Buszewski, Porous structure of natural and modified clinoptilolites, Journal of Colloid and Interface Science, 297 (2006) 77–85. doi:10.1016/j.jcis.2005.10.045
- [4] U. Wingenfelder, C. Hansen., G. Furrer, R. Schulin, Removal of heavy metals from mine waters by natural zeolites, Environ. Sci. Technol., **39** 12 (2005) 4606- 4613.
doi.org/10.1021/es048482s
- [5] S.S. AL-Oud, A.M. Ghoneim, M.A. Nadeem, S.Al Harbi, Application efficiency of Clinoptilolite natural zeolite for Pb^{2+} and Cu^{2+} removal from Wastewater, Wulfenia, **22** 2 (2015) 317-332.
- [6] N. Elboughdiri, The use of natural zeolite to remove heavy metals Cu (II), Pb (II) and Cd (II), from industrial wastewater, Cogent Engineering, 7 (2020) 1782623.
doi.org/10.1080/23311916.2020.1782623.
- [7] M. Sprynskyy, B. Buszewski, A.P. Terzyk, J. Namiesnik, Study of the selection mechanism of heavy metal (Pb^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} and Cd^{2+}) adsorption on clinoptilolite, Journal of Colloid and Interface Science, 304 (2006) 21–28. doi:10.1016/j.jcis.2006.07.068
- [8] B. Bogdanov, D. Georgiev, K. Angelova, K. Yaneva, Natural zeolites: clinoptilolite review, International Science Conference, Stara Zagora, Bulgaria. International Science conference "Economics and Society development on the Base of Knowledge", 4th - 5th June, Volume IV, Natural & Mathematical science, Stara Zagora, Bulgaria, (2009) 6-11.
- [9] H. Valpotić, D. Gračner, R. Turk, D. Duričić, S. Vince, I. Folnožić, M. Lojkić, I. Žura, Ž.L. Bedrica, N. Maćešić, I. Getz, T. Dobranić, M. Samardžija, Zeolite clinoptilolite nanoporous feed additive for animals of veterinary importance: potentials and limitations, Periodicum Biologorum, **119** 3 (2017) 159–172. DOI: 10.18054/pb.v119i3.5434
- [10] Yu.I. Tarasevich, V.V. Goncharuk, V.E. Polyakov V.E. Efficient technology for the removal of iron and manganese ions from artesian water using clinoptilolite, J. Ind. and Eng. Chem, 18 (2012) 1438–1440.
- [11] Application of natural zeolites in medicine and cosmetology – ZEOMEDCOS. Proceedings. SWB. Baku-London, (2010) 164.
- [12] S.K. Pavelic, J.S. Medica, D. Gumbarevic, A. Filošević, N. Pržulj, K. Pavelic,

Critical Review on Zeolite Clinoptilolite Safety and Medical Applications *in vivo*, *Frontiers in Pharmacology*, 9 (2018) 1350. Doi: 10.3389/fphar.2018.01350

[13] A. Mastinu, A. Kumar, G. Maccarinelli, S.A. Bonini, M. Premoli, F. Aria, A. Gianoncelli, M. Memo, Zeolite Clinoptilolite: Therapeutic Virtues of an Ancient Mineral. Review, *Molecules*, 24 (2019) 1517. DOI: 10.3390/molecules24081517

[14] T. Nakane, H. Gomyo, I. Sasaki, Y. Kimoto, N. Hanzawa, Y. Teshima, T. Namba, New anti-axillary odour deodorant made with antimicrobial Ag-zeolite (silver-exchanged zeolite), *Int. J. Cosmet. Sci.* 28(4) (2006) 299-309. DOI: [10.1111/j.1467-2494.2006.00322.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2494.2006.00322.x)

[15] K. Shameli, M.B. Ahmad, M. Zargar, W.M.Z.W. Yunus, N.A. Ibrahim, Fabrication of silver nanoparticles doped in the zeolite framework and antibacterial activity, *International Journal of Nanomedicine*. 6 (2011) 331-341. doi:[10.2147/IJN.S16964](https://doi.org/10.2147/IJN.S16964)

[16] F. MIRZAJANI, A. GHASSEMPOUR, A. ALIAHMADI, M. ALIESMAEILI, ANTIBACTERIAL EFFECT OF SILVER NANOPARTICLES ON STAPHYLOCOCCUS AUREUS, *RESEARCH IN MICROBIOLOGY*, 162 5 (2011) 542-549. DOI.ORG/10.1016/J.RESMIC.2011.04.009

[17] M.A. Radzig, V.A. Nadtochenko, O.A. Koksharova, J. Kiwi, V.A. Lipasova, I.A. Khmel, Antibacterial effects of silver nanoparticles on gram-negative bacteria: Influence on the growth and biofilms formation, mechanisms of action, *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 102 1 (2013) 300-306. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2012.07.039>

[18] M. Rai, A. Yadav, A. Gade, Silver nanoparticles as a new generation of antimicrobials, *Biotechnol Adv.* 27 (2009) 76-83. doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.09.002

[19] M.N.B. Momba, G. Offringa, G. Nameni, B. Brouckaert, Nanotechnology-based clay filter pot to purify water in rural homes, Research Report No KV 244/10, Water Research Commission, Pretoria, South Africa (2010).

[20] B. Concepción-Rosabal, G. Rodríguez-Fuentes, N. Bogdanchikova, P. Bosch, M. Avalos, V.H. Lara, Comparative study of natural and synthetic clinoptilolites containing silver in different states, *Microporous and Mesoporous Materials*, 86 1-3 (2005) 249-255. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2005.07.027>

[21] M.G. Hwang, H. Katayama, S. Ohgaki, Inactivation of *Legionella pneumophila* and *Pseudomonas aeruginosa*: Evaluation of the bactericidal ability of silver cations, *Water Research*, 41 18 (2007) 4097-4104. DOI: [10.1016/j.watres.2007.05.052](https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.052)

[22] Q.L. Feng, J. Wu, G.Q. Chen, F.Z. Cui, T.N. Kim, J.O. Kim, A mechanistic study of the antibacterial effect of silver ions on *Escherichia coli* and *Staphylococcus aureus*. *Journal of Biomedical Materials*, 52 4 (2000) 662-668. [https://doi.org/10.1002/1097-4636\(20001215\)52:4<662::AID-JBM10>3.0.CO;2-3](https://doi.org/10.1002/1097-4636(20001215)52:4<662::AID-JBM10>3.0.CO;2-3)

ДОСЛІДЖЕННЯ СОРБЦІЙНОЇ АКТИВНОСТІ ГІДРОКСИХЛОРИДА АЛЮМІНІЮ МОДИФІКОВАНОГО МОНОМЕРНОЮ ОРТОКРЕМНІЄВОЮ КИСЛОТОЮ

Олександр ПАСЕНКО, Артем МАНДРИКА

Український Державний Університет Науки та Технологій, Дніпро, Україна
zirconia@ukr.net

STUDY OF THE SORPTION ACTIVITY OF ALUMINUM HYDROXYCHLORIDE MODIFIED WITH MONOMER ORTHOSILICIC ACID

Oleksandr PASENKO, Artem MANDRYKA

Ukrainian State University of Science and Technology, Dnipro, Ukraine

The adsorption properties of the modified aluminum-silicon coagulant were investigated. The coagulant has been shown to effectively remove phosphates and organic substances.

Як відомо, в процесі гідролізу алюмінієвих солей у воді відбувається не тільки коагуляція-флокуляція (руйнування подвійного електричного шару навколо колоїдних часточок та їх агрегація) але й адсорбція розчинених речовин з води [1, 2], що призводить до зменшення забарвленості води, перманганатної окиснюваності, а також видаленню фосфору. Тому сорбційна активність нових коагулянтів має бути не гіршою за існуючі промислові зразки.

Для вивчення сорбційної активності коагулянтів використовували вихідний гідроксихлорид марки «Алюмофлок-С1» та модифіковані коагулянти приготованими аналогічно зразкам № 4, 5 та 6 (рис. 1 та рис. 2). Коагулянт вносився з розрахунку дози 25, 50, 100, 150 мг/дм³ в перерахунку на Al₂O₃ в скляний стакан об'ємом 2 дм³ при перемішуванні. В стакан додавалось 1 дм³ дистильованій води і за допомогою розчину NaOH встановлювався рН на рівні 8,4–8,5. Після чого за допомогою піпет-дозатору вносились доза відповідного коагулянту при інтенсивному перемішуванні. Через 120 сек, перемішування вимикали, зразок води переносили в мірний циліндр об'ємом 1 дм³, та відстоювали протягом 15 хв. Після чого освітлену частину декантували, частину з осадом (об'єм від 50 до 120 см³) збирали та піддавали освітлювальному центрифугуванню для виділення твердої фази.

Модельний розчин води забрудненої фосфором готували шляхом розчинення дігідрофосфату калію в дистильованій воді до одержання концентрації у 10 мг/дм³ в перерахунку на PO₄³⁻. Концентрацію фосфатів вимірювали за синім фосфоромолібденовим комплексом [3]. Модельний розчин води забрудненої органічними речовинами готували шляхом розчинення танінової кислоти у дистильованій воді для одержання концентрації 5 мг/дм³ [4]. В усіх модельних розчинах рН доводився до рівня 7,5 – 7,7 за допомогою 0,1 М розчину NaOH. Концентрацію та ефективність видалення танінової кислоти вимірювали за допомогою УФ спектрофотометра при довжині хвилі 233 нм [5].

Зразок осаду відповідного коагулянту репульпували у дистильованій воді в об'ємі 50 см³ води на пробу. Після чого пульпу осаду переносили в скляний стакан об'ємом 2 дм³, де знаходився модельний зразок забрудненої води в об'ємі 1 дм³. Після інтенсивного перемішування протягом 15 хв, суміш переливали в мірний циліндр об'ємом 1 дм³ та відстоювали протягом 30 хв. Після чого відбирали зразок води для аналізу.

Результати експериментів по адсорбційному видаленню фосфатів представлені на рис. 1.

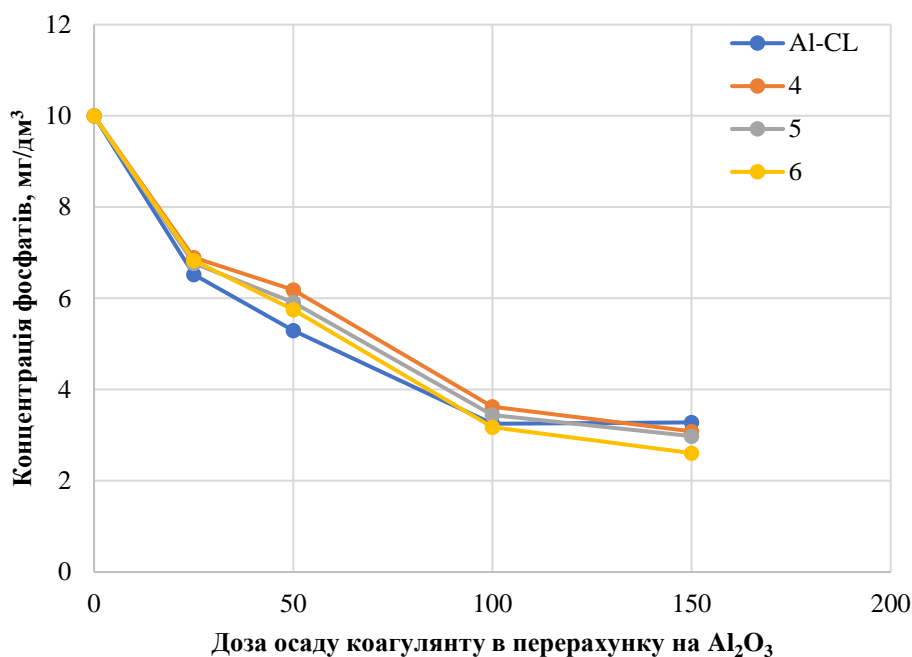


Рис. 1. Адсорбція фосфатів на осаді відповідного коагулянту в залежності від дозування

Результати експериментів по адсорбційному видаленню розчинених органічних речовин представлені на рис. 2.

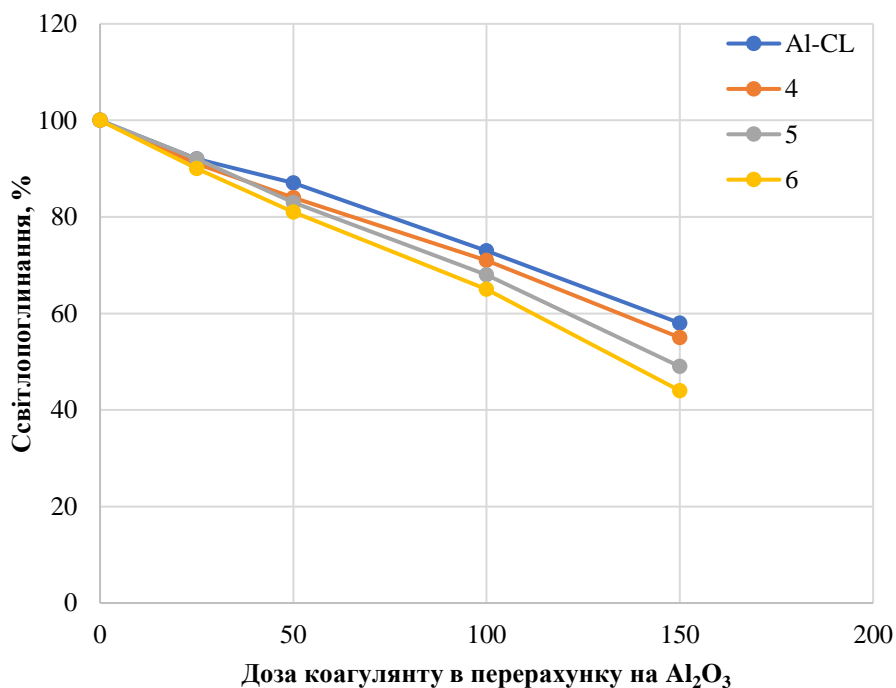


Рис. 2. Зміна відносного світлопоглинання модельного розчину в залежності від дози осаду коагулянту при 233 нм

Як видно з проведених експериментів модифіковані коагулянти мають практично аналогічну адсорбційну активність по відношенню до фосфатів як і промислові зразки коагулянтів. Це пояснюється тим, що модифікатор модифікованого коагулянту – ортокремнієва кислота, не вступає в реакцію та не проявляє значні адсорбційні властивості по видаленню розчинених фосфатів. Проте при видаленні розчинених органічних речовин, на прикладі танінової

кислоти, спостерігається дещо краща адсорбційна активність у зоні високих доз та для зразків з високим співвідношенням Al/Si. Це може пояснюватись тим, що за рахунок утворення аддукту між ортокремніевою кислотою та гідроксихлоридом алюмінію утворюються сполуки з більшою молекулярною вагою ніж вихідні полімери алюмінію [6], що призводить до утворення більших флокул з більшою активною поверхнею для адсорбції.

1. Jiang J. Q. *The role of coagulation in water treatment* / J. Q. Jiang // *Current Opinion in Chemical Engineering*. – 2015. – Vol. 8. – P. 36–44.

2. Davis C. C. *Coagulation with hydrolyzing metal salts: mechanisms and water quality impacts* / C. C. Davis, M. Edwards // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. – 2014. – Vol. 44, No 4. – P. 303–347.

3. *The molybdenum blue reaction for the determination of orthophosphate revisited: Opening the black box* / E. A. Nagul, I. D. McKelvie, P. Worsfold, S. D. Kolev // *Analytica chimica acta*. – 2015. – Vol. 890. – P. 60–82.

4. Singh S. *Tannic acid adsorption/desorption study onto/from commercial activated carbon* / S. Singh, J. P. Kushwaha // *Desalination and water treatment*. – 2014. – Vol. 52, No 16–18. – P. 3301–3311.

5. *pH responsive decomposable layer-by-layer nanofilms and capsules on the basis of tannic acid* / T. Shutava, M. Prouty, D. Kommireddy, Y. Lvov // *Macromolecules*. – 2005. – Vol. 38, No 7. – P. 2850–2858.

6. *Poly-aluminum-silicate-chloride (PASiC)—a new type of composite inorganic polymer coagulant* / B. Y. Gao, Q. Y. Yue, B. J. Wang, Y. B. Chu // *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. – 2003. – Vol. 229, No 1–3. – P. 121127.

ДОСЛІДЖЕННЯ ЗНЕВОДНЕННЯ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ НВЧ-ВИПРОМІНЮВАННЯМ

Тарас Матвій, Зеновій Знак, Родич Оксана
Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів
taras.i.matviiv@lpnu.ua

RESEARCH OF THE DEHYDRATION OF NATURAL CLINOPTILOLITE BY UHF-RADIATION

Taras Matviiv, Zenoviy Znak, Rodych Oksana
Lviv Polytechnic National University

Дослідженнями, виконаними під час модифікування природного клиноптилоліту сріблом було показано, що попереднє термічне активування дає змогу суттєво збільшити сорбційну ємність цього мінералу, а відтак надати йому антибактеріальних властивостей. Цей ефект досягається за рахунок деблокування внутрішніх каналів мінералу й можливості дифузії йонів срібла. Тому логічно було спрогнозувати, що попереднє активування клиноптилоліту фізичними методами, зокрема, термічним дасть змогу також збільшити сорбційну його ємність щодо йонів заліза у процесах отримання модифікованих сполуками заліза сорбентів, які використовують у технологіях питної води. Але термічне активування є енерговитратним, оскільки теплова енергія витрачається не тільки на нагрівання й випаровування води, але й на нагрівання самого клиноптилоліту. Тому для активування клиноптилоліту за рахунок його зневоднення запропоновано використовувати надвисоко-частотне випромінювання. Відомо, що вода належить до диполів, які дуже добре поглинають електромагнітне випромінювання у високо-та надвисоко-частотній області спектра. Тому застосування НВЧ-випромінювання з цієї точки зору є привабливим. Для підтвердження селективності дії НВЧ-випромінювання саме щодо води у різних її формах, в яких вона перебуває у клиноптилоліті, спершу дослідили вплив цього випромінювання на попередньо зневоднений термічним методом цеоліт.

Термічне зневоднення клиноптилоліту проводили за температури 450 °С до досягнення сталої маси використанням НВЧ-пічки «Самсунг» (частота випромінювання 2,46 ГГц); дегідратацію також вивчали дериватографічно з використанням дериватографа системи «Paulik, Paulik, Erdey Q-1500D».

Дериватографічно встановлено, що повне зневоднення клиноптилоліту досягається за температури 450...500 °С (рис. 1).

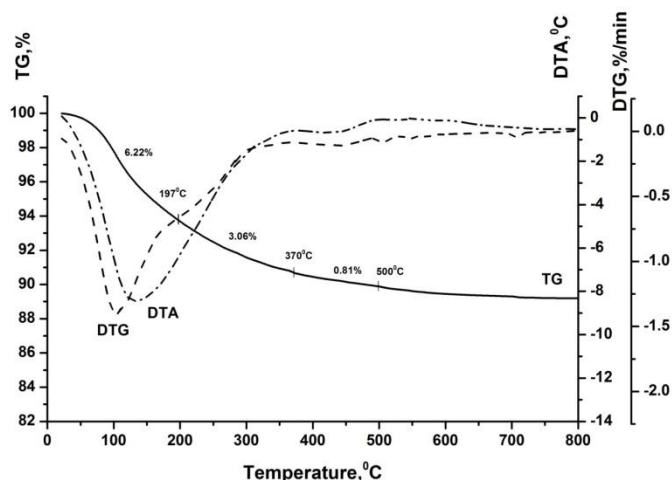


Рис. 1. Термограма нативної форми клиноптилоліту

Повністю зневоднений клиноптилоліт різних фракцій поміщали у резонаторну камеру НВЧ-печі (для цього наважку його поміщали на годинникове скло, встановлене на склянку, заповнену певним об'ємом води; попередньо вимірювали їх температуру) і вмикали живлення. Через певні проміжки часу вимірювали температуру цеоліту і води та зважували клиноптилоліт. Виявили, що попередньо зневоднений цеоліт практично не поглинає НВЧ-випромінювання, про що свідчить стала його маса, а збільшення температури упродовж 30 хв (за потужності НВЧ-випромінювання 450...600 Вт) становить всього 2 град. Водночас температура води у склянці зростала на 40...50 град, причому воду періодично замінювали на холодну.

Отже, зневоднений клиноптилоліт є «прозорим» для НВЧ, відтак НВЧ-випромінювання селективно поглинається лише водою у різних її формах.

Надалі досліджували зневоднення клиноптилоліту нативної форми. Диференційно-термічним методом було встановлено, що вміст фізично сорбованої води у цьому становив 7,28 %, а загальний вміст води (у формі фізично сорбованої, гідроксильних груп, кристалогідратної тощо) становив 9,81 %.

За потужності НВЧ-випромінювання до 80 Вт зневоднення клиноптилоліту практично не відбувається (рис. 2). За потужності 150 Вт ступінь зневоднення зріс до 9%. Суттєвий приріст ступеня зневоднення – до 24 %, спостерігався за потужності 250 Вт. Зі збільшенням потужності до 350, 450 і 600 Вт досягали практично однакового ступеня зневоднення – 32...33 % хоча упродовж різного часу: 23, 15 і 8 хв. відповідно (рис. 2).

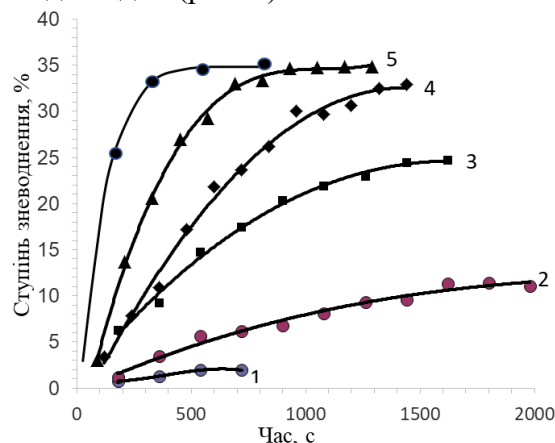


Рис. 2. Залежність ступеня зневоднення клиноптилоліту від часу: потужність НВЧ-випромінювання, Вт: 1 - 50; 2- 150; 3 – 250; 4 – 350; 5 – 450; 6 – 600

Зі збільшенням значення питомої енергії НВЧ-випромінювання від 220 до 1450 кДж приріст ступеня зневоднення дорівнює 13,2 %; за подальшого збільшення до 3200 – 8,12; а за 4350 – всього 1,27. Отже, зі збільшенням витрати НВЧ-енергії частка, витрачена на зневоднення зменшується.

На базі отриманих результатів можна сформулювати висновок, що зневоднення клиноптилоліту НВЧ-випромінюванням є енергетично вигідним процесом за потужності близько 250...300 Вт. Однак у подальших дослідженнях необхідно встановити, наскільки зміниться сорбційна ємність клиноптилоліту щодо йонів заліза частково зневодненого клиноптилоліту, щоб на підставі цього дійти висновку про доцільність такого методу активації клиноптилоліту.

МОДИФІКУВАННЯ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ ЙОНАМИ МІДІ

Мар'ян Мацьків, Зеновій Знак, Казаріна Ольга
Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів

MODIFICATION OF NATURAL CLINOPTILOLITE WITH COPPER IONS

Marian Matskiv, Zenovii Znak, Kazarina Olha
Lviv Polytechnic National University, Lviv

Природний клиноптилоліт, модифікований йонами металів, набуває додаткових функціональних властивостей, завдяки чому його можна використовувати у технологіях питної води. Зокрема, модифікування йонами міді надає йому антибактеріальних властивостей, а перетворення їх на міді оксиди спричиняє утворення сполук з каталітичною дією. Одним із методів модифікування природного клиноптилоліту є сорбція йонів міді у процесі очищення гальванічних стічних вод за його допомогою. Це дає змогу вирішити зразу два завдання: очистити стічні води й отримати модифікований клиноптилоліт як додатковий продукт.

Дослідження виконували з використанням клиноптилоліту Сокирицького родовища (Закарпатська обл.). Цеоліт подрібнювали і за допомогою стандартного набору лабораторних сит розсівали на окремі фракції, а потім висушували в сушильній шафі до сталої маси за температури 100...105 °С.

Імітат стічних вод гальванічного виробництва, що містить іони міді(II), готували розчиненням міді сульфату (ч.д.а.) у дистильованій воді. Вміст іонів міді(II) в імітаті стічних вод визначали іодометричним методом.

Контрольні дослідження, спрямовані на встановлення ефективності клиноптилоліту як іонообмінної речовини щодо іонів міді(II), здійснювали за інтенсивного перемішування водного розчину міді сульфату перемішувальним пристроєм "Gomogtizer" (частота обертання мішалки 250...300 об⁻¹) з турбінною мішалкою. Озвучування системи «розчин міді сульфат – клиноптилоліт» здійснювали за допомогою ультразвукового генератора "Ultrasonic UD-20". Об'єм розчину, який піддавали сонолізу, дорівнював 50 см³, а маса клиноптилоліту фракцією 1,5...3 мм – 20 г. Вплив УЗ-коливань на швидкість іонного обміну визначали за зміною концентрації іонів міді (II) у розчині іодометричним методом. Зміни концентрації іонів міді (II) за його контакту з клиноптилолітом в часі під час механічного його перемішування наведена на рис. 1. (крива 1).

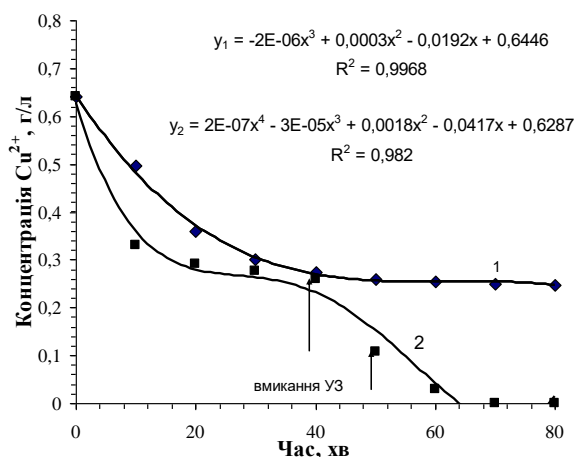


Рис. 1. Залежність концентрації іонів міді (II) від тривалості процесу: 1 – за механічного перемішування; 2 – в УЗ-полі

(стрілками показано момент вимикання УЗ-випромінювання тривалістю 30 с)

Як видно, швидкість іонного обміну протягом 20 хв залишається практично сталою і дорівнює близько $0,069 \text{ кг/с}\cdot\text{м}^2$. Потім вона зменшується, що можна пояснити тим, що процес зміщується у внутрішню дифузійну область, тобто лімітується дифузією іонів у внутрішній області частинки цеоліту.

В полі дії ультразвукових коливань швидкість іонного обміну на початкових стадіях процесу є практично вдвічі вищою, ніж за механічного перемішування (рис. 1, крива 2) і дорівнює $0,152 \text{ кг/с}\cdot\text{м}^2$.

Подальші дослідження були спрямовані на встановлення часового режиму ультразвукового оброблення системи «розчин-цеоліт». Для цього варіювали тривалість циклу озвучування від 3 до 10 хвилин з однаковим проміжком між періодами озвучування, який дорівнював 30 с. Отримані результати наведені на рис. 2. Як видно з наведених залежностей (рис. 2), за тривалості періоду озвучування 7,5 і 10 хв (криві 3, 4) спостерігаються перегини на кривих зміни концентрації іонів міді (II). Це означає, що за цих режимів озвучування періодично поверхня частинок цеоліту блокувалась бульбашками повітря.

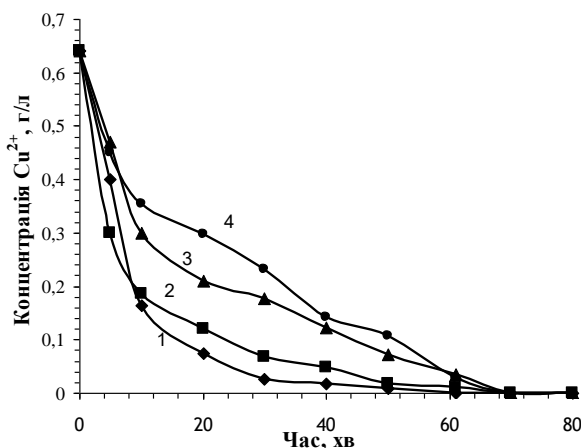


Рис. 2. Залежність концентрації іонів міді (II) в розчині від часу за потужності випромінювання $3 \cdot 10^5 \text{ Вт/м}^3$ і тривалості періоду озвучування, хв:
1 – 3; 2 – 5; 3 – 7,5; 4 – 10

В інших двох випадках, тобто за меншої тривалості періоду озвучування, іонний обмін відбувається значно швидше. Це можна пояснити тим, що, як і очікувалось, зменшення тривалості періоду озвучування частинок цеоліту сприяє їх дегазації і деблокуванню поверхні. Початкові швидкості процесу очищення імітату стічних вод за тривалості періоду озвучування 10; 7,5; 5 і 3 хв дорівнювали відповідно $0,546$; $0,624$ і $0,890$ (середня швидкість для двох останніх) $\text{кг/с}\cdot\text{м}^2$. Те, що за тривалості періоду 5 хв початкова швидкість процесу є більшою, ніж за 3 хв, можна пояснити нерівномірністю мінералогічного і хімічного складу частинок клиноптилоліту.

Залежності зміни концентрації іонів міді(II) у розчинів від потужності ультразвукових коливань наведені на рис.3.

Збільшення потужності УЗВ приводить до зростання швидкості вилучення іонів міді (II) із імітату стічних вод (рис. 4).

Як видно із наведених на рис. 5 даних, збільшення вмісту сульфатної кислоти в імітаті стічних вод гальванічного виробництва призводить до різкого покращення процесу очищення модельних вод. При цьому швидкість процесу (рис. 6) із збільшенням концентрації кислоти до 20 % зростає в 1,8 разів.

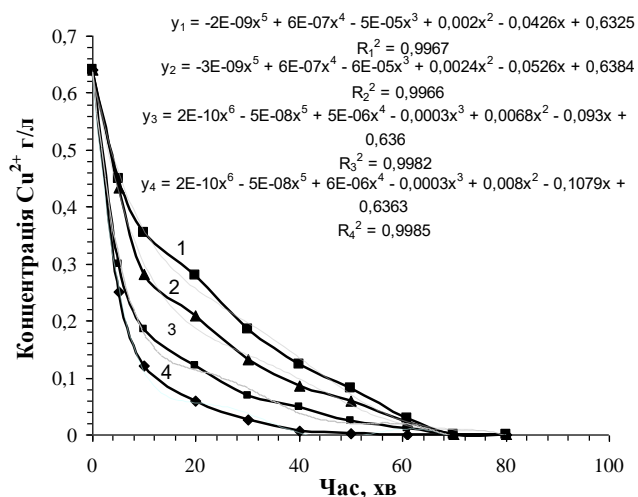


Рис. 3. Залежність концентрації іонів міді (II) в розчині від часу за потужності УЗ-генератора, Вт/м³:
 1 – 1·10⁵; 1 – 2·10⁵; 1 – 3·10⁵; 1 – 5·10⁵

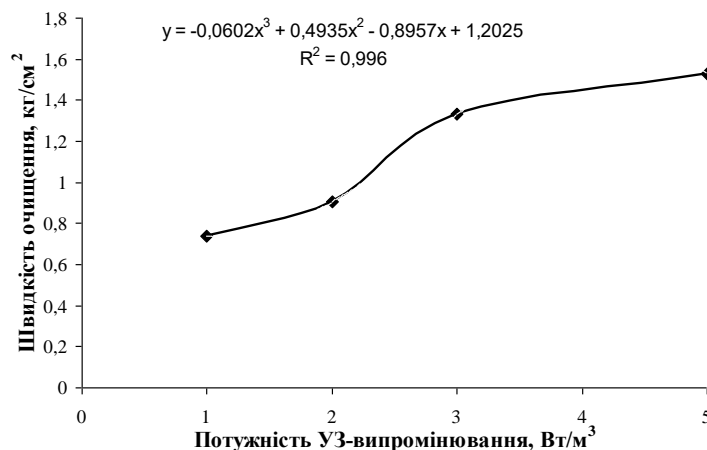


Рис. 4. Залежність швидкості очищення розчину від іонів міді(II) від потужності УЗ-генератора

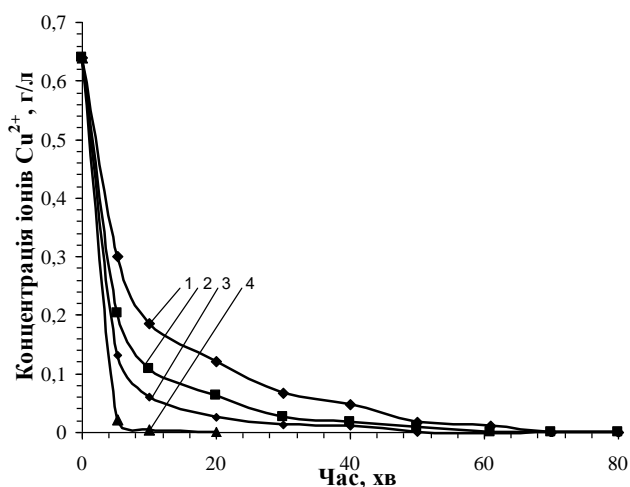


Рис. 5. Залежність концентрації іонів міді (II) від часу за вмісту H₂SO₄ в розчині, %: 1 – 0; 2 – 5; 3 – 15; 4 – 20

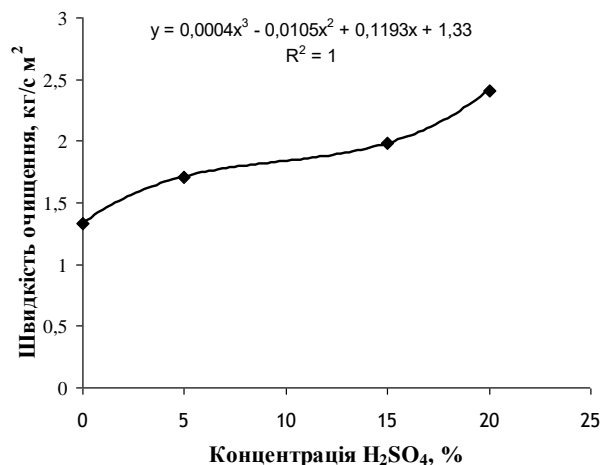


Рис. 6. Залежність швидкості очищення розчину від концентрації H₂SO₄

Так, наприклад, за вмісту в розчині 20 % сульфатної кислоти вже на 15...20 хвилинах процесу за різних значень потужності УЗ-випромінювання ступінь очищення сягав 100 %. Ці дані свідчать про правильність висловленого вище припущення про модифікуючу дію сульфатної кислоти як компонента імітату стічних вод. Опосередковано про модифікуючу дію сульфатної кислоти свідчить той факт, що за концентрації H₂SO₄ 5 і 15 % на початкових стадіях процесу розчин (імітат стічних вод) набував зеленуватого відтінку. Це можна пояснити накладанням двох кольорів – голубого, притаманного слабкому розчину міді сульфату, та жовтого. Останній міг бути зумовленим утворенням сульфату заліза (II) внаслідок взаємодії іонів заліза (II), які, як відомо, входять до складу клиноптилоліту (але не належать до обмінних) із сульфатною кислотою. Окрім того, візуально виділення бульбашок із клиноптилоліту в підкислених розчинах було дещо інтенсивнішим. Це можна пояснити пришвидшенням дегазації цеоліту внаслідок своєрідного «розчищення» пор мінералу за рахунок заміщення стерично великих катіонів на менші – протони водню.

На підставі отриманих результатів можна сформулювати такі висновки:

- акустичні коливання ультразвукового діапазону інтенсифікують процеси іонного обміну за участю іонообмінних матеріалів, зокрема, природного клиноптилоліту;
- збільшення потужності УЗ-випромінювання пришвидшує процес іонного обміну, і, як наслідок, очищення стічних вод;
- озвучування системи «розчин-цеоліт» необхідно здійснювати в такому режимі, щоб забезпечувалась ефективна дегазація поверхні клиноптилоліту: у випадку розташування акустичного випромінювача над шаром цеоліту озвучування повинне здійснюватись у періодичному режимі, а у випадку розташування знизу – допускається безперервне озвучування;
- збільшення концентрації сульфатної кислоти в розчині сприяє пришвидшенню іонного обміну та очищення стічних вод від іонів міді (II) внаслідок одночасного модифікування клиноптилоліту з утворенням його протоненованої форми Н-клиноптилоліту.

Розділ 4

**СУЧАСНІ МЕТОДИ І ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ТА
УТИЛІЗАЦІЇ СТІЧНИХ ВОД**

Chapter 4

**MODERN METHODS AND TECHNOLOGIES OF
WASTEWATER TREATMENT AND DISPOSAL**

INTEGRATED APPROACH OF BIOCHEMICAL WASTEWATER TREATMENT

¹Gh. Duca, ²V. Covaliov, ¹L. Romanciuc, ¹O. Covaliova, ³I. Ionet, ³D. Ungureanu

¹Moldova State University, Institute of Chemistry, Chisinau

²Moldova State University, Faculty of Chemistry and Chemical Technology, Chisinau

³Technical University of Moldova, Chisinau

Abstract. The article discusses improvements of water treatment systems and energy saving during biological wastewater treatment through the use of combined anaerobic-aerobic technologies. Such combined treatment has advantages over the traditional technology with free-floating activated sludge, and is aimed to prevent harmful discharges into the natural aquatic environment.

Keywords. Wastewaters, aerobic-anaerobic treatment, microbiological processes, ecological requirements.

Introduction

The current situation regarding the biological treatment of municipal and agro-industrial wastewater from organic contaminants at the existing water treatment plants in Moldova and their discharge into the natural water bodies shows that it is technically difficult to reach the modern environmental standards for such discharges. This situation brings damages to the environment and the national economy.

One of the reasons is that initially, the only aerobic technology was designed at the urban and rural treatment plants, which is energy-consuming and inherently cannot ensure compliance with environmental requirements. This is due to the high degree of contamination of municipal and technogenic wastewaters, which can reach hundreds of thousands of mgO₂/L COD.

Wastewater composition is heterogeneous and, as a rule, includes biologically difficult-to-degrade organic substances. This often makes their microbiological decomposition impossible, or requires high energy costs for aeration processes. At the same time, the standard requirements for their discharge into fishery reservoirs are about 10-15 kg O₂ COD/m³. At the same time, operation of conventional aerobic treatment with oxygen aeration system, to ensure microbiological processes running for wastewater treatment, requires a cost of approximately 100 kWh per 100 kg of COD contained in the initial wastewater.

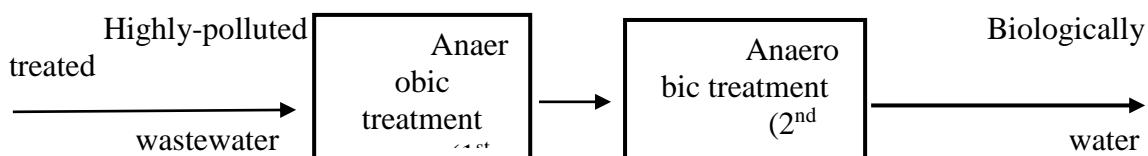
Discussion

As world experience shows, achieving environmental requirements for discharges can only be achieved using the combined anaerobic-aerobic technology. At the same time, the existing treatment plants in Moldova, including Chisinau, Balti, Cahul, Stefan-Voda, etc., were built using the standard aerobic technology, with high energy consumption. Such treatment plants are actually marked with high energy intensity. Currently, a critical situation has arisen when heavily polluted waters of small rivers with high loads of harmful substances are increasingly used for irrigating agricultural crops. Thus, the hazardous components uncontrollably enter our markets for consumption [1]. When pollutants enter the fishery facilities, including in the Nistru and Prut rivers, despite some dilution, they affect fish, which accumulate heavy metals and other pollutants and bring them into the human bodies with corresponding consequences.

The anaerobic technology, is starting its development in Moldova, but mostly for

the production and use of biogas as an alternative energy source [2]. An example can serve is the large biogas plants constructed in Drochia, in Firladeni, etc. Indeed, despite the rather high capital investments for the construction of methanogenic bioreactors and related auxiliary equipment, such systems can be rapidly paid back, due to the use of biogas as an energy source for the production of cheap heat and electricity. These plants also have a number of other advantages, in particular, they provide stabilized, harmless sludge – a valuable organo-mineral fertilizer. At the same time, they ensure almost 40-60% purification degree of wastewater from organic matter and neutralization of pathogenic microflora.

However, the water treatment degree in anaerobic systems operating independently is usually insufficient. The residual intermediate fermentation products are prone to subsequent oxidation with oxygen consumption, which makes it impossible to discharge the anaerobically treated wastewater directly into the natural water bodies, because it can provoke the oxygen deficiency in it [3]. Thus, after the anaerobic treatment of wastewater, a subsequent treatment step is necessary. The combined anaerobic-aerobic biological treatment is used, as a rule, for highly concentrated wastewater, with high contents in biodegradable organic contaminants, occurring, for example, from food processing industry. A scheme of combined aerobic-anaerobic biological treatment of wastewaters is presented below:



There is another important difference between the aerobic and anaerobic processes, which is the amount of organic matter converted into the cellular material, i.e. during the anabolism. In other words, we are talking about an increase in biomass, which ultimately becomes the sludge that requires special treatment (compaction, stabilization, dewatering, etc.). This treatment complicates the technological design of treatment plants and is quite expensive and complex, which suggests that the biological transformation of organic pollutants into biomass is unprofitable. But, nevertheless, this is the specificity of biological processes of wastewater treatment - both aerobic and anaerobic [4].

However, the conversion degree of organic matter into biomass differs sharply for these two processes. Thus, during the aerobic biological treatment using the activated sludge, 50–80% of organic contaminants, expressed through COD, is converted into the biomass increase – an excessive activated sludge, which must be removed from the treatment system and processed. At the same time, during the anaerobic treatment, only 10% of organic pollutants go for the biomass growth, since the anaerobic microorganisms consume the bulk of organic substances to obtain energy. The energy yield from the energy exchange reactions during the anaerobic fermentation is low, since the organic substances are not completely oxidized and part of the energy of the original substrate is retained in rather complex fermentation products [5].

To obtain the energy necessary for the synthesis of cellular matter and other vital functions, the microorganisms that realize the fermentation processes have to process a large amount of organic substances. It is for these reasons that in the wastewater treatment plants, the anaerobic fermentation processes are preferred for treating the concentrated sewage sludge substrates. However, for the same reasons, the use of anaerobic processes is also beneficial for the biological treatment of wastewater, including highly concentrated wastewater [6].

This advantage of anaerobic processes is especially obvious when comparing the energy characteristics of aerobic and anaerobic processes as applied to biological wastewater treatment.

Aerobic treatment consumes approximately 100 kWh per 100 kg of COD contained in the wastewater, to provide aerobic processes running while the oxygen blowing through the aeration system. In contrast, anaerobic purification proceeds with the release of biogas (a combustible mixture of fermentation gases), equivalent to 190 kWh, which can be converted into a coolant (heat bearer), a part of which is spent on its own needs, i.e. to maintain the thermal regime in anaerobic bioreactors; this amount of energy is approximately 80 kWh. Thus, as a result of anaerobic biological treatment, the net energy yield is: $190-80=110$ kWh per 100 kg COD, in contrast to the aerobic treatment, which consumes 100 kWh per 100 kg COD.

As already noted, anaerobically treated wastewater contains a residual amount of unoxidized fermentation products that must be removed aerobically before discharging the wastewater into water bodies. These residual organic contaminants amount to 10÷20 kg of COD and, perhaps, will require not 10÷20 kW-hour for their oxidation, being more difficult to decompose, but, say, 2 times more - 20÷40 kW-hour.

Even in this case, with a combination of anaerobic-aerobic processes for biological wastewater treatment, it is possible to obtain clean energy, in the extreme case $110-40 = 70$ kWh per 100 kg COD, by recycling biogas in cogeneration plants. This circumstance is very important, both for energy saving and for increasing the reliability and efficiency of wastewater treatment plants, which also turns into another important aspect - environmental protection from the release of fermentation gases that have a greenhouse effect.

In world practice, a tradition has been established of using anaerobic processes at the treatment plants for the primary fermentation of highly concentrated part of wastewaters, as well as for sludge stabilization, and at the second stage - aerobic processes are used for the post-treatment of wastewater with subsequent conditioning for disposal or irrigation [7].

Sewage treatment plants contain two different processing lines - one for the wastewater treating, and the other - for treating of sludge resulting from wastewater treatment. As part of the wastewater treatment process line, the main stage is biological treatment, which, as a rule, is performed using the aerobic processes that require energy-intensive aeration systems to provide oxygen.

When treating the sewage sludge, the most important step is stabilization of the organic components of sludge in an amount of about 70% of dry matter and which is subject to decay under the anaerobic conditions with the release of an unpleasant odor and greenhouse gases (CH₄, CO₂, etc.). This stabilization is also realized biologically by the aerobic mineralization or anaerobic digestion.

Aerobic mineralization of the organic components of sludge (usually the excessive activated sludge) is common in small and medium-sized wastewater treatment plants and is carried out in the biological treatment facilities with the extended aeration. It is also an energy-intensive process due to the lengthy aeration required. At the large treatment plants, the stabilization of organic part of the processed sludge is performed, as a rule, by the anaerobic digestion in methane tanks, with further production and utilization of the released biogas.

Conclusion

The combination of anaerobic technology with subsequent aerobic post-treatment

not only reduces the energy costs for the municipal or agro-industrial wastewaters treatment, but also makes it easier to meet, economically and technically, the environmental requirements when discharging the treated waters into the natural water bodies. In this regard, biological methods of wastewater treating from the polluting organic substances and stabilizing sediments have practically no alternatives, being the most highly effective and economical, as well as environmentally friendly processes.

Acknowledgement

This work has been performed under the research project Nr. 010603 “Identification of Technologic Processes of Wastewater Treatment, Water Quality and Quantity Formation and Advanced Research in Computational and Ecological Chemistry”, implemented in the Moldova State University, Institute of Chemistry, in cooperation with the Technical University of Moldova.

References

1. Vaseashta A., Duca Gh., Covaliova O., Romanciuc L. Water Safety, Security and Sustainability: Emerging Trends and Future Pastways. In: Handbook of Research on Water Science and Society., Ed.: IGI Global, USA. 2022, 1, pp. 87-100. ISBN 9781799873563 (hardcover); ISBN 9781799873570(ebook).
2. Duca, Gh.; Covaliov, V.; Covaliova, O. Intensive Biochemical Processes of Wastewater Treatment with High Caloricity Biogas Production. In: Handbook of Research "Emerging Developments and Environmental Impacts of Ecological Chemistry". IGI Global, SUA., 2020, pp. 291-306. DOI: 10.4018/978-1-7998-1241-8.ch013.
3. McCarty, P.L.; Smith, D.P. Anaerobic wastewater treatment In: *Environmental Science and Technology*, 1986, 20 (12), pp. 1200–1206.
4. Covaliov, V., Ungureanu, D., et al. New solutions on intensification of biochemical processes of wastewaters treatment and biogas generation. In: Book of Abstracts „Ecological Chemistry”, Intl.Conf. May 20-21, 2005, Chişinău, pp. 333-335.
5. Vera, J.D.; Stadler, L.B.; Martin, K.J.; Raskin, K.J. et al. Prospects for Biological Nitrogen Removal from Anaerobic Effluents during Mainstream Wastewater Treatment. In: *Environmental Science & Technology Letters*, 2015, 2, pp. 234-244.
6. Covaliov, V., Covaliova, O., Duca, Gh., Gaina, B. The bases of the neutralization processes of ecologically toxic winery wastes. Chisinau: ASM, 2007. 344 p.
7. Gernaey, K.V., Sin, G. Wastewater Treatment Models. In: *Encyclopedia of Ecology*. 2008, pp. 3707-3718. DOI: [10.1016/B978-0-12-409548-9.00676-X](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.00676-X)

REMOVAL NATURAL POLYPHENOL FROM WASTEWATER BY ADVANCED OXIDATION PROCESS

Larisa Mocanu, Phd in chemical science, <https://orcid.org/0000-0003-3306-5292>

imdordea@gmail.com

*Maria Gonta, habilitate doctor, <https://orcid.org/0000-0003-3476-0967>,
mvgonta@yahoo.com*

Moldova State University

Abstract

Gallic acid, a naturally occurring phenolic compound, is widely used in various industries, including pharmaceuticals, food, and cosmetics. However, its presence in wastewater poses environmental concerns due to its recalcitrant nature. Advanced Oxidation Processes (AOPs) offer promising solutions for the removal of gallic acid from wastewater. This review provides valuable insights into the degradation mechanisms of gallic acid and the efficiency of different AOPs in its removal.

Keywords: *Gallic acid, Advanced Oxidation Processes, Degradation mechanisms, Photocatalysis, Ozonation, Electrochemical oxidation.*

The water scarcity and its poor quality have been categorized as a serious problem in our world, primarily due to rapid population growth, poor sanitation, and the increase of industrialization. Natural polyphenols are typically present in drinking water sources and can create serious problems in water treatment processes and are subject of current environmental concern due to their potential toxicity to aquatic life [1]. It was described that polyphenols in high concentrations normally contribute to the water color. These compounds were noted as toxic to freshwater organisms and aquatic plants in once-through cooling discharge [2].

The polyphenols can be cytotoxic, genotoxic, mutagenic or carcinogenic. Some of polyphenols from the environmental protection point of view are classified as threshold limit values (TLVs). Consequently, the European legislation has established the maximum permissible concentration of some of polyphenols in natural environmental waters in the range from 0.001 to 1 mg/L [3]. However, the problem is that classical methods of water treatment, in which these polyphenols form the adsorption properties of active materials, show very low effectiveness in removing them from aqueous solutions [4]. Conventional methods are ineffective to deal with these pollutants in wastewater. A number of advanced treatment methods are adopted to remove these types of pollutants from effluent such as activated carbon, biological treatment, membrane filtration, coagulation/flocculation, electro-oxidation, biological membrane reactor, advanced oxidation, biotreatment and others. Most of them have limited efficiency and other limitations such as secondary pollution problem, cost, energy requirements, time consumption, and the production of sludge as the major limitation in their application [5].

The elimination of phenolic compounds from water contaminations can be realized using different energy-advanced and environmentally friendly methods in comparison to traditional methods, conducting homogeneous and heterogeneous photocatalysis processes–coordinated advanced oxidation technology, using oxidation agents, ozone processing, biological techniques, and using physicochemical techniques with specific properties. In all experiments, preliminary characterizations of polyphenolic compounds degraded (colour measurements, TOC/TN, and polyphenol concentration) were performed, comparing the outcomes reached. On the contrary, AOPs expect the existence of unselective radicals and reactive oxygen species that may take the harmful

substance away. They may also function if the treated compounds are seen as the proton electron compound or the oxidation reaction is faster than the second chemical investment [6].

Gallic acid, a naturally occurring polyphenolic compound found in various plants, fruits, and beverages, has gained significant attention due to its antioxidant properties and potential health benefits. However, its widespread use in industries such as pharmaceuticals, food, and cosmetics has led to its release into the environment, posing a threat to ecosystems and human health. Advanced Oxidation Processes (AOPs) have emerged as promising techniques for the removal of gallic acid from aqueous solutions due to their ability to generate highly reactive hydroxyl radicals, which can effectively degrade organic pollutants. This review aims to provide insights into the degradation mechanisms of gallic acid by AOPs, focusing on key reaction pathways and influencing factors. Wastewater treatment processes are complex, consisting of many stages, primary, secondary, and advanced, and due to the presence of natural polyphenolics contribute to ecological risks [7].

Degradation mechanisms of gallic acid

The degradation of gallic acid can proceed through various pathways, including hydroxylation, decarboxylation, and oxidative cleavage of the aromatic ring [8,9].

In AOPs, *hydroxyl radicals* ($\bullet\text{OH}$) are the primary oxidizing species responsible for the degradation of gallic acid. The reaction between gallic acid and hydroxyl radicals typically involves the abstraction of hydrogen atoms from the phenolic hydroxyl groups, leading to the formation of intermediate radicals. Subsequent reactions, such as ring-opening and cleavage, result in the fragmentation of the gallic acid molecule into smaller, more easily degradable compounds. Gallic acid contains multiple hydroxyl groups, which can undergo hydroxylation reactions under certain conditions. This can lead to the formation of dihydroxybenzoic acids and trihydroxybenzoic acids.

Another significant degradation pathway involves the *oxidative cleavage* of the carbon-carbon bonds within the gallic acid molecule. This process generates shorter-chain carboxylic acids, aldehydes, and carbon dioxide as final products. Oxidative cleavage reactions are favored under acidic conditions and in the presence of catalysts such as transition metals, which facilitate the activation of molecular oxygen. Gallic acid can undergo oxidation reactions, especially in the presence of strong oxidizing agents like ozone, hydrogen peroxide, or hydroxyl radicals. This can result in the formation of various byproducts such as carbon dioxide, water, and smaller organic acids like formic acid and acetic acid.

Decarboxylation, the removal of carboxyl groups from the gallic acid molecule, is another important degradation mechanism. This process typically occurs under alkaline conditions and results in the formation of phenolic compounds and carbon dioxide. Decarboxylation reactions can be accelerated by increasing the pH of the solution or by using alkaline AOPs such as ozonation or photolysis with basic additives. One common degradation pathway for gallic acid involves decarboxylation, where the carboxylic acid group is removed from the molecule. This can lead to the formation of pyrogallol, catechol, and other smaller aromatic compounds.

Under certain conditions, gallic acid and its degradation products can undergo *polymerization reactions*, leading to the formation of larger molecular weight compounds and eventually insoluble precipitates.

The reaction kinetics of these degradation pathways can be influenced by factors such as pH, temperature, concentration of oxidizing agents, and the presence of catalysts or inhibitors [10].

The *pH* of the solution plays a crucial role in determining the degradation efficiency of gallic acid by AOPs. Generally, acidic conditions ($\text{pH} < 7$) enhance hydroxyl

radical formation and promote oxidative cleavage reactions, whereas alkaline conditions (pH > 7) favor decarboxylation processes. The optimal pH for gallic acid degradation varies depending on the specific AOP used and the desired degradation pathway.

The *concentration of oxidants*, such as hydrogen peroxide (H₂O₂), ozone (O₃), or persulfate, significantly influences the degradation efficiency of gallic acid. Higher oxidant concentrations typically result in faster reaction rates and more extensive degradation. However, excessive oxidant concentrations may lead to the formation of harmful by-products and increase treatment costs.

Temperature has a significant impact on the kinetics of gallic acid degradation reactions. Elevated temperatures can accelerate reaction rates by increasing the mobility of reactant molecules and enhancing the formation of reactive intermediates. However, excessively high temperatures may also promote the decomposition of oxidants and reduce overall degradation efficiency.

The addition of *catalysts*, such as transition metals (e.g., iron, copper) or semiconductor materials (e.g., TiO₂, ZnO), can enhance the degradation of gallic acid by promoting the generation of hydroxyl radicals or facilitating specific degradation pathways. Catalysts may act through various mechanisms, including Fenton-like reactions, photoactivation, or surface-mediated processes, depending on their chemical properties and surface characteristics.

Efficiency of AOPs in gallic acid removal

Several studies have investigated the efficiency of different AOPs in the removal of gallic acid from aqueous solutions. Photocatalytic degradation using TiO₂ nanoparticles has shown promising results, with high removal efficiencies under optimal conditions of pH and catalyst dosage. Ozone-based processes, such as ozonation and ozonated water treatment, have also demonstrated effective degradation of gallic acid, particularly in combination with other treatment methods. Electrochemical oxidation techniques, including electro-Fenton and electrochemical advanced oxidation processes (EAOPs), have shown potential for gallic acid removal, albeit requiring optimization of operating parameters [11].

Challenges and Future Perspectives

Despite the effectiveness of AOPs in gallic acid removal, several challenges remain, including the need for energy-intensive processes, optimization of reaction conditions, and the potential formation of harmful by-products. Future research directions could focus on the development of novel catalyst materials, integration of AOPs with other treatment technologies, and assessment of the environmental impact of degradation by-products. Additionally, studies investigating the scalability and cost-effectiveness of AOPs for large-scale wastewater treatment are warranted.

Conclusion

The degradation of gallic acid by Advanced Oxidation Processes involves complex reaction mechanisms influenced by various factors such as pH, oxidant concentration, temperature, and catalysts. Understanding these mechanisms is essential for optimizing AOPs for the efficient removal of gallic acid from aqueous solutions and mitigating its environmental impact. Further research is needed to elucidate the kinetics and pathways of gallic acid degradation under different AOP conditions and to develop cost-effective and sustainable treatment technologies for gallic acid-containing wastewater streams.

References

[1]. Garrido-Cardenas, J. A., Esteban-García, B., Agüera, A., Sánchez-Pérez, J.

A., & Manzano-Agugliaro, F. (2019). *Wastewater Treatment by Advanced Oxidation Process and Their Worldwide Research Trends*. *International journal of environmental research and public health*, 17(1), 170. <https://doi.org/10.3390/ijerph17010170>

[2]. Luan, Xinmiao & Liu, Xiaoyu & Fang, Chao & Chu, Wenhai & Xu, Zuxin. (2020). *Ecotoxicological effect of disinfected wastewater effluent: a short review of in vivo toxicity bioassays to aquatic organisms*. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 6. 10.1039/D0EW00290A.

[3]. Panigrahy, N., Priyadarshini, A., Sahoo, M. M., Verma, A. K., Daverey, A., & Sahoo, N. K. (2022). *A comprehensive review on eco-toxicity and biodegradation of phenolics: Recent progress and future outlook*. *Environmental Technology and Innovation*, 27, Article 102423. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102423>.

[4]. Gonta, M. & Duca, Gh. (2023). *Redox Technologies in Wastewater Treatment for Removal of Pharmaceutical (Cephalexin) Contaminants*. 10.4018/978-1-6684-7198-2.ch018.

[5]. Topolovec, B. & Škoro, Nikola & P., Nevena & Petrovic, Mira. (2022). *Pathways of organic micropollutants degradation in atmospheric pressure plasma processing – A review*. *Chemosphere*. 294. 133606. 10.1016/j.chemosphere.2022.133606.

[6]. Anukam, A., Mohammadi, A., Naqvi, M., & Granström, K. (2019). *A review of the chemistry of anaerobic digestion: Methods of accelerating and optimizing process efficiency*. *Processes*, 7(8), 504.

[7]. MOCANU, L., GONTA, M. *Degradarea/mineralizarea polifenolilor naturali din apele agroindustriale*. In: *Patrimoniul cultural de ieri – implicații în dezvoltarea societății durabile de mâine*, Ed. 8, 8-9 februarie 2024, Chișinău. Iași – Chișinău-Lviv: 2024, Ediția 9, pp. 183-184. ISSN 2558 – 894X.

[8]. Warren-Vega, W., Campos-Rodríguez, A., I. Zárate-Guzmán, A., & A. Romero-Cano, L. (2023). *A Current Review of Water Pollutants in American Continent: Trends and Perspectives in Detection, Health Risks, and Treatment Technologies*. [ncbi.nlm.nih.gov](https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov)

[9]. Sameh, J., Wali, A., Buonerba, A., Zarra, T., Belgiorno, V., Naddeo, V., & Ksibi, M. (2020). *Efficient and Sustainable Treatment of Tannery Wastewater by a Sequential Electrocoagulation-UV Photolytic Process*. [\[PDF\]](#)

[10]. Ramírez, E. E. P., Asunción, M. de la L., Rivalcoba, V. S., Hernández, A. L. M., & Santos, C. V. (2017). *Removal of Phenolic Compounds from Water by Adsorption and Photocatalysis*. *InTech*. doi: 10.5772/66895

[11]. Lima, J. P. P., Tabelini, C. H. B., & Aguiar, A. (2023). *A Review of Gallic Acid-Mediated Fenton Processes for Degrading Emerging Pollutants and Dyes*. *Molecules* (Basel, Switzerland), 28(3), 1166. <https://doi.org/10.3390/molecules28031166>

Acknowledgments: This study was supported by the research project nr. 010603, Advanced research in computational and ecological chemistry, identification of technological procedures for treatment, formation of water quality and quantity, funded by the Institute of Chemistry of the Moldova State University.

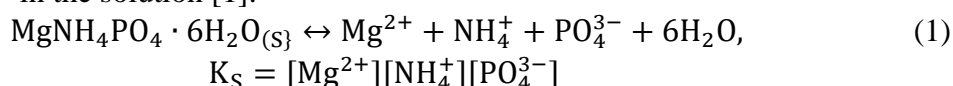
THERMODYNAMIC ANALYSIS OF PHOSPHORUS AND NITROGEN REMOVAL AND RECOVERY BY STRUVITE PRECIPITATION FROM WASTEWATER

Alexandru Visnevschi, Oxana Spinu, Igor Povar

Moldova State University, Institute of Chemistry, Chisinau, Republic of Moldova

Currently, the discharge of nutrients into water and soil poses a significant environmental challenge. This process intensifies water body eutrophication, resulting in diminished levels of dissolved oxygen. Furthermore, specific nitrogen compounds such as ammonia, nitrite, and nitrate can be harmful to aquatic ecosystems and pose health risks if found in polluted drinking water sources. The increase of nutrients in aquatic environments is predominantly linked to agricultural activities utilizing chemical fertilizers, animal manures, and digestates, alongside the release of municipal and industrial wastewater.

This study investigates the key parameters and operational conditions affecting the progression of struvite precipitation by analyzing existing relevant experimental data. Initially, derived expressions required to fulfill the outlined objectives are presented. Noteworthy is the inclusion, for the first time under specific conditions, of two insoluble compounds in the solid phase within the distribution diagrams constructed in this study. The theoretical framework, parameters, and operational conditions impacting the process advancement are introduced initially. Struvite precipitation facilitates the effective removal of ammonium and phosphate content from diverse wastewater types, yielding a solid compound with minimal impurities. This resulting precipitate, distinguished by its chemical properties, serves as a valuable slow-release fertilizer abundant in essential nutrients vital for vegetable and plant growth. In accordance with reaction (1), the beginning of struvite nucleation occurs when there is an equal concentration of Mg^{2+} , NH_4^+ and PO_4^{3-} in the solution [1]:



Here and beyond, the subscript "S" signifies the solid phase, while K_S denotes the solubility product. Therefore, the presence of all three elements is crucial for initiating the formation of struvite crystals. Typically, there is a substantial discrepancy in the molar concentrations of Mg^{2+} , PO_4^{3-} and NH_4^+ ions in real effluents. Many wastewater streams, especially aqueous waste such as leachate and digestate from anaerobic biological processes, contain higher molar quantities of ammonium compared to the other constituents of struvite. However, in rare instances, such as the liquid phases of supercritical gasification processes, there may be a deficiency of nitrogen relative to the content of PO_4^{3-} and Mg^{2+} [2]. Struvite precipitation, aimed at concurrently removing phosphorus and ammonium, entails elevated costs due to the necessity of adding both magnesium and phosphorus reagents to achieve stoichiometric molar ratios. In such scenarios, the efficacy of the process is directly linked to the molar ratios among the three elements N : Mg : P. Conversely, directing efforts towards only phosphorus removal and recovery through struvite precipitation presents a more sustainable approach. With an excess of ammonium present, the addition of magnesium may suffice, placing primary reliance on the Mg : P molar ratio. Despite the requirement for equal molar quantities for struvite precipitation, reagents should be overdosed relative to the theoretical value. This precaution is essential as actual wastewater contains competitive ions like Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , CO_3^{2-} , HCO_3^- , which can react with Mg^{2+} and PO_4^{3-} ions, diminishing their availability for struvite formation [1-3]. Optimal conditions for struvite crystallization, as outlined by Wang et al. [4], include an equimolar ratio of Mg : N : P (1 : 1 : 1) and a pH of 9.0 [1]. Should the N : P ratio increase while maintaining a fixed Mg : P molar ratio of

1 : 1, the optimal pH for struvite crystallization also rises marginally. This shift in optimal pH (from 9.0 to 9.5) correlates with the escalation in the N : P ratio (from 5 to 30), as the solution pH increases from 6.0 to 12.0 [2]. Struvite formation was not observed at a pH 7 [5]. Our analysis shows that monovalent ions like Na⁺ and K⁺ may compete with ammonium in struvite compound formation, leading to the creation of MgNaPO₄ and MgKPO₄ instead of struvite. Elevated alkalinity values can also impede struvite formation. Furthermore, when calcium ions interact with orthophosphate, the formation of dicalcium phosphate anhydrous CaHPO_{4(s)} (monenite) or dehydrate CaHPO₄ · 2H₂O_(s) (brushite) may occur. One of the more challenging scenarios will be presented here, involving the potential coexistence of two solid phases: MgNH₄PO₄ · 6H₂O_(s) and Mg(OH)_{2(s)}. The simultaneous presence of these two phases has not been previously investigated in the mass balance equations according to the approach developed earlier [6-7]. Adding more solid phases increases the number of unknown parameters, leading to a higher complexity of the model. This explains why many of the published works have focused exclusively on the precipitation of struvite, i.e., a solid phase. The mass balance equations in the analyzed case take the following form:

$$\begin{aligned}
 C_{\text{Mg}^{2+}}^0 &= \Delta C_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4} + \Delta C_{\text{Mg(OH)}_2} + C_{\text{Mg}^{2+}}^r \\
 C_{\text{PO}_4^{3-}}^0 &= \Delta C_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4} + \sum_{j=0}^{j=3} [\text{H}_j\text{PO}_4^{j-3}] + \sum_{n=0}^{n=2} [\text{MgH}_n\text{PO}_4^{2+n-3}] = \\
 &= \Delta C_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4} + C_{\text{PO}_4^{3-}}^r \\
 C_{\text{NH}_4^+}^0 &= \Delta C_{\text{MgNH}_4\text{PO}_4} + \text{NH}_4^+ + \text{NH}_3
 \end{aligned} \tag{2}$$

In this equation, C_i⁰ represents the total concentration of the “i” species in the heterogeneous mixture, and C_i^r is its residual concentration in solution, respectively. In this scenario, a system of three equations with five unknowns is derived: ΔC_{MgNH₄PO₄}, ΔC_{Mg(OH)₂}, [Mg²⁺], [PO₄³⁻] and [NH₄⁺]. The fourth unknown, the equilibrium concentration of the magnesium ion [Mg²⁺], is determined from the solubility product value of Mg(OH)_{2(s)}:



The fifth unknown, the equilibrium concentration of the ammonium ion [NH₄⁺] (4), is calculated through the expression obtained by combining two solubility product constants (1) and (3):

$$[\text{NH}_4^+] = \frac{K_{S(\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O})}}{K_{S(\text{Mg(OH)}_2)}[\text{H}^+]^2[\text{PO}_4^{3-}]} \tag{4}$$

The expression for calculating the overall Gibbs energy (ΔG) for the analyzed processes was derived similarly to [6-7]:

$$\Delta G_S = -RT \ln \frac{C_{\text{Mg}}^r}{C_{\text{Mg}}^0} - RT \ln \frac{C_{\text{PO}_4}^r}{C_{\text{PO}_4}^0} - RT \ln \frac{C_{\text{NH}_4}^r}{C_{\text{NH}_4}^0} \tag{5}$$

By the sign and value of the ΔG_S the possibility of the formation of sparingly soluble salt and the precipitation completeness under specified conditions can be determined. Thus, for ΔG_S > 0 the precipitation takes place, otherwise, if ΔG_S < 0, then the solid phase is not formed. Equality ΔG_S = 0 reflects the beginning of precipitation-dissolution of the sparingly soluble salt. In the scenario of forming only insoluble hydroxide Mg(OH)_{2(s)}, Eq. (5) simplifies significantly:

$$\Delta G = -RT \ln \frac{C_{\text{Mg}}^r}{C_{\text{Mg}}^0} \tag{6}$$

The main soluble chemical species analyzed in this study in synthetic wastewater and real wastewater are ions such as PO₄³⁻, HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻, Mg²⁺, MgOH⁺, Mg(OH)_{2(aq)}, MgPO₄⁻, MgHPO_{4(aq)}, MgH₂PO₄⁺, and the insoluble species including Mg(OH)_{2(s)}, Mg₃(PO₄)_{2(s)}, Mg₃(PO₄)_{2(s)} · 8H₂O_(s), Mg₃(PO₄)_{2(s)} · 22H₂O_(s), MgHPO_{4(s)} and

the struvite $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}_{(s)}$. Additionally, the effluent from sludge digestion may contain several chemical species such as $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2_{(s)}$, $\text{Ca}(\text{OH})_2_{(s)}$, $\text{CaCO}_3_{(s)}$, $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2_{(s)}$, other heavy metal ions, and organic compounds. However, their impact on chemical equilibrium and model validation is limited due to their low concentrations. In our calculations, the formation of all mentioned soluble species above was considered. To simulate the short-term precipitation of solid phases based on experimental results and literature review, the following insoluble species were considered: struvite $\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}_{(s)}$, brucite $\text{Mg}(\text{OH})_2_{(s)}$, newberyite $\text{CaHPO}_4_{(s)}$, and monetite $\text{CaHPO}_4_{(s)}$. In the presence of potassium and sodium ions the formation of insoluble species $\text{MgKPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}_{(s)}$ and $\text{MgNaPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}_{(s)}$ was also considered. Precipitates such as hydroxyapatite, octacalcium phosphate, tricalcium phosphate, dolomite, huntite, and calcite were excluded from the model due to their slow formation rates. Ionic strength may affect struvite precipitation depending on chemical interactions and concentrations, but it is considered negligible in this study. Further investigation into the influence of ionic strength on struvite precipitation may be warranted. The calculation of $\Delta G_s(\text{pH})_{c_i}$ for the overall precipitation-dissolution process of struvite as a function of chemical composition reveals that the pH range of its thermodynamic stability depends on the chemical composition of the heterogeneous mixture. The data $\Delta G_s(\text{pH})_{c_i}$ demonstrate that the residual concentration of magnesium can fluctuate significantly for the same pH level. Therefore, pH alone does not exclusively regulate the concentration of soluble magnesium. Analysis of the calculated data indicates that the thermodynamic stability zones of the examined minerals significantly expand with higher total (initial) concentrations. Therefore, the key parameters involved in struvite solution chemistry are pH and the initial concentration of reactants. The thermodynamic examination of complex chemical equilibria in the analyzed mixtures suggests that at low concentrations of magnesium ions and low concentrations of inorganic ligands, the formation of solid phases resembling struvite does not occur. For the chemical composition $C^0(\text{Mg}^{2+}) = C^0(\text{NH}_4^+) = C^0(\text{PO}_4^{3-}) = 1 \cdot 10^{-2} \text{ mol L}^{-1}$ (set **A**), struvite forms across the entire investigated pH range. With the dilution of the solution, the thermodynamic stability range of struvite narrows. For the chemical composition $C^0(\text{Mg}^{2+}) = C^0(\text{NH}_4^+) = C^0(\text{PO}_4^{3-}) = 1 \cdot 10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$ (set **B**), precipitation begins after pH 8.5 when the condition $\Delta G_s > 0$ is satisfied. However, for the composition $C^0(\text{Mg}^{2+}) = C^0(\text{NH}_4^+) = C^0(\text{PO}_4^{3-}) = 1 \cdot 10^{-4} \text{ mol/L}$, struvite does not precipitate at all because $\Delta G_s < 0$. Furthermore, the pH of heterogeneous mixtures corresponding to the maximum thermodynamic stability of struvite varies depends on the initial chemical composition. Thus, for concentration set **A**, the maximum precipitation of struvite occurs at a pH value of approximately 10.4, while for set **B**, it falls within the pH range of 10.0 - 10.2.

In summary, a novel thermodynamic methodology has been utilized to explore complex chemical equilibria, accounting for intricate reactions within both homogeneous and heterogeneous multicomponent systems under experimental settings. This innovative approach entails a comprehensive examination of the thermodynamic conditions dictating diverse processes through overarching thermodynamic attributes. The utilization of the thermodynamic approach developed for modeling the precipitation process, coupled with various pertinent variables including initial concentrations in both the liquid and solid phases of struvite, has shown excellent alignment with experimental findings. The best conditions for struvite precipitation encompass a pH within the 9.0-9.5 range, equimolar ratios of struvite components, or $C_{\text{Mg}^{2+}}^0 < C_{\text{PO}_4^{3-}}^0 = C_{\text{NH}_4^+}^0$. The effectiveness of the precipitation method relies on the chemical composition of wastewater, particularly the presence of excess complexing agents that can form thermodynamically stable complexes with heavy metals. Additionally, co-precipitation and competitive processes involving other metal ions must be taken into account. The thermodynamic approach developed and

employed can be expanded to encompass more complicated systems, wherein additional reactions occur, resulting in the formation of polynuclear, protonated, or mixed complexes.

Acknowledgement. This contribution was carried out within the Institutional Research Program of the State University of Moldova for the period 2024-2027, subprogram “*Advanced Research in Computational and Environmental Chemistry, Identification of Technological Treatment Processes, Formation of Water Quality and Quantity*”, code 010603.

Bibliography

1. Le Corre, K.S.; Valsami-Jones, E.; Hobbs, P.; Parsons, A. Phosphorus recovery from wastewater by struvite crystallization: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 2009, 39, 433–477.
2. Siciliano, A.; Limonti, C.; Mehariya, S.; Molino, A.; Calabrò, V. Biofuel Production and Phosphorus Recovery through an Integrated Treatment of Agro-Industrial Waste. *Sustainability* 2019, 11, 52.
3. Kabdasli, I.; Parsons, S.A.; Tünay, O. Effect of major ions on induction time of struvite precipitation. *Croat. Chem. Acta* 2006, 79, 243–251.
4. Wang, J.; Song Y.; Yuan P.; Peng J.; Fan M. Modeling the crystallization of magnesium ammonium phosphate for phosphorus recovery. *Chemosphere.* 2006, 65, 1182–1187
5. Stratful, I.; Scrimshaw, M.D.; Lester, J.N. Conditions influencing the precipitation of magnesium ammonium phosphate. *Water Res.* 2005, 35, 4191–4199.
6. Povar, I.; Spinu, O.; Lupascu, T.; Duca, G. Thermodynamic Stability of Natural Aqueous Systems. In: *Research Anthology on Ecosystem Conservation and Preserving Biodiversity.* IGI Global, 2022, p. 531-563.
7. Povar, I.; Spinu, O. Correlation between global thermodynamic functions and experimental data in multicomponent heterogeneous systems. *Canadian Journal of Chemistry.* 2016, 94, 113 - 119.

СЕГМЕНТУВАННЯ ТІЛА, ЩО ФІЛЬТРУЄ, В ЗАНУРЕНОМУ ДЕНІТРИФІКУЮЧОМУ БІОФІЛЬТРИ ТОЧКИ ВИКОРИСТАННЯ ТА ЙОГО ФУНКЦІОНАЛЬНО-ЕКСПЛУАТАЦІЙНІ ПЕРЕВАГИ

*Віктор ГЕВОД Іван БОРИСОВ, Ігор КОВАЛЕНКО,
Український державний університет науки та технологій, Дніпро, Україна
E-mail: aquilegya@ua.fm*

SEGMENTATION OF THE FILTER BODY IN A SUBMERGED DENITRIFYING POINT-OF-USE BIOFILTER AND ITS FUNCTIONAL AND OPERATIONAL ADVANTAGES

*Viktor GEVOD Ivan BORYSOV, Igor KOVALENKO,
Ukrainian State University of Science and Technology*

Вдосконалено пілотний зразок денітрифікуючого біофільтра "Point of Use", що має U-подібну форму та завантажений чіпсами HDPE калібру 16*10мм з питомою поверхнею 1000 м²/м³. Фільтруюче тіло в кожному коліні біофільтра з розмірами h=1200 мм і d=110 мм поділено на секції з використанням перфорованих оболонок (капсул) для HDPE. Капсули вільно встановлюються в корпус біофільтра і вільно вилучаються з нього під час профілактики. Біофільтр забезпечує обробку води завдяки скоординованій роботі денітрифікуючих, сульфат-відновлювальних і сіркобактерій, що виконують свою функцію в різних капсулах. Забезпечується ефективне вилучення з води нітратів, іонів важких металів і зменшення кальцієвої жорсткості.

У світі зростає техногенне забруднення поверхневих і підземних вод нітратами [1]. Продовжується надмірне використання азотних добрив у землеробстві та скидання в природні водойми недостатньо очищених побутових, промислових і тваринницьких азотовмісних стоків. Додатково ускладнює проблему використання азотовмісних вибухових речовин у зонах воєнних дій. Як наслідок порушується кругообіг азоту, і дедалі все більша кількість нітратів потрапляє в ґрунтові води. Населення, що мешкає на територіях без централізованого водопостачання та водовідведення, перебуває в зоні особливого ризику, оскільки рідкі побутові відходи там утилізуються через прості вигрібні ями та септики. Ця практика призвела до збільшення концентрації нітратів у верхніх водоносних шарах на територіях поселень до сотень міліграмів на кубічний дециметр. Гранично допустима концентрація нітратів у питній воді – 45 мг/дм³. [2]. Тому населення має або купувати бутильовану воду, або мати обладнання для денітрифікації води із колодязів і свердловин, щоб привести показники її якості до санітарно-гігієнічних вимог.

Для вирішення проблеми використовують зворотний осмос, електродіаліз, каталіз, адсорбцію на поверхні природних і синтетичних матеріалів-сорбентів [3]. Кожен із цих методів дає змогу знизити концентрацію нітратів у воді до фізіологічно допустимих показників. Проте тільки зворотно-осмотичні та іонообмінні системи отримали поширення при децентралізованому водоочищенні. Перевагами цих систем є простота в обслуговуванні та зручна конструкція, що дозволяє швидко замінити зношені мембрани та іонообмінні смоли. Водночас ці системи мають і недоліки. Зокрема, немає аніонообмінних смол з селективністю, що є більш високою до нітрат-іонів, порівняно з аніонами, які зазвичай присутні в природних водах. Дія цього чинника при іонообмінній обробці води істотно порушує її мінеральний склад. Також неможливо регенерувати іонообмінні смоли

без додаткового забруднення навколишнього середовища промивною водою. Що стосується використання зворотно-осмотичних систем для денітрифікації води, то їх мембрани затримують всі інші іони значно краще, ніж аніони NO_3^- . Ці системи більш придатні для повного видалення всіх розчинених органічних і мінеральних речовин з води, що обробляється. Щоб уникнути отримання води зі збідненим мінеральним складом, необхідні додаткові процедури. Суттєво також, що зворотно-осмотична технологія потребує попередньої обробки води, якщо концентрації кальцію, магнію, заліза, марганцю і органічних домішок у вихідній воді перевищують їх лімітуючі показники. Зазначені обставини і висока початкова та експлуатаційна вартість іонообмінних та зворотно-осмотичних систем вимагають пошуку нових рішень для обробки нітратної води у пристроях Point of Entry та Point of Use.

Авторами роботи на протязі п'яти років досліджено дієздатність пілотного зразка інноваційного біофільтра, що створений для денітрифікації води в умовах відсутності централізованого питного водозабезпечення і функціонує в режимі витіснювальної (поршневої) фільтрації [4,5] За такого режиму в біофільтр щодоби у визначений час залпом подають певну кількість води на денітрифікацію і синхронно отримують таку ж кількість денітрифікованої води.

Біофільтр має U-подібну форму. Його корпус зібраний з двох стандартних полівінілхлоридних труб діаметром 110 мм та довжиною 1000 мм із заглушеними днищами, з'єднувальним патрубком унизу та перфорованими кришками на верхніх торцях. Робоче положення біофільтра – вертикальне. Вхідне коліно U - образного корпусу має подовжувач з патрубком подачі води на фільтрацію, а вихідне коліно – подовжувач з патрубком відведення фільтрату як показано на рисунку 1.(I) В обидва коліна корпусу біофільтра завантажено фільтруючий матеріал, що складається з чипів HDPE filtration media з інкубованою природньою гетеротрофною денітрифікуючою мікрофлорою. Висота завантаження дорівнює довжині застосованих труб. Така конструкція корпусу біофільтра дозволяє газам, що продукуються в процесі біофільтрації вільно виходити з водного середовища в атмосферу. При цьому атмосферний кисень також проникає у повітряні простори над водним середовищем у вхідному та вихідному колінах біофільтра.

Умови для цілеспрямованого функціонування гетеротрофної мікрофлори в просторі біофільтра виникають природним шляхом при подачі в нього води, що забруднена нітратами і містить субстрат харчування для мікрофлори в оптимальній кількості. Аноксидне середовище всередині біофільтра (що необхідне для перебігу процесу денітрифікації), виникає при поглинанні кисню з вихідної води біомасою бактерій, які використовують його для дихання. Швидкість зменшення концентрації розчиненого кисню по траєкторії біофільтрації пропорційна його локальній концентрації. Поверхнево-активні речовини (сурфактанти), що виділяються бактеріями у процесі їх життєдіяльності, адсорбуються на дзеркалі води і створюють дифузійний бар'єр для проникнення кисню з атмосферного повітря у воду. [6]. Коли потік кисню з повітря у воду через її дзеркало стає меншим, ніж споживають бактерії, то встановлюються оптимальні умови для перебігу процесу денітрифікації. Цьому сприяє характер упаковки і розмір чипів в завантаженні, що фільтрує. В поровому просторі фільтруючого тіла вода переміщується по мережі каналів малого перерізу. Конвекційні потоки там суттєво загальмовані. В результаті концентрація розчиненого кисню по довжині фільтруючого стовпа швидко падає від входу в біофільтр по напрямку фільтрації і лише на виході із біофільтра його концентрація знову зростає. Це сприяє виникненню і з плином часу розподіленню окремих функціональних зон у просторі біофільтра, як відображено різними кольорами на рис 1.(II).

У вхідній частині біофільтруючого завантаження виникає зона з домінуванням колоній гетеротрофних бактерій, що денітрифікують воду (відображена красним кольором). Потім виникає зона з домінуванням сульфат відновлювальних бактерій. Вона розташовується в нижній частині біофільтру і відображена чорним кольором. Сульфат-відновлювальні бактерії продукують сірководень і тим самим сприяють можливості вилучення з води домішок іонів важких і полівалентних металів у вигляді нерозчинних сульфідів.

По за зоною функціонування сульфат-відновлювальних бактерій виникає зона сірчаних бактерій, що поглинають сірководень і продукують колоїдну сірку. Ця зона показана жовтим кольором.

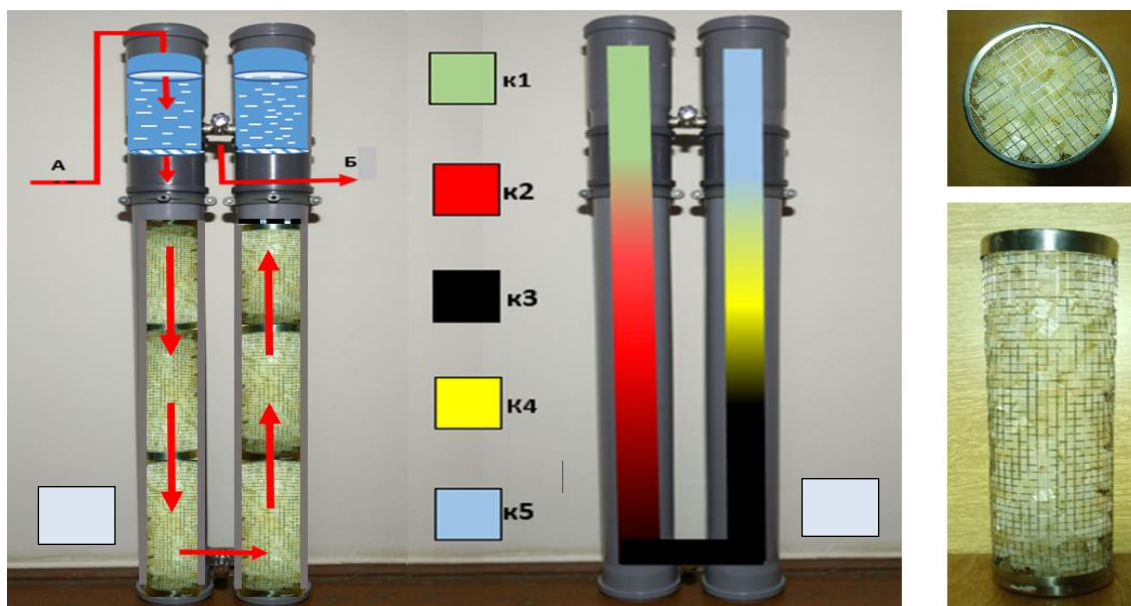
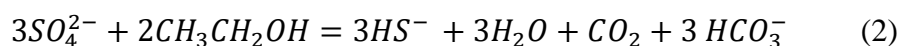
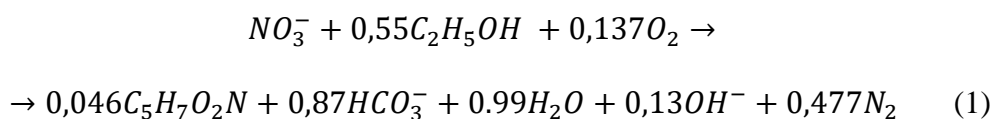


Рис. Принциповий устрій денітрифікуючого біофільтру та напрямок переміщення води в ньому (показано стрілками) (I). Розподіл функціональних зон в біофільтрі: к1 – зона подачі; к2 – зона денітрифікації; к3 – зона сульфат-редукції; к4 – зона сірчаних бактерій; к5 – вихідна зона (II). Праворуч - фотографії зверху та збоку перфорованої циліндричної капсули (вставки), що заповнено чипами HDPE Filtration Media.

Сульфат редукція виникає і стає помітною коли дозування субстрату бактеріального живлення здійснюють у надлишку порівняно зі стехіометрією денітрифікації [7]. В розробленому біофільтрі для бактеріального живлення застосовано добавки етилового спирту. Вони забезпечують перебіг процесу мікробіологічної денітрифікації води без появи у реакційному середовищі токсичних проміжних продуктів відновлення нітрат іонів до молекулярного азоту. Хімічні рівняння, що розкривають стехіометрію денітрифікації і сульфат редукції під дією гетеротрофних бактерій за участю етилового спирту є наступними:



При профілактичному обслуговуванні біофільтру, що має здійснюватися приблизно раз на рік, його фільтруюче завантаження треба вилучати

з корпусу і промивати в окремій ємності, або виконувати промивку завантаження безпосередньо в корпусі біофільтра великою кількістю води під тиском. Обидві процедури порушують функціонально-просторове розподілення колоній бактерій в біофільтрі і призводять до їх шокowego стану. Тому після профілактичного обслуговування час відновлення працездатності біофільтру з суцільним фільтруючим завантаженням триває декілька діб. Для запобігання цьому у вдосконаленій конструкції біофільтра фільтруюче тіло розділено на окремі послідовно з'єднані ділянки, із використанням перфорованих оболонки (капсул) як зображено на рис 1(І).

Капсули перфоровані з усіх боків до такої ступені, що при їх послідовному з'єднанні не виникає перешкод протіканню води та спливанню бульбашок азоту через фільтруючу масу складену з чипів HDPE. Діаметр і висота капсул дозволяють вільно занурювати їх в коліна корпусу біофільтра і виймати для профілактичного обслуговування. При цьому збереження послідовності розташування капсул в кожному з колін корпусу біофільтра після їх профілактичної промивки забезпечує мінімізацію стресових впливів на мікрофлору. Внаслідок цього проміжок часу, що необхідний для відновлення стаціонарної швидкості денітрифікації біофільтруючим завантаженням, значно скорочується. Скорочуються також і витрати води на промивку HDPE в капсулах

ПЕРЕЛІК ПОСИЛАНЬ.

1. Abascal, E., Gómez-Coma, L., Ortíz, I., & Ortiz, A. (2022). *Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. Science of the Total Environment*, 810, 152233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152233>
2. Ward, M. H., Jones, R. R., Brender, J. D., De Kok, T. M., Weyer, P. J., Nolan, B. T., Villanueva, C. M., & Van Breda, S. G. (2018). *Drinking water nitrate and Human Health: An updated review. International Journal of Environmental Research and Public Health/International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(7), 1557. <https://doi.org/10.3390/ijerph15071557>
3. Mohsenipour, M., Shahid, S., & Ebrahimi, K. (2014). *Removal Techniques of Nitrate from Water. Asian Journal of Chemistry/Asian Journal of Chemistry*, 26(23), 7881–7886. <https://doi.org/10.14233/ajchem.2014.17136>
4. Gevod, V. S., & Chernova, A. (2021). *Water denitrification by displacement biofiltration. Voprosy Himii I Himičeskoj Tehnologii/Voprosy Himii I Himičeskoj Tehnologii*, 4, 11–20. <https://doi.org/10.32434/0321-4095-2021-137-4-11-20>
5. Gevod, V. S., & Chernova, A. (2021b). *Water denitrification by displacement biofiltration: transition of designed biofilter to the stationary mode. Voprosy Himii I Himičeskoj Tehnologii/Voprosy Himii I Himičeskoj Tehnologii*, 4, 21–26. <https://doi.org/10.32434/0321-4095-2021-137-4-21-26>
6. Gevod, V., Chernova, A., & Kovalenko, I. (2022). *Use of Auto-Induced surfactants for clarification of biodenitrified water by Bubble-Film extraction Method. J.Chemistry & Chemical Technology*, 16(4), 660–668. <https://doi.org/10.23939/chcht16.04.660>
7. Gevod, V., Borysov, I., Frolova, L., & Issayeva, A. (2023). *Influence of the nutrition substrate concentration on sulfate reduction in denitrifying biofilter point of use. Indian Chemical Engineer/Indian Chemical Engineer*, 65(5), 439–450. <https://doi.org/10.1080/00194506.2023.2205851>

ВСТАНОВЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНО ДОЦІЛЬНИХ РЕЖИМІВ ЕЛЕКТРОКОАГУЛЯЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

*Андрій Гелеш, Петро Мудринець, Ярослав Калимон,
Діана Кіндзера, Віра Гнатів
НУ «Львівська політехніка», Львів, Україна*

ESTABLISHMENT OF TECHNOLOGICALLY FEASIBLE MODES OF ELECTROCOAGULATION PURIFICATION OF WASTEWATER

*Andriy Helesh, Petro Mudrynets, Yaroslav Kalymon,
Diana Kindzera, Vira Hnativ
Lviv Polytechnic National University*

Нестача якісної питної води є глобальною проблемою людства. Науковці прогнозують, що до 2025 року близько 60 % мешканців планети Земля будуть страждати від нестачі прісної води. Це може негативно вплинути на багато аспектів сучасного життя [1]. Тому на Саміті ООН зі сталого розвитку одним з глобальних напрямків розвитку людства було проголошено «Ціль 6. Чиста вода та належні санітарні умови», метою якої є: «забезпечення наявності та сталого управління водними ресурсами та санітарією для всіх» [2].

Особливо гостро стоїть проблема забруднення вод сполуками важких металів, які можуть мати негативний вплив на здоров'я людини та довкілля. [3]. Одним з основних забруднювачів є сполуки Ніколу, які Всесвітньою організацією охорони здоров'я названі одними з найнебезпечніших забруднювачів довкілля [4]. Тому проблема очищення стічних вод є безумовно актуальною.

Для очищення гальванічних стоків від іонів важких металів технологічно та економічно доцільними є використання електрохімічних методів очищення води. Згідно сучасних поглядів процес електрохімічного очищення має відчутні переваги перед традиційними технологіями, а саме: повне видалення стійких забруднювачів, екологічність, легкість інтеграції з існуючими технологіями, менші об'єми утворених осадів, високий рівень сепарації та незначна тривалість очищення [5, 6]. Крім того, електрохімічні установки прості, компактні, легко піддаються автоматизації, практично не потребують реагентів, відсутні рухомі частини, можуть використовувати відновлювані джерела електричної енергії, зокрема енергію сонця та вітру.

Дослідження проводили на установці, що зображена на рис. 1. Головним пристроєм є електрокоагулятор 1, закріплений на штативі, корпус якого виготовлено з поліпропілену. В фіксаторах 4 поміщено 11 електродів: 6 анодів і 5 катодів з відстанню між ними 10 мм. Розмір електродів 100×60 мм, відповідно площа робочої зони анодів – 6 дм².

Через струмовідводи 10 на електроди подають струм від випрямляча 9. За допомогою амперметра 13 і вольтметра 14 вимірюють та контролюють силу струму та напругу. Над електрокоагулятором розміщено напірну ємність 6, в яку заливають стічну воду, яка шлангом 7 самопливом поступає в основний апарат 1. Регулювання та контроль витрати води здійснюють за допомогою затискача 8 і ротаметра 5. Пробу на аналіз відбирають через штуцер 11 у збірну ємність 12. Відібрані проби фільтрували через паперовий фільтр.

Для отримання імітату стічної води використовують розчин нікелю сульфату

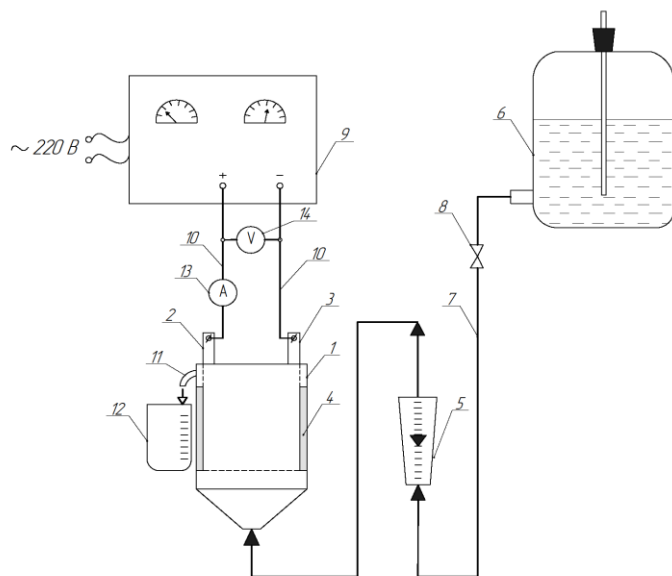


Рис. 1. Установа для експериментального дослідження електрохімічного очищення стічних вод методом електрокоагуляції:

- 1 – електрокоагулятор; 2 – анод; 3 – катод; 4 – діелектрична вставка; 5 – ротаметр; 6 – напірна ємність; 7 – шланг; 8 – затискач; 9 – джерело струму; 10 – струмовідводи; 11 – штуцер для відведення очищеної води; 12 – збірна ємність; 13 –

з концентрацією іонів Ніколу $\sim 30 \text{ мг/дм}^3$. Розчин готували з кристалогідрату ($\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) реактивної чистоти і дистильованої води. Щоб підвищити електропровідність до отриманого розчину додавали 25 % NaCl від концентрації іонів Ніколу.

Дослідження виконувалось застосовуючи залізні і алюмінієві електроди, в протічному режимі. Силу струму стабілізували, забезпечуючи значення анодної густини струму в межах $10\text{--}30 \text{ А/м}^2$. Імітат стічних вод рівномірно подавали в електролізер з витратою $0,1 \text{ дм}^3/\text{хв}$. Дослідження проводили за кімнатних температур $26 \text{ }^\circ\text{C}$. Об'єм електролізера – $1,20 \text{ дм}^3$, тому середній час контактування стічної води з електродами становив 12 хв. Періодично відбирали проби стічної води, аналізували їх на вміст іонів Ni^{2+}

та розраховували ступінь очищення. В процесі досліджень реєстрували зміну напруги та рН.

Концентрацію іонів Ніколу в розчині до та після проведення експерименту визначали титриметрично. Пробу відтитровували розчином трилону Б в присутності індикатора – мурексиду. Значення рН визначали за допомогою рН-метра марки рН-673М і пари електродів – скляного ЭСЛ-43-07 і хлорсрібного ЭВЛ-1М.

$$X = \frac{C_{\text{Ni}^{2+}}^0 - C_{\text{Ni}^{2+}}^{\tau}}{C_{\text{Ni}^{2+}}^0} \cdot 100,$$

де $C_{\text{Ni}^{2+}}^0$ та $C_{\text{Ni}^{2+}}^{\tau}$ – концентрації іонів Ніколу в початковій пробі та в пробі відібраній через певний проміжок часу, відповідно, мг/дм^3 .

Ступінь очищення стоків (X , %) розраховували за формулою:

Оброблення, аналіз та візуалізацію отриманих експериментальних результатів виконували із застосуванням програми Microsoft Excel (Microsoft 365). Для виведення математичних залежностей використовували метод найменших квадратів з апроксимацією значень відповідними функціями.

В результаті експериментальних досліджень встановили:

1) Для процесу електрокоагуляційного очищення стічних вод від іонів Ніколу на залізних і алюмінієвих електродах характерною є наявність індукційного періоду, часу (10 хв) протягом якого в електролізері відбувається накопичення коагулянта і різке зростання ступеня очищення.

2) Збільшення густини струму від 10 А/м^2 до 20 А/м^2 інтенсифікує процес

анодного розчинення заліза, що призводить до зростанням концентрації коагулянта та досягнення максимального ступеня очищення 85 %. Подальше збільшення густини струму недоцільне, оскільки за густини струму 30 А/м² відбувається поляризації анодів і ступінь очищення стоків практично не змінюється.

3) У випадку використання залізних анодів ступінь очищення стоків не відповідає природоохоронним нормам ($X \geq 98,3\%$), максимальний ступінь очищення не перевищував 85 %, а концентрація іонів Ніколу перевищує ГДК_{Ni} у 8–9 разів.

4) Технологічно доцільно для процесу електрокоагуляційного очищення стоків від іонів Ni²⁺ використовувати алюмінієві аноди. За анодної густини струму 20 А/м² та тривалості процесу очищення ≥ 40 хв відбувається практично повне очищення стоків від іонів Ніколу.

Проведені дослідження показали високу ефективність електрокоагуляційного очищення стічних вод від іонів Ніколу, мають практичну цінність для проектування систем очищення стічних вод гальванічних виробництв. Однак, для ефективної практичної реалізації процесу в промисловості необхідне глибоке розуміння низки особливостей та обмежень, зокрема:

– електрокоагуляційне очищення супроводжується розчиненням анодів, тому для максимального використання матеріалу електродів електроліз необхідно проводити у реверсному режимі;

– поляризаційні явища на електродах визначаються лімітуючою стадією електролізу, яка може мати різну природу (дифузійну, хімічну, електрохімічну, концентраційну, фазову тощо). Для промислового масштабування електрокоагуляційних установок необхідно експериментально встановити тип перенапруг за різних досліджуваних умов.

1. Elbehiry, F., Alshaal, T., Elhawat, N., & Elbasiouny, H. (2021). Environmental-friendly and cost-effective agricultural wastes for heavy metals and toxicants removal from wastewater. *The Handbook of Environmental Chemistry*, 107-127. https://doi.org/10.1007/698_2021_786.

2. United Nations. (2020). *Sustainable Development Goals 6*. <https://sustainabledevelopment.un.org/sdg6>.

3. Ferrante, M., Conti, G. O., Rasic-Milutinovic, Z., & Jovanovic, D. (2013). *Health effects of metals and related substances in drinking water*. IWA Publishing.

4. World Health Organization. (2021). *Nickel in drinking water: Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality* (WHO/HEP/ECH/WSH/2021.6). <https://apps.who.int/iris/handle/10665/350934>.

5. Rajoria, S., Vashishtha, M., & Sangal, V. K. (2022). Treatment of electroplating industry wastewater: A review on the various techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(48), 72196-72246. doi:10.1007/s11356-022-18643

6. Azimi, A., Azari, A., Rezakazemi, M., & Ansarpour, M. (2017). Removal of heavy metals from industrial wastewaters: A review. *ChemBioEng Reviews*, 4(1), 37-59. doi:10.1002/cben.201600010

ПЕРСПЕКТИВА ВИРОБНИЦТВА СЕСКВІКАРБОНАТУ НАТРІЮ

Ольга ДЕРЖКО, Іван КОСТИВ, Ольга ХАЦЕВИЧ, Ярослав КУЧЕРА
Державна установа «Науково-дослідний і проектний інститут основної хімії»,
Калуш, Україна
E-mail: galurgie@niochim.kharkov.ua

На даний час у світі спостерігається значне зростання асортименту вироблених продуктів, особливо товарів побутової хімії, з використанням високоякісного сесквікарбонату натрію за нестачі потужностей для його виробництва. Ринкова ситуація, що склалася, сприятлива для створення такого виробництва в Україні на базі вітчизняної технології, розробленої ДУ НІОХІМ.

PROSPECTS OF THE PRODUCTION OF SODIUM SESQUICARBONATE

Olha Derzhko, Ivan Kostiv, Olha Khatsevych, Yaroslav Kuchera
State institution State scientific research and design institute of basic chemistry

Забруднення поверхневих вод фосфатами значною мірою відбувається через надходження стічних вод, що містять фосфати та інші шкідливі речовини як компоненти синтетичних мийних засобів. Це викликає евтрофікацію, виділення токсинів, загибель гідробіонтів та деградацію водних екосистем. Пральні порошки, що реалізуються на території України, містять 5–40% фосфатних речовин, які не видаляються технологіями очистки [1]. В рік в Україні тільки зі стічними водами у водойми потрапляє понад 6 млн кілограмів фосфатів. Для вирішення цієї проблеми необхідно вводити обмеження на використання фосфоровмісних мийних засобів на державному рівні, як це зробили більшість розвинених країн.

З 31 грудня 2023 року в Україні законодавчо забороняється використання фосфатів та інших сполук фосфору у мийних засобах, і це одне з найважливіших досягнень цього року [2].

Тому створення і впровадження сучасних безфосфатних мийних засобів, які містять для заміни фосфатів як комплексоутворювачів глюконат натрію, сесквікарбонат натрію, полікарбоксилат, похідні етилендіамінтетраоцтової кислоти, що знижують жорсткість води, - це перспективний шлях покращення їх екологічних характеристик і підвищення рівня безпеки для водних екосистем.

В останні роки кількість виробників безфосфатних пральних порошків в Україні розширилася. Проте істотно зріс імпорту даної продукції. Якщо шість-сім років тому безфосфатні пральні порошки, представлені на українському ринку, призначалися переважно для прання дитячої білизни, то сьогодні – для прання усіх видів тканин та типів прання.

Провідні виробники, а також багато середніх і дрібних виробників як з національними, так і зарубіжними інвестиціями, дотримуючись вимог і встановлених стандартів тієї країни, в якій вони працюють, все активніше переходять на випуск в Україні та поставок по імпорту пральних порошків, які не містять фосфатів.

Популярні бренди і великі міжнародні компанії займають досить стійке місце на українському ринку імпортерів безфосфатних пральних порошків. А тому підтримка вітчизняного виробника є перспективним напрямком розвитку виробництва мийних засобів на основі наявних в Україні технологій виробництва

їх складників, зокрема сесквікарбонату натрію [3].

Необхідність розробки альтернативних методів отримання синтетичного сесквікарбонату натрію обумовлена тим, що більшість країн, у тому числі й Україна, не мають запасів природної трони, тоді як останнім часом спостерігається значне розширення застосування високоякісного сесквікарбонату, ціна якого за кордоном доходить до півтори і більше тисяч. доларів за тону.

ДУ «НІОХІМ» володіє унікальною запатентованою технологією виробництва високоякісної синтетичної трони – кристалізаційного сесквікарбонату натрію [4].

Цей продукт широко затребуваний на українському і світовому ринку як альтернатива триполіфосфату в складі пральних порошоків. Інноваційна технологія, розроблена НІОХІМ, не має аналогів в Європі, і є екологічно бездоганною.

На основі виробленої синтетичної трони підприємством ПП ВКФ «Полімер» (м. Запоріжжя, Україна) розроблені унікальні рецептури безфосфатних пральних порошоків і отриманий сертифікат відповідності вироблених порошоків вимогам СОУ ОЕМ 08.002.12.065:2016 «Засоби миючі та чистячі засоби. Екологічні критерії оцінки життєвого циклу», розроблені відповідно до стандарту ДСТУ ISO 14024:2002 (ISO 14024:1999, IDT)».

Вихідною сировиною для отримання сесквікарбонату натрію є сода кальцинована технічна легка, натрій двовуглекислий (бікарбонат) і вода пом'якшена.

Виробничий процес складається з наступних технологічних операцій:

- розтарювання та змішування вихідної сировини;
- приготування реакційної суспензії;
- кристалізація сесквікарбонату натрію;
- розділення сесквікарбонатної суспензії;
- сушіння сесквікарбонатного осаду;
- подрібнення продукту;
- фасування у тару.

Приблизні норми витрат основних видів сировини, матеріалів та енергоресурсів на виробництво 1 т сесквікарбонату натрію наступні:

- сода кальцинована технічна легка – 495 кг;
- натрій двовуглекислий – 360 кг;
- вода підготовлена – 350 л;
- пара – 430 кг;
- електроенергія – 1441 кВт.

Сесквікарбонат натрію застосовується в складах миючих та чистячих засобів, солях для ванн, ополіскувачах, для пом'якшення води, як абразив, для регулювання лужності води плавальних басейнів і мінеральної води, як добавка до кормів сільськогосподарських тварин, при обробці міських та промислових стічних вод та в інших цілях.

1 Для збереження водних екосистем необхідна заміна фосфатів у пральних порошках на екологічно безпечні компоненти як перспективний захід запобігання забрудненню.

2 ДУ «НІОХІМ» володіє запатентованою технологією виробництва високоякісного кристалізаційного сесквікарбонату натрію.

3 Отриманий продукт передбачається використовувати як компонент миючих і чистячих засобів, що дозволяє суттєво зменшити екологічне навантаження на навколишнє середовище.

4 Розроблена оригінальна вітчизняна технологія одержання кристалізаційного сесквікарбонату натрію, якість якого відповідає сучасним вимогам за низької собівартості.

1 Білик Т.І., Веренікін О.М., Леонтєва Т.О. Вплив сучасних мийних засобів на гідробіонти-фільтратори водних екосистем / Екологічні науки: науково-практичний журнал – К.: Видавничий дім «Гельветика», 2021. – № 7(34). – С.122-128.

2 Постанова Кабінету Міністрів «Про внесення змін до Технічного регламенту мийних засобів» від 2 червня 2021 р. № 575. [Електронний ресурс] - Режим звернення: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/575-2021-%D0%BF#Text> (дата звернення 14.05.2024).

3 Безпека косметичних товарів в Україні. Медико-правові аспекти та сучасна кон'юнктура на внутрішньому ринку / О. М. Ковальова, О. М. Цигульова, О. М. Шуміло, О.О. Дєєва. – Київ : ФОП «Клименко», 2016. – 447 с.

4 Патент на винахід №77602 (UA), C01D7/14 Спосіб одержання сесквікарбонату натрію / Молчанов В.І. (UA), Аннопольський В.Ф. (UA), Васерман Л. З. (UA), Малакей З.А. (UA), Зінківська Л.В. (UA), Тулупов І.С. (UA), Коваль О.М. (UA), Гуленок Ю.Б. (UA), Рудюк М.В. (UA) – Заявка №200507629, 01.08.2006; Оп. 15.12.2006.

ВИДІЛЕННЯ ФОСФАТІВ ІЗ СТІЧНИХ ВОД

Іван КОСТИВ, Ярослав КУЧЕРА, Ольга ХАЦЕВИЧ, Ольга ДЕРЖКО
Державна установа «Науково-дослідний і проектний інститут основної хімії»,
Калуш, Україна
E-mail: galurgie@niochim.kharkov.ua

Фосфати є одними із найнебезпечніших забруднювачів, які спричиняють погіршення якості природних вод і призводять до їх евтрофікації – збагачення водою біогенними елементами і різкого погіршення якості води, супроводжується цвітінням водою і ускладнює або робить неможливим використанням води для питних цілей. Розроблений новий спосіб реагентного очищення стічних вод від фосфат-іонів осадженням попередньо підготовленим природним мінералом. Він простий у реалізації, не потребує додаткової підготовки води, а осад фосфатної солі може бути використаний як органо-мінеральне добриво. Природний мінерал зв'язує фосфат-іони у малорозчинну форму і дає змогу знизити концентрацію PO_4^{3-} до $1,34 \text{ мг/дм}^3$.

RELEASE OF PHOSPHATES FROM WASTEWATER

Ivan Kostiv, Yaroslav Kuchera, Olha Khatsevych, Olha Derzhko
State institution State scientific research and design institute of basic chemistry

Концентрація метафосфат-іонів у гідромінеральних ресурсах прикарпатського регіону у 1999 році знаходилась на рівні від 2,4 до $10 \times 10^{-6} \text{ мг/дм}^3$ [1].

Для очищення стічних вод від фосфат-іонів використовують різні фізико-хімічні методи. Ефективними є цеоліти, однак поглинання фосфатів відбувається після осадження обмінних катіонів цеоліту [2]. Метод ускладнюється необхідністю регенерації сорбенту і утилізації розчинів після регенерації.

Для очищення стічних вод використовують мембранні методи – нанофільтрації та зворотного осмосу низького тиску. Ці методи потребують попередньої підготовки води для запобігання пошкодження та забруднення мембран, а також перероблення концентрованого розчину після концентрування. Фільтрування завислих мікрочастинок є складним процесом [3].

Відомі технології очищення стічних вод передбачають три варіанти: 1- механічну первинну обробку та біологічне очищення (денітрифікацію), видалення фосфатів біологічними та хімічними методами; 2- додаткове знезараження і одноступінчасте фільтрування; 3- додаткове знезараження та двоступеневе фільтрування після біологічного очищення. За такими технологіями концентрація фосфат-іонів знижується до $1,5 \text{ мг/дм}^3$. Вказані технології потребують спорудження у першому варіанті піско- та жироловлювачів; у другому – аеротенків та вторинних відстійників, мулонакопичувачів та споруд для зневоднення мулу і у третьому – споруд знезараження стічних вод, контактних резервуарів, фільтрів [4].

На прикладі Калуського промислового району наглядно видно, що якщо у 1950 році у річці Лімниця протікало 5 тисяч $\text{м}^3/\text{год}$ вод, то у 2003 – 2,7 тисяч $\text{м}^3/\text{год}$. У річці Сівка, яка протікає через Калуш, ці показники становлять відповідно 1,7 тисяч $\text{м}^3/\text{год}$ і 1,0 тисяч $\text{м}^3/\text{год}$. Одночасно кількість стоків у ці річки збільшилась [4].

Для досліджень відібрали воду із річки Лімниця поблизу міста Калуша.

Донаесли її однозаміщеним калій фосфатом до концентрації 19,8 мг/дм³. Для хімічного зв'язування фосфат-іонів використали попередньо підготовлений природний мінерал, який добавляли у забруднену фосфат-іонами воду. Масова витрата осаджувача становила не більше 1,0 % від маси води. Отриману суспензію періодично збовтували. Через добу освітлену воду відібрали на аналіз і визначали концентрацію PO₄³⁻ фотоколориметричним методом.

Отримане значення 1,34 мг/дм³ є меншим за допустиму концентрацію (3,5 мг/дм³) фосфат-іонів у питній водопровідній воді [5]. Продукт хімічної реакції випадає в осад і разом із муловими фракціями може бути використаний як органо-мінеральне добриво. Початкова концентрація фосфат-іонів у стічних водах не лімітується і впливає тільки на витрату реагенту. Непрореаговані залишки природного мінералу не є шкідливими для рослин та довкілля.

Добавлення природного мінералу для осадження фосфат-іонів у стічні води не потребує попередньої їх підготовки і може здійснюватись на початковій або проміжних стадіях. На очисних спорудах достатньо спорудити установку для приготування природного матеріалу. Для цього придатне обладнання, яке використовується у діючих виробництвах. Природний мінерал реагує тільки із фосфат-іонами і домішки органічних чи мінеральних речовин на реакцію практично не впливають.

1 Розроблений новий спосіб реагентного очищення стічних вод від фосфат-іонів осадженням попередньо підготовленим природним мінералом.

2 Новий спосіб очищення стічних вод від сульфатів простий у реалізації, не потребує додаткової підготовки води, а виділений осад фосфатної солі може бути використаний разом із мулом як органо-мінеральне добриво.

3 Попередньо підготовлений природний мінерал хімічно зв'язує фосфат-іони у малорозчинну форму і витрати його залежать від забрудненості фосфатами стічної води.

4 Перемішування забрудненої фосфат-іонами стічної води із попередньо підготовленим природним мінералом дає змогу знизити концентрацію PO₄³⁻ до 1,34 мг/дм³.

1 Осокіна Н. Вміст сільськогосподарських забруднювачів у гідромінеральних ресурсах Прикарпатського регіону і здоров'я / Ресурси природних вод Карпатського регіону: зб. наук. статей. Львів, 2003. С. 146-153.

2 Сидорчук О.В. Технологічна схема очищення стічних вод від фосфатів модифікованими цеолітами типу Z-Cu²⁺ / Вісник національного університету «Львівська політехніка» № 787. Львів, 2014. С. 297-300.

3 Семінська О.О. Дефосфатування стічних вод баромембранними методами і отримання добрива: дис. канд. хім. наук: 21.09.01 / Семінська Ольга Олегівна. - Київ, 2018. – 202 с.

4 Вовк Л., Лепа Н. Впровадження новітніх Європейських технологій очищення стічних вод та утилізації осаду в Україні / Ресурси природних вод Карпатського регіону: зб. наук. статей. Львів, 2003. С. 187-189.

5 Корінь С., Садовий Ю., Патрій І., Бараненко О. Характеристика стану поверхневих і підземних вод у Калузькому промисловому районі Прикарпаття. / Ресурси природних вод Карпатського регіону: зб. наук. статей. Львів, 2003. С. 58-62.

6 ДСанПіН 2.2.4-171-10 (ДСанПіН 2.2.4-400-10). Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: затверджено Наказом Міністерства охорони здоров'я України № 400 від 12.05.2010 [Електронний ресурс]. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>.

ПГМГ-СУКЦИНАТ - ПЕРСПЕКТИВНИЙ АГРОХІМІКАТ ДЛЯ ГІДРОПОНІКИ

*Андрій ЛАПІНСЬКИЙ, Тарас НИЖНИК, Григорій КРИМЕЦЬ,
Ярослав НАТЯЖНИЙ*

*Національний технічний університет України «Київський
політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ
andlapinskiy@gmail.com*

PHMG-SUCCINATE – PERSPECTIVE AGROCEMICAL FOR HYDROPONICS

*Andrii LAPANSKYI, Taras NYZHNYK, Hryhoriy KRYMETS,
Yaroslav NATYAZHNYI*

*National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic
Institute”*

The hydroponic technologies utilizing a closed water circulation cycle were examined. Issues related to the development of harmful microflora in the recirculating nutrient solutions were identified. The advantages and disadvantages of chemical substances with antiseptic and bacteriostatic effects were analyzed. The most promising agrochemical for stabilizing water hydroponic nutrient solutions was selected. The self-sufficiency of polyhexamethylene guanidine in the form of succinate salt was demonstrated. The process of conversion from polyhexamethylene guanidine hydrochloride to polyhexamethylene guanidine succinate was investigated. The possibility of synthesizing polyhexamethylene guanidine succinate through direct interaction between polyhexamethylene guanidine hydroxide and succinic acid was proven, both directly and in an aqueous environment.

Промислове вирощування рослин гідропонічним методом є високоефективним безперервним і всесезонним забезпеченням населення овочами і зеленими овочами з високим виходом і належною сталою якістю незалежно від кліматичних умов. Проте гідропоніка тяжіє до використання великих обсягів води, на якій готуються живильні розчини. Частина води витрачається незворотно в результаті транспірації, а решта могла б бути використана в водооборотному циклі після введення до неї нових порцій туків для компенсації тих, що були вживані рослинами. Наразі такі води частіше за все скидаються до каналізації, незважаючи на те, що вони містять в суттєвих кількостях солі фосфатної і нітратної кислот, калійні солі, які негативно впливають на баланс мікрофлори в системах очищення води. При використанні цих стоків в водооротному режимі виникає проблема швидкого розвитку в них колоній мікроорганізмів, в тому числі, патогенних, для яких такі стічні води є комфортним живильним середовищем. Така патогенна мікробіота, як правило, здатна в значній мірі негативно впливати на розвиток цільової рослинницької продукції і погіршувати її якісні характеристики. Пригнічувати розвиток патогенної мікрофлори можна шляхом введенні до води додаткових речовин-антисептиків або бактеріостатиків. В той же час вказані речовини не повинні мати власну фітотоксичність, але повинні бути сумісними з вищими рослинами і з туковим складом живильних розчинів.

Антисептична і бактеріостатична цільова дія притаманна препаратам на основі активного хлору, активного кисню, олігодинамічним препаратам, спиртам та альдегідам, а також препаратам на основі четвертинних амонійних сполук та гуанідинам. Серед вказаних речовин препарати активного хлору і активного кисню руйнують кореневу систему рослин і унеможливають сам процес гідропонічного вирощування. Олігодинамічні препарати не завжди сумісні з туковими компонентами, до того ж, при надлишку акумулюються в рослинах, чим погіршують їх якість і харчову цінність. Спирти та альдегіди є фітотоксичними.

Найбільш ощадливими до рослин, разом з тим, в достатній мірі сумісними з туковою складовою в наш час вважаються четвертинні амонійні та гуанідинові сполуки.

Серед речовин гуанідинового ряду добре себе зарекомендували солі полігексаметиленгуанідину (ПГМГ). Ці солі є похідними органічної основи (ПГМГ) і мінеральних кислот. Найбільше поширення має ПГМГ-гідрохлорид. Він використовується як антисептик і консервант широкого спектру дії, в тому числі, в аграрній промисловості. Окрім того, ПГМГ-гідрохлорид може бути використаний і як прилипач і як стабілізатор колоїдних систем. Для ПГМГ-гідрохлориду не виявлена фітотоксична дія на вищі рослини [1]. Крім того, ПГМГ-гідрохлорид тривалий час зберігає стабільність складу у водних розчинах і є добре сумісним з туковими композиціями. При всіх привабливих перевагах ПГМГ-гідрохлориду саме гідрохлоридна похідна формує кардинальний недолік, який нівелює всі переваги. При використанні ПГМГ-гідрохлориду в гідропонних технологіях з замкненим водооборотом в воді матиме місце накопичення хлоридних йонів. Хлоридні йони для лівової частки рослин вважаються такими, що пригнічують їх ріст і негативно впливають на розвиток.

Таким чином має місце протиріччя. Для ощадливого ведення гідропонних технологій і зменшення кількості стічних вод раціонально використовувати водооборотні цикли. Для усунення негативного впливу від можливого росту мікробіоти в живильних розчинах найбільш придатними препаратом є ПГМГ-гідрохлорид. ПГМГ-гідрохлорид може, внаслідок акумуляції хлоридних йонів пригнічувати розвиток росли, які вирощуються.

Це протиріччя можна вважати, певною мірою, уявним, хоча воно суттєво стримує активне використання ПГМГ-гідрохлориду для стабілізації живильних гідропонних систем з замкненим циклом водоспоживання.

Вирішення протиріччя між належними властивостями ПГМГ сполук, як таких, і недоліків ПГМГ у гідрохлоридній формі, на нашу думку, полягає в заміні хлоридного йону на більш толерантний щодо рослин. Носієм такого аніону для утворення сольової форми ПГМГ можна вважати сукцинатну (бурштинову) кислоту. Бурштинова кислота відноситься до агрохімікатів, є добре сумісною з рослинами і з живильними туковими розчинами, і разом з тим відноситься до відомих стимуляторів росту.

Отже, виникає задача синтезу ПГМГ-сукцинату і вивчення його агрохімічних і бактеріостатичних властивостей.

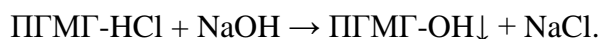
В сучасній науковій літературі індивідуально синтез ПГМГ-сукцинату майже не описаний. Проте логічно припустити, що його можна отримати за певних умов прямою взаємодією ПГМГ-гідроксиду з бурштиновою кислотою. ПГМГ в гідроксидній формі – тверда гелеподібна речовина, яка випадає в осад з водних розчинів за значенням рН більше 11. Бурштинова кислота має обмежену розчинність у воді і може вважатися несильним двоосновним електролітом. Розчинність бурштинової кислоти дещо збільшується у спиртах, але відомостей про її ступінь іонізації у неводних розчинах немає.

Враховуючи, що синтез ПГМГ-сукцинату можна припустити, як хімічну взаємодію між органічною основою (ПГМГ-гідроксидом) і органічною кислотою (бурштиновою) можливі два варіанти – проведення взаємодії у неводному середовищі, наприклад у метиловому, етиловому, ізопропіловому спиртах, або безпосередньо у водному середовищі.

В даній роботі наведені дані щодо можливості отримання ПГМГ-сукцинату з ПГМГ-гідроксиду шляхом його нейтралізації бурштиновою кислотою в водному середовищі.

Синтез ПГМГ-сукцинату починається з отримання гідроксидної форми

ПГМГ. Ця стадія нами не вивчалася, вона добре описана в літературі [1, 2]. Конверсія ПГМГ-гідрохлориду в ПГМГ-гідроксидну форму відбувається в водному розчині під дією лугу, результаті чого утворюється гелеподібний білий осад ПГМГ-ОН.



Осад ПГМГ-ОН відокремлювали від розчину декантацією. Таким чином отримували в'язку, достатньо зволожену субстанцію, яку можна перемішувати за допомогою магнітної мішалки. Декантований гель ПГМГ-ОН піддавали взаємодії зі стехіометричною кількістю бурштинової кислоти. Розраховану кількість бурштинової кислоти розділяли за масою на 10 або 20 рівних порцій-наважок. Кожну наважку вносили до гелю ПГМГ-ОН при постійному перемішуванні. Під час експериментів по нейтралізації ПГМГ-ОН в реакційній ємності проводилося вимірювання поточних значень рН після додавання кожної порції бурштинової кислоти. Значення рН вимірювалися рН-метром «Janway3510» з комбінованим скляним електродом. Після кожного вимірювання електрод промивався водою, потім витримувався в розчині хлоридної кислоти (0,1 моль/дм³) і знову промивався водою для видалення плівки сполук ПГМГ з поверхні електроду. Експеримент проводили в скляному посуді.

Фактично, мало місце своєрідне зняття кривої титрування гелю ПГМГ-ОН порціями бурштинової кислоти в твердому агрегатному стані. Результати вимірювання зміни значень рН при додаванні бурштинової кислоти наведені на рисунку 1.

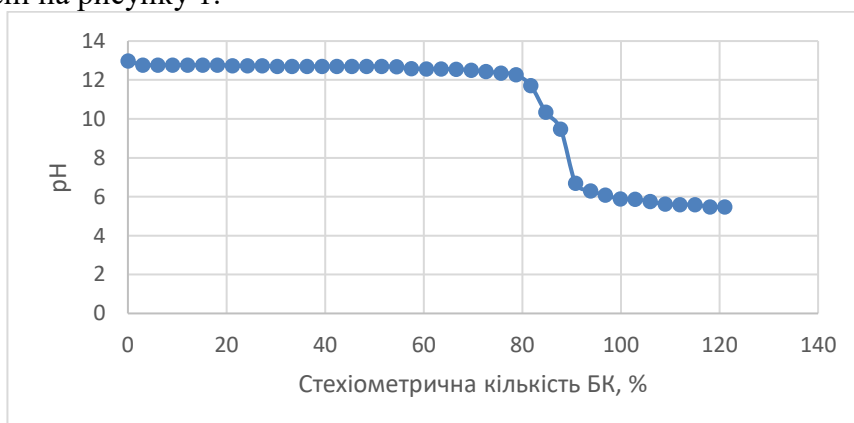


Рисунок 1.- Залежність значення рН реакційної суміші (ПГМГ-ОН)-бурштинова кислота від стехіометричної кількості бурштинової кислоти

Результати потенціометричних досліджень свідчать, що зміна значення рН в системі (ПГМГ-ОН)-бурштинова кислота відповідає кривій титрування. Спочатку значення рН змінюється несуттєво при додаванні бурштинової кислоти, далі має місце стрибок зі зниженням значення рН з 13 до 5,6, далі значення рН стабілізується. Такий хід кривої титрування може бути свідченням перебігу реакції нейтралізації з конверсією ПГМГ з гідроксидної форми в сукцинатну.

Візуальні спостереження під час потенціометричних досліджень продемонстрували, що під час додавання порцій бурштинової кислоти непрозорий гель ПГМГ-ОН поступово набирав прозорості. Себто мало місце розчинення осаду. Таке явище відноситься до вірогідних ознак перебігу хімічних реакцій з утворенням нових речовин. Для підтвердження факту утворення ПГМГ-сукцинату отриманий продукт випаровували під вакуумом. В результаті була отримана біла непрозора аморфна речовина, склад якої досліджували методом ІЧ-спектроскопії. На рисунку 2 наведено інфрачервоний спектр виділеного продукту.

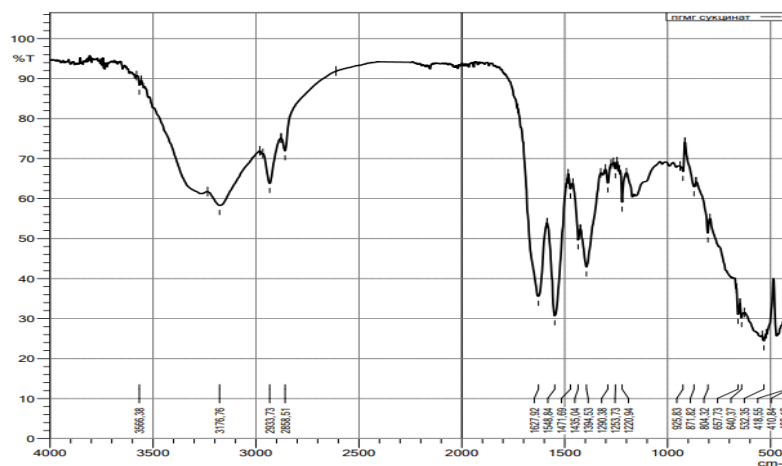


Рисунок 2.- ІЧ-спектр продукту взаємодії ПГМГ-ОН з бурштиною кислотою.

Інфра-червоний спектр продукту, отриманого під час потенціометричних досліджень взаємодії між взаємодії ПГМГ-ОН та бурштиною кислотою містить лінії, які можна віднести і до ПГМГ і до бурштинової кислоти.

На нашу думку, отриманий продукт взаємодії може відповідати одній зі структурних формул, наведених на рисунку 3, з урахуванням того, що могло мати місце неповне відмивання хлоридних йонів на стадії виділення ПГМГ-ОН.

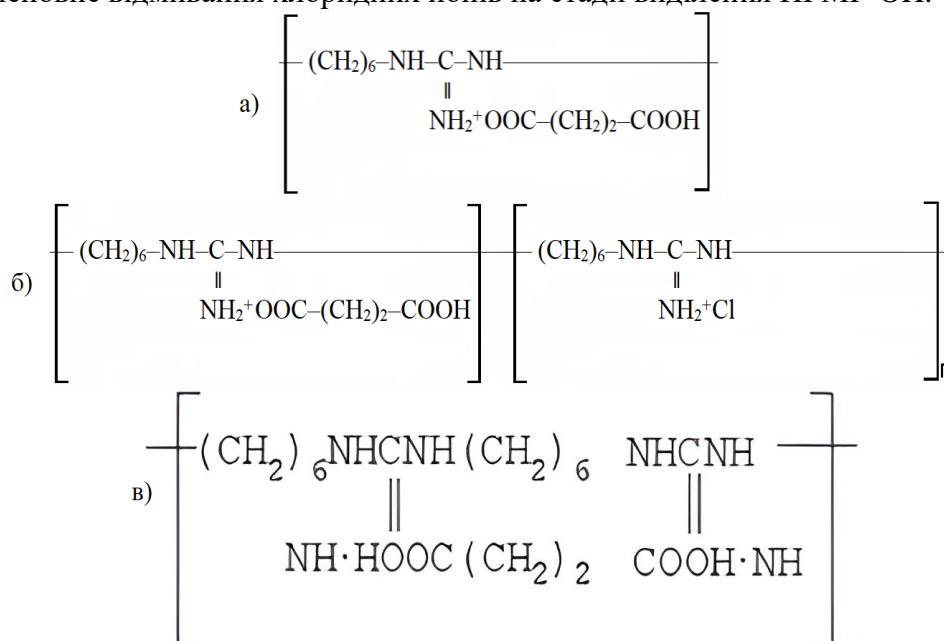


Рисунок 3.- Можливі хімічні структурні формули отриманого продукту.

а – ПГМГ-сукцинат; б – кополімери ПГМГ-сукцинату та ПГМГ-хлориду; в – двозаміщений ПГМГ-сукцинат

Одержані під час досліджень результати дають підставу вважати, що можна за доволі простою технологією синтезувати ПГМГ-сукцинат для застосування в гідропонних технологіях. Передбачається, що найбільш складною може стати не, власне синтез сполуки, а її вивільнення до від хлоридних йонів на стадії осадження ПГМГ в гідроксидній формі. Не виключено, що декантацію доцільно буде замінити на центрифугування.

Наразі ми ще не маємо остаточних вірогідних підстав вважати, що отримана нами речовина є саме хімічною сполукою, а не механічною сумішшю між ПГМГ і бурштиною кислотою. На користь утворення саме хімічного продукту, точніше, навіть аддукту, свідчить хід кривої титрування і той факт, що має місце в явному вигляді розчинення осаду зі збільшенням прозорості. ІЧ спектроскопія не є

достатнім методом підтвердження факту утворення хімічного зв'язку з приєднанням бурштинової кислоти, характерного для аддуктів. Тому подальші дослідження процесу синтезу ПГМГ-сукцинату мають бути спрямовані на пошук більш надійних доказів наявності хімічного зв'язку між ПГМГ та бурштиновою кислотою. А подальші агрохімічні дослідження повинні дати відповідь на питання, якими є агрохімічні цінності і властивості отриманої речовини.

Перелік посилань

1. Магльована Т. В., Нижник Т. Ю., Жартовський С. В. Екологічні аспекти використання гуанідинових полімерів в умовах надзвичайних ситуацій: монографія. Черкаси: видавець ФОП Гордієнко Є. І., 2017. 210 с.
2. Натяжний Я.М., Лапінський А.В. Екологічні аспекти застосування полігексаметиленгуанідин сукцинату. Екологічні науки. 2023. № 6(51). С. 126-129.

ДОСЛІДЖЕННЯ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ВІД НІТРАТІВ НА КОМБІНОВАНОМУ ГРАВІТАЦІЙНОМУ ФІЛЬТРІ

Еліна ТКАЧЕНКО, Анастасія ДОРМЕД., Олександра БЄЛЯНСЬКА

Дніпровський державний технічний університет, Кам'янське, Україна

e-mail: belyans@ukr.net

RESEARCH ON NITRATE REMOVAL FROM WASTEWATER USING A COMBINED GRAVITY FILTER

Elina TKACHENKO, Anastasiya DORMED, Oleksandra BIELIANSKA

Dnipro State Technical University, Kamyanske, Ukraine

The work presents research on wastewater treatment using a combined gravity filter. The task was to create a combined filter capable of not only mechanical purification but also chemical removal of nitrate ions from wastewater. The research methodology involved the following: experimental water with a nitrate content of 3 mg/dm³ was poured into a filtration column filled with layers of sand and coniferous wood chips. Samples of water were taken for analysis every 20 minutes. After three hours of filtration, the efficiency of nitrate removal was 5.6%, and the removal of suspended solids was 98%. Based on the results of the study, there is a need to create an additional layer of chemical sorption (for example, activated carbon).

Через всесвітню тенденцію погіршення якості екологічного стану довкілля, забруднення ресурсів природних вод, виникає необхідність у пошуку ефективних способів очищення стічних вод, що скидаються у навколишнє середовище. Одним із перспективних напрямків рішення даної задачі є створення комбінованих фільтрів, на яких можна проводити комплексну очистку води. Використання вторинної сировини, відновлювальної сировини допомагає утилізувати накопичені відходи з отриманням нових продуктів заданої якості. Передбачається, що при залученні деревинної тирси хвойних дерев у технології виготовлення фільтрів ефективність очистки від супутніх поллютантів буде зростати.

Так, вчені [1] у 2023 році за допомогою фільтру з гранульованим активованим вугіллям дослідили зменшення чисельності безхребетних (коловерток), в стічних водах озера. Ними отримано оптимальні значення роботи фільтраційної установки: швидкість потоку 6,36 л/год, цикл зворотного

промивання 3,26 дні, інтенсивність зворотного промивання 14,97 л/(м²·с). Бактерицидні властивості установки: знизилась чисельність безхребетних (коловраток) з 6926 до 3013 особин/кг у досліджуваному фільтраті [1].

Також відома робота [2] видалення органічних та біогенних забруднювачів у технологіях, які використовуються на міських очисних спорудах. Було порівняно дві установки: перша - гібридний реактор з активним мулом і мобільними носіями біоплівки, що переміщуються у стічній воді, а друга - комбінація біологічного реактора з шаром, наповненим гранулами спеченої глини. Встановлено, що технологічно надійнішою була друга установка, також на 20% вище ефективність очищення від PO₄⁻ [2].

Науковцями Нью-Делі, Індії створена установка [3] портативного зеленого фільтру для очищення води від сполук нікелю (Ni) і кадмію (Cd). Відпрацьоване листя чаю після відповідної попередньої обробки використовувалося як фільтруюче середовище. Рівень нікелю (Ni) і кадмію (Cd) у нижній частині біофільтра знизився більш ніж на 78 % протягом 6-8 годин експерименту [3].

Отже, актуальною задачею є створення комбінованого фільтру, на якому можливо проводити очистку стічної води не тільки механічну, а й хімічну.

Метою нашого дослідження було створення комбінованого фільтру, на якому можливо проводити не тільки механічне очищення, а й хімічне очищення, на прикладі нітрат іонів.



1 – фільтраційна колонка; 2 – приймальна ємність для збору очищеної води

Рисунок 1 – Схема лабораторної установки очищення стічної води на комбінованому фільтрі

комбінованому фільтрі

У дослідженні використовували установку, що містила фільтрувальну колонку (1) із наступними шарами: попередньо оброблений пісок річковий (10%), деревинна тирса хвойних дерев (90%).

Гранулометричний склад тирси 60 % - 5,5 мм, 40 % - 1 мм. Для досліджень готували модельну воду із вмістом нітратів 3 г/дм³. Температура стічної води становила 10°C. Вихідний рН стічної води – 6,5.

Методика дослідження полягала у наступному: у фільтрувальну колонку заливали дослідну воду із вмістом нітратів 3 мг/дм³. Через кожні 20 хв відбирали проби для аналізу якості очистки води. Вміст зважених речовин у воді визначали ваговим способом. Вимірювання масової концентрації нітрат-іонів виконували фотоколориметричним методом (МВВ № 081/12-0651-09). Визначення рН проводили потенціометричним методом.

По завершенню трьох годин очищення води, рН становив 7,5, ефективність фільтрування від нітратів становила 5,6 %, зважених речовин – 98 %. За результатами проведеного дослідження виникає необхідність у створенні додаткового шару хімічної сорбції (наприклад активованого вугілля).

Перелік посилань:

1. Zhao Changshuang, Xu Xiaoping, Wei Xueyu, Yang Xiaofan, Chen Tao, Wei Haoyu. *Optimizing backwash control using data on seasonal changes in the invertebrate community of granular activated carbon filters.* / *Environmental Research*, 2023. N. 24515, March 2024, p. 117797. DOI 10.1016/j.envres.2023.117797.

2. Jucherski, Andrzej, Walczowski, Andrzej, Bugajski, Piotr, Operacz, Agnieszka, *Reliability of organic and biogenic pollutant removal in selected technologies used in domestic wastewater treatment plants: A comparative analysis.* / *Journal of Environmental Management*, 2024. N 354, P. 120381. DOI 10.1016/j.jenvman.2024.120381.

3. Chatterjee Sayan, Purty Ram Singh, Asrani Dishali, Kumar Prashant, Panda Swapna Rekha, Asthana Sudeep *Process Design for a Low Cost Portable Green Filter for Water Purification.* / *AIP Conference Proceedings*, 2023. N. 2986, P. 0301873. DOI 10.1063/5.0193711.

**СОНОХІМІЧНИЙ СИНТЕЗ НАНОЧАСТИНОК ШПІНЕЛІ CuMn_2O_4 –
ПОТЕНЦІЙНОГО КАТАЛІЗАТОРА РОЗКЛАДУ ОКИСНИКІВ У
ПРОЦЕСАХ ДЕГРАДАЦІЇ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ
ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ**

*Юрій СУХАЦЬКИЙ, Роман МНИХ, Володимир ЦИМБАЛЮК,
Тетяна ДМИТРЕНКО, Мар'яна ШЕПІДА, Мартин СОЗАНСЬКИЙ,
Артур МАЗУР, Зеновій ЗНАК
Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів, Україна
yurii.v.sukhatskyi@lpnu.ua*

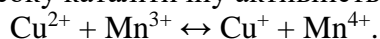
**SONOCHEMICAL SYNTHESIS OF CuMn_2O_4 SPINEL NANOPARTICLES –
A POTENTIAL CATALYST FOR THE DECOMPOSITION OF OXIDANTS IN
THE DEGRADATION PROCESSES OF ORGANIC POLLUTANTS OF
AQUATIC ENVIRONMENTS**

*Yurii SUKHATSKIY, Roman MNYKH, Volodymyr TSYMBALIUK,
Tetiana DMYTRENKO, Mariana SHEPIDA, Martyn SOZANSKYI,
Artur MAZUR, Zenovii ZNAK
Lviv Polytechnic National University*

Spinel with a potentially high catalytic activity for the decomposition of oxidants (for example, periodates, persulfates, hydrogen peroxide, sodium percarbonate, etc.) in the processes of degradation of organic pollutants (in particular, dyes) of aquatic environments was synthesized by the method of coprecipitation in an ultrasonic field. Compliance of the phase, qualitative and quantitative elemental composition of the synthesized product with the chemical formula CuMn_2O_4 was confirmed by the methods of X-ray diffraction and energy-dispersive X-ray analysis. It was established that CuMn_2O_4 spinel nanoparticles have a spherical shape with an average diameter of about 10...50 nm.

Шпінелі – це оксиди металів із загальною формулою AB_2O_4 , де А і В – катіони металів зі ступенем окиснення +2 і +3 відповідно. У структурі шпінелі CuMn_2O_4 Cu^{2+} знаходиться у тетраедричних вузлах, а Mn^{3+} – в октаедричних. Перехід електрона між йонними парами Mn^{2+} і Mn^{3+} зумовлює провідність n-типу в шпінелі CuMn_2O_4 [1].

Шпінелі, що містять у своєму складі оксиди Cu і Mn, знаходять численні застосування в техніці завдяки мультивалентній природі цих металів. Шпінель CuMn_2O_4 володіє унікальними електричними, магнітними, термоелектричними й каталітичними властивостями [2]. CuMn_2O_4 використовують у фотокаталізі для деградації органічних барвників [3]. При цьому кількість Mn^{4+} й однорідність складу шпінелі зумовлює її високу каталітичну активність [4]



Для синтезу CuMn_2O_4 застосовують методи співосадження, розкладу, твердофазової реакції, золь-гель метод [3] тощо.

Наночастинки шпінелі CuMn_2O_4 синтезували методом співосадження в ультразвуковому (УЗ) полі. Прекурсори для синтезу шпінелі (міді (II) ацетат моногідрат і мангану (II) нітрат гексагідрат у мольному співвідношенні 1:2) розчиняли за постійного перемішування у водному розчині етиленгліколю (об'ємне співвідношення етиленгліколь:дистильована вода = 1:9). Потім отриманий розчин впродовж 10 хв. піддавали дії акустичних коливань ультразвукового діапазону, одночасно додаючи по краплях водний розчин натрію

гідроксиду із молярною концентрацією 2 моль/дм³ до досягнення значення рН реакційного середовища 10. Після перемішування впродовж 12 год. за кімнатної температури, утворений осад коричневого кольору відділяли центрифугуванням (тривалість – 5 хв.; частота – 5000 об./хв.) від рідкої фази, послідовно тричі промивали дистильованою водою та ізопропанолом і сушили за температури 60 °С. Кальцинацію висушеного осаду здійснювали за температури 550 °С впродовж 4 год. Швидкість нагрівання – 5 °С/хв.

Акустичні коливання ультразвукового діапазону (частота – 20 кГц) генерували магнітострикційним випромінювачем (Bandelin Sonopuls HD 2200.2, Німеччина). Питома потужність кавітаційного оброблення реакційного середовища становила 200 Вт/дм³. Для контролю рН застосовували рН-метр ADWA AD1200 АТС із комбінованим скляним електродом і термокомпенсатором.

Фазовий склад синтезованого продукту досліджували методом рентгенівської дифракції з використанням дифрактометра AERIS Research (Malvern PANalytical) з CuK_α-випромінюванням, якісний і кількісний елементний склад – методом енергодисперсійного рентгенівського аналізу (EDX) за допомогою спектрометра INCA Energy 350 (Oxford Instruments), морфологію синтезованих частинок – методом сканівної електронної мікроскопії (SEM) (мікроскоп ZEISS EVO 40XVP).

Утворення шпінелі CuMn₂O₄ узгоджується із піками Брегга, характерними для цієї сполуки, на дифрактограмі (рис. 1).

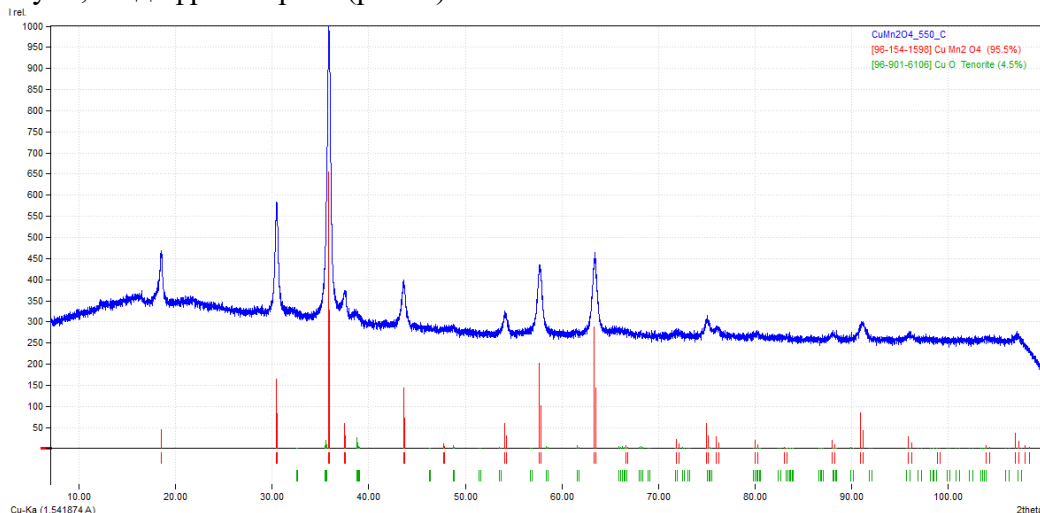


Рис. 1. Дифрактограма шпінелі CuMn₂O₄, синтезованої методом співсаджень в УЗ-полі

Про чистоту синтезованого продукту додатково свідчить його EDX-спектр (рис. 2). Відповідність складу продукту формулі CuMn₂O₄ підтверджено вмістом елементів: Cu (32,65 % мас.), Mn (41,96 % мас.) і O (32,65 % мас.).

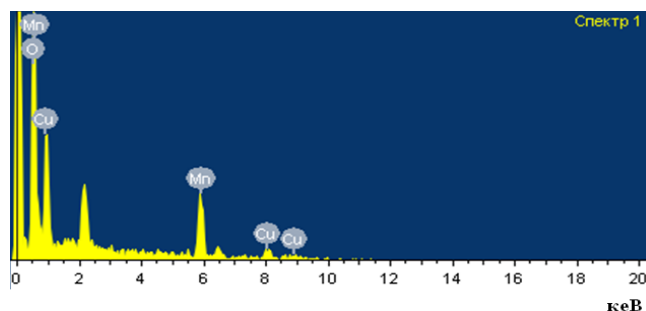


Рис. 2. EDX-спектр шпінелі CuMn₂O₄

З рис. 3 видно, що наночастинки шпінелі CuMn₂O₄ мають сферичну форму із середнім діаметром близько 10...50 нм. Також спостерігали помірний ступінь

агломерації наночастинок.

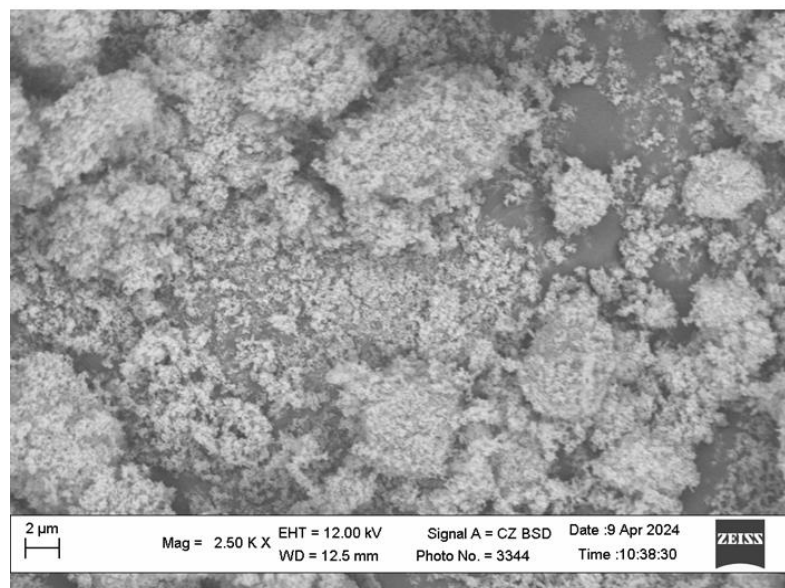


Рис. 3. СЕМ-зображення наночастинок CuMn_2O_4

Синтезовані методом співосадження в УЗ-полі наночастинок шпінелі CuMn_2O_4 , що містить мультивалентні метали Cu і Mn, потенційно володітимуть високою каталітичною активністю для розкладу окисників (наприклад, перйодатів, персульфатів, водню пероксиду, натрію перкарбонату тощо) у процесах деградації органічних забруднювачів (зокрема, барвників) водних середовищ.

Роботу виконано за підтримки Міністерства освіти і науки України у межах проєкту наукової роботи молодих вчених “Передові процеси окиснення, зокрема нанокаталітичного, в основі кавітаційних технологій очищення водних середовищ від резистентних N-заміщених органічних сполук” (номер державної реєстрації 0122U000790).

1. R. Yousef, A. Nassif, A. Al-Zoubi, N. S. Al-Din, *Synthesis and characterisation of structural and electrical properties of CuMn_2O_4 spinel compound*, *The Scientific Journal of King Faisal University* 22 (2) (2021) 47–50.
2. A. Sobhani-Nasab, M. Eghbali-Arani, S. M. Hosseinpour-Mashkani, F. Ahmadi, M. Rahimi-Nasrabadi, V. Ameri, *Eco-friendly preparation and characterization of CuMn_2O_4 nanoparticles with the green capping agent and their photocatalytic and photovoltaic applications*, *Iranian Journal of Catalysis* 10 (2) (2020) 91–99.
3. A. Sobhani, *Hydrothermal synthesis of $\text{CuMn}_2\text{O}_4/\text{CuO}$ nanocomposite without capping agent and study its photocatalytic activity for elimination of dye pollution*, *International Journal of Hydrogen Energy* 47 (46) (2022) 20138–20152.
4. X. Wan, N. Tang, Q. Xie, S. Zhao, C. Zhou, Y. Dai, Y. Yang, *A CuMn_2O_4 spinel oxide as a superior catalyst for the aerobic oxidation of 5-hydroxymethylfurfural toward 2,5-furandicarboxylic acid in aqueous solvent*, *Catalysis Science & Technology* 11 (2021) 1497–1509.

АЛЬТЕРНАТИВНЕ ДЖЕРЕЛО ВОДОПОСТАЧАННЯ - «СІРА ВОДА»

Володимир ФЕМЯК, Леся ВОВК

Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

volodymyr.r.femiak@lpnu.ua

ALTERNATIVE SOURCE OF WATER SUPPLY - GREY WATER

Volodymyr FEMIAK, Lesya VOVK

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

Сталий розвиток – це розвиток, який використовує, зберігає та покращує ресурси громади таким чином, щоб підтримувати екологічні процеси, від яких залежить життя, і можна покращити загальну якість життя зараз і в майбутньому. Повторне використання сірої води є прикладом сталого розвитку на практиці шляхом збереження природних джерел води. Найбільш очевидною перевагою використання сірої води є зменшення витрати стічних вод та зниження суспільної потреби на воду питної якості.

Дефіцит водних ресурсів – це брак ресурсів прісної води для задоволення потреб населення у питній воді та використанні на господарські потреби. Деякі регіони Землі історично страждали від дефіциту водних ресурсів. Але в останні десятиліття проблема водного дефіциту почала розглядатися в глобальному масштабі, оскільки вона зачіпає всі континенти [1]. Надійні та сталі водні ресурси є важливими для соціально-економічного розвитку, і все ж у сучасному суспільстві вода часто неправильно використовується та витрачається. Вже в 2011 р. 41 країна зіткнулася із проблемою водного дефіциту, причому 10 із них практично виснажили свої водні ресурси [2]. Очікується, що водний дефіцит матиме тенденцію до зростання, але завдяки адекватній політиці низку його причин можна передбачити, усунути або пом'якшити. Результати прогнозу експертів Організації економічного співробітництва та розвитку (OECD), в якому за базові рівні взято 2000 та 2050 р., показують таке. Дефіцит прісної води в 2050 р. може торкнутися на 3,3 млрд більше осіб, ніж у 2000 р. [2]. Обмеженість доступу до традиційних водних ресурсів зумовлює пошук нових підходів щодо включення альтернативних джерел у майбутню стратегію водокористування та створення програм, щодо їхньої реалізації.

Раціональне та стале управління водними ресурсами має вирішальне значення не лише для посушливих чи напівпосушливих регіонів. Сьогодні питання збереження та повторного використання води є проблемами, які що раз то частіше привертає велику увагу громадськості. Відповідальне використання та повторне використання води має життєвоважливе значення для стабільності водопостачання і, отже, для майбутнього існування та розвитку усіх країн.

Базове споживання свіжої води може бути зменшено за допомогою пасивних або активних заходів. Пасивні заходи не потребують зміни поведінки користувача завдяки застосуванню інноваційного обладнання для ефективного використання води та енергоефективних приладів. Ефективний розподіл забезпечується насамперед шляхом виявлення витоків, а лічильники води можуть допомогти виділити надмірне водоспоживання та скоригувати незвичайні моделі використання води. Серед активних заходів можна виділити, як такі, що є найбільш перспективними, очищення та повторне використання стічних вод та використання зібраної дощової води.

Було розроблено багато широкомасштабних програм повторного використання стічних вод, наприклад поливу полів та зрошення ландшафтів частиною очищених міських стоків. Потенціал повторного використання стічних вод не обмежується лише масштабними проектами, які здійснюються комунальними очисними спорудами, але також доступний індивідуальним домовласникам [3]. Переробка сірої води - це спосіб, за допомогою якого люди можуть зберігати та повторно використовувати стічні води, що утворюються в їхніх домівках.

Сіра вода (grey water) – частина господарсько-побутових стічних вод, що формуються з умивальників, ванн і душових, яка забруднена жиром та миючими речовинами, але, на відміну від чорної води (black water – стічна вода з туалетів), не містить фекальних забруднень [4]. Її називають сірою водою, тому що при зберіганні навіть протягом короткого часу вода часто мутніє і набуває сірого кольору [5]. Деякі країни при визначенні сірої води включають воду з кухні та посудомийної машини.

Таблиця 1. Приблизний відсоток утворених стічних вод та сірої води від одного домогосподарства на прикладі Австралії [5]

Місце утворення стічної води	Стічні води		Сіра вода	
	(%)	(л/добу)	(%)	(л/добу)
Туалет	32.0	186.0	-	-
Умивальник	5.0	28.0	8.0	28.0
Ванна/душ	33.0	193.0	54.0	193.0
Кухня	7.0	44.0	-	-
Пральня	23.0	135.0	38.0	135.0
Загальна к-сть	100.0	586.0	100.0	356.0

Значна частина стічних вод, що утворюється щодня, вважається сірою. Загальний об'єм сірої води, який потенційно може генеруватися щодня середнім домогосподарством у різних країнах, становить близько 60% від загального обсягу стічних вод [6]. Сіру воду можна використовувати для різних цілей, таких як полив саду, декоративне використання у фонтанах і водоспадах, озеленення, зрошення газонів, миття автомобілів і змивання туалетів [7]. В результаті повторного використання зберігаються запаси прісної питної води, що, у свою чергу, дозволяє воді залишатися в природних екосистемах.

Оскільки сіра вода – це все ж таки стічна вода, необхідно розуміти усі ризики її використання. Підходи до оцінки ризиків широко застосовуються до розвитку водного господарства стандартів якості [8, 9] і були використані для оцінки поточних рекомендацій щодо використання сірої води [10].

Сіра вода забруднена людськими виділеннями під час купання та прання. Мікробне та хімічне забруднення сірої води становить потенційний ризик для здоров'я людини [11]. Важливо визнати, що сіра вода дійсно може передавати захворювання. Будь-яка форма стічної води при зберіганні стає більш небезпечною, з точки зору біологічного забруднення, якщо стічна вода не очищається. Тривале зберігання такої води також створює неприємні запахи та створює сприятливі умови для розмноження мікроорганізмів [8]. Було виявлено, що термостійкі коліформи розмножуються в 10-100 разів протягом перших 24-48 годин зберігання. Таким чином, сіра вода повинна зберігатися лише тимчасово в приймальному резервуарі, якщо вона не очищена належним чином [9].

Одним із головних екологічних ризиків, пов'язаних із повторним використанням сірої води, є забруднення ґрунтових вод. Оскільки найчастіше, таку

воду використовують для поливу. Цілком можливо, що деякі забруднюючі речовини, знайдені в сірій воді, можуть потрапити в склад підземних вод, що лежать в основі зони повторного використання. Щоб мінімізувати несприятливий вплив повторного використання сірої води на ґрунтові води та забезпечити ефективне використання системи сірої води, користувач повинен проаналізувати та вивчити поживні речовини, необхідні рослинам і ґрунту [12]

Щоб звести до мінімуму негативний вплив повторного використання сірої води на ґрунт та рослини під час поливу важливо виконувати наступні кроки:

- необхідно контролювати якість води та вміст поживних речовин, які будуть використовуватися для поливу і вносяться у нормі, необхідній для задоволення попиту рослинності. Внесення понад цієї норми створює загрозу забруднення поверхневого стоку, або забруднення ґрунтових вод. Якщо з'являються будь-які ознаки пошкодження рослин, використання сірої води слід припинити або зменшити, після обґрунтування вказаної міри.

- слід приділяти особливу увагу воді, яка містить миючі засоби та відбілювач.

Розуміння та виявлення різних впливів сірої води на здоров'я людей і довкілля покращується у зв'язку з великою зацікавленістю даної тематики науковцями.

Близько 50-ти країн світу використовують стічні води для зрошення (на них припадає 10 % площі зрошуваних земель). Завдання полягає в переході від неконтрольованої іригації до планового і безпечного використання стічних вод, як це робиться в долині р. Йордан, де з 1977 р. 90 % стічних вод використовується для зрошення земель. В Ізраїлі відновлені стічні води становлять майже 50 % усієї води, що використовується для іригації [13]. Система з використання відновленої води комунальним департаментом району Іст-Бей у Каліфорнії (США) економить близько 20,9 млрд л прісної води на рік. Цього достатньо, щоб забезпечити питною водою 83 000 домогосподарств.

Повторне використання сірої води дозволяє заощадити значні кошти, які витрачають органи місцевої влади на забезпечення надійного водопостачання, зменшує кількість стічних вод і знижує навантаження на природні джерела водопостачання. Завдяки повторному використанню сірої води зменшується навантаження на системи водовідведення, а отже, подовжується термін служби системи водовідведення. Система каналізації в більшості великих міст Європи стара і в багатьох районах перевантажена [13]. Ця проблема буде загострюватись із зростанням передбачуваної урбанізації. Таким чином, необхідно досліджувати альтернативи традиційній системі, серед яких і повторне використання сірої води [1, 3]. Проте системи збору, очищення та подачі споживачеві сірої води наразі характеризуються тривалим терміном окупності та невеликими накопичувальними обсягами, що зменшує їх потенціал для широкого розповсюдження.

1. Water crises are a top global risk: world economic forum. Davos, 2015.
2. Environmental outlook to 2050: OECD publishing. 2012.
3. Кривомаз, Т. І.; Куліков, А. П.; Петроченко, О. В. Зелене будівництво для збереження водних ресурсів. 2019.
4. Elhegazy, Hosam; Eid, Mohamed MM. A state-of-the-art-review on grey water management: a survey from 2000 to 2020s. Water science and technology, 2020, 82.12: 2786-2797.
5. NSW Department of Health. Domestic greywater treatment systems accreditation guidelines. April 2000.

6. Emmerson, Glenda; Emmerson, Glenda. Every drop is precious: greywater as an alternative water source. Queensland parliamentary library publications and resources section, 1998.
7. Nolde, Urwin. Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings—over ten years experience in Berlin. *Urban water*, 2000, 1.4: 275-284.
8. Bartram, Jamie; fewtrell, Lorna (ed.). *Water quality: guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. IWA, 2001.
9. McGrath, Tessa, et al. Review of the regulatory requirements for the maintenance of aerobic treatment units and greywater treatment systems in western Australia. *Journal of water resource and protection*, 2015, 7.17: 1502-1515.
10. Yoonus, Hamad; Al-ghamdi, Sami G. Environmental performance of building integrated grey water reuse systems based on life-cycle assessment: a systematic and bibliographic analysis. *Science of the total environment*, 2020, 712: 136535.
11. Vuppaladadiyam, Arun K., et al. A review on greywater reuse: quality, risks, barriers and global scenarios. *Reviews in environmental science and bio/technology*, 2019, 18: 77-99.
12. Забокрицька, Мирослава Романівна. Підручник «Агрогідрохімія» (2021 р.)—внесок у реалізацію положень «нітратної директиви» 91/676/ЄЕС в Україні. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*, 2021, 2 (60).
13. Asano, Takashi; Levine, Audrey D. Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present, and future. *Water science and technology*, 1996, 33.10-11: 1-14.

ІММОБІЛІЗАЦІЯ МІКРООРГАНІЗМІВ ЯК РІШЕННЯ ДЛЯ ЕФЕКТИВНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Вероніка Жукова

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна,
zhukova.veronika@ill.kpi.ua*

IMMOBILIZATION OF MICROORGANISMS AS A SOLUTION FOR EFFECTIVE WASTEWATER TREATMENT

Veronika Zhukova

National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute"

Проблему низької концентрації біомаси у споруді, значні витрати на рециркуляцію активного мулу, відсутність стійкості до різкої зміни складу стічних вод дозволяє вирішити використання носіїв для іммобілізації мікроорганізмів. Ефективність носія в системах загалом залежить від розміру поверхні носія, його морфології, пористості матеріалу, відсоткового об'єму заповнення, навантаження за органічними речовинами та системи аерації. Встановлено, що середня товщина біоплівки іммобілізованих на волокнистому носії мікроорганізмів становить 1,5 – 3 мм. Розглянуто поєднання системи з активним мулом та носієм для іммобілізації мікроорганізмів та застосування біоносіїв на етапі доочищення стічних вод.

Як показує практика застосування технологій біологічного очищення стічних вод, однією з основних перешкод в їх широкому використанні є низька концентрація біомаси у споруді, значні витрати на рециркуляцію активного мулу, відсутність стійкості до різкої зміни складу стічних вод. Цю проблему дозволяє вирішити використання носіїв для іммобілізації мікроорганізмів. Проведені численні дослідження [1-5] довели, що в системі з іммобілізованими мікроорганізмами немає необхідності у рециркуляції води, значно збільшується концентрація біомаси, а в умовах прямої системи забезпечується просторова успішність мікроорганізмів.

Метою роботи є дослідження підходів у застосуванні носіїв іммобілізованих мікроорганізмів для очищення стічних вод.

Мікроорганізми у стічних водах прагнуть до прикріплення та агрегації на твердих поверхнях. У випадку активного мулу – на завислих частинках або як біоплівка на поверхні носія. Однією із переваг біоплівки на носії є зберігання повільно зростаючих колоній нітрифікаторів та підвищення ефективності видалення забруднюючих речовин з стічних вод (органічних речовин, фосфору, азоту). Широкий спектр штучних (поліуретан, поліпропілен, поліетилен) і природних носіїв, були досліджені для прикріплення мікроорганізмів активного мулу, який не потребує рециркуляції [3-5]. Традиційно носії іммобілізованих мікроорганізмів (біоносії) мають високу питому поверхню, міцність, пористість і шорсткість [6]. Ефективність носія в системах загалом залежить від розміру поверхні носія, його морфології, пористості матеріалу, відсоткового об'єму заповнення, навантаження за органічними речовинами та системи аерації.

Кожен елемент біоносія слугує активною платформою, що посилює масообмін та підтримує ріст біоплівки [7]. Це призводить до утворення біоплівки, яка забезпечує стійкість мікроорганізмів від зміни параметрів стічних вод.

Біоплівку можна визначити як мікробіологічний консорціум, що включає найпростіші, гриби та бактерії, які живуть разом на твердій поверхні. Ці

мікроорганізми продукують позаклітинні полімерні речовини для стабілізації мікробної спільноти, а також адсорбують і накопичують органічні та неорганічні сполуки (наприклад, пестициди, хлорофеноли, поліароматичні вуглеводні, важкі метали [8]). Основні компоненти позаклітинних полімерних речовин, такі як ліпіди, нуклеїнові кислоти, білки та полісахариди, визначають метаболічну активність, еластичність, міцність, дифузійну здатність, пористість та щільність біоплівки.

Можна також розглядати поєднання системи з активним мулом та носієм для іммобілізації мікроорганізмів. Такий підхід може усунути більшість проблем, таких як відсутність великої площі, необхідного для будівництва нових споруд або розширення інших існуючих споруд, а також такі проблеми, як низька стійкість, стабільність і ефективність. Незважаючи на широке використання цієї системи, критерії проектування для більшості її параметрів все ще залишаються невизначеними. Математичне моделювання цієї системи здається дуже складним через труднощі аналізу біоплівки, диференціацію між поведінкою суспендованої та прикріпленої культури, а також складність комбінованої систем [9]. Опис цієї системи за допомогою будь-якої моделі стаціонарного стану, заснованої на кінетиці Моно, часто призводить до набору алгебраїчних рівнянь, що не мають явного розв'язку навіть для біоплівкового реактора. В даний час гібридні реактори зазвичай проектуються з використанням експериментальних результатів для рекомендованого співвідношення біоносія на основі практичного досвіду, деякі ітераційні кроки не включають всі його параметри або система спрощується до двох окремих реакторів, що працюють послідовно. Ці методи не дають точних результатів і не дозволяють отримати хорошу оцінку параметрів системи. Як варіант рішення цього питання може бути графічні методи на основі рівнянь баланс субстрату і біомаси з врахуванням кінетики біоплівки та активного мулу [10].

Носії біоплівки також можуть застосовуватися на етапі доочищення стічних вод, як варіант для інтенсифікації на існуючих очисних спорудах. Носії біомаси, пристосовані для швидкого прикріплення мікроорганізмів і подальшого формування якісної біоплівки, можуть бути включені після традиційного процесу очищення стічних вод. Мікроорганізми біоплівки можуть видаляти навіть низькі (залишкові) концентрації різних забруднювачів зі стічних вод і мають ряд переваг, таких як утримання в системі, вища стійкість до екологічного стресу, відмінна стабільність у водному середовищі, швидкий зв'язок між клітинами і велика площа контакту між ними і забруднювачами.

Одним із основних завдань біоносія є збільшення кількості біомаси на одиницю об'єму споруди. Накопичення біомаси не призводить до підвищення продуктивності та ефективності роботи споруди, оскільки процес біологічного окиснення забруднень ефективно протікає лише в тонкому поверхневому шарі біоплівки. Обмін поживними речовинами і газами відбувається тільки через конвекцію і дифузію в шарі мікроорганізмів, що утворює біоплівку. Дифузія ефективна тільки при товщині біоплівки 0,5-1,0 мм. Для порівняння, товщина біоплівки біофільтрів досягає 2-5 мм. При такій товщині біоплівки обмежується надходження поживних речовин і кисню в її глибинні шари, через що кількість активної біоплівки являє собою лише невелику частину з усієї наявної біомаси.

Встановлено [11], що середня товщина біоплівки іммобілізованих на волокнистому носії мікроорганізмів становить 1,5 – 3 мм. Питома маса волокон носія – 200-300 г/м². В результаті дослідження біоценозу іммобілізованої на носії біоплівки за допомогою оптичного мікроскопіювання було встановлено, що при використанні розробленої технології забезпечується створення груп гідробіонтів на різних за умовами та складом стічних вод стадіях очищення та видалення надлишкової біомаси трофічним ланцюгом мікроорганізмів до 0,2-0,4 г/(м³·доб).

До теперішнього часу вже розроблено і використовуються ряд носіїв для іммобілізації мікроорганізмів у системах очищення стічних вод. Але кожен з них має або недостатню поверхню для іммобілізації мікроорганізмів або складність у монтажі, експлуатації або низьку біологічну стійкість. Планується дослідити різні синтетичні матеріали, які зможуть вирішити проблеми існуючих носіїв для іммобілізації мікроорганізмів.

1. Bouabidi ZB, El-Naas MH, Zhang Z (2019) Immobilization of microbial cells for the biotreatment of wastewater: a review. *Environ Chem Lett* 17:241–257. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0795-7>
2. Cabije AH, Agapay RC, Tampus MV (2009) Carbon–nitrogen–phosphorus removal and biofilm growth characteristics in an integrated wastewater treatment system involving a rotating biological contactor. *Asia-Pac J Chem Eng* 4:735–743
3. Felföldi T, Jurecska L, Vajna B et al (2015) Texture and type of polymer fiber carrier determine bacterial colonization and biofilm properties in wastewater treatment. *Chem Eng J* 264:824–834. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.12.008>
4. Paul E, Wolff DB, Ochoa JC, Ribeiro da Costa RH (2007) Recycled and virgin plastic carriers in hybrid reactors for wastewater treatment. *Water Environ Res* 79:765–774. <https://doi.org/10.2175/106143006x123139>
5. Rauch BJ (2014) Choosing a suitable biofilm carrier media. *Filtr Sep* 51:32–34. [https://doi.org/10.1016/s0015-1882\(14\)70184-3](https://doi.org/10.1016/s0015-1882(14)70184-3)
6. Feng Q, Wang Y, Wang T et al (2012) Effects of packing rates of cubic-shaped polyurethane foam carriers on the microbial community and the removal of organics and nitrogen in moving bed biofilm reactors. *Bioresour Technol* 117:201–207. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.076>
7. Al-Amshawee, S., Yunus, M.Y.B.M., Vo, DV.N. et al. (2020) Biocarriers for biofilm immobilization in wastewater treatments: a review. *Environ Chem Lett* 18, 1925–1945. <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01049-y>
8. Krisztina Kröpfl, et al.(2006) Chemical and biological characterisation of biofilms formed on different substrata in Tisza river (Hungary). *Environmental Pollution*, Volume 144, Issue 2, Pages 626-631, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.031>.
9. Goswami S, Sarkar S, Mazumder D (2017) A new approach for development of kinetics of wastewater treatment in aerobic biofilm reactor. *Appl Water Sci* 7(5):2187–2193
10. Fouad, M., Bhargava, R. Accurate evaluation for the biofilm-activated sludge reactor using graphical techniques. *Appl Water Sci* 8, 62 (2018). <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0704-z>
11. Blyashyna M., Zhukova V., Sabliy L. (2018) Processes of biological wastewater treatment for nitrogen, phosphorus removal by immobilized microorganisms *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, v. 2, n. 10 (92), p. 30-37. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2018.127058>

ПОРУВАТІ НАПІВПРОВІДНИКОВІ КОМПОЗИТИ – ЕФЕКТИВНІ МАТЕРІАЛИ ДЛЯ ФОТОКАТАЛІТИЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОД ВІД ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ

Галина Зозуля, Орест Кунтий

Національний університет “Львівська політехніка”, м. Львів, Україна

e-mail: gzozula@ukr.net

POROUS SEMICONDUCTOR COMPOSITES – EFFECTIVE MATERIALS FOR PHOTOCATALYTIC WATER PURIFICATION FROM ORGANIC POLLUTANTS

Galyna Zozulia, Orest Kuntiyi

Lviv Polytechnic National University

A brief analysis of the current state in the field of porous semiconductors and composites, which are used for photodegradation of organic pollutants in natural and wastewater, is given. The mechanism of formation of oxidizing radicals on the surface of semiconductors under the influence of solar radiation is given. A comparative characteristic of the effectiveness of the most studied semiconductors and heterostructures with n- and p-type semiconductors is given.

Забруднення природних вод органічними речовинами, зокрема нафтою та нафтопродуктами, пестицидами, продуктами фармації та харчової промисловості, синтетичними барвниками, має глобальний і прогресуючий характер. Відтак затребуваними є пошуки ефективних у технологічному й економічному аспектах матеріалів для очищення вод від таких поллютантів. Перспективними є напівпровідники, які за рахунок фотокаталітичних процесів (рис. 1), генерованих сонячним світлом, забезпечують повну деградацію органічних речовин у воді. Притім високою ефективністю відзначаються поруваті напівпровідникові композиційні матеріали [1-9], що зумовлено високою питомою площею фотокаталітичної поверхні, високим коефіцієнтом поглинання світлової енергії та розмаїттям енергетичних центрів.

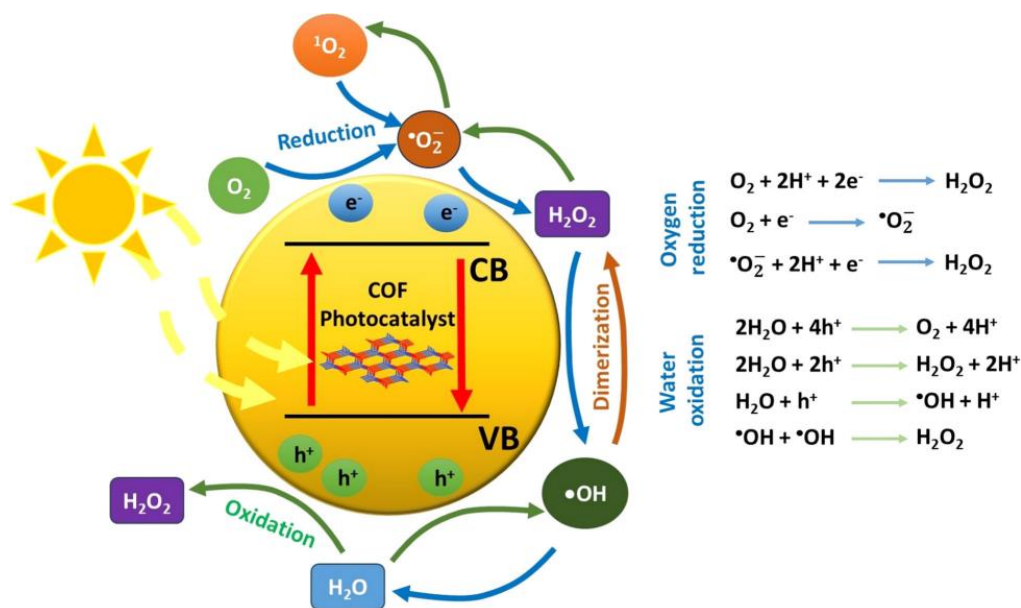


Рис. 1. Основні механізми процесів фотокаталітичного утворення активних форм кисню на напівпровідниковій поверхні [7].

Незалежно від природи напівпровідника, головною функціональною його властивістю є фотоелектричне генерування активних окиснювальних продуктів [O] ($\cdot\text{O}_2$, $\cdot\text{OH}$, H_2O_2), які за узагальненою реакцією (1) зумовлюють деградацію у воді органічних речовин-забруднювачів. Кількісним критерієм його є ефективність сонячної батареї, якою відзначаються кремній та напівпровідники $\text{A}^{\text{III}}\text{B}^{\text{V}}$ та $\text{A}^{\text{II}}\text{B}^{\text{VI}}$ (рис. 2). Проте висока вартість обмежує їх застосування у фотокаталітичному очищенні вод від органічних забруднювачів.

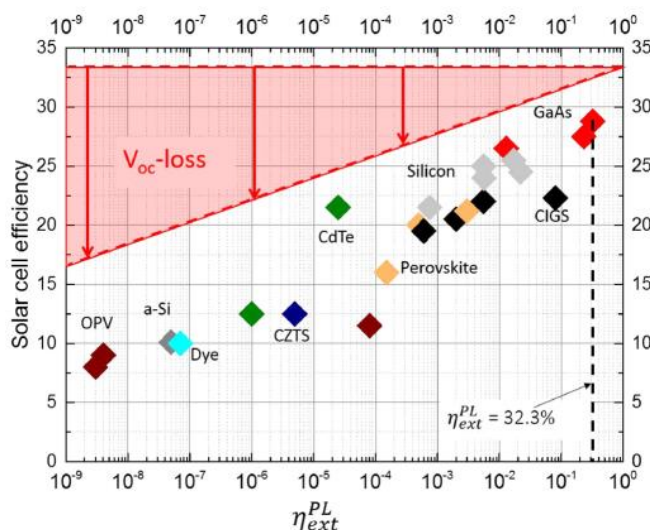


Рис. 2. Найбільш вивчені напівпровідникові матеріали для фотодеградації органічних забруднювачів води [10].

Найбільш дослідженим напівпровідником, який має перспективу широкого застосування в композиційних матеріалах для фотодеградації органічних забруднювачів води, є наночастинки TiO_2 (рис. 3).

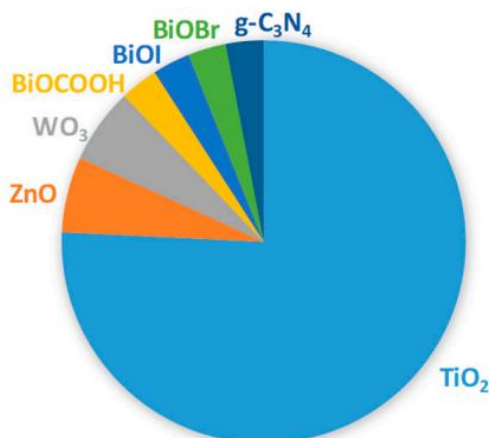


Рис. 3. Найбільш вивчені напівпровідникові матеріали для фотодеградації органічних забруднювачів води [1].

В останнє десятиліття показана можливість підвищення ефективності сонячної батареї за рахунок композитів на основі наведених на рис. 3 напівпровідників. Насамперед, велику увагу приділяють бінарним композитам на основі TiO_2 із застосуванням графену (рис. 4).

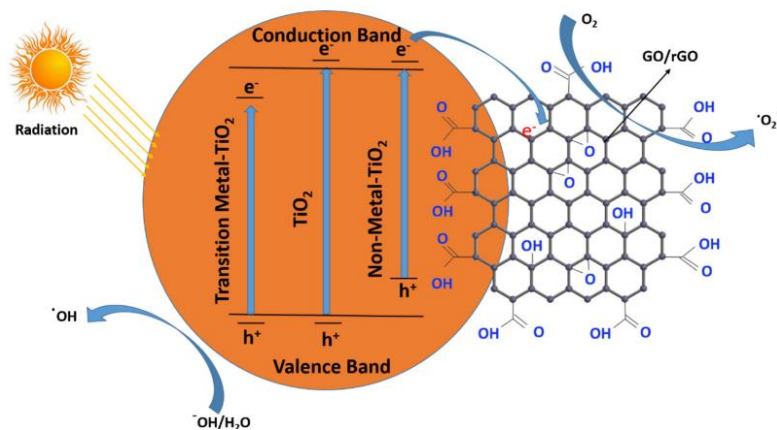


Рис. 4. Схема генерації радикалів через бінарні композити TiO_2 доповані графеном із зображенням валентної зони та зони провідності [8].

Ефективними є гетероструктури з n- і p-типів напівпровідників, які характеризуються різницею потенціалів, утвореною між двома напівпровідниками. Вони розділяють фотогенеровані носії заряду та запобігають процесам рекомбінації. Притім має місце ефективне розділення між дірками та електронами з обох сторін.

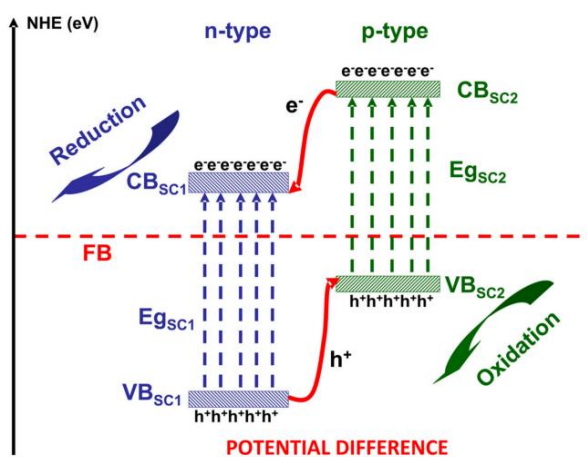


Рис. 5. Схема механізму дії гетероструктури [6].

Аналогічна дія спостерігається у нанокompозиті ZnO-пороватий кремній, який характеризується до того ж високорозвиненою поверхнею (рис. 6).

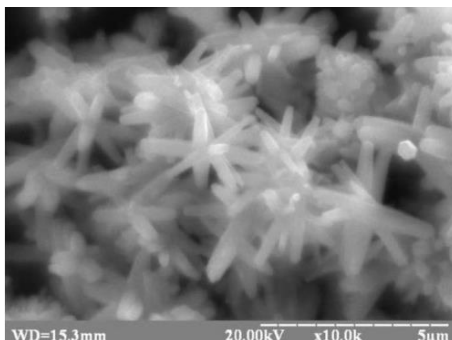


Рис. 6. СЕМ зображення нанокompозитного фотокаталізатора ZnO-пороватий кремній [9].

1. Mestre A.S., Carvalho A.P. Photocatalytic Degradation of Pharmaceuticals Carbamazepine, Diclofenac, and Sulfamethoxazole by Semiconductor and Carbon Materials: A Review // *Molecules*. 2019, V. 24, 3702.
2. Monaico E., Tiginyanu I., Ursaki V. Porous semiconductor compound // *Semicond. Sci. Technol.* 2020, V. 35, 103001.
3. From Design to Applications: A Comprehensive Review on Porous Frameworks for Photocatalytic Volatile Organic Compounds (VOCs) Removal / M. Deng, J. Sun, J. Chakraborty et al. // *ChemCatChem*. 2024, e202300783.
4. Zhan W., Sun L., Han X. Recent Progress on Engineering Highly Efficient Porous Semiconductor Photocatalysts Derived from Metal–Organic Frameworks // *Nano-Micro Lett.* 2019. V 11.
5. Enhanced photocatalytic efficiency of porous ZnO coral-like nanoplates for organic dye degradation / N.H. Hanh, Q.T.M. Nguyet, T.V. Chinh et al. // *RSC Adv.* 2024. V. 14. P. 14672–14679.
6. Enesca A., Cazan C. Volatile Organic Compounds (VOCs) Removal from Indoor Air by Heterostructures/Composites/Doped Photocatalysts: A Mini-Review // *Nanomaterials*. 2020. V. 10. 1965.
7. Karousis N., Tasis D. Porous covalent organic frameworks in photocatalytic ROS-mediated processes // *Energy Adv.* 2024. V. 3. P. 712–740.
8. A Comprehensive Review on Adsorption, Photocatalytic and Chemical Degradation of Dyes and Nitro-Compounds over Different Kinds of Porous and Composite Materials / A. Haleem, A. Shafiq, S.-Q. Chen, M. Nazar // *Molecules*. 2023. V. 28. 1081.
9. Фотокаталітичні властивості нанокмпозитного фотокаталізатора на основі ZnO і поруватого кремнію / Л. Топоровська, Б. Турко, П. Парандій та інші // *Ж. Фіз. Досл.* 2018. Т. 22, № 1. 1601.
10. Haverkort J.E.M., Garnett E.C., Bakkers E.P.A.M. Fundamentals of the nanowire solar cell: Optimization of the open circuit voltage // *Appl. Phys. Rev.* 2018. V. 5. 031106.

**ПЕРСПЕКТИВИ ЗАСТОСУВАННЯ ПЛАЗМОХІМІЧНО ОДЕРЖАНИХ
НАНОЧАСТИНОК ЯК СЕНСОРІВ КОЛОРИМЕТРИСНОГО ВИЯВЛЕННЯ
ЗАБРУДНИКІВ, ЩО ПОТРАПЛЯЮТЬ У ВОДНІ СЕРЕДОВИЩА В
НАСЛІДОК ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ**

Мargarita СКИБА, Юрій СКИБА, Вікторія ВОРОБІЙОВА

*Український державний університет науки і технологій
ННІ «Український державний хіміко-технологічний університет»,
Дніпро, Україна
e-mail: margaritaskiba88@gmail.com*

**PROSPECTS FOR THE APPLICATION OF PLASMOCHEMICALLY
OBTAINED NANOPARTICLES AS SENSORS FOR THE COLORIMETRIC
DETECTION OF POLLUTANTS ENTERING THE ENVIRONMENTAL
WATER AS A RESULT OF MILITARY ACTIONS**

Margarita SKYBA, Yury SKIBA, Victoria VOROBYOVA

*Ukrainian State University of Science and Technology
SEI "Ukrainian State Chemical and Technological University",
Dnipro, Ukraine, Dnipro, Ukraine*

Розробка заходів оперативного визначення забруднюючих речовин, що потрапляють у водні об'єкти в наслідок воєнних дій із використанням наносенсорів є актуальним. Здійснено дослідження щодо використання короткотривалого надрідинного плазмового розряду анодного типу для синтезу стабільних дисперсій нанозолота. Досліджено сенсорні властивості одержаних наночастинок золота для колориметричного визначення перхлорат-іонів в водних середовищах.

Забруднюючі речовини, що потрапляють у водні об'єкти внаслідок воєнних дій, включають компоненти спорядження боеприпасів і засобів мінування, продукти неповної детонації або відмови ракет, продукти вибуху і порохових газів, а також продукти трансформації і похідні забруднюючих речовин (органічні нітрати, тринітротолуол, динітротолуол, нітраміни, нітроефіри (порохи)), які змінюються в ґрунтах та водному середовищі; неорганічні нітрати та перхлорати і хлорати (складові вибухових систем і твердого ракетного палива), оксиди сірки, які перетворюються в ґрунтах і водному середовищі на сульфіти та сульфати, неорганічні хромати і дихромати та продукти їх трансформації. При цьому, слід зазначити, що реальний склад продуктів вибуху і механізми їх трансформації в компонентах навколишнього середовища наразі не встановлені.

Тому наразі для потреби виявлення та контролю за поллютантами, що утворюються в результаті вибуху та продуктів їх перетворення в навколишньому середовищі затребуваними є розробка високочутливих складових аналітичних тест-систем та сенсорів (аналізаторів) різного спрямування та методик саме оперативного, селективного та чутливого їх визначення. Напрямок досліджень щодо підходів аналітичного визначення забруднювачів із застосуванням колориметричних наносенсорів, є наразі актуальним і належить до світових пріоритетів розвитку сучасної галузей наносенсорів, охорони навколишнього середовища (рис. 1) [1, 2].

Дані маркетингових досліджень свідчать, що розмір світового ринку наносенсорів у 2023 році оцінювався в 768,14 мільйонів доларів США, а до 2033 року, за оцінками, досягне приблизно 1712,89 мільйонів доларів США, зростаючи на 8,35% у середньому з 2024 по 2033 рік (рис. 2).

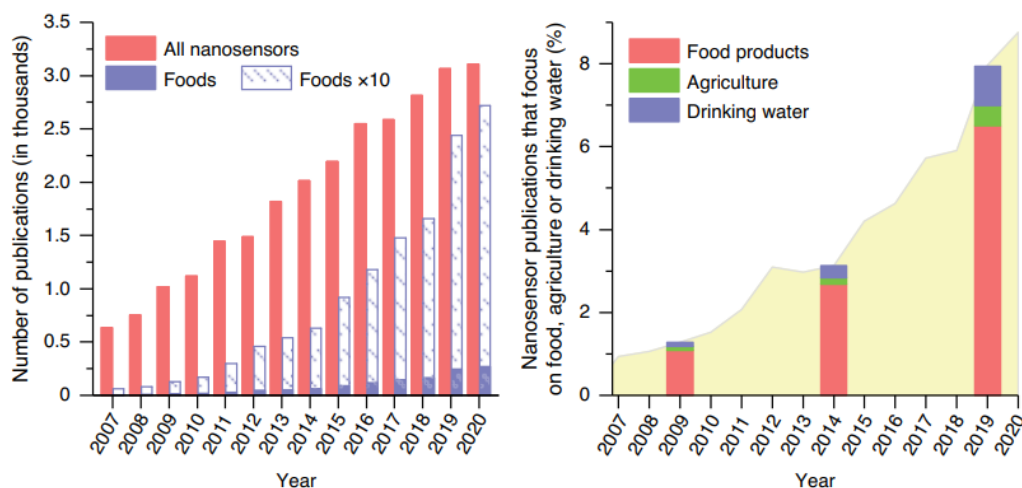


Рисунок 1 – Аналіз динаміки публікативної активності щодо використання наносенсорів для виявлення поллютантів в різних середовищах за даними Thomson Reuters Web of Science [1]

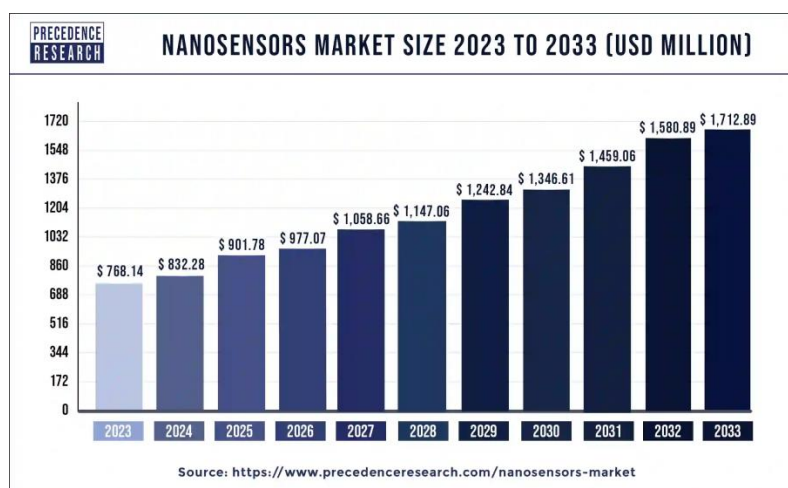


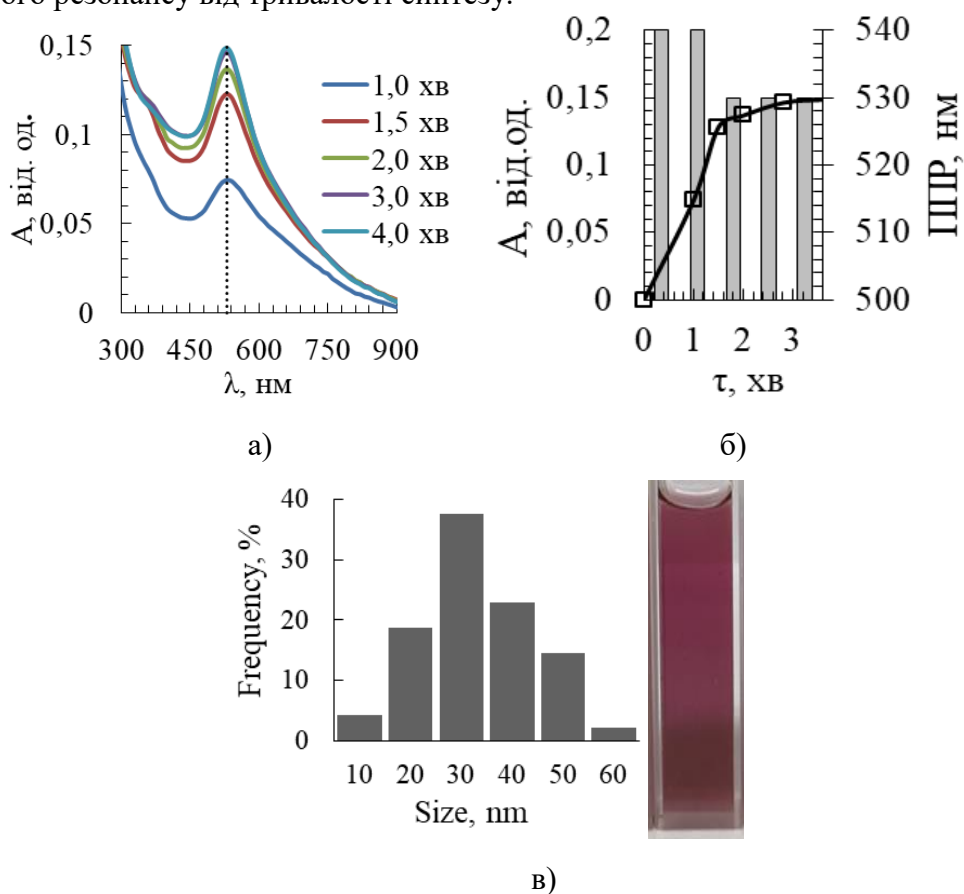
Рисунок 2 – Прогноз розвитку Світового ринку наносенсорів (<https://www.precedenceresearch.com/nanosensors-market>)

Молекулярно-модифіковані та чисті наночастинки мають значну кількість переваг для застосування як сенори [3]: велика площа поверхні, яка є ефективною для адсорбції аналітів або каталітичних процесів; простота синтезу наночастинок, що робить процес їх синтезу рентабельним; можливість контролю розподілу розмірів наночастинок дозволяє досягти низького рівня шуму у потенційних датчиках; наночастинки металів розчиняються в органічних розчинниках, чим забезпечують легке застосування на твердотільних поверхнях; наночастинки металів стійкі на повітрі, що може бути перспективним через тривалий час зберігання та термін експлуатації; ліганди на наночастинках можуть замінюватись, що дозволяє легко проводити дизайн поверхні наночастинок.

У роботах закордонних авторів [1–4, 5] відзначається виключна ефективність використання колориметричних зондів із застосуванням металічних наночастинок Ag, Au конфігурацій (моночастинки та ядро/оболонка, сплав), тест-систем [6] на основі наноматеріалів завдяки їх простоті синтезу, біосумісності, розширеної поверхневої функціоналізації та регульованих фізико-хімічних властивостей, а також локалізованому поверхневому плазмовому резонансу.

Авторами здійснено дослідження застосування короткотривалого надрідинного плазмового розряду анодного типу для синтезу стабільних дисперсій

нанозолота. На рис. 3 наведено спектри плазмохімічно одержаних колоїдних розчинів НЧ Au, кінетичні криві зміни поглинання та положення піку поверхневого плазмонного резонансу від тривалості синтезу.



Au^{3+} 0,06 ммоль/л, $[\text{Au}^{3+}]/[\text{Цит}]=[1]:[1]$

Рисунок 3 – Спектри дисперсій нанозолота залежно від тривалості дії розряду плазми на вихідний розчин $[\text{Au}^{3+}]/[\text{Цит}]$ (а), зміни поглинання та положення піку поверхневого плазмонного резонансу від тривалості синтезу (б), розподілення за розміром (зображення) (в)

Встановлено, що при досліджуваній початковій концентрації розчину прекурсор та часових інтервалах впливу плазми на водні розчини результатом обробки є формування наносистем, у яких метал знаходиться в нанорозмірному металевому стані (наночастинки Au у водному середовищі).

Здійснено дослідження сенсорної активності одержаних дисперсій наночастинок золота, стабілізованих цитратом натрію при колориметричному виявленні перхлорат-аніонів в водних розчинах.

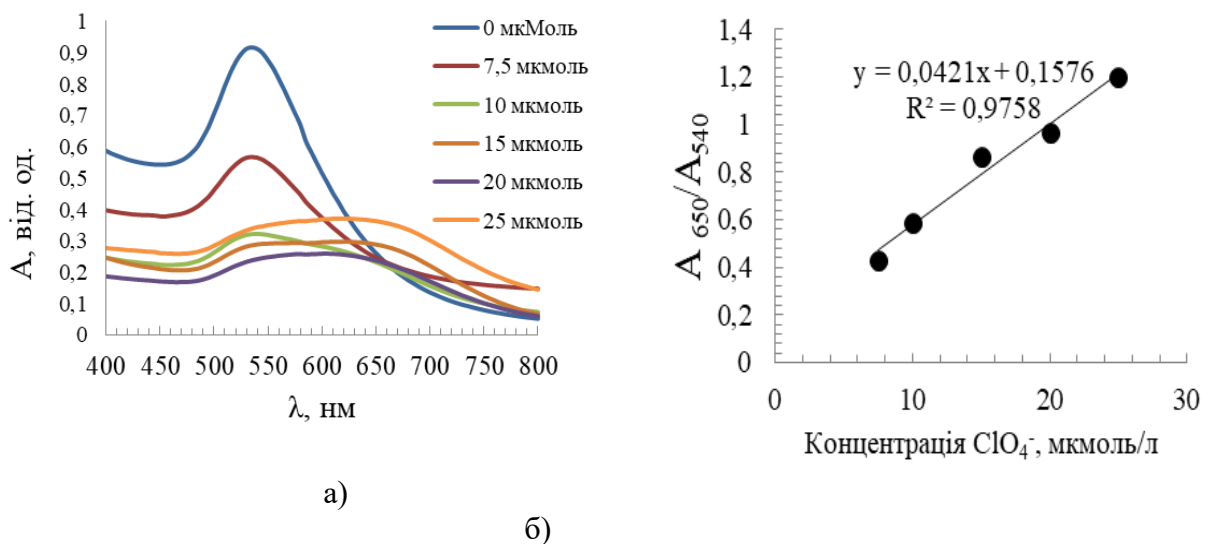


Рисунок 4 – Спектри наночастинок при колориметричному визначення аніонів перхлорату різних концентрацій 5,0 – 25 мкмоль/л (а), залежність поглинання A_{650}/A_{540} від концентрації аніонів перхлорату (б)

За умов поглинання УФ-видимого випромінювання при $\lambda=600-650$ нм показало лінійну залежність від концентрацій перхлорат-аніонів ClO_4^- в діапазоні 7,5–25,0 мкмоль/л ($R^2 = 0,97$). Встановлено, що межа виявлення (LOD) за досліджуваних умов становить 5,81 мкмоль/л.

Список використаних джерел

1. Yang, T., Duncan, T.V. 2021. Challenges and potential solutions for nanosensors intended for use with foods. *Nat. Nanotechnol.* 16, 251–265.
2. Chelliah, R.; Wei, S.; Daliri, E.B.-M.; Rubab, M.; Elahi, F.; Yeon, S.-J.; Jo, K.h.; Yan, P.; Liu, S.; Oh, D.H. Development of Nanosensors Based Intelligent Packaging Systems: Food Quality and Medicine. *Nanomaterials* 2021, 11, 1515.
3. Nguyen Ha Anh, Mai Quan Doan, Ngo Xuan Dinh, Tran Quang Huy, Doan Quang Tri, Le Thi Ngoc Loan, Bui Van Hao, Anh-Tuan Le. 2022. Gold nanoparticle-based optical nanosensors for food and health safety monitoring: recent advances and future perspectives. *Advances*, 12(18), 10950–10988.
4. Tovar-Lopez, Francisco J. 2023. "Recent Progress in Micro- and Nanotechnology-Enabled Sensors for Biomedical and Environmental Challenges" *Sensors* 23, 12, 5406.
5. Abd El-Ghany, M.N., Yahia, R.A., Fahmy, H.A. 2024. Nanosensors for Agriculture, Water, Environment, and Health. In: Ali, G.A.M., Chong, K.F., Makhlouf, A.S.H. (eds) *Handbook of Nanosensors*. Springer, Cham.
6. Arshad, A., Wang, H., Bai, X., Jiang, R., Xu, S., & Wang, L. 2019. Colorimetric paper sensor for sensitive detection of explosive nitroaromatics based on Au@Ag nanoparticles. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 206, 16–22. <https://doi.org/10.1016/j.saa.2018.07.095>

ОДЕРЖАННЯ КРИСТАЛІЧНОГО НАТРІЮ ХЛОРАТУ ІЗ РОЗЧИНІВ ПІСЛЯ ЕЛЕКТРОЛІЗУ НАТРІЮ ХЛОРИДУ

Костянтин БЛАЖІВСЬКИЙ, Зеновій ЗНАК, Андрій СЛЮЗАР
Національний університет "Львівська політехніка", м. Львів
kostiantyn.i.blazhivskyi@lpnu.ua

OBTAINING CRYSTALLINE SODIUM CHLORATE FROM SOLUTIONS AFTER SODIUM CHLORIDE ELECTROLYSIS

Kostiantyn BLAZHIVSKYI, Zenovii ZNAK, Andrii SLYUZAR
Lviv Polytechnic National University, Lviv

A new method of processing a solution of sodium chlorates and chlorides after electrolysis of sodium chloride in order to obtain crystalline sodium chlorate is proposed. It consists in evaporating the solution and cooling the resulting suspension without separating sodium chloride. This makes it possible to simplify the technology and reduce energy consumption.

Натрію хлорат є важливим продуктом хімічної галузі, який широко застосовують у промисловості і побуті: для одержання діоксиду хлору, відбілювання целюлози і тканин, в органічному синтезі, виробництві гербіцидів, дефоліантів, знезараження води, для одержання хлоратів інших металів та перхлоратів. Здебільшого його одержують електрохімічним окисненням хлорид-іонів у водних розчинах натрію хлориду. Внаслідок електролізу розчину NaCl утворюється розчин натрію хлорату і хлориду, з якого потрібно виділити кристалічний натрію хлорат. Відповідно до джерел інформації цього досягають випаровуванням зазначеного розчину, відділенням гарячого викристалізованого натрію хлориду з подальшим охолодженням розчину для кристалізації NaClO₃.

Розділення досліджуваної сольової системи базується на використанні даних про розчинності солей та ізотерми розчинності в системі NaClO₃-NaCl-H₂O у присутності 10 г/л Na₂CrO₄ і 1 г/л NaOH [1]. Відповідно до них розчинність NaClO₃ у системі зменшується з підвищенням температури і збільшенням концентрації натрію хлориду. За зменшення температури NaCl діє висолююче на NaClO₃. Ці властивості системи використали для розроблення нового способу одержання натрію хлорату із розчину після електролізу натрію хлориду.

Для реалізації запропонованого способу виконали дослідження, де вивчали вплив ступеня випарювання розчинів натрію хлоридів і хлоратів на склад рідких і твердих фаз, які утворюються під час випаровування, а також вплив температури охолодження випаруваних розчинів на вихід натрію хлорату і його склад. У дослідах використали розчин такого складу (мас.%): NaClO₃ 40; NaCl 8; H₂O 52. Досліди виконували на лабораторній вакуум-випарній установці за розрідження в межах 0,78...0,80 кгс/см² (тиск 0,022 МПа). Маточний розчин охолоджували до температур в інтервалі 20...-12°C, а випарувану суспензію – до 15...5°C.

Як показали результати досліджень після досягнення ступеня випарювання 10 % починав кристалізуватися натрію хлорид. Далі до ступеня випарювання 21 % кристалізувався, здебільшого, натрію хлорид і частково натрію хлорат. Утворився осад, який містив 69 % NaCl і 22 % NaClO₃. Вихід натрію хлорату був малим (2,6 %) порівняно з виходом NaCl (40,4 %). Дальше збільшення ступеня випарювання до 28 % зумовило кардинальну зміну складу одержаного після випарювання осаду, який містив у три рази більше NaClO₃ ніж NaCl (67 % проти 27). Відповідно різко зріс вихід першої солі (до 31 %) порівняно з другою. Слід відзначити, що частина NaClO₃ випала також внаслідок деякого охолодження розчину на фільтрі. Отже,

випаровуванням хлорид-хлоратного розчину складно отримати чистий натрію хлорид, придатний для повернення у процес без проміжного промивання. За ступенів випарювання менше ніж 20 % не буде досягнуто задовільного виходу.

У подальших дослідженнях вивчали кристалізацію солей із випаруваних розчинів їх охолодженням спершу за 20°C, а далі – за нижчих температур. Вони показали, що основна частина натрію хлорату із досліджуваної системи випадала в осад під час охолодження до 20°C. При цьому із менш випаруваного розчину суттєво більше, ніж із більш випаруваного (47 % проти 38). Водночас вихід натрію хлориду різко зменшився в обох досліджах – відповідно 3,6 і 2,7 %. Його вміст у викристалізованих осадах становив 0,7...0,8 %, причому істотна частина за рахунок просочувальних розчинів. Подальше охолодження до 3...5°C, а потім до -8...-12°C супроводжувалося збільшенням сумарних виходів NaClO₃ і фактичним припиненням кристалізації NaCl (виходи 0,2...0,6 %). Відповідно утворювались осадки із ще меншим вмістом NaCl (0,3...0,6 %). Осади NaClO₃, одержані внаслідок охолодження випаруваних розчинів, добре фільтрувалися, кінцевий вміст води становив 2...5 %. Виконані дослідження показали, що під час охолодження випаруваного хлорид-хлоратного розчину кристалізується, в основному, натрію хлорат незалежно від ступеня випарювання розчину. Вихід NaClO₃ зростає із зниженням температури.

Надалі вивчали зміну складу випаруваної суспензії під час її охолодження. Для цього початковий розчин випарували до ступенів випарювання 23-24 %, а далі одержану гарячу суспензію охолоджували до необхідної температури за перемішування протягом 1 години і розділяли на вакуум-фільтрі. Результати дослідів показали, що внаслідок охолодження суспензій, одержали осадки натрію хлорату із невисоким вмістом натрію хлориду 2...3 %. Тобто NaCl, який викристалізувався під час випаровування, в основному, розчинився, висолюючи додаткові порції NaClO₃. Слід відзначити, що більша частина NaCl в осадах перебувала у складі просочувального маточного розчину, який недостатньо відділився на фільтрі.

На підставі аналізу ізотерми розчинності та виконаних експериментальних досліджень запропонували новий спосіб перероблення хлорид-хлоратного розчину після електролізу NaCl. Він полягає у вакуум-випаровуванні початкового розчину до ступеня 25-30 % за температури 70°C, під час якого відбувається сумісна кристалізація натрію хлориду і хлорату. Утворену гарячу суспензію не розділяють, як це відбувається у відомих технологіях з метою відділення NaCl, а подають на охолодження до температури 5...10°C. Згідно з діаграмою розчинності системи NaCl-NaClO₃-H₂O під час охолодження різко зменшується розчинність натрію хлорату, а розчинність натрію хлориду зростає. Отже, у перероблюваній суспензії кристалізується додаткова кількість NaClO₃, а NaCl, який випав під час випаровування, розчиняється. Таке проведення технологічного процесу дає змогу спростити його за рахунок уникнення стадій фільтрування гарячої суспензії після випарювання, відділення осаду NaCl, донасичення ним циркулюючого розчину та ін.

На основі літературних даних і проведення нами досліджень, розроблено технологічну схему процесу одержання натрію хлорату, виконано необхідні матеріально-теплові розрахунки.

1. Якименко Л.М., Пасманік М.И. Справочник по производству хлора, каустической соды и основных продуктов. М.: Химия, 1976. 440 с.

ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТУ ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ м. ІВАНО-ФРАНКІВСЬК

¹Андрій СЛЮЗАР, ²Любомир ЧЕЛЯДИН, ¹Світлана ФАТ

¹Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів, Україна,

²Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу,

м. Івано-Франківськ, Україна

Andrii.V.Sliuzar@lpnu.ua

PURIFICATION OF THE LEACHATE OF THE DOMESTIC SOLID WASTE LANDFILL IN IVANO-FRANKIVSK

¹Andriy SLYUZAR, ²Lubomyr CHELYADYN, ¹S. FAT

¹Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

²Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ivano-Frankivsk

Резюме. Введення в експлуатацію фільтратопроводу від полігону ТПВ до очисних споруд м. Івано-Франківськ вирішує питання накопичення інфільтрату на полігоні, однак несе додаткове навантаження на очисні споруди. Необхідно застосовувати локальне очищення інфільтрату. Проведені дослідження показали, що для очищення інфільтрату до нормативних показників скиду на очисні споруди варто, крім його обробки в електрокоагуляторах та відділення зкоагульованих забруднень у тонкошаровому відстійнику, використати додаткову обробку - окиснення компонентів інфільтрату в електролізері з інертним анодом.

Накопичення відходів на територіях звалищ твердих побутових відходів (ТПВ) спричиняє екологічні проблеми через забруднення атмосфери, водних ресурсів та ґрунтів [1]. При поводженні з ТПВ потрібен комплексний підхід: створенням умов для рекультивації існуючих сміттєзвалищ та забезпеченням системи заходів, спрямованих на запобігання забрудненню довкілля [2].

У товщі звалищного тіла полігону ТВП за рахунок потрапляння опадів і в результаті здійснення різних хімічних та біохімічних процесів відбувається утворення інфільтрату, що містить велику кількість токсичних органічних і неорганічних компонентів. Концентрації забруднюючих речовин в інфільтратах звалищ ТПВ часто в декілька разів перевищують гранично допустимі норми, що не допускає скид інфільтратів у водні ресурси. При значних опадах, кількість стічних вод, що є в тілі полігону, збільшується в декілька разів, що потребує контролю і необхідності постійної чи періодичної утилізації інфільтратів, їх очищення.

У попередній роботі нами було описано полігон ТПВ у с. Рибне, який обслуговує м. Івано-Франківськ [3]. Фільтрат з полігону збирається в двох резервуарах. Щороку утворюється близько 20 тис. м³ фільтрату. Ємність резервуарів є обмеженою і тому для зменшення кількості накопиченого фільтрату його вивозили спецтехнікою або монтували збірний польовий трубопровід для перекачування через каналізаційні колектори мікрорайону Пасічна м. Івано-Франківськ на міські очисні споруди в с. Ямниця. А у 2023 р. завершили будівництво і запустили стаціонарний фільтратопровід протяжністю 13,5 км.

З побудовою фільтратопроводу на полігоні практично вирішено питання з накопиченням фільтрату, однак не вирішено питання його очищення чи знешкодження. Розрізняють три основні методи переробки інфільтратів: каналізування, тобто скидання в каналізацію для подальшої сумісної обробки з побутовими стічними водами і подачею на поверхню звалища по замкнутому

циклу; біологічна обробка (аеробна і анаеробна) та хіміко-фізична обробка (хімічне осадження, хімічне окиснення, адсорбція, зворотний осмос тощо) [1]. Дозоване змішування фільтрату з міськими стічними водами є дозволеним процесом, однак пільна обробка фільтратів з побутовими стічними водами допускається лише у випадках, коли обсяг фільтрату не перевищує 5% подачі стоків на очисну установку. За великої частки фільтрату погіршується якість очищення стоків за рахунок додаткового навантаження на біологічні очисні споруди міста, збільшується корозія вузлів очисної установки тощо [1,2]. У додатку 4 «Правил приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення», затверджених наказом Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 01.12.2017 № 316, описано вимоги до складу та властивостей стічних вод, що скидаються до системи централізованого водовідведення, для безпечного їх відведення та очищення на очисних спорудах системи централізованого водовідведення. З найбільш небезпечних компонентів у інфільтратах є вміст амонійного азоту, нітратів, важких металів та органічних сполук (нафтопродукти, барвники, гумати тощо).

Саме тому виникає необхідність встановлення локальних очисних споруд, а в подальшому і сміттєпереробного заводу на території полігону ТПВ, що можуть забезпечити належний рівень очистки фільтрату перед скиданням його в каналізаційну мережу.

Дослідження складу інфільтрату показало, що інфільтрат є сильно забарвленим (коричневий колір, кольоровість ~ 8600 градусів) характеризується високим вмістом органічних речовин, серед неорганічних - домінує натрію хлорид ($1,5 \dots 3$ г/дм³), що становить значну частку від суми розчинених мінеральних солей. Показник ХСК інфільтрату ($\text{ХСК} = 5800 \dots 7000$ мг/дм³) у більше ніж на порядок перевищує допустимі значення для скиду в каналізацію. Перевищені також значення концентрацій амонійного і нітратного азоту, іонів важких металів та ін. Так як інфільтрат є багатокомпонентним, то це вимагає застосування специфічної комплексної технології їх очищення.

Для очищення інфільтрату було вирішено застосувати фізико-електрохімічну технологію очищення стоків з використанням електрокоагуляції [4], яка показала ефективність при очищенні стічних вод, забруднених нафтопродуктами. Результати наших попередніх досліджень показали, що очищення інфільтрату електрокоагуляційним (послідовна обробка розчину в електрокоагуляторах з Fe анодами) методом і відділенням зкоагульованих забруднень у тонкошаровому відстійнику (ТШВ) дає змогу досягти достатньо високих ступенів очищення за показником кольоровості ($80 \dots 87\%$) і ХСК ($73 \dots 77\%$), однак кінцеві показники інфільтрату є недостатні для скиду на очисні споруди. Очевидно, що зважаючи на комплексність забруднень інфільтратів, необхідно використовувати додаткові стадії для ефективного очищення інфільтратів, а саме: додаткового осадження іонів важких металів, окиснення стоків і деструкції органічних речовин та, можливо, кінцевої сорбції сполук на сорбентах.

Для вдосконалення цієї технології було проведено комплексні дослідження очищення інфільтрату з використанням як хімічної коагуляції та окиснення, так і електрохімічних процесів. Для досліджень використовували інфільтрат з такими показниками: ХСК $5934,3$ мг О₂/дм³; азот амонійний $936,0$ мг/дм³; хлориди $2372,6$ мг/дм³; сульфати $808,6$ мг/дм³. рН та окисно-відновний потенціал (ОВП) інфільтрату і реагентів представлені у табл. 1. Використовували платиновий вимірювальний електрод і хлорид-срібний електрод порівняння.

Спочатку визначали дозу коагулянта - 5% розчину FeSO₄. До фільтрату (V=200 мл) у циліндрах об'ємом 250 мл добавляли 5, 20 і 40 мл свіжоприготовленого реактиву. Результати досліджень (рис. 1, 2-е фото) показали,

що із збільшенням дози коагулянта від 5 до 40 мл зростає ступінь освітлення, швидше формується зкоагульований осад. Для подальших досліджень було обрано дозу 20 мл коагулянту на 200 мл фільтрату.

Таблиця 1 - Дослідження рН і ОВП інфільтрату і реагентів

№	Середовище/реагент	ОВП, мВ	рН
1	Інфільтрат	-83	8,3
2	FeSO ₄ (розчин 5%)	408	2,3
3	Концентрований гіпохлоритний розчин (активний хлор ~40 г/дм ³ і NaOH ~10 г/дм ³)	-431	11,3
4	Вапняне молоко (розчин Ca(OH) ₂)		12,4

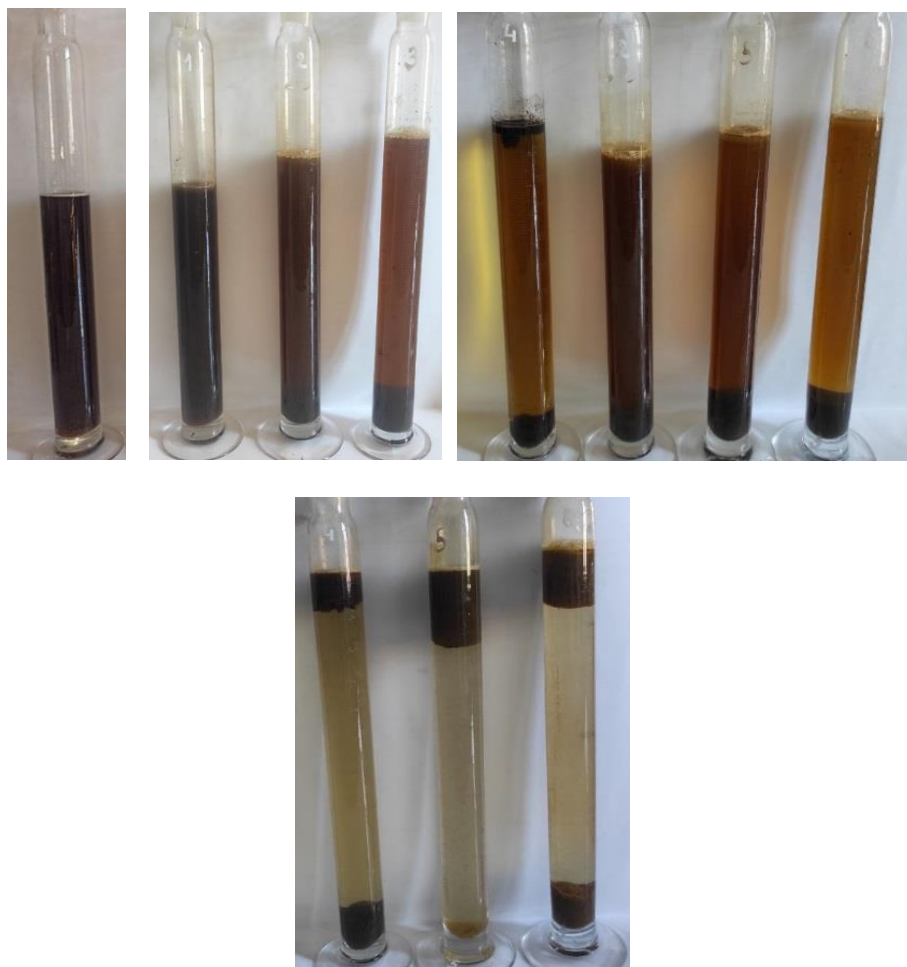


Рис. 1 Результати досліджень (фото) впливу дози коагулянта, рН та окисника на очищення і освітлення інфільтрату (зліва направо):

перше фото - початковий інфільтрат, друге - після добавлення до циліндрів №№1-3 - 5, 20 і 40 мл коагулянту 5% FeSO₄, третє - після добавлення коагулянту 20 мл 5% FeSO₄ і до циліндру №4 - 10 мл 11,5 % HCl, до №5 - 20 і до №6 - 40 мл насиченого розчину Ca(OH)₂, четверте - після добавлення коагулянту 20 мл 5% FeSO₄ і до циліндру №4 - 5 мл, до №5 - 15 і до №6 - 30 мл «Білизни».

Із зміною рН також змінюється характер освітлення (рис. 1). При підкисленні розчину (циліндр №4, 3-є фото) спостерігається як осадження так і флотація частини твердої фази. Це, на нашу думку, пов'язано з вмістом карбонатів у фільтраті і виділенням CO₂ в газову фазу. Збільшення дози Ca(OH)₂ позитивно впливає на освітлення інфільтрату. Ступінь освітлення інфільтрату (за один і той же час спостережень) за допомогою 20 мл 5% FeSO₄ і 40 мл насиченого розчину

$\text{Ca}(\text{OH})_2$ є більший ніж під час коагуляції за допомогою 40 мл 5% FeSO_4 без добавлення вапняного молока, що можна пояснити позитивним впливом підвищення рН на коагуляцію.

Оброблення інфільтрату побутовим засобом «Білизна» (лужні концентровані хлорид-гіпохлоритні розчини) з одночасною обробкою коагулянтном дозволяє здійснювати очищення і освітлення інфільтрату (рис. 1, 4-е фото). В усіх випадках межа між освітленим розчином і шаром осаду чи флотошару була чіткою, що свідчило про високу ефективність коагуляційно-окисного очищення фільтрату. Задовільні результати одержуються навіть за незначної дози окисника 5 мл, тобто співвідношення окисник-коагулянт-фільтрат 5-20-200 або 1-4-40. Доза окисника буде визначатись вимогами по допустимому залишковому вмісту активного хлору і хлоридів для скидання в каналізацію.

Дослідження впливу добавки «Білизни» на рН і ОВП інфільтрату показали (рис. 2), що значення рН і ОВП інфільтрату спочатку змінюється різкіше, а потім встановлюються за дуже високої дози концентрованого гіпохлоритного розчину (30...50 мл : 80 мл). Досягається рН близько 10 і низьке значення ОВП ~ -230 мВ, що може спричиняти процеси відновлення у такому окисному середовищі. Однак це значно підвищує вміст хлоридів у розчині.

Очевидно, що в реальних умовах використання електро-фізичної технології добавку гіпохлорит-хлоридного розчину варто замінити дозуванням гіпохлориту, який буде одержуватись під час електросинтезу з хлорид-іонів, які містяться в інфільтраті. Під час здійснення електролізу інфільтрату не виключені також окиснення і деструкція органічних речовин на електродах. Це також дасть змогу не вносити нові порції хлоридів у фільтрат.

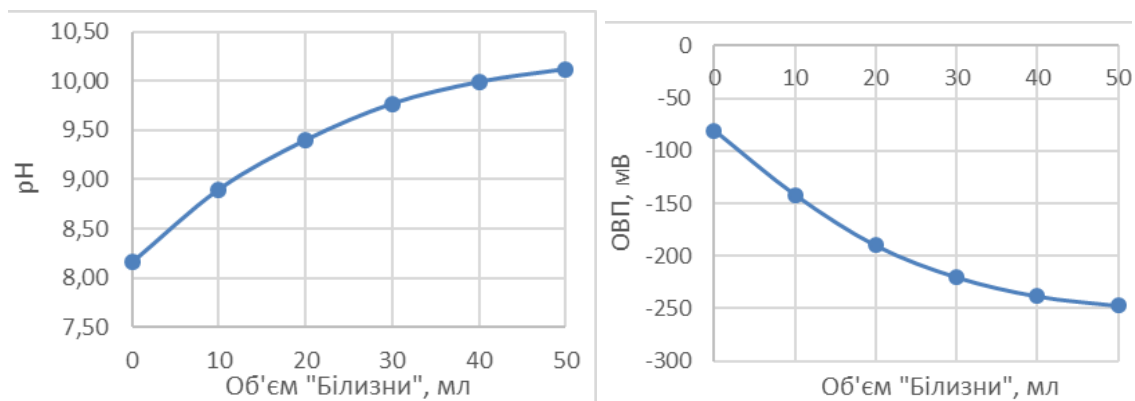


Рис. 2 Результати досліджень впливу добавок концентрованого гіпохлоритного розчину на зміну рН і ОВП (Pt) інфільтрату

Окисно-відновну поведінку складових інфільтрату під час електролізу за різного потенціалу можна побачити на циклічних вольтамперних кривих (ЦВА) (рис. 3). Під час послідовної зміни потенціалу на електродах відбуваються процеси окиснення чи відновлення наявних в інфільтраті сполук. Таке приймання-віддавання електронів фіксується потенціостатом [5].

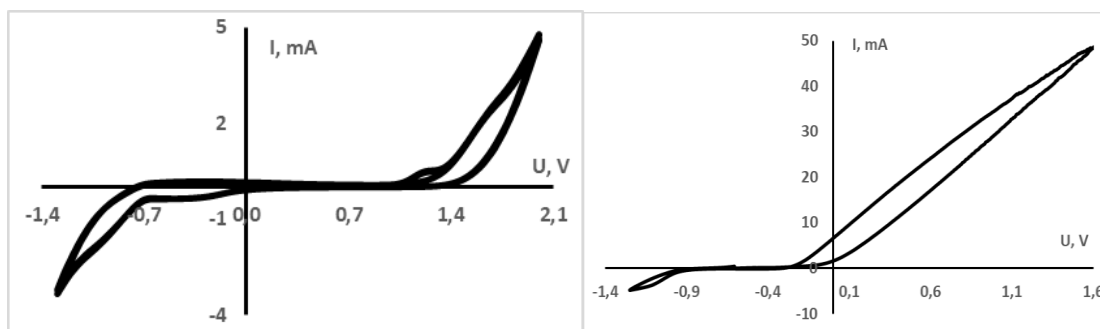


Рис. 3 Циклічні вольтамперограми платинового (зліва, 3 цикли) і сталюого (справа) електроду в інфільтраті (швидкість розгортки потенціалу - 10 мВ/с, напрям - в анодну сторону)

На кривій ЦВА спостерігаються 2 піки окиснення (1-й в межах 1,1...1,4 В, 2-й - 1,5...1,7 В) та 2 піки відновлення (3-й - -0,1...-0,6 В і 4-й - -0,8...-1,1 В). У цілому в межах до виділення кисню (до $\sim +1,7$ В) і до виділення водню (до $\sim -1,1$ В) окисно-відновні властивості проявляють декілька сполук. Перший пік на кривих ЦВА з'являється тільки в 2 і 3 циклі і це вказує на те, що в розчині генеруються певні відновні форми (можливо органічної природи), які можуть незворотно окиснюватись. У межах 2 піку, очевидно відбуваються процеси окиснення хлоридів. Піки струмів 3 і 4 говорять про незворотні відновлення сполук, що містяться в інфільтраті. Ймовірними реакціями є відновлення іонів Заліза за потенціалів 3-го піку. У 2 і 3 циклах характер кривих ЦВА практично не змінюється.

Інші властивості проявляють компоненти інфільтрату на сталюому електроді. Під час розгортки в анодну сторону спостерігається анодне окиснення / розчинення металу (заліза) вже за потенціалу $\sim -0,1$ В. Процес відбувається практично без пасивації. Очевидно що цьому сприяють хлориди в невисокій концентрації. При зворотньому ході кривої ЦВА (на катодно поляризованому металі) за потенціалу $\sim -1,0$ В починається виділення водню.

На основі результатів апробаційних досліджень було запропоновано технологічну схему і проведено дослідження на укрупненій установці, яка включала електрокоагулятор з залізним анодом для генерації коагулянта (1 стадія), тонкошаровий відстійник ТШВ (2 стадія) і електролізер з інертним (графітовим) анодом (3 стадія) для утворення гіпохлоритних розчинів, які забезпечують ефективне окиснення органічних забруднень у інфільтраті. Дослідження на укрупненій установці показали, що як і за кольоровістю, так і за ХСК досягаються нормативні значення (200...250 і 500...550, відповідно), що дають змогу скидати вже очищений інфільтрат у міську каналізацію не порушуючи роботу міських очисних споруд.

Висновки

Електро-фізична технологія очищення інфільтрату, що поєднує електрокоагуляцію та відділення забруднень у тонкошаровому відстійнику, не забезпечує достатнє очищення інфільтрату за показниками кольоровості та ХСК. Це змушує застосовувати додаткові стадії очищення інфільтрату перед скиданням у міські очисні споруди. Застосування окисника разом з коагулянтном дає змогу досягти достатніх показників очищення інфільтрату. Для цього в електро-фізичній технології варто використати додаткову стадію електрохімічного окиснення на інертному аноді.

Список використаної літератури.

1. Петрук В.Г. Управління та поводження з відходами. Частина 3. Полігони твердих побутових відходів : навчальний посібник / Петрук В.Г., Васильківський І.В., Іщенко В.А., Петрук Р.В. Вінниця: ВНТУ, 2013. - 139 с.
2. Мирослав Мальований, Віра Слюсар, Андрій Серета, Олег Стокалюк. Аналіз екологічної небезпеки існуючих сміттєзвалищ та стратегія її мінімізації (на прикладі Грибовицького сміттєзвалища). Екологічна безпека та збалансоване ресурсовикористання. № 1 (15). 2017. с.5-11. <https://ebzr.nung.edu.ua/index.php/ebzr/article/download/57/66>
3. [В.Л. Челядин, Л.І. Челядин, А.В. Слюзар. Очищення інфільтрату полігону твердих побутових відходів м. Івано-Франківськ. Збірник наукових статей XXI Міжнародної науково-практичної конференції «Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання» \(25-26 травня 2023 р. м. Львів\), Львів, 2023. – С. 183-186.](#)
4. Chelyadyn Lubomyr, Kostyshyn Volodymyr, Chelyadyn Volodymyr, Romanyshyn Taras, Vasechko Valentin. Wastewater Purification Technology by Two-Stage Treatment in Electrical Device of a Compact Local Installation (2020). *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3(10 (105)), 63-70, 2020, <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2020.206815>
5. А.В. Слюзар, Я.А. Калимон. Вплив компонентів на окисно-відновні властивості хінгідронного поглинального розчину // Питання хімії і хімічної технології, 2020. №5. 88-97. <http://dx.doi.org/10.32434/0321-4095-2020-132-5-88-97>

ВСТАНОВЛЕННЯ ПОТЕНЦІАЛУ КЛИНОПТИЛОЛІТУ ЯК СОРБЕНТУ НАФТИ

Марта Пиріг, Станіслав Гринишин
Національний університет “Львівська політехніка”, м. Львів
marta.a.pyrih@lpnu.ua

DETERMINATION OF THE POTENTIAL OF KLINOPTILOLITE AS AN OIL SORBENT

Marta Pyrih, Stanislav Hrynyshyn
Lviv Polytechnic National University

Сорбційні методи є практично єдиними, що дають змогу очищати різні середовища від нафти і нафтопродуктів без виникнення вторинного забруднення. Здебільшого вивчали процеси сорбції цих речовин з водних середовищ. Зокрема дослідження проводили з використанням білого та чорного активованого вугілля, бавовни та пінополістиролу. Встановлено, швидкість сорбції нафти зменшується в ряді бавовна – пінополістирол – біле вугілля – чорне вугілля. У разі нанесення обох видів вугілля на нафтову пляму утворюються агломерати, що оупускаються на дно водойми, що загрожує водній біоті. Доволі поширені сорбенти на основі природних матеріалів: лущиння соняшника, глини. Синтетичні сорбенти, зокрема, вуглецеві наноматеріали володіють високою сорбційною здатністю щодо нафти та піддаються регенерації. Однак синтетичні метаріали мають доволі високу вартість, що впливає на економічні показники процесів очищення вод. Окрім того, синтетичні матеріали практично не використовують для очищення ґрунтів, оскільки в цьому разі їх практично неможливо використовувати повторно через неможливість їх вилучення з ґрунту. Значно дешевшими та доступнішими сорбентами як для очищення вод, так і ґрунтів є природні сорбенти, наприклад, перліт, каолінит тощо.

Мета роботи: встановити сорбційну здатність природного клиноптилоліту щодо нафти для встановлення доцільності його використання при ліквідації аварійних та технологічних проливів нафти та нафтопродуктів, а також для очищення ґрунтів та території від вказаних речовин.

З урахуванням передбачуваного способу застосування природного клиноптилоліту для очищення територій від розливів нафти і нафтопродуктів запропоновано методіку досліджень сорбційної здатності цеоліту в статичних умовах. Дослідження виконували із застосуванням фракцій клиноптилоліту, мм: 0,1...0,25; 0,25...0,5; 0,5...1,0; 1,0...1,5; 1,5...2,0. У дослідженнях використовували клиноптилоліт у нативній формі (без жодного оброблення) та після часткової дегідратації (активації): термічної – за температури 100 ± 2 °С; активації в полі надвисокочастотного (НВЧ) електромагнітного випромінювання.

Для дослідження процесу поглинання нафти клиноптилолітом виготовляли сорбційні картриджі (скляні трубки зі внутрішнім діаметром 10 мм і висотою 200 мм; нижній торець трубки був закритий полімерною сіточкою з отворами 0,05 мм, яка фіксувалась на зовнішній поверхні трубки еластичним кільцем із силіконової гуми (рис. 1)). В усіх зразках висота шару цеоліту становила 150 ± 2 мм. Масу цеоліту, поміщеного в картридж, визначали гравіметрично за різницею його мас з і без цеоліту. Зважування проводили з використанням електронної ваги Axis-AD 500 (точність вимірювання 0,001 г).

Усі картриджі з цеолітом були розміщені вертикально у спеціальному штативі. Нижні частини кожного з картриджів були поміщені в окремі ємності для

нафти; в усіх випадках відстань від дна ємкості до нижнього торця картриджа дорівнювала 1 мм. Після розміщення усіх картриджів з ємкостями в штативі, в ці ємкості вносили по $15 \pm 0,2$ г нафти; висота зануреного в нафту шару цеоліту дорівнювала 20 ± 1 мм. Штатив поміщали у повітряно сухий термостат ТС 80М; дослідження проводили за температури $25 \pm 0,1$ °С.

Практично зразу ж після заповнення ємкостей нафтою спостерігалось забарвлення прошарку цеоліту над її рівнем, тобто сорбція нафти розпочиналась практично зразу. При цьому формувались фронт сорбції, який з часом переміщувався вгору, та працюючий шар цеоліту.

Впродовж перших 4-6 год швидкість переміщення фронту сорбції шаром цеоліту, починаючи від рівня нафти, для кожної окремої фракції цеоліту була практично однаковою (рис. 1). Через 26...32 год приріст висоти працюючого шару для всіх фракцій клиноптилоліту вельми незначний або відсутній взагалі (рис. 1).

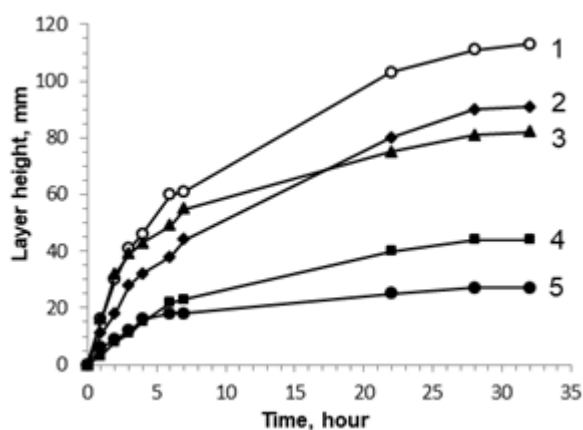


Рис. 1. Залежність висоти працюючого шару цеоліту від часу для фракцій, мм:
 1 – 0,1...0,25; 2 – 0,25...0,5; 3 – 0,5...1,0; 4 – 1,0...1,5; 5 – 1,5...2,0

Водночас чіткої залежності швидкості переміщення фронту сорбції впродовж 4-6 год від дисперсності частинок клиноптилоліту не виявлено. Так, для фракцій клиноптилоліту, мм: 0,1...0,25; 0,25...0,5; 0,5...1,0; 1,0...1,5; 1,5...2,0 вона дорівнювала 11,5; 8,1; 10,8; 3,75 і 4,1 мм/год відповідно. Хоча (оскільки сорбція нафти цеолітом є процесом гетерогенним) зі збільшенням дисперсності та відповідно збільшенням площі контакту фаз сорбційна ємність мала б збільшуватись. Це може бути зумовлено тим, що нафта є багатокомпонентною речовиною. Тому змочування поверхні частинок окремими компонентами та їх дифузія в об'єм відбувається з різною швидкістю. Це підтверджується тим, що впродовж поглинання нафти, інтенсивність забарвлення окремих прошарків цеоліту є різною. Умовно можна виокремити «темний» шар, забарвлення якого зумовлене сорбцією важчих фракцій нафти. Впродовж перших 4-6 год процесу чіткої залежності висоти «темного» працюючого шару від дисперсності цеоліту не виявлено. Це, ймовірно, зумовлено тим, що сорбція фракцій нафти відбувається по чергово. Спочатку поглинаються легші фракції, які слугують своєрідним елюентом (розчинником) й сприяють сорбції й дифузії важчих фракцій нафти у шарі клиноптилоліту.

Природний клиноптилоліт, який використовували у дослідженнях, містить воду у вигляді фізично сорбованої та хімічно зв'язаної. Вона може погіршувати сорбцію нафти чи її окремих фракцій, які загалом є гідрофобними. Тому можна було передбачити, що цеоліт, звільнений принаймні від фізично сорбованої води, мав би володіти більшою сорбційною здатністю щодо нафти, порівняно з його нативною формою. Саме тому надалі в дослідженнях використовували клиноптилоліт, висушений за температури 100 ± 2 °С та активований НВЧ-випромінюванням.

Характер залежності висоти працюючого шару від часу та абсолютні значення висоти цього шару для різних фракцій були схожими, як і для недегідратованого цеоліту (рис. 2).

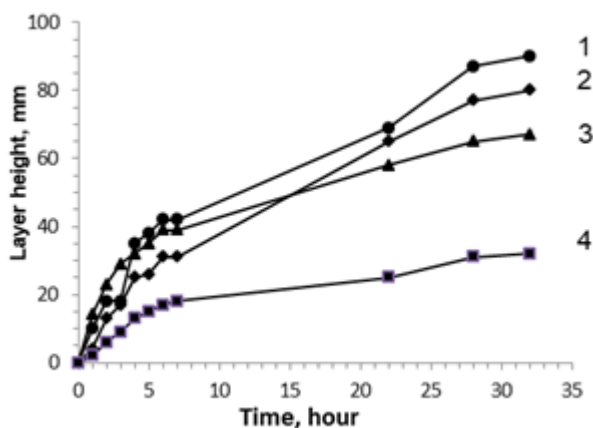


Рис. 2. Залежність висоти працюючого шару активованого цеоліту від часу для фракцій (мм): за температури активації: 100 ± 2 °C: 1 – 0,1...0,25; 2 – 0,25...0,5; 3 – 0,5...1,0; 4 – 1,0...1,5;

Однак маса поглинутої активованим клиноптилолітом нафти виявилась дещо меншою, ніж вихідним цеолітом. Зокрема, для фракцій активованого цеоліту 0,1...0,25; 0,25...0,5; 0,5...1,0 та 1,0...1,5 мм вона дорівнювала (г) 3,9; 3,4; 2,5 і 2,2, тоді як для нативної форми – 4,9; 3,8; 3,5 та 2,7 відповідно (тобто у від 11 до 40 % менше). Значення сорбційної ємності вихідного цеоліту переважно є більшим, ніж для активованого від 8 до 40 %

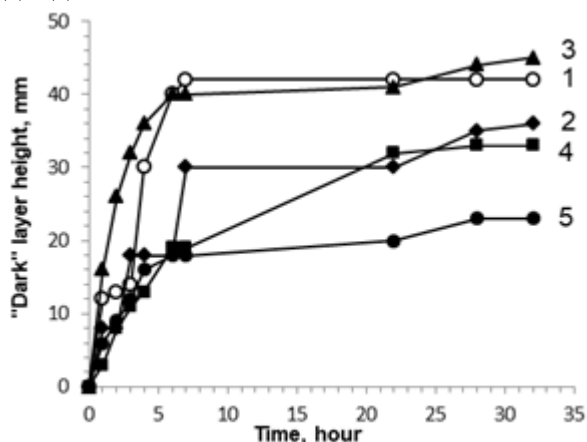


Рис. 3. Залежність висоти «темного» шару цеоліту від часу для фракцій, мм: 1 – 0,1...0,25; 2 – 0,25...0,5; 3 – 0,5...1,0; 4 – 1,0...1,5; 5 – 1,5...2,0

Такі міркування підтверджуються залежністю різниці висоти усього забарвленого шару (працюючий шар та його «темного» прошарку від часу для різних фракцій (рис. 4).

З наведених даних можна сформулювати висновок, що зі зменшенням дисперсності цеоліту швидкості сорбції різних фракцій нафти є практично однаковими. Можна припустити, що для більш дисперсних фракцій площа контакту частинок більша, а тому переміщення фракцій нафти, тобто формування фронту сорбції, відбувається здебільшого внаслідок поглинання нафти на поверхні та у приповерхневих шарах частинок цеоліту. Тобто можна вважати, що суттєву роль відіграє капілярний ефект. І навпаки, зі збільшенням розмірів частинок та відповідно зменшенням площі їх контакту превалює дифузія фракцій нафти у їх

внутрішні області. Тому як загальна висота працюючого шару, так і висота «темного» шару для фракцій 1,0...1,5 і 1,5...2,0 мм практично однакові.

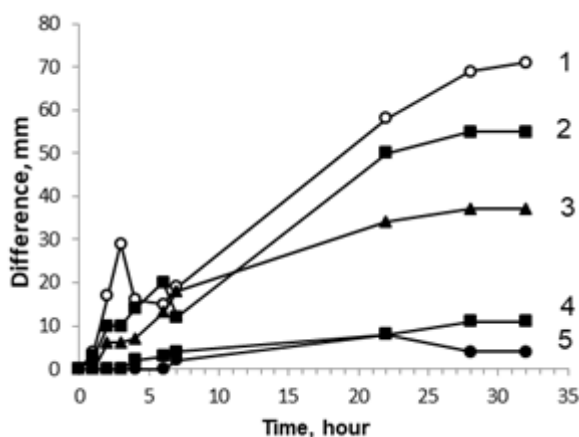


Рис. 4. Залежність різниці висот працюючого і «темного» шару цеоліту від часу для фракцій, мм:

1 – 0,1...0,25; 2 – 0,25...0,5; 3 – 0,5...1,0; 4 – 1,0...1,5; 5 – 1,5...2,0

Зі зменшенням дисперсності його частинок також спостерігається тенденція до зменшення швидкості переміщення фронту сорбції за висотою шару. Для фракцій активованого цеоліту 0,1...0,25; 0,25...0,5; 0,5...1,0 та 1,0...1,5 мм вона дорівнювала (мм/год) 6,9; 5,2; 5,5 і 3,0, тоді як для нативної форми – 10,0; 6,3; 8,2 та 3,7 відповідно. Збільшення потужності НВЧ-випромінювання приводить до збільшення швидкості переміщення фронту сорбції шаром цеоліту. Так, за потужності 500 Вт для фракції цеоліту 0,1...0,25 мм вона дорівнює 15,2 мм/год (впродовж перших 6 год), що у 1,5 разу більше, ніж для нативної форми. Під дією НВЧ-випромінювання температура клиноптилоліту зростає всього на 2...3 градуси, оскільки зневоднений цеоліт є «прозорим» для цього випромінювання, а вся енергія витрачається на дегідратацію. Тому енерговитрати на дегідратацію клиноптилоліту є на два порядки менші, ніж в електричній печі.

На підставі отриманих результатів можна рекомендувати головні способи використання природного клиноптилоліту: дисперсний – для ліквідації свіжих проливів нафти, тоді як грубодисперсний – для старих проливів, зокрема, для очищення щебеню залізничного полотна. Доцільно також використовувати клиноптилоліт, активований НВЧ-випромінюванням.

Розділ 5

**ІНЖЕНЕРНІ АСПЕКТИ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА
ВОДНИХ ТЕХНОЛОГІЙ**

Chapter 5

**ENGINEERING ASPECTS OF WATER SUPPLY AND
WATER TECHNOLOGIES**

РЕГЕНЕРАЦІЯ ВІДПРАЦЬОВАНИХ КОМЕРЦІЙНИХ ЗВОРотноОСМОТИЧНИХ МЕМБРАННИХ ЕЛЕМЕНТІВ

Тетяна ІВАНОВА, Артем ТИВОНЕНКО

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського» Київ, Україна
tanyshaivanova37@gmail.com*

REGENERATION OF SPENT COMMERCIAL REVERSE OSMOSIS MEMBRANE ELEMENTS

Tetiana IVANOVA, Artem TYVONENKO

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute"
Kyiv, Ukraine*

Резюме. У зв'язку з стрімко зростаючим ринком зворотноосмотичних мембранних елементів, зокрема комерційного призначення, постає проблема утилізації даних відходів. В даній роботі виявлено основні шляхи утворення та знешкодження відпрацьованих мембранних елементів. Основним напрямом обрано регенерацію мембранних елементів з метою повторного використання, що реалізуються за допомогою фізико – хімічного метода регенерації. Запропоновано три стадійний метод регенерації та необхідну послідовність стадій. Представлено результати досліджуваного відпрацьованого мембранного елемента після кожної з стадій регенерації. Проведено аналіз результатів та підтверджено ефективність запропонованої послідовності стадій регенерації.

Проблема дефіциту ресурсів – найрозповсюдженіша у сучасному світі. Особливо важливим аспектом є дефіцит питної води. Один з найпоширеніших та найбільш ефективний метод отримання питної води високої якості є використання технологій зворотного осмосу. Як результат, новою проблемою в сфері водоочищення є щорічне утворення великої кількості відходів, відпрацьованих зворотноосмотичних (ЗО) мембранних елементів, що спричинено постійним зростанням світового ринку мембранних систем знесолення та очищення води [1]. Відпрацьовані мембранні елементи наразі класифікуються в усьому світі як інертні тверді відходи та часто утилізуються на сміттєзвалищах з обмеженими можливостями повторного використання та переробки [2]. Основною причиною заміни ЗО мембранних елементів є падіння потоку пермеату та/або зниження селективності внаслідок утворення великої кількості забрудників на поверхні мембранного полотна – фоулінгу. Тому гостро стоїть питання впровадження нових технологій та ресурсів для вирішення цієї проблеми.

Фоулінг можна класифікувати на біологічний, органічний, колоїдний та неорганічний (скейлінг) [3]. Біофоулінг – цей тип забруднення утворюється внаслідок відкладення та розростання мікроорганізмів на поверхні мембрани. Колоїдний фоулінг – відноситься до забруднення мембрани, викликаного колоїдами (мінерали силікату алюмінію, кремнезем, полісахариди, тощо). Органічний фоулінг – спричиняється забрудненням мембрани органічними речовинами (гумінові речовини, білки, органічні кислоти тощо). Неорганічне забруднення (скейлінг) на поверхні мембранного полотна є результатом хімічного осадження неорганічних кристалів та біологічного осадження неорганічно-органічних комплексів [3].

Варіанти знешкодження відпрацьованих мембранних елементів є: запобігання утворення відходів; повторне використання; переробка; утилізація.

Запобігання утворення забруднення мембранних елементів базується на попередньому очищенні води перед подачею на зворотноосмотичний мембранний елемент та дозування в очищувану воду реагентів-інгібіторів утворення відкладень, а саме антискалантів. Проте запобігання утворення фоулінгу в повній мірі неможливе, через недосконалість систем попереднього очищення.

Переробка – це процес, при якому відходи переробляються в продукти та матеріали для оригінальних або інших цілей.

Утилізація енергетичними методами є альтернативою непрямим методам переробки, найбільш ефективним з яких є метод піролізу.

Повторне використання (регенерація) відходів означає регенерацію мембранного елемента. Регенерацію мембранного елемента класифікують на: фізичне, хімічне, фізико – хімічне та біологічне очищення.

Фізичне очищення зазвичай досягається швидким зворотним промиванням водою, з метою вилучення нещільного шару колоїдних забруднень [4]. Для хімічного очищення важливий вибір складу реагенту відповідно до типу забруднення. Процес реалізується за допомогою хімічних реагентів, таких як основи, кислоти та окисники [5].

Для здійснення фізико – хімічних методів очищення використовують комбінацію методів фізичного очищення з додаванням хімічних речовин для підвищення ефективності регенерації мембранного елемента. Фізико – хімічний метод регенерації є більш ефективним, оскільки процес регенерації здійснюється з додаванням відповідних хімічних реагентів, які розчиняють забрудники.

Біологічне очищення можна визначити як використання реагентів, що містять біоактивні агенти для видалення мембранних забруднень [5].

З метою запобігання утворення відходів, регенерація мембранних елементів, є найбільш перспективним методом. Попри те, що існують методи регенерації для промислових мембранних елементів, вони не можуть бути застосовані до комерційних елементів. Тому актуальною задачею є розробка методів для регенерації комерційних мембранних елементів з метою подовження їх строку служби і як наслідок зменшення кількості відходів.

Метою роботи є дослідження параметрів регенерації відпрацьованих комерційних ЗО мембранних елементів.

Об'єктом дослідження в роботі є нові та відпрацьовані комерційні зворотноосмотичні мембранні елементи CSV 3012 500 GPD виробництва ТОВ «НВО «ЕКОСОФТ» (Україна) [6].

Визначення стартових характеристик здійснено за методикою [7].

Стартові характеристики нового та відпрацьованого ЗО мембранних елементів наведені в таблиці 1.

Таблиця 1. Характеристика нового та відпрацьованого зворотноосмотичного мембранного елемента CSV 3012 500 GPD

Мембранний елемент	Тип мембранного полотна	Стартова продуктивність, дм ³ /год	Відсоток від стартової продуктивності (α), %	Стартова селективність, %
Новий CSV 3012 500 GPD	TU	78,8 ± 20%	100 ± 20	94-96
Відпрацьований CSV 3012 500 GPD	TU	36,36	46	81,19

Для здійснення регенерації використані наступні реагенти: Розчин для стадії лужної регенерації Escoclean 211; Розчин для стадії кислотної регенерації Escoclean 203; Розчин гіпохлориту; Демінералізована вода для приготування розчинів певної концентрації та проміжного промивання мембранного елемента.

Запропонована послідовність стадій регенерації відпрацьованих мембранних елементів зображена на рисунку 1.

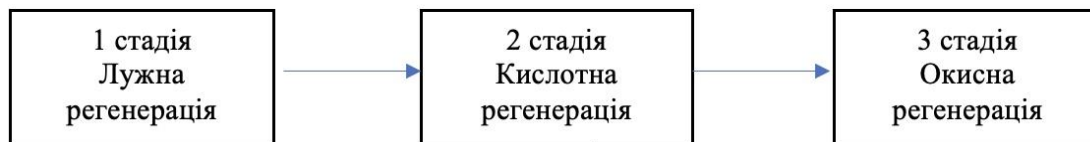
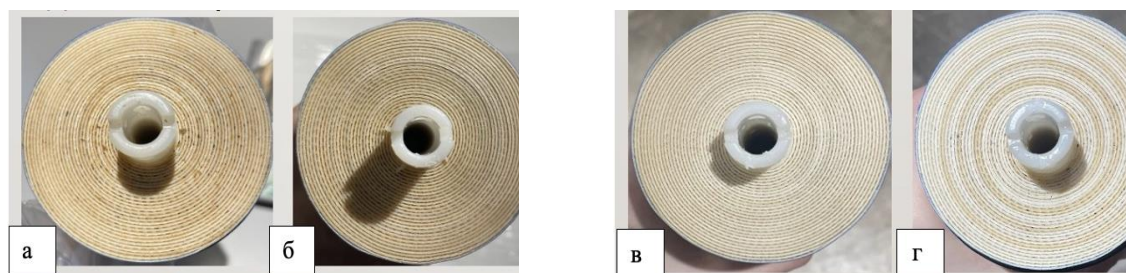


Рисунок 1 – Принципова схема регенерації відпрацьованих ЗО елементів

Перед початком регенерації встановлюють стартові характеристики відпрацьованого мембранного елемента (таблиця 1). Першою стадією є лужна регенерація розчином Escoclean 211, для вилучення органічних забруднень з поверхні мембранного елемента. З метою вилучення неорганічних забруднень, мембранний елемент піддають другій стадії обробки, а саме кислотній регенерації розчином Escoclean 203. Третя стадія – окисна регенерація розчином гіпохлориту натрію, яка здійснюється для вилучення з поверхні мембранного елемента біофоулінгу. Після кожної стадії регенерації ЗО мембранний елемент промивають демінералізованою водою та визначають проміжні характеристики досліджуваного елемента.

Фото одного з зразків відпрацьованих ЗО мембранних елементів після кожної стадії регенерації представлено на рисунку 2.



а – фото ЗО мембранного елемента до регенерації; б – фото після лужної регенерації; в – фото після кислотної регенерації; г – фото після окисної регенерації

Рисунок 2 – Фото досліджуваного мембранного елемента

На рисунку 2 спостерігаємо поступове візуальне зменшення забруднення мембранного елемента.

Повноту регенерації відпрацьованих мембранних елементів оцінювали шляхом порівняння отриманих характеристик продуктивності з новим мембранним елементом CSV 3012 500 GPD. Для чого введено показник – α , що характеризує відношення продуктивності відпрацьованого (регенерованого) елемента до стартової продуктивності нового елемента (таблиця 1).

Відсоток зміни продуктивності регенерованого елемента в порівнянні зі стартовою продуктивністю нового елемента (α), та зміну селективності після кожної стадії регенерації представлено на рисунку 3.

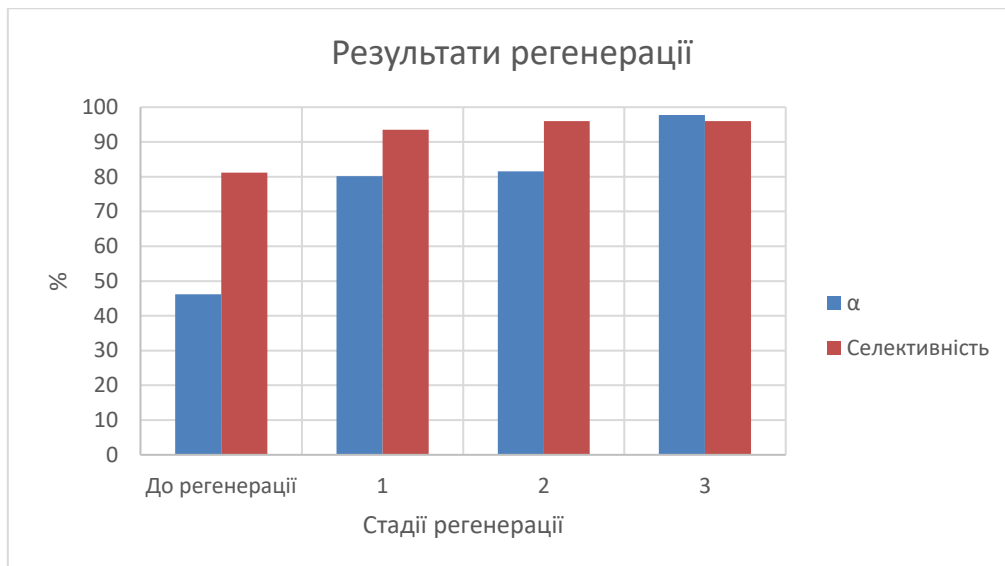


Рисунок 3 – Зміна селективності та показника α , після кожної стадії регенерації

Проаналізувавши отримані результати, що наведені на рисунку 3, можна побачити значне збільшення показника α , а саме з 46% відпрацьованого елемента до 98% для елемента після трьох стадій регенерації, що відповідає продуктивності нового мембранного елемента ($78,8 \text{ дм}^3/\text{год} \pm 20\%$). Стосовно селективності - спостерігаємо збільшення даної характеристики після проведення регенерації. Селективність мембранного елемента збільшилась після першої стадії регенерації до 93,5 %, після другої та третьої зросла до 96% та залишилась сталою. Отримані результати підтверджують ефективність запропонованої послідовності регенерації та необхідність проведення її у 3 стадії.

Висновки

Виявлено основні шляхи знешкодження відпрацьованих мембранних елементів. Основним напрямом обрано регенерацію мембранних елементів з метою повторного використання, що реалізуються за допомогою фізико – хімічного метода регенерації.

Запропоновано послідовність стадій регенерації відпрацьованих мембранних елементів, яка має включати лужну, кислотну та окисну обробки. Досягнуто збільшення селективності досліджуваного ЗО мембранного елемента з 81% до 96% та підвищення відносного показника продуктивності α з 46% до 98%, що свідчить про ефективність запропонованої послідовності регенерації мембранних елементів.

1. A. V. Tyvonenko¹, T. Ye. Mitchenko¹, S. L. Vasilyuk *Environmental problems caused by the use of reverse osmosis membrane elements, and ways to solve them // Water and Water Purification Technologies. Scientific and Technical News*, 2022. – Vol. 32 (1). DOI: <https://doi.org/10.20535/2218-930012022259491>.

2. Jorge Contreras-Martínez, Carmen García-Payo, Paula Arribas, Laura Rodríguez-Saez, Amaia Lejarazu-Larranaga, Eloy García-Calvo, Mohamed Khayet, *Recycled reverse osmosis membranes for forward osmosis technology. Elsevier. Desalination*, 2022. – 115312.

3. F. Meng, S.-R. Chae, A. Drews, M. Kraume, H.-S. Shin, F. Yang, *Recent advances in membrane bioreactors (MBRs): membrane fouling and membrane material, Water Res.* 43, 2009. – 1489–1512.

4. Varin, K.J.; Lin, N.H.; Cohen, Y. *Biofouling and cleaning effectiveness of surface nanostructured reverse osmosis membranes. J. Membr. Sci.* 2013. – Vol. 446. – P. 472–481. DOI: [10.1016/j.memsci.2013.06.064](https://doi.org/10.1016/j.memsci.2013.06.064)

5. Donose, B. C.; Sukumar, S.; Pidou, M.; Poussade, Y.; Keller, J.; Gernjak W. [Effect of pH on the ageing of reverse osmosis membranes upon exposure to hypochlorite.](#) *Desalination*. 2013. – Vol. 309. – P. 97–105. DOI: [10.1016/j.desal.2012.09.027](#)
6. Ecosoft, “TDS membranes Ecosoft,” 2023. [Електронний ресурс]. - Режим доступу: https://ecosoft.ua/upload/iblock/089/tds_membranes-ecosoft.pdf.
7. Tyvonenko, T. Mitchenko, O. Homaniuk, S. Vasilyuk, I. Kosogina, and R. Mudryk, “Production of physiologically complete drinking water using modified reverse osmosis membrane elements,” *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2023. - Vol. 2, - no. 10–122, pp. 6–13. DOI: [10.15587/1729-4061.2023.277491](#).

О МОДЕЛЮВАННІ ВІДРИВНОГО ФІЛЬТРУВАННЯ ПРИ НЕЛІНІЙНІЙ КІНЕТИЦІ МІЖФАЗНОГО МАСООБМІНУ

Вадим ПОЛЯКОВ, Світлана КУРГАНСЬКА

*Інститут гідромеханіки Національної академії наук України, м. Київ, Україна
vpoliakov.ihm@gmail.com, kurganska@ukr.net*

ON MODELING OF DETACHMENT FILTRATION AT NONLINEAR KINETICS OF INTERAFICIAL MASS TRANSFER

Vadym POLIAKOV, Svitlana KURGANSKA

*Institute of Hydromechanics of the National Academy of Sciences of Ukraine,
Kyiv, Ukraine*

The conditions of filtration, under which the kinetics of mass exchange in water treatment filter media has a nonlinear nature, are discussed. The main factors contributing to strengthening or weakening of adhesion of suspended particles to the solid phase are described and formalized. Some mathematically rigorous results of filter ripening analysis are presented. Great possibilities of approximate analytical methods in solving nonlinear problems of deep bed filtration are noted, which allowed to derive suitable for engineering purposes calculation dependences in the case of complex expressions for the key mass-exchange coefficient.

The mass exchange between the clarifying suspension and the filter media in water treatment filters usually takes place simultaneously in both directions. The deposition of suspended solids in the material pores is combined with the detachment of stucked particles. Removal of dispersed contamination from two-phase medium depends on many factors. It is reasonable to conditionally divide them into two groups depending on the nature of their influence on the absorption process. These factors are taken into account, first of all, when choosing the coefficient of adhesion velocity of suspended particles to the solid phase α , as a key mass-exchange coefficient.

The first group should include those factors and their quantitatively characterizing parameters, which are reflected in the basic value of the specified coefficient (α_0). This group mainly includes effective sizes of suspension particles and packed bed grains, as well as constant filtration rate V . Numerous attempts have been made to theoretically justify α_0 , e.g., [1-3]. The corresponding constant value does not change with the process development and thus does not depend on the current state of the medium. In fact, the value of α_0 coincides with the value of α in the case of a clean bed.

The second group includes factors that occur directly during the clarification action of the filter. In this group the most important are the factors caused by the presence of the formed deposit in the bed. It is natural that the deposit accumulation causes an increase in the velocity of liquid flow in the pores. This complicates the absorption of suspended particles to the solid phase elements (granules plus deposit) and the value of α , as a function of the concentration of deposited suspension particles, gradually decreases with time. On the other hand, deposit accumulation means an increase in the number of vacancies for suspension particles. Thus, the absorption resource, as evidenced by numerous experimental studies, can increase markedly. To account for such changes, it is advisable to introduce the correction function $\chi(S)$ into the coefficient α and to represent the now mentioned functional coefficient as follows

$$\alpha = \alpha_0 \chi(S). \quad (1)$$

To take into account the hydrodynamic factor, it is justified to use the linear

approximation, so that the following expression is true

$$\chi_S(S) = \chi_{S_m}(S) = S_m - S, \quad (2)$$

where S_m is the solids take-up capacity of the filtering material.

The manifestation of the autocatalytic effect in mass exchange modeling can also be taken into account by adopting for $\chi(S)$ a suitable approximation expression. By analogy with (2), a linear approximation can also be used here

$$\chi_S(S) = \chi_{S_a}(S) = 1 + \theta S, \quad (3)$$

where θ is the autocatalytic coefficient.

Also, since both of the above effects often appear together, it is reasonable, by combining (2) and (3), to take

$$\chi(S) = (1 + \theta S)(S_m - S). \quad (4)$$

In principle, more complex expressions for $\chi(S)$ [4,5] allow us to achieve better agreement between theoretical results and experimental data. However, taking into account the great difficulties in obtaining empirical data, as a rule, when preparing information support, it is sufficient to limit ourselves to expression (4) and fitting the coefficient α_0, θ, S_m .

It should be emphasized that accounting of the dependence of α on S significantly complicates studies of clarification of aqueous suspensions by analytical methods. In fact, the clarification compartment of the general mathematical model, which directly controls the filtrate quality, becomes nonlinear, and the above methods, as a consequence, are inefficient. Nevertheless, we managed to obtain the exact solutions of the complex nonlinear filtration problem specifically with respect to (2), (3), taking into account the contamination of initial water changing with time and the presence of a certain amount of deposit in uniform and layered beds before the successive filter turning on [6,7]. These solutions due to their rigor can serve as standards in case of theoretical studies of filtration of aqueous suspensions in more complicated conditions with the help of approximate analytical methods. As an illustration of the conducted studies of nonlinear detachment filtration, we can mention some results obtained when studying the significance of the autocatalytic effect based on the expression for α according to (1) and (3).

In the absence of deposit detachment, the calculation formulas for the relative concentrations of suspended (\bar{C}) and deposited (\bar{S}) suspension particles were obtained in the following simple form

$$\bar{C}(\bar{z}, \bar{t}) = \frac{e^{-\bar{\alpha}_0 \bar{\theta} \bar{t}}}{e^{\bar{\alpha}_0 \bar{z}} + e^{-\bar{\alpha}_0 \bar{\theta} \bar{t}} - 1}, \quad \bar{S}(\bar{z}, \bar{t}) = \frac{1 - e^{-\bar{\alpha}_0 \bar{\theta} \bar{t}}}{\bar{\theta} (e^{\bar{\alpha}_0 \bar{z}} + e^{-\bar{\alpha}_0 \bar{\theta} \bar{t}} - 1)}.$$

Here $\bar{C} = C/C_0$, $\bar{S} = S/(n_0 C_0)$, $\bar{t} = Vt/(n_0 L)$, $\bar{z} = z/L$, $\bar{\alpha}_0 = n_0 L C_0^0 \alpha_0 / V$, $\bar{\theta} = n_0 C_0 \theta$. When taking into account deposit mobilization, the calculation expressions become much more complicated, but when using software packages (Mathcad, Matlab, etc.) they are also convenient for engineering analysis.

The importance of the autocatalysis phenomenon for the separation of a low-concentration aqueous suspension was analyzed using a number of test cases. The relative autocatalysis coefficient was varied discretely or continuously between 0 and 0.002, which allowed to cover both situations characteristic for detachment filtration with ripening, namely, either sticking to the deposit or detachment of deposited suspension particles prevails in the mass exchange. Fig. 1 shows the importance of taking into account the autocatalytic effect especially in the final stage of filtration, provided that it remains closely related to the amount of deposit, especially when the filter media is

heavily clogged.

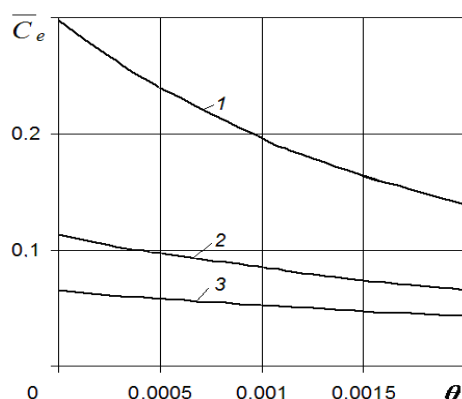


Figure 1. Dependence $\bar{C}_e(\bar{\theta})$: 1 – $\bar{t} = 300$, 2 – $\bar{t} = 200$, 3 – $\bar{t} = 100$

Also noteworthy is the fact that the nature of the relation between the head losses and the coefficient $\bar{\theta}$ became essentially nonlinear at a long duration of filtration, and the maximum effect from autocatalysis in the calculated examples was naturally reached at $t = 300$, $\bar{\theta} = 0.0015$, and was expressed in their almost tenfold increase

More complex expressions for $\chi(S)$ it is possible to use in applied theoretical researches only in case of less frequent non-detachment filtration or at application of approximate analytical methods for detachment filtration. Thus, an effective approximate solution was obtained, which made it possible to perform technological and design calculations with high accuracy already with simultaneous consideration of both distinguished effects, i.e. at $\alpha(S)$ according to (1), (4), partial mobilization of the deposit, as well as for a whole class of more complex representations for the specified functional coefficient. At the same time, errors in calculations of filtration characteristics (concentration, head loss) turned out to be considerably smaller than those possible in experiments when establishing model coefficients.

In conclusion, it should be emphasized that nonlinear filtration has received insufficient attention so far and its theory requires substantial development.

1. Skouras E.D., Burganos V.N., Paraskeva C.A., Payatakes A.C. Phenomenological description and network simulation of horizontal filtration dynamics // *Sep. Purif. Technol.* – 80. – 2011. – P.105–118.
2. Tan H. K. S. Analysis of cyclic fixed bed sorption processes for second-order irreversible kinetics // *Chem. Eng. Sci.* – 1994. – 49, 8. – P. 1277-1285.
3. Tufenkji N., Elimelech M. Correlation equation for predicting single-collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media // *Environ. Sci. Technol.* – 2004. – 38. – P. 529-536.
4. Boller M.A., Kavanaugh M.C. Particle characteristics and head loss increase in granular media filtration // *Water Res.* – 1995. – 29, 4. – P.1139-1149.
5. Ojha C.S.P., Graham N.J.D. Appropriate use of deep-bed filtration models // *J. Environ. Eng.* – 1992. – 118, 6. – P. 964-980.
6. Poliakov V.L. Filtration of suspensions through multilayer filter bed at nonlinear kinetics of mass exchange. 1. Theory // *Water Chemistry and Technology.* - 2011. - 33, 1. - C.3-14.
7. Poliakov V.L. Filtration of suspensions through multilayer filter bed at nonlinear kinetics of mass exchange. 2. Quantitative analysis // *Water Chemistry and Technology.* - 2011. - 33, 2. - C.111-127.

ОЦІНЮВАННЯ СИМЕТРИЧНОСТІ ПОТОКУ РІДИНИ НА КОНЦЕНТРИЧНОМУ РІЗКОМУ ЗВУЖЕННІ ТРУБИ

Тарас СИДОР, Вадим ОРЕЛ

*Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна
taras.a.sydor@lpnu.ua*

EVALUATION OF THE SYMMETRY OF FLUID FLOW ON A CONCENTRIC ABRUPT PIPE CONSTRICTION

Taras SYDOR, Vadym OREL

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

The paper is devoted to investigations of watery stream symmetry in pipes with precipitous coaxial narrowings. The water flow at various points in the pipeline was measured using an ultrasonic flow meter. The symmetry of the water flow changes depending on the position relative to the constriction was found. The accuracy of the water flow measurement was estimated as the relative error from the flow rate in the straight section of the pipeline before the sharp narrowing of the pipe and the flow rates in mutually perpendicular planes immediately before this local hydraulic resistance. The impact of abrupt constrictions and smooth turns on the stabilization of the water flow velocity profile is discussed.

Вказується [1], що концентричний перехід у вигляді різкого звуження труби суттєво не змінює профіль швидкості рідини в напірному трубопроводі. Перевіримо це, оцінивши симетричність потоку при вимірюванні витрати води в напірному сталевому трубопроводі перед площиною концентричного зменшення діаметру труби [2].

Вертикальний трубопровід діаметром $D = 100$ мм різко звужувався до діаметру $d = 75$ мм з наступним плавним поворотом на 90° при переході з вертикальної площини в горизонтальну (рис. 1,а) [1; 2]. Відстань від площини зміни діаметрів труб до осі повороту становила $2d$.

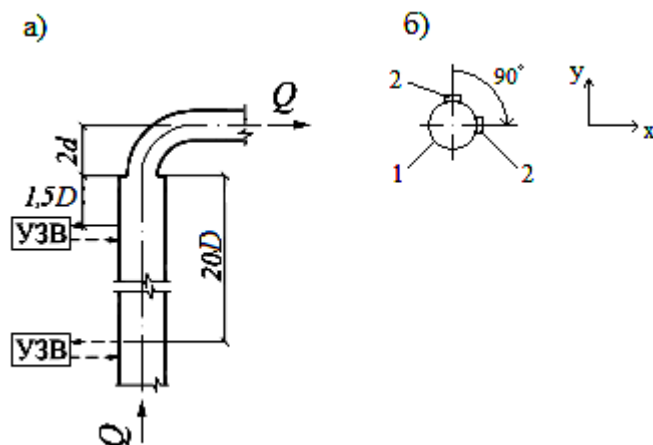


Рис. 1. Схема встановлення давачів-випромінювачів ультразвукового витратоміра (УЗВ) перед концентричним різким звуженням труби: а – загальний вигляд;

б – орієнтування давачів на відстані $1,5d$ для оцінювання симетричності потоку рідини; 1 – стінка трубопроводу; 2 – накладний давач

Вимірювані витрати води виконано за допомогою ультразвукового витратоміра (УЗВ) «Дніпро-7У» за V-методом встановлення давачів-

випромінювачів (рис. 2) [3]. Вимірювання проведено на прямій ділянці трубопроводу на відстані $20d$ перед різким звуженням труби та безпосередньо на відстані $1,5d$ перед цим місцевим гідравлічним опором (рис. 1,а) в двох взаємно перпендикулярних площинах (рис. 1,б).

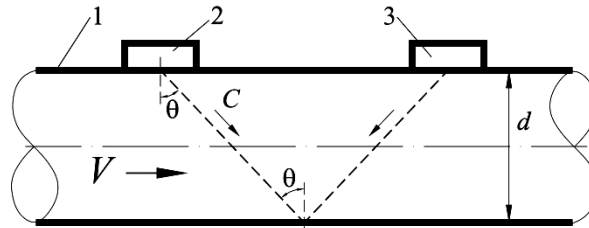


Рис. 2. Схема вимірювання витрати рідини в трубопроводі за допомогою УЗВ

за V-методом: d – діаметр трубопроводу; V – швидкість потоку рідини в трубопроводі; C – швидкість звуку в рідині; θ – кут заломлення ультразвукового променя в рідині; 1 – стінка трубопроводу; 2 – накладний давач-випромінювач 1; 3 – те саме, 2

Точність вимірювання витрати води (рис. 3) оцінювали як відносну похибку від витрати Q_L на прямій ділянці трубопроводу перед різким звуженням труби та витрат Q_y та Q_x у взаємно перпендикулярних площинах безпосередньо перед цим місцевим гідравлічним опором:

$$\delta_{Q_i} = \frac{Q_L - Q_i}{Q_L} \cdot 100\% . \quad (1)$$

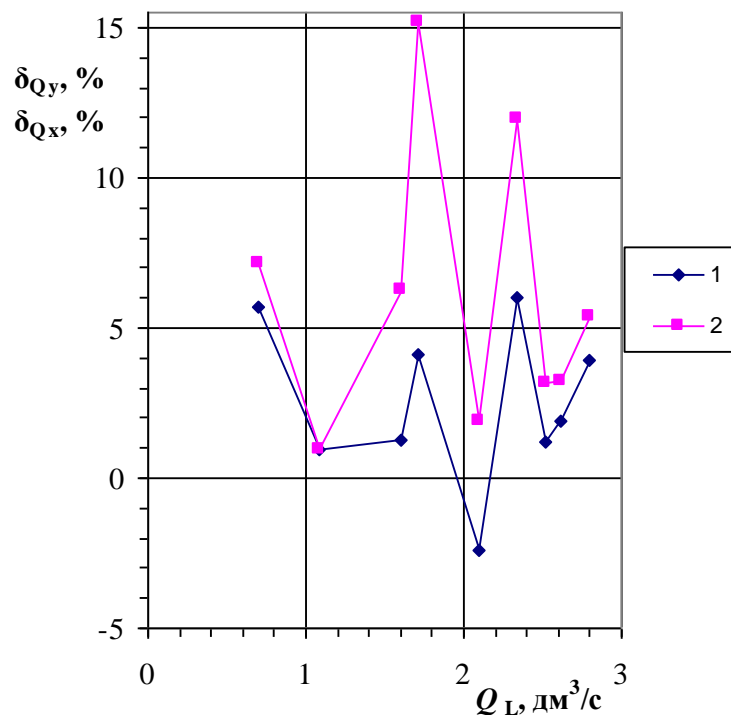


Рис. 3. Відносна похибка вимірювання витрати води за допомогою УЗВ на відстані $1,5d$ перед концентричним різким звуженням труби в двох взаємно перпендикулярних площинах: 1, 2 – кут зміщення 0° (для Q_y) та 90° (для Q_x)

Встановлення ультразвукових давачів-випромінювачів УЗВ в двох взаємно перпендикулярних площинах відносно осі водопроводу дає різну точність вимірювання витрати води (рис. 3). Так, відносна похибка для витрати Q_y при куті

зміщення 0° є меншою порівняно з відносною похибкою для витрати Q_x при куті зміщення 90° (рис. 1,б). Це вказує на меншу симетричність потоку води перед концентричним різким звуженням труби в другому випадку. Можливо потік рідини, який відривається після площини концентричного зменшення діаметру труби, ще не встигає приєднатися до стінок труби меншого діаметру як у [4, с.151], а продовжує відриватися вже на стінках плавного повороту труби на 90° [4, с.258]. Отже, маємо комбіновану зону відриву потоку рідини.

Тому твердження щодо стабілізації профілю швидкості течії води концентричним різким звуженням трубопроводу перед його плавним поворотом на 90° [1] (рис. 1,а) можна розглядати лише без взаємного впливу цих двох місцевих гідравлічних опорів та для стабілізованої течії рідини після першого з них.

Так, довжина вхідної ділянки у круглих гладких прямоосних трубах з вхідними пристроями, які турбулізують потік, зокрема різким звуженням труби [5, с.36]:

$$L = \left(40 - \frac{250}{3,24 + Re \cdot 10^{-3}} \right) \cdot d. \quad (2)$$

Ця формула є дійсною за значень критерію Рейнольдса $Re = (5 \dots 1000) \cdot 10^3$; відносна похибка становить $\pm 3\%$.

Згідно з формулою (2) у нашому випадку мало б бути $L = (18,83 \dots 33,31) \cdot d$ для діапазону $Re = (8,57 \dots 34,157) \cdot 10^3$. Позаяк дійсна відстань між концентричним різким звуженням труби та плавним поворотом труби на 90° відсутня, запропоновано [6] розглядати їх як єдиний місцевий гідравлічний опір у вигляді кривоосного концентричного різкого звуження труби.

1. Матлай І., Босак М. Застосування ультразвукового витратоміра в зоні впливу непрямих ділянок водопроводу. *European Science*, 2023, 1(sge22-01), 107–115. DOI: <https://doi.org/10.30890/2709-2313.2023-22-01-026>

2. Bosak Mykola, Matlai Ivan, Hvozdet'skyi Oleksandr, Sydor Taras. The use of an ultrasonic flow meter in the zone of influence of indirect sections of the water pipeline. *Theory and Building Practice*. 2022; Vol. 4, Num. 2: 17–24. DOI: <https://doi.org/10.23939/jtbp2022.02.017>

3. Ультразвуковой расходомер «Днепр-7У». Портативное исполнение : Инструкция по эксплуатации. – Харків : ТОВ «ДНПРО-УКРАЇНА». – 23 с.

4. Идельчик И. Е. Справочник по гидравлическим сопротивлениям / Под ред. М.О. Штейнберга. – М. : Машиностроение, 1992. – 672 с.

5. Руководство по безопасности «Расчетные соотношения и методики расчета гидродинамических и тепловых характеристик элементов и оборудования ядерных энергетических установок с жидкометаллическим теплоносителем» (РБ-075-12). – Москва: ФБУ «НТЦ ЯРБ», 2012. – 112 с.

6. Сидор Т. А., Орел В. І. Пропозиція щодо використання нетипових місцевих гідравлічних опорів // Водопостачання і водовідведення: проектування, будівництво, експлуатація, моніторинг. V міжнародна науково-технічна конференція, 11-13 жовтня 2023, Україна, Львів : зб. матер. – Електрон. дан. – Київ : – Яроченко Я. В., 2023. – С.69. – on-line. = *Water Supply and Wastewater Disposal: designing, construction, operation and monitoring. V International Scientific-Technical Conference, 11-13 October 2023, Ukraine, Lviv : Proceedings – Eelectron. Data – Kyiv : – Ya. Yarochenko, 2023. – p.69. – on-line.*

МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЛАМІНАРНИХ ПОТОКІВ РІДИН У НАПІРНИХ ТРУБОПРОВОДАХ-ЗБИРАЧАХ

*В. В. Чернюк¹, д. т. н., проф., В. Є. Фасуляк¹, аспірант,
І. В. Бігун², доктор філософії (PhD), інженер-технолог 1 категорії,
М. В. Чернюк¹, студент*

¹ – Національний університет “Львівська політехніка”, Україна, Львів;

² – Львівське міське комунальне підприємство “Львівводоканал”

MATHEMATICAL MODELING OF LAMINAR FLUID FLOWS IN PRESSURE COLLECTOR-PIPELINES

*V. V. Cherniuk¹, doctor of technical sciences, prof., V. Ye. Fasulak¹, post-graduate
student, I. V. Bihun², doctor of philosophy (PhD), process engineer of 1st category,
M. V. Cherniuk¹ student*

¹ – Lviv Polytechnic National University, Ukraine, Lviv;

² - Lviv City Communal Enterprise “Lvivvodokanal”

*Based on the differential equation of pressure movement of liquid with
variable flow rate along the path, mathematical dependencies are obtained for
calculating the inflow of liquid into the pressure collector-pipeline and the full
working pressure of the flow in it under the laminar flow mode. The variable
value of the hydraulic coefficient of friction, the angles of attachment of the jets
to the collector-pipeline, and the angle of its inclination to the horizon are taken
into account.*

Key words: pressure collector-pipeline, laminar flows, hydraulic calculation

1 Вступ

Напірними називають потоки, оточені з усіх боків твердими стінками. Напірні трубопроводи-збирачі (ТЗ) застосовуються у багатьох галузях техніки. Вони поширені у водопостачанні, водовідведенні, гідромеліорації, вентиляції (витяжні системи), енергетиці, авіаційній промисловості (відведення газів з камер для випробовування реактивних двигунів) й ін. Шляховий притік рідини в напірні ТЗ нерівномірний. Він змінюється за нелінійним законом і зростає в напрямку руху рідини в ТЗ.

2 Аналіз літературних даних

Докладається багато зусиль, щоб описати закон притоку рідини в напірні ТЗ. Найчастіше проводяться чисельні експерименти, рідше – фізичні. Результати експериментів дають об’єктивну інформацію про потік рідини в ТЗ за конкретних умов їхньої роботи. Проте для проектування ТЗ потрібні математичні моделі, котрі враховують усі геометричні параметри ТЗ і гідродинамічні характеристики струменів, які вливаються в ТЗ крізь отвори у його стінках, а також описують потік рідини, котрий формується в ТЗ. Створювались аналітичні математичні моделі потоку рідини в ТЗ. Однак високої точності проектування ТЗ можна досягти опираючись на методи диференціального числення [1].

Диференціальне рівняння руху рідини зі змінною витратою (ДРРРЗВ) для нецилінд-ричного напірного потоку зі шляховим приєднанням маси вперше отримав проф. Ненько Я. Т. у 1937 р. [2]:

$$d\left(\frac{\alpha_0 V^2}{2g}\right) + \frac{dp}{\rho g} + dz + i_f dx + \frac{\alpha_0 (V - v \cos \beta) \cdot V}{g} \frac{dQ}{Q} = 0., \quad (1)$$

де: α_0 – коефіцієнт кількості руху потоку рідини, $\alpha_0 = 1.03 \dots 1.05$, безрозмірний;

V – середня швидкість потоку всередині ТЗ, м/с;

dp – диференціал тиску рідини, що діє всередині ТЗ, Н/м²;

ρ – густина рідини, котра тече в ТЗ, кг/м³;

$dz = \sin \psi \cdot dx$ – геометрична висота розташування живого перерізу потоку над площиною порівняння, м;

ψ – кут нахилу поздовжньої осі ТЗ до обрію, град;

$i_f dx = dh_x$ – втрати напору на тертя по довжині відрізка dx трубопроводу-збирача, м;

dh_x – диференціал втрат напору на тертя по довжині відрізка dx в ТЗ, м.

i_f – гідравлічний похил, безрозмірний;

v – середня швидкість струменя, котрий входить в ТЗ, м/с;

β – кут між векторами середньої швидкості \vec{V} потоку в ТЗ і середньої швидкості \vec{v} струменя, котрий приєднується до потоку в ТЗ, град;

Q – витрата потоку рідини в ТЗ, м³/с;

При інтегруванні рівняння (1) уводились різні спрощення. Допускалось, що коефіцієнт гідравлічного тертя λ є постійним уздовж потоку в ТЗ. Для полегшення розв'язування рівняння розглядалися лише горизонтальні ТЗ з ортогональним приєднанням струменів.

Дотепер не запропоновано методу розв'язування ДРРРЗВ (1) з урахуванням змінного значення гідравлічного коефіцієнта тертя λ . Досвід свідчить, що неповне врахування геометричних параметрів ТЗ і гідродинамічних характеристик потоку в ньому спричиняє серйозні прорахунки при проектуванні ТЗ [3].

Мета роботи - опираючись на диференціальне рівняння руху рідини зі змінною витратою розробити метод гідравлічного розрахунку напірних ТЗ для ламінарних потоків з урахуванням змінності уздовж ТЗ гідравлічного коефіцієнта тертя та врахувавши геометричні параметри ТЗ і гідродинамічні характеристики потоку.

3 Диференціальне рівняння для циліндричного ТЗ

Диференціальне рівняння руху рідини зі змінною витратою уздовж потоку в циліндричному напірному ТЗ, отримане нами [4], має такий вигляд:

$$\frac{\alpha_0 (2V - v \cos \beta) dV}{g} + d\left(\frac{P}{\rho g}\right) + \sin \psi \cdot dx + dh_x = 0. \quad (2)$$

Тлумачення літерних позначень, застосованих у рівнянні (2), подано під ДРРРЗВ (1) при поясненні його складових.

Рівняння (2) містить шестеро змінних величин: V , dV , v , dp , dh_x , dx . Для його розв'язання потрібно скласти п'ять додаткових рівнянь.

4 Формування потоку в ТЗ

Потік в ТЗ формується із дискретних струменів, які вливаються в нього крізь отвори в стінках (рис. 1). На відрізках ТЗ, розташованих між сусідніми входними отворами, витрата Q рідини незмінна. У створі кожного входного отвору витрата Q потоку рідини в ТЗ зростає на величину dQ , яка рівна притоку q струменя крізь цей отвір.

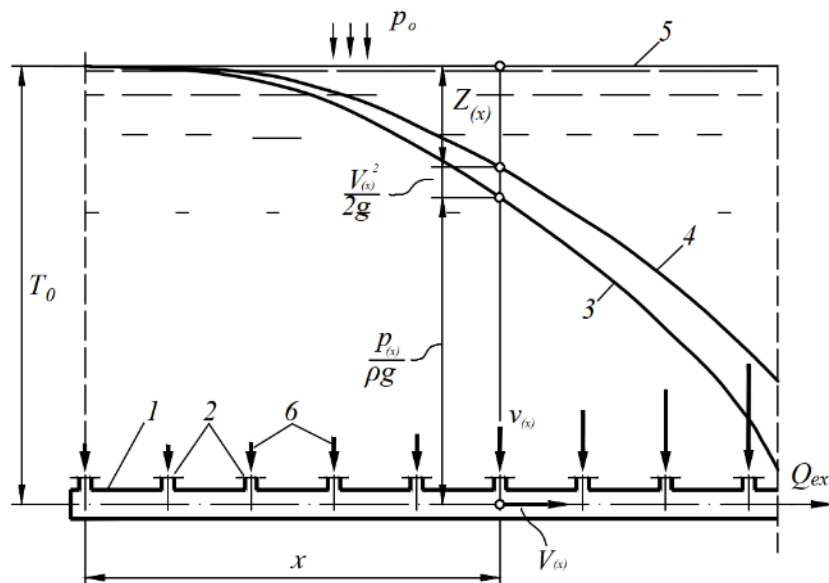


Рис. 1. Схема формування потоку рідини в напірному трубопроводі-збирачі: 1 – ТЗ; 2 – входні насадки; 3 – п'єзометрична лінія для потоку в ТЗ; 4 – те саме, лінія повного напору; 5 – рівень рідини зовні ТЗ; 6 – притік струменів у ТЗ

Енергія потоку в ТЗ тратиться на: а) переборення сил тертя по довжині ТЗ; б) створення швидкісного напору $\mathcal{D}V^2/2g$ потоку. Унаслідок втрат тиску п'єзометрична лінія 3 і лінія повного напору 4 спадають уздовж потоку (рис. 1). Відповідно, за умови постійного рівня 5 рідини зовні ТЗ зростає робочий напір $Z_{(x)}$, під дією котрого струмені вливаються в ТЗ.

5 Розв'язування диференціального рівняння (2)

Усі змінні величини рівняння (2) виражаємо через робочий напір $Z_{(x)}$ (рис. 1) та через незалежну змінну відстань dx , вимірювану здовж осі ТЗ у напрямку руху потоку.

Витрата струменя рідини, котрий входить у ТЗ крізь отвір, розташований у перерізі x :

$$q_{(x)} = \mu\omega\sqrt{2gZ_{(x)}} = aZ_{(x)}^{1/2}, \quad (3)$$

де μ - коефіцієнт витрати вхідного отвору, *безрозмірний*;

ω – площа одного вхідного отвору, m^2 ;

a – сталий множник,

$$a = \mu\omega\sqrt{2g} = const, m^{2.5}/c. \quad (4)$$

Середню швидкість v_x входження струменя в ТЗ отримуємо з формули (3):

$$v_{(x)} = \frac{q_{(x)}}{\omega} = \frac{aZ_{(x)}^{1/2}}{\omega}. \quad (5)$$

Диференціал витрати рідини, котра вливається в ТЗ крізь низку отворів у його стінці на відрізок довжиною dx [4; 5]:

$$dQ_{(x)} = nq_{(x)}dx = n\mu\omega\sqrt{2gZ_{(x)}}dx = bZ_{(x)}^{1/2}dx \quad (6)$$

де b - сталий множник,

$$b = n\mu\omega\sqrt{2g} = const, m^{1.5}/c; \quad (7)$$

n – кількість вхідних отворів, влаштованих на одиниці довжини ТЗ, m^{-1} .

Витрату рідини в перерізі x ТЗ, в, отримуємо інтегруванням виразу (6):

$$Q_{(x)} = Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx, \quad (8)$$

де Q_{tr} - транзитна витрата рідини на вході розрахункового відрізка ТЗ довжиною x , m^3/c . Гідрравлічні розрахунки ТЗ ведуть короткими кроками з довжиною кожного, рівною відстані між двома сусідніми вхідними отворами (насадками). Тоді на початок кожного розрахункового відрізка ТЗ поступає потік $Q_{tr(x)}$, який сформувався на попередній довжині ТЗ (від початку ТЗ до розрахункового перерізу).

Середню швидкість потоку рідини в перерізі x ТЗ отримуємо із формули (8):

$$V_{(x)} = \frac{Q_{(x)}}{\Omega} = \frac{Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx}{\Omega}, \quad (9)$$

де Ω - площа поперечного перерізу ТЗ, m^2 .

Диференціал середньої швидкості потоку рідини в перерізі x ТЗ отримуємо диференціюванням математичного виразу (9):

$$dV_{(x)} = d\left(\frac{Q_{(x)}}{\Omega}\right) = \frac{bZ_{(x)}^{1/2}dx}{\Omega}. \quad (10)$$

Тиск потоку рідини всередині ТЗ, прокладеного горизонтально (рис. 1):

$$\frac{P_{(x)}}{\rho g} = T_{(0)} - Z_{(x)} - \frac{\alpha V_{(x)}^2}{2g}, \quad (11)$$

де $T_{(0)}$ - глибина занурення під рівень рідини вхідного перерізу розрахункового відрізка ТЗ.

Диференціал тиску для потоку рідини в горизонтальному ТЗ отримали із формули (11) підставивши в неї залежність (9) для швидкості $V_{(x)}$:

$$d\left(\frac{P_{(x)}}{\rho g}\right) = d\left(T_{(0)} - Z_{(x)} - \frac{\alpha V_{(x)}^2}{2g}\right) = -dZ_{(x)} - \frac{\alpha\left(Q_{tr} + b\int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx\right)}{g\Omega^2} bZ_{(x)}^{1/2} dx. \quad (12)$$

Доданок $\sin\psi \cdot dx$ у рівнянні (2) ураховує нахил поздовжньої осі ТЗ до обрію (рис. 2).

Останній доданок у рівнянні (2) є диференціалом втрат напору на тертя dh_x по довжині ТЗ. Його обчислюємо за формулою Дарсі-Вайсбаха [4; 5]:

$$dh_{(x)} = d\left(\lambda_{(x)} \frac{x V_{(x)}^2}{D 2g}\right) = \frac{1}{2g\Omega^2 D} d\left[\lambda_{(x)} \left(Q_{(tr)} + b\int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx\right)^2 x\right], \quad (13)$$

де D – внутрішній діаметр ТЗ, M ; для циліндричного ТЗ $D = const$.

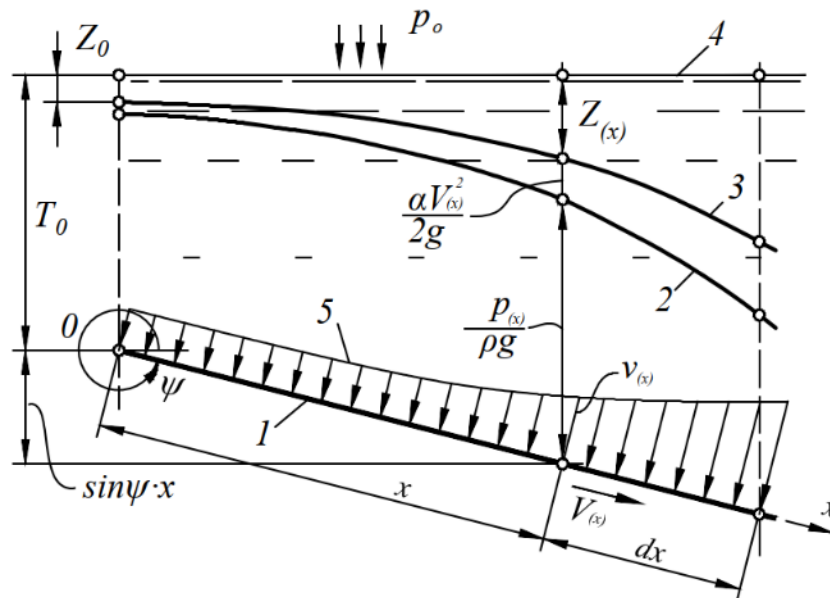


Рис. 2. Напори, що діють на трубовід-збирач: 1 – ТЗ; 2 - п'єзометрична лінія для потоку рідини усередині ТЗ; 3 – те саме, лінія повного напору; 4 – рівень рідини зовні ТЗ; 5 – еп'юра швидкостей струменів, які входять у ТЗ; V – середня швидкість потоку рідини в ТЗ; v – те саме, струменя, що впливає в ТЗ

Для ламінарного режиму напірної течії рідини безрозмірний коефіцієнт гідравлічного тертя (коефіцієнт Дарсі) λ_x обчислюють за формулою Пуазейля:

$$\lambda_{(x)} = \frac{64}{\text{Re}_{(x)}} = \frac{64\Omega \cdot \nu}{\left(Q_{(tr)} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) D}, \quad (14)$$

де $\text{Re}_{(x)}$ - критерій Рейнольдса, безрозмірний:

$$\text{Re}_{(x)} = \frac{V_{(x)} D}{\nu} = \frac{(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx) D}{\Omega \nu}, \quad (15)$$

де ν – кінематична в'язкість, $\text{м}^2/\text{с}$.

Після підставлення математичного виразу (14) у формулу (13) отримали залежність для диференціалу втрат напору за ламінарного потоку в ТЗ [4; 5]:

$$dh_{(x)} = \frac{32 \cdot \nu}{g\Omega \cdot D^2} \left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx + b Z_{(x)}^{1/2} x \right) dx. \quad (16)$$

Підставивши залежності для: $V_{(x)}$ (9); $\nu_{(x)}$ (5); $dV_{(x)}$ (10); $d(p_{(x)}/\rho g)$ (12); $dh_{(x)}$ (16) у диференціальне рівняння (2) отримали рівняння з однією невідомою змінною $Z_{(x)}$:

$$\begin{aligned} & \frac{(2\alpha_0 - \alpha)b}{g\Omega^2} \left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) Z_{(x)}^{1/2} dx + \\ & \frac{32\nu}{g\Omega D^2} \left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) dx - \frac{\alpha_0 abc \cos \beta}{g\Omega \omega} Z_{(x)} dx + \\ & + \frac{32b\nu}{g\Omega D^2} Z_{(x)}^{1/2} x dx - dZ_{(x)} + \sin \psi \cdot dx = 0. \end{aligned} \quad (17)$$

Для спрощення запису рівняння (17) його постійні позначимо такими коефіцієнтами:

$$a_1 = \frac{(2\alpha_0 - \alpha) \cdot b}{g\Omega^2}; \quad a_2 = \frac{32\nu}{g\Omega D^2}; \quad a_3 = \frac{\alpha_0 abc \cos \beta}{g\Omega \omega}; \quad a_4 = \frac{32b\nu}{g\Omega D^2}. \quad (18)$$

Запишемо рівняння (17) з урахуванням позначень (18):

$$\begin{aligned} & 2a_1 \left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) Z_{(x)}^{1/2} dx + a_2 \left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) dx - a_3 Z_{(x)} dx + \\ & a_4 Z_{(x)}^{1/2} x dx - dZ_{(x)} + \\ & + \sin \psi \cdot dx = 0. \end{aligned} \quad (19)$$

У рівняння (19) уводимо таку заміну:

$$\left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) = y. \quad (20)$$

Перша похідна від математичної залежності (20) така:

$$y' = bZ_{(x)}^{1/2}. \quad (21)$$

Із математичного виразу (21), піднісши його праву та ліву частини до квадрату, знаходимо першу похідну від повного напору $Z_{(x)}$:

$$Z_{(x)} = \left(\frac{y'}{b}\right)^2; \quad \frac{dZ_{(x)}}{dx} = \frac{2y'y''}{b^2}, \quad (22)$$

де y'' - друга похідна функції y по незалежній змінній відстані x

Записуємо рівняння (19) з урахуванням позначень (20)-(22), поділивши його на dx :

$$\frac{a_1}{b} yy' + a_2 y - \frac{a_3}{b^2} (y')^2 + \frac{a_4}{b} y'x - \frac{2y'y''}{b^2} + \sin \psi = 0. \quad (23)$$

Рівняння (19) і (23) є нелінійними квадратичними. Їх представляємо квадратною параболою. Тому у рівнянні (23) раніше прийняте позначення (20),

$y = \left(Q_r + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right)$, замінюємо на таке:

$$y = Ax + Bx^2. \quad (24)$$

Тоді:

$$y' = A + 2Bx. \quad (25)$$

$$y'' = 2B. \quad (26)$$

Записуємо рівняння (23) з урахуванням заміни (24) та залежностей (25) і (26):

$$\begin{aligned} & \frac{a_1}{b} (Ax + Bx^2) \cdot (A + 2Bx) + a_2 (Ax + Bx^2) - \frac{a_3}{b^2} (A + 2Bx)^2 + \\ & \frac{a_4}{b} (A + 2Bx)x - \frac{4}{b^2} (A + 2Bx)B + \sin \psi = 0. \end{aligned} \quad (27)$$

Виконавши алгебраїчні дії у рівнянні (27) надали йому такого вигляду:

$$\begin{aligned} & \left(\frac{a_1}{b} x - \frac{a_3}{b^2} \right) A^2 + \left(\frac{2a_1}{b} x^2 - \frac{4a_3}{b^2} x - \frac{8}{b^2} \right) B^2 x + \left(\frac{3a_1}{b} x^2 - \frac{4a_3}{b^2} x - \frac{4}{b^2} \right) AB + \\ & + \left(a_2 + \frac{a_4}{b} \right) Ax + \left(a_2 + \frac{2a_4}{b} \right) Bx^2 + \sin \psi = 0. \end{aligned} \quad (28)$$

У рівнянні (28) невідомими є змінні коефіцієнти A і B при незалежній змінній відстані x . Для знаходження значень A і B застосуємо граничну умову:

$$x = 0. \quad (29)$$

Підставивши умову (29) у рівняння (28) отримали:

$$\frac{a_3}{b^2} A^2 + \frac{4}{b^2} AB + \sin \psi = 0. \quad (30)$$

Прирівнюємо праві частини рівнянь (21) та (25):

$$bZ_{(x)}^{1/2} = A + 2Bx. \quad (31)$$

Із рівняння (31) одержали:

$$A = bZ_{(x)}^{1/2} - 2Bx. \quad (32)$$

При $x=0$ із рівняння (32) маємо:

$$A = bZ_{(x)}^{1/2}. \quad (33)$$

За умови, що $x = 0$, з урахуванням $A = bZ_{(x)}^{1/2}$ (33) рівняння (30) приймає такий вигляд:

$$a_3 Z_{(0)} + \frac{4}{b} Z_{(0)}^{1/2} B + \sin \psi = 0. \quad (34)$$

Із рівняння (34) маємо:

$$B = \frac{b(a_3 Z_{(0)} + \sin \psi)}{4Z_{(0)}^{1/2}}. \quad (35)$$

Уводимо значення коефіцієнтів A із (33) та B із (35) у рівняння (24), яке тотожне рівнянню (20), оскільки останнє ми замінили квадратною параболою (24). Отож:

$$y = \left(Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx \right) = Ax + Bx^2 = bZ_{(0)}^{1/2} x + \left(\frac{\alpha_0 ab Z_{(0)} b \cos \beta}{g \Omega \omega 4 Z_{(0)}^{1/2}} + \frac{b \sin \psi}{4 Z_{(0)}^{1/2}} \right)^2. \quad (36)$$

Після виконання алгебраїчних дій у математичній залежності (36) отримали рівняння для обчислення витрати рідини, котра під дією зовнішнього напору вливається крізь отвори в трубопровід-збирач на відрізку довжиною x і транспортується в ТЗ крізь його переріз x :

$$Q_{tr} + b \int_0^x Z_{(x)}^{1/2} dx = \left(Z_{(0)}^{1/2} + \frac{\alpha_0 ab Z_{(0)}^{1/2} \cos \beta}{4g \omega \Omega} x + \frac{\sin \psi}{4Z_{(0)}^{1/2}} x \right) bx. \quad (37)$$

Формулу для обчислення повного робочого напору потоку рідини в перерізі x трубопроводу-збирача отримали диференціюванням рівняння (37):

$$Z_{(x)} = \left(Z_{(0)}^{1/2} + \frac{\alpha_0 ab Z_{(0)}^{1/2} \cos \beta}{2g \omega \Omega} x + \frac{x \sin \psi}{2Z_{(0)}^{1/2}} x \right)^2. \quad (38)$$

Математична модель, представлена рівняннями (37) і (38), описує ламінарні течії в циліндричних напірних трубопроводах-збирачах з урахуванням змінного уздовж потоку в ТЗ значення гідравлічного коефіцієнта тертя λ_x . Також

ураховуються значення кутів β_x приєднання струменів до ТЗ і кутів ψ_x нахилу поздовжньої осі ТЗ до обрїю, котрі теж можуть бути змінними уздовж ТЗ.

6 Висновок

Опираючись на диференціальне рівняння напірного руху рідини зі змінною витратою уздовж потоку, отримано рівняння для обчислення притоку рідини в трубопровід-збирач крізь отвори у його стінці для ламінарних потоків при змінному значенні гідравлічного коефіцієнта тертя λ_x . Також виведено математичну залежність для розрахунку повного робочого напору $Z_{(x)}$ потоку рідини в трубопроводі-збирачі за цих умов. Ураховуються значення кутів β_x приєднання струменів до трубопроводу-збирача і кутів ψ_x його нахилу до обрїю, котрі також можуть бути змінними уздовж потоку у трубопроводі-збирачі.

Список використаних літературних джерел

1. Навоян Х. А. Примеры гидравлических расчётов водопропускных сооружений. – Киев: Будівельник, 1975. – 148 с.
2. Петров Г. А. Гидравлика переменной массы (Движение жидкости с изменением расхода вдоль пути). Харьков: Харьковский государственный университет, 1964. - 224 с.
3. Егоров А. И. Гидравлика напорных трубчатых систем в водопроводных очистных сооружениях. – Москва: Стройиздат, 1984. – 95 с.
4. Cherniuk V. V., Fasuliak V. Ye., Bihun I. V., Cherniuk M. V. 2024. Variability of Darcy Friction Factor in Differential Equation for Enforced Flow in Collector-pipeline / Proceedings of CEE 2023. Lecture Notes in Civil and Environmental Engineering. Vol. 438. Springer. Nature Switzerland AG 2023. – P. 58-69. https://doi.org/10.1007/978-3-031-44955-0_7.
5. Чернюк В. В. Змінність коефіцієнта тертя у диференціальному рівнянні для напірних потоків рідин у трубопроводах-збирачах. / В. В. Чернюк, В. Є. Фасуляк, І. В. Бігун, М. В. Чернюк // “Ресурси природних вод карпатського регіону” / Проблеми охорони та раціонального використання. Матеріали ХХІ міжнародної науково-практичної конференції (м. Львів, 25-26 травня 2023 р.): Збірник наукових статей. – Львів: Національний університет “Львівська політехніка”, 2023. - С. 80-85.

ДОСЛІДЖЕННЯ КОРОЗІЙНОЇ АГРЕСИВНОСТІ СТИЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВ ОЛЕФІНІВ ТА КАУСТИЧНОЇ СОДИ І ХЛОРУ

Надія ГНАТИШИН

Калуський політехнічний фаховий коледж

STUDY OF CORROSION AGGRESSIVENESS OF WASTEWATER OF OLEFIN AND CAUSTIC SODA AND CHLORINE MANUFACTURES

Nadiia Hnatyshyn

Kalush polytechnic applied college

The corrosion`s potentials of carbon steel in these environments as liquid hypochloritic waste, sewage of olefinic production and their mixtures are determined. It is established that in hypochloritic solution took place oxidative passivation of the metal surface. Under the influence of ultrasonic radiation due sonoliz of water and decomposition of sodium hypochlorite produced intermediate products which contribute to passivation of steel.

У технологічних процесах виробництва каустичної соди і хлору, а також олефінів утворюються різні за окисно-відновними властивостями стічні води та рідкі відходи. Попередніми дослідженнями було встановлено, що для знешкодження окремо взятого середовища доцільно застосовувати інше, тобто здійснити взаємне знешкодження одних відходів іншими. Це дає змогу практично уникнути застосування спеціальних реагентів. Окрім того, було показано, що здійснення процесу знешкодження у кавітаційних полях, зокрема, в адіабатичних умовах, дає змогу різко інтенсифікувати цей процес. Однак зазначені рідкі середовища, особливо у разі збудження кавітаційних явищ, можуть володіти підвищеною реакційною здатністю, що може спричиняти корозію трубопроводів та технологічного обладнання. Тому метою досліджень було вивчення корозійної активності як індивідуальних вказаних рідких відходів, так і реакційних середовищ, які утворювались внаслідок їх змішування.

Корозійну агресивність розчину натрію гіпохлориту та органічного водного середовища вивчали по відношенню до вуглецевої сталі Ст 3. Для цього фіксували значення потенціалу вільної корозії сталі у певних середовищах з отриманням потенціодинамічних поляризаційних кривих після 3 годин експозиції зразків. У дослідженнях використовували потенціостат Gill AC, кумутований з комп'ютером. Потенціал корозії фіксували з використанням насиченого хлорид-срібного електроду порівняння та платинового електроду як допоміжного. Швидкість розгортки потенціалу становила 2 мВ/с. Площа робочої поверхні зразка – 1 см².

Корозійну агресивність водних середовищ до та після оброблення ультразвуковими випромінюваннями зі збудженням кавітації можна охарактеризувати з допомогою залежності потенціалу корозії вуглецевої сталі (E_k) від часу витримки в середовищі (рис. 1). Перебіг процесів корозії у вказаних середовищах порівнювали з такими, що відбуваються у водопровідній воді.

У водопровідній воді після 0,5 год. витримки E_k сталі виходить на рівень -600 мВ і далі коливається коло цього значення. За присутності у воді одного лише натрію гіпохлориту спостерігається зростання потенціалу корозії сталі до -500 мВ, що може вказувати на певне часткове пасивування поверхні металу внаслідок її взаємодії з атомарним Оксигеном або гідроксил-радикалами, які утворюються при розкладі NaClO.

У водному середовищі, що містить натрію гіпохлорит та гексан, яке імітувало промислові стічні води, потенціал сталі стає більш позитивним і досягає

-475 мВ. Можливо, що тут має місце адсорбція органічних речовин на поверхню металу та її пасивування-окиснення залишковими гідроксил-радикалами. Ультразвукове оброблення суміші водних розчинів гіпохлориту і гексану зсуває потенціал корозії сталі до значень, характерних для чистої водопровідної води, імовірно, внаслідок зменшення у розчині вмісту гідроксил-радикалів як продуктів сонолізу води.

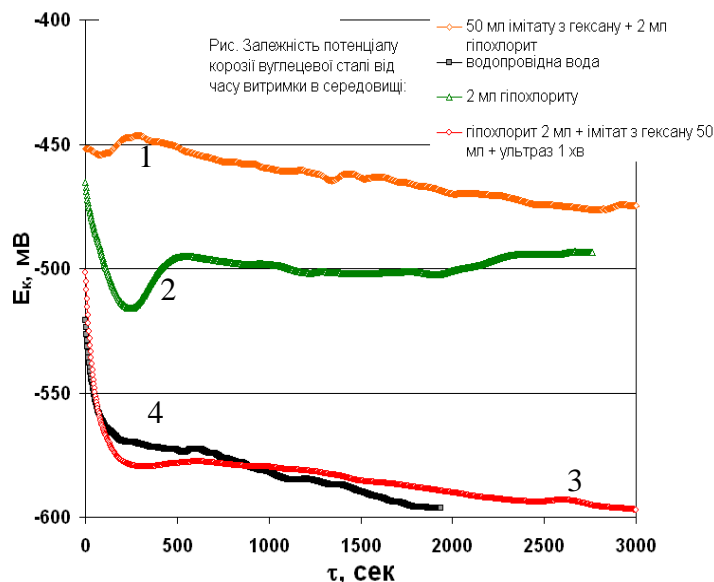


Рис. 1. Залежність потенціалу корозії вуглецевої сталі (Ст 3) від часу витримки у середовищах:

1 – 50 мл органічного і 2 мл гіпохлоритного розчинів; 2 – водопровідна вода і 2 мл гіпохлоритного розчину; 3 – водопровідна вода; 4 – 50 мл органічного і 2 мл гіпохлоритного розчинів під дією УЗ (1 хв)

Швидкість та глибину корозійного процесу описує поляризаційна залежність вуглецевої сталі у досліджуваних середовищах (рис. 2).

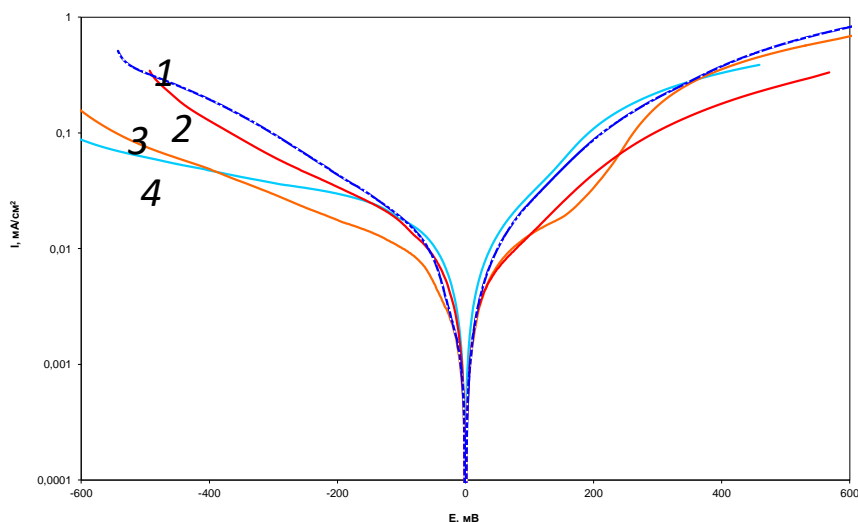


Рис. 2. Поляризаційні залежності вуглецевої сталі в середовищах:

1 – водопровідна вода; 2 – 50 мл органічного і 2 мл гіпохлоритного розчинів під дією УЗ (1 хв); 3 – 50 мл органічного і 2 мл гіпохлоритного розчинів; 4 – водопровідна вода і 2 мл гіпохлоритного розчину

Поляризаційна крива у водному розчині натрію гіпохлориту показує незначний спад катодної та анодної реакцій, проте як і у звичайній водопровідній воді є присутнім катодний контроль корозії. Під час додавання розчину натрію гіпохлориту до імітату стічної води з гексаном, на поляризаційній кривій спостерігається деяка пасивація анодної реакції, а під час дії ультразвукового випромінювання на цю суміш, анодні струми зменшені і катодні струми зростають до рівня, як і у разі чистої води.

Результати виконаних поляризаційних досліджень свідчать про порівняно незначну корозійну активність досліджуваних середовищ щодо технологічного обладнання та комунікацій, а, отже, доцільність взаємного знешкодження рідких відходів і стічних вод з антагоністичними властивостями, зокрема, у кавітаційних полях.

Розділ 6

**ПРОБЛЕМИ ПІДГОТОВКИ ФАХІВЦІВ З
ТЕХНОЛОГІЇ ВОДИ**

Chapter 6

**PROBLEMS OF TRAINING SPECIALISTS IN WATER
TECHNOLOGY**

ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ MICROSOFT TEAMS ДЛЯ ВИКЛАДАННЯ БАКАЛАВРАМ СПЕЦІАЛЬНОСТІ “ХІМІЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ ТА ІНЖЕНЕРІЯ” У ДИСТАНЦІЙНОМУ ТА ЗМІШАНОМУ РЕЖИМІ

*Сергій БОНДАРЕНКО, Наталія ТОЛСТОПАЛОВА,
Аркадій ШАХНОВСЬКИЙ, Ольга САНГІНОВА, Євгеній КОСТЕНКО*
*Національний технічний університет України, «Київський політехнічний
інститут імені Ігоря Сікорського». Київ, Україна.
e-mail: s_g_bondarenko@ukr.net*

EXPERIENCE OF USING MICROSOFT TEAMS FOR TEACHING “CHEMICAL TECHNOLOGIES AND ENGINEERING” UNDERGRADUATE STUDENTS IN DISTANCE AND MIXED MODE

*Serhiy BONDARENKO, Natalia TOLSTOPALOVA,
Arcady SHAKHNOVSKY, Olga SANGINOVA, Evgeniy KOSTENKO*
*National Technical University of Ukraine, "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute".
Kyiv, Ukraine.*

Метою представлено дослідження є узагальнення досвіду викладання студентам хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського спеціальності “Хімічні технології та інженерія” у дистанційному та змішаному режимі, аналіз функціональних можливостей центру командної роботи Microsoft Teams у складі сервісів Microsoft 365 у контексті його використання для дистанційного навчання. Можливості сервісів Microsoft 365 було апробовано під час викладання освітньої компоненти «Теоретичні основи хімії і технології води» студентам хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського.

Цифрові технології сьогодні проникають до всіх сфер людської діяльності, забезпечуючи розповсюдження інформаційних потоків та формуючи глобальний інформаційний простір. Стрімкість розвитку цифрових технологій нині перевищує швидкість впровадження будь-яких інших інновацій, внаслідок чого виникає необхідність здобуття нових специфічних знань і навичок, нових підходів до освіти, праці, відпочинку.

У сфері освіти загальнодоступними в останні роки стали інформаційно-комунікаційні технології, що надали можливість докорінної модернізації, трансформації традиційних методів навчання. Потужною рушійною силою впровадження вказаних технологій для організації навчального процесу стали карантинні обмеження під час пандемії коронавірусу COVID-19. Студенти, викладачі та адміністрація навчальних закладів постали перед необхідністю оперативно вирішити низку психологічних, методологічних та технічних проблем для збереження навчального процесу в нових умовах дистанційного навчання.

Нову серію викликів для освітньої галузі нашої країни спричинили драматичні зміни внаслідок початку повномасштабних бойових дій в Україні: руйнування будинків, навчальних закладів, критичної інфраструктури, вимушена міграція учасників навчального процесу тощо. Для багатьох закладів та здобувачів освіти в нашій країні очне навчання є суттєво ускладненим або неможливим й досі; єдиною альтернативою для продовження навчання, а також для важливих складових соціалізації (зокрема, спілкування, колективної роботи, взаємної підтримки тощо) є перехід до дистанційної форми навчання.

У період з початку 2020 року до нинішнього часу автори представлено

дослідження накопичили значний досвід дистанційного викладання студентам Київського політехнічного інституту імені Ігоря Сікорського [1, 2]. При цьому для викладання у дистанційному та змішаному режимі дисциплін (насамперед, «комп'ютерних», але також і фахових «технологічних» дисциплін) студентам спеціальності «Хімічні технології та інженерія» авторами використовувалася «Сікорські дистанс» – платформа дистанційного навчання КПІ імені Ігоря Сікорського, що інтегрує можливості сервісів Google для освітніх організацій (Google Workspace For Education) та безкоштовної відкритої системи керування навчанням «Modular Object-Oriented Dynamic Learning Environment» (Moodle). Пріоритетними в межах платформи «Сікорські дистанс» можна вважати сервіси Google Workspace For Education, як такі, що крім можливості створення віртуального класу надають набір інструментів, корисних для організації дистанційного навчання. Серед сервісів Google доступні, зокрема, засіб організації відеоконференцій Google Meet, хмарне сховище Google Drive (на етапі впровадження в університеті сервісів Google Workspace For Education обсяг хмарного сховища для кожного учасника навчального процесу декларувався як «нескінченний» [3]), засіб впорядкування навчальних завдань за часом Google Calendar; також користувачі сервісів Google отримують спільний доступ до інтерактивної «шкільної дошки», мають можливість спільного виконання завдань в «офісних» хмарних додатках Google Docs тощо.

Сервіси Google Workspace For Education є широкопоширеним, потужним, зручним, безоплатним для освітніх установ інструментом. Однак практика проведення дистанційних занять на їх базі показала необхідність диверсифікації інструментів організації дистанційного навчання, зокрема, через наступні причини. Виділений для освітньої установи обсяг хмарного файлового сховища у поточних «бюджетних» тарифах Google Workspace For Education, доступних для вітчизняних навчальних установ [4], є великим, проте обмеженим. В ході багаторічної експлуатації із збільшенням архіву навчальних курсів, навчальних матеріалів (включаючи збережені відеолекції) виникає небезпека перевищення лімітів обсягу хмарного файлового сховища Google. Також, сервіси Google надають користувачеві досить обмежені можливості взаємодії з додатковими програмами сторонніх розробників. Насамкінець, деякі важливі для дистанційного навчання функції (наприклад, розділення учасників відеоконференції Google Meet по «секціях», налаштування «основного» та «пізнього» терміну здачі навчального завдання у Google Classroom тощо) у поточній версії Google-сервісів поки не реалізовано, або представлено не в усіх ліцензіях Google Workspace For Education.

Аналіз альтернатив Google-сервісів, що пропонували б схожі можливості для віртуального навчання та співпраці в освітньому процесі, дозволяє виділити, зокрема, наступні програмні рішення:

- ✓ Showbie LMS – проста у використанні платформа для організації дистанційного навчання; дозволяє, зокрема, студентам робити цифрові знімки своїх робіт, а викладачам – залишати відгуки безпосередньо на роботах.
- ✓ Schoology LMS – популярна альтернатива Google-сервісам, яка представляється розробниками як «централізований центр для персоналізованого викладання та навчання, який об'єднує вчителів, студентів і сім'ї на одній платформі» й пропонує функції для створення курсів, співпраці з іншими педагогами та надає засоби аналітики успішності навчання студентів.
- ✓ Canvas LMS (система керування навчанням «Полотно для живопису») – це хмарна система, яка дозволяє створювати, організовувати та проводити онлайн-курси та заняття. Canvas LMS надає інструменти для створення

курсів, завдань та тестів, спілкування зі студентами та іншими викладачами та інтеграцію з програмними додатками різних розробників.

- ✓ Microsoft Teams – повнофункціональний інструмент для організації дистанційного навчання, інтегрований до сервісів Microsoft 365. Надає можливості дистанційного викладання та навчання, включаючи засоби відеоконференцій, обміну файлами, завданнями та спільною роботою над

Метою даної роботи є аналіз функціональних можливостей центру командної роботи Microsoft Teams у складі сервісів Microsoft 365 у контексті його використання для дистанційного навчання, а також представлення досвіду використання сервісів Microsoft 365 у дистанційному та змішаному викладанні студентам хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського.

Для повноцінного користування сервісами Microsoft 365 користувачу потрібно мати обліковий запис Microsoft 365. Для забезпечення дистанційного навчання на базі Microsoft Teams викладачами та студентам КПІ ім. Ігоря Сікорського надано корпоративні аккаунти виду xxxxxxxx@kpi.ua. Важливою особливістю є те, що функціональні можливості студента-«гостя», тобто користувача, який не має облікового запису Microsoft 365, є критично обмеженими.

Процедура створення в Microsoft Teams курсу для дистанційного викладання є достатньо простою й інтуїтивно зрозумілою (рисунок 1).

За наявності підключення до інтернету доступ до сервісу Microsoft 365 здійснюється через останні версії усіх поширених браузерів (рекомендовано, однак, використовувати браузер MS Edge) або з пристроїв на Android чи iOS (з корпоративного аккаунту).

У термінах Microsoft Teams віртуальний клас для дистанційного навчання має загальну назву «команда». «Команда» об'єднує групу людей, які тісно спільно працюють в галузі навчання, а також (враховуючи широку ринкову нішу Microsoft Teams) – в галузі бізнесу, проєктної діяльності тощо. Функціональне наповнення команд Microsoft Teams може різнитися в залежності від задач, які перед командою поставлені: робота на проєкті, навчання тощо. Тип «команди» Microsoft Teams, призначений для підтримки навчальної діяльності, має назву «клас» (рисунок 2).

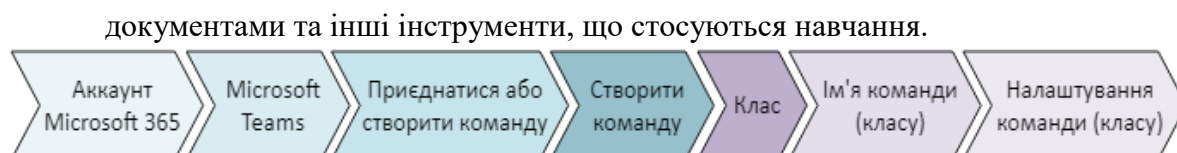


Рисунок 1 – Послідовність створення дистанційного курсу (класу) в Microsoft Teams

У вікні створення курсу вводять назву команди (обов'язково) та деякі атрибути (за бажанням).

Можливості сервісів Microsoft 365 було апробовано під час викладання освітньої компоненти «Теоретичні основи хімії і технології води» студентам хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського.

Кредитний модуль «Теоретичні основи хімії і технології води» обсягом 6 кредитів передбачає проведення лекцій та лабораторних занять (по 2 академічні години на тиждень), практичних занять (1 академічна година на тиждень), а також проходження модульної контрольної роботи та інших контрольних заходів. Кредитний модуль присвячений сучасним підходам до створення гнучких технологічних схем очищення природної та стічної води. Вивчення дисципліни закінчується екзаменом.

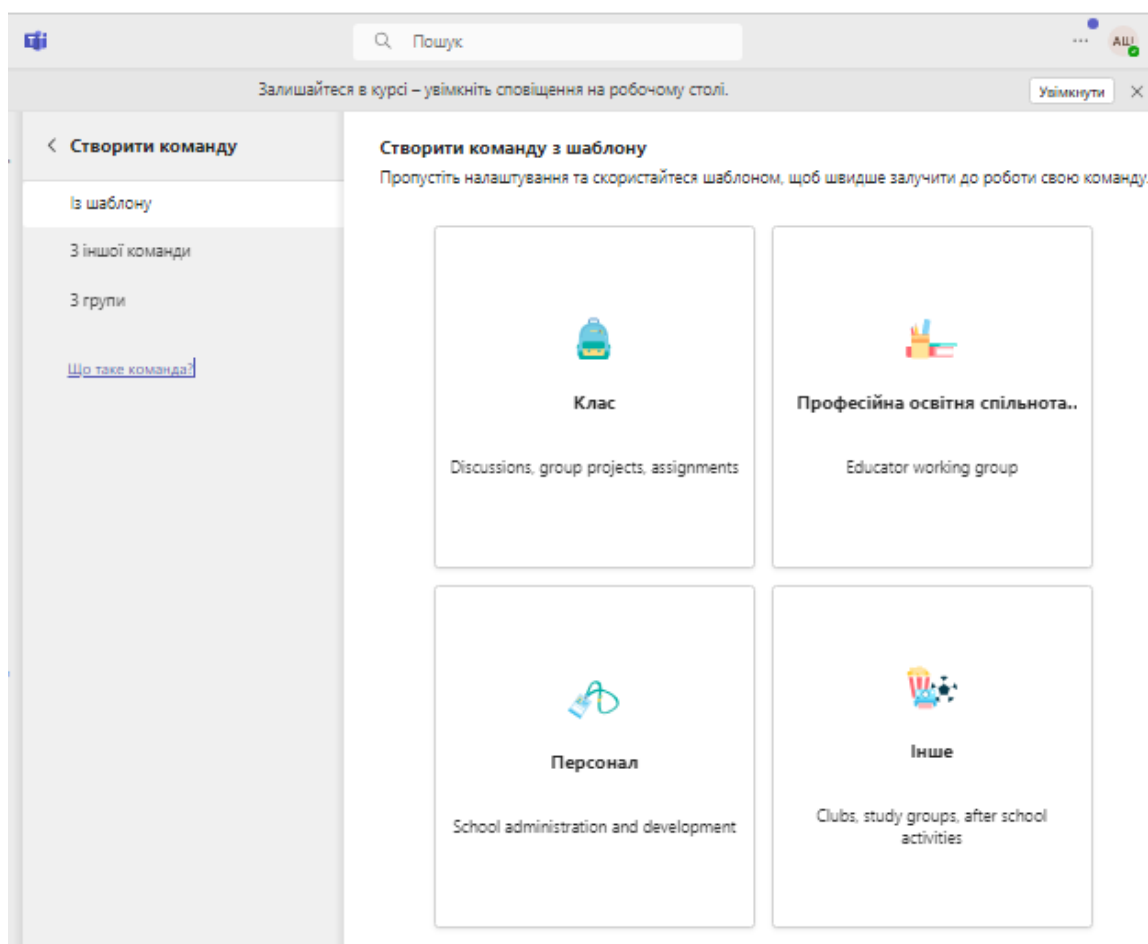


Рисунок 2 – Опції створення дистанційного курсу (класу) в Microsoft Teams

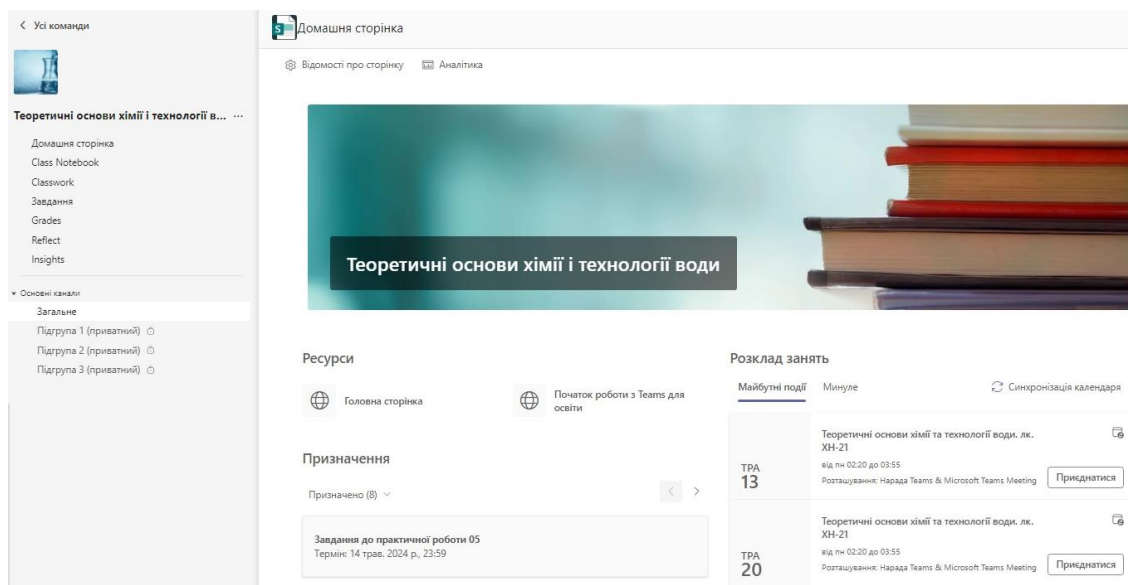


Рисунок 3 – Домашня сторінка дистанційного курсу MS Teams

Засобами сервісів Microsoft 365 було створено дистанційний курс «Теоретичні основи хімії і технології води» (рисунок 3).

MS Teams надає адміністраторам дистанційного курсу (викладачам) можливість розміщувати структуровані за розділами та підрозділами навчальні матеріали у модулях Class Notebook та Classwork, створювати завдання (модуль Tasks) та оцінювати результати виконання завдань відповідно до заданих викладачами шкал оцінювання й переглядати журнали успішності (модуль Grades) – див. Рисунок 3.

Можливості віртуального класу MS Teams «Теоретичні основи хімії і технології води» розширюють інтегровані з MS Teams компоненти Microsoft 365: потужний засіб організації «одноразових» та повторюваних відеоконференцій із зручним контролем присутності, особисте хмарне сховище високої ємності MS OneDrive, засоби впорядкування навчальних завдань, відеозустрічей та інших подій за часом MS Calendar та MS Planner, віртуальна «класна дошка» MS Whiteboard, засоби організації онлайн-опитувань та тестування MS Forms та вбудовані засоби отримання зворотного зв'язку (рефлексії), а також простий стрімінговий сервіс MS Stream, «офісні» хмарні додатки: MS Word, MS PowerPoint тощо.

У 2023-2024 навчальному році заняття з дисципліни «Теоретичні основи хімії і технології води» проводяться у змішаному форматі – лабораторні роботи студенти виконують очно, у відповідній лабораторії хіміко-технологічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського; решта навчальних активностей проходить у дистанційному режимі. Дати та час публікації завдань та навчальних матеріалів, контрольні терміни здачі завдань у дистанційному курсі синхронізовані з календарем (заплановані) й відслідковуються викладачами й студентами. Доступний до контролю також факт першого перегляду (відкриття) навчальних завдань кожним із студентів. За наданими у дистанційному курсі матеріалами студенти готуються до виконання лабораторних та практичних робіт з подальшим виконанням у синхронному режимі навчальних завдань на заняттях за розкладом. Допуск до лабораторних робіт, виконання модульної контрольної роботи, а також поточний контроль на лекціях заплановано в синхронному режимі на заняттях за розкладом (за тестами, створеними засобами MS Forms); час виконання тестів обрано достатнім для якісної відповіді (для середнього студента), та обмеженим – для

запобігання несамостійного виконання. Оцінювання результатів роботи здійснювалося за створеними у MS Teams шкалами оцінювання, які відповідають затвердженій рейтинговій системі оцінювання, наведеній в Силабусі навчальної

Аналіз можливостей сервісів Microsoft 365 показав їх зручність і ефективність в задачах створення курсів дистанційного навчання.

До переваг Microsoft 365 в якості середовища організації дистанційного навчання порівняно з сервісами Google Workspace For Education слід віднести: зручність контролю присутності студентів протягом занять; більш коректне (порівняно з переглядом у Google Docs) відображення формул та спеціальних символів при перевірці викладачами звітів з навчальних завдань (оформлених студентами у MS Word). Недоліком середовища організації дистанційного навчання на основі сервісів Microsoft 365 є ультимативна необхідність користуватися корпоративними аккаунтами. Також серед загальних проблем слід назвати відсутність «живого» спілкування в класі, неможливість проведення натурних лабораторних робіт (заміна таких робіт відеодемонстраціями не дає змоги набути практичних навичок роботи з реальним обладнанням), а також недостатню мотивацію студентів до систематичної самостійної роботи, без якої при дистанційному навчанні (особливо в асинхронному режимі) неможливе досягнення належних результатів.

Інтуїтивно зрозумілий інтерфейс, можливість підключення та подальшої взаємодії великої кількості додатків робить сервіси Microsoft 365 одним із оптимальних засобів для організації дистанційного навчання. Застосування методів та засобів дистанційного навчання має численні переваги, такі як економічна ефективність, гнучкість, інтерактивність, а також можливість навчання без географічно-територіальних обмежень. Використання хмарних сервісів для організації навчального процесу в екстремальних умовах військового стану дозволяє забезпечити достатній рівень засвоєння навчального матеріалу, індивідуалізувати навчання, організувати зворотній зв'язок та систематичний контроль результатів навчання дисципліни.

Література:

1. Shakhnovsky A. M., Bondarenko S.G., Abramova A.O. Practice of distance teaching of computer-aided technologies to the students of “chemical technologies and engineering” specialty. Освіта, наука та виробництво: розвиток та перспективи: матеріали VIII Всеукраїнської конференції, м. Шостка, 27 квітня 2023 року. Суми : Сумський державний університет, 2023. pp. 183 – 186.

2. Бондаренко С. Г., Шахновський А. М., Сангінова О. В. Досвід використання сервісу Google Classroom для дистанційного навчання. Комп'ютерне моделювання і керування в техніці та технологіях КМКТТ-2021 : збірник наукових статей Дев'ятої міжнародної науково-практичної конференції, Київ, 12-14 травня 2021 р. Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2021. С. 287–293. URL: <https://ela.kpi.ua/handle/123456789/41433>

3. Українські школи можуть отримати безкоштовний доступ до G Suite for Education. URL: <https://nus.org.ua/news/ukrayinski-shkoly-mozhut-otrymaty-bezkoshtovnyj-dostup-do-g-suite-for-education-yak-tse-zrobyty/>. (дата звернення: 07.05.2024).

4. G Suite legacy free edition. URL: <https://support.google.com/a/answer/2855120?hl=en> (дата звернення: 09.05.2024).

ВПЛИВ ЗОВНІШНІХ ТЕСТУВАНЬ ПО ХІМІЇ НА ПІДГОТОВКУ МАЙБУТНІХ ФАХІВЦІВ

Роксоляна БУКЛИВ, доцент, ІХХТ

Соломія БУКЛИВ, студентка, ІАРД

Національний університет «Львівська політехніка», Львів, Україна

roksoliana.l.bukliv@lpnu.ua

solomiia.bukliv.marbs.2023@lpnu.ua

THE IMPACT OF CHEMISTRY EXTERNAL ASSESSMENTS ON PREPARING FUTURE SPECIALISTS

Roksoliana BUKLIV, Assoc. Prof., ICCT

Solomiia BUKLIV, Student, IARD

Lviv Polytechnic National University, Lviv, Ukraine

Summary: This report examines the participation of Ukrainian applicants in the External Independent Evaluation (EIE) and the National Multipurpose Test (NMT) in chemistry.

Russia's aggression against Ukraine has significantly influenced applicants' interest in taking the EIE and NMT in chemistry, leading to a decrease in the number of students enrolling in chemistry, chemical engineering, and related bachelor's degree programs.

Monitoring the choice of high school graduates to take the chemistry entrance exam showed that the number of willing participants is not very high [1]. A sharp decrease of almost 38% (from 24,811 to 2,673 participants) in the number of registered participants for the external tests was observed from 2017 to 2019, which was driven by new admission requirements for medical specialties [2]. In 2023, only 2,673 participants registered for the main NMT session in chemistry [3]. The registration results for the NMT-2024 with chemistry as the chosen subject are about 21% higher (3,399 participants) compared to the previous year [4]. However, it should be understood that the actual participation of applicants in the chemistry tests might be lower, and there may be participants who do not meet the "pass/fail" threshold.

This situation calls for continuous career guidance activities by academic staff among high school students to spark their interest in studying natural sciences and enrolling in chemistry and chemical engineering programs.

1. Lys S. *Review of the latest opinions and theories regarding the development of technical and agricultural sciences*: колективна монографія / S. Lys, O. Yurasova, I. Galyanchuk, T. Rymar, K. Horbatiuk, V. Babyak, I. Zaulychna, R. Bukliv, Z. Komarenska, L. Oliynyk, R. Levchuk, A. Mylyanych, O. Fedorova. – Boston: Primedia eLaunch, 2023. – 524 p.

2. MES of Ukraine [Elektronnyi resurs] <https://moz.gov.ua/article/news/novi-umovi-prijomu-do-medichnih-universitetiv/>.

3. Chemistry. Results of ZNO in 2023. [Elektronnyi resurs]. <https://nus.org.ua/news/sered-vybirkovykh-predmetiv-na-nmt-liderom-ye-istoriya-ukrayiny-himiyu-natomist-obralo-najmenshe-uchasnykiv/>

4. <https://vintest.org.ua/nmt-2024-ponad-287-tysyach-uchasnykiv-prohodytymut-testuvannya-v-osnovnu-sesiyu/>

ЗМІСТ

РОЗДІЛ 1. РЕСУРСИ ПРИРОДНИХ ВОД ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН

STUDY OF THE INFLUENCE OF PEROXIDASE REDUCERS ON THE ECOCHEMICAL STATE OF THE DNIESTER RIVER THROUGHOUT THE YEAR 2023 <i>V. Blonschi, M. Cisteacov, V. Gladchi, E. Bunduchi</i>	7
THE POLLUTION OF THE DNIESTER RIVER WITH ORGANIC SUBSTANCES FROM 2020 TO 2023 (SECTION FROM DUBĂSARI DAM TO VADUL LUI VODĂ) <i>V. Gladchi, A. Lis, Vl. Blonschi, E. Bunduchi, M. Cisteacov</i>	11
АКТУАЛЬНІ ПИТАННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ПРИРОДНИХ ТА ПИТНИХ ВОД УКРАЇНИ В РЕАЛІЯХ СЬОГОДЕННЯ: НОВІ ЗАБРУДНЮВАЧІ, МЕТОДИ АНАЛІЗУ ТА ПІДХОДИ ДО ОЧИЩЕННЯ <i>Андрусишина І.М.</i>	15
ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВОДНОГО СЕРЕДОВИЩА НА ПРИКЛАДІ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ПРИРОДНИХ ВОДАХ КИЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ (2016-2023 рр) <i>І.М. Андрусишина, О.Г Лампека</i>	21
БЕЗПЕЧНА ПИТНА ВОДА В УКРАЇНІ: ДОСТУП ДО ІНФОРМАЦІЇ ПРО ЯКІСТЬ ВОДИ ТА МЕТОДИ ВОДОПІДГОТОВКИ <i>Юлія Бережна, Ірина Косогіна</i>	24
ГІДРОГЕОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ТА ГАЗОВА ЗОНАЛЬНІСТЬ ВУГЛЕНОСНОЇ ФОРМАЦІЇ ЛЬВІВСЬКО-ВОЛИНСЬКОГО БАСЕЙНУ <i>Ірина Бучинська</i>	28
ВИКОРИСТАННЯ СИСТЕМ ІМІТАЦІЙНОГО МОДЕЛЮВАННЯ У МОДЕЛЮВАННІ ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД <i>Груздева О.В., Крячков Д.О., Кондратюк Р.В.</i>	31
КУЛЬТУРА КЛІТИН ЯК ТЕСТ-ОБ'ЄКТ ДЛЯ ОЦІНКИ БЕЗПЕЧНОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ <i>Наталія Дмитруха, Майя Верголяс, Костянтин Козлов</i>	35
ТУСТАНЬ: ХІМІЧНИЙ СКЛАД “ЖИВОЇ” І “МЕРТВОЇ” ВОДИ ДЖЕРЕЛА <i>Галина Занкович, Оксана Кохан, Михайло Яремович, Ірина Бучинська</i>	39
ГІДРОГЕОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ЛЮТНЯНСЬКОГО ГАЗОВОГО РОДОВИЩА (ПІВНІЧНО-ЗАХІДНА ЧАСТИНА ЗОНИ КРОСНО) <i>Іванна Колодій, Володимир Шлапінський, Галина Медвідь</i>	42
ВИТРАТИ ВОДИ У ПУНКТІ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗАХІДНИЙ БУГ – с. ЛИТОВЕЖ <i>Лозовіцький П. С.</i>	46
ХІМІЧНИЙ СКЛАД ПІДЗЕМНОЇ ВОДИ У ТРІЩИНУВАТІЙ ЗОНІ КРИСТАЛІЧНИХ ПОРІД ДОКЕМБРІЮ КРИВБАСУ <i>Лозовіцький П. С.</i>	57
ЕКОЛОГО-ГЕОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПОВЕРХНЕВИХ ВОД В МЕЖАХ ДОЛИНСЬКОГО НАФТОГАЗОПРОМИСЛОВОГО РАЙОНУ <i>Галина Медвідь, Ольга Телегуз, Марія Кость, Василь Гарасимчук,</i>	

<i>Ірина Сахнюк, Оріся Майкут, Соломія Кальмук</i>	67
РЕСУРСИ ПІДЗЕМНИХ ВОД УКРАЇНИ І НОВІ ПЕСТИЦИДИ	
<i>Ніна Осокіна</i>	71
ТЕОРЕТИЧНІ АСПЕКТИ РАЦІОНАЛЬНОГО ВИКОРИСТАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ НА ПОЛЬДЕРНИХ СИСТЕМАХ ГУМІДНОЇ ЗОНИ УКРАЇНИ	
<i>Вадим Поляков, Галина Воронай</i>	79
АНАЛІЗ ТЕХНОГЕННИХ ЗМІН ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ГІДРОСФЕРИ В РАЙОНІ КОЛИШНЬОГО КАЛІЙНО-МАГНІЄВОГО ВИРОБНИЦТВА У МІСТІ КАЛУШ	
<i>Садовий Ю. В., Галамай А. Р.</i>	84
ХАРАКТЕРИСТИКА ВОДНИХ РЕСУРСІВ ЛИТВИ ТА ЇХНЕ ВИКОРИСТАННЯ	
<i>Валентин Хільчевський, Олена Пацуї</i>	88
ДЕФЦИТ ВОДИ ТА МОЖЛИВІ ШЛЯХИ ЙОГО ПОДОЛАННЯ	
<i>Ольга Шліхтер, Ірина Косогіна</i>	92
МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД НАФТОПРОДУКТИМИ В ЕКО-ІНДУСТРІАЛЬНОМУ ПАРКУ БІЛА ЦЕРКВА	
<i>Олена Шпак, Руслан Гаврилюк, Юрій Негода, Ольга Логвиненко, Ольга Нікіташ, Любов Плєскач</i>	96
ДОСЛІДЖЕННЯ РОЗПОДІЛУ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ ТОРФУ ЗА ДОПОМОГОЮ РЕНТГЕН-ФЛУОРЕСЦЕНТНОГО АНАЛІЗУ	
<i>Мирослава Яковенко, Юрій Хоха</i>	102
ГІДРОЛОГІЧНА ТА ГІДРОХІМІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РІЧКИ ЛУКВА	
<i>Ігор Кульчицький-Жигайло, Юрій Білик</i>	105
ВИКОРИСТАННЯ НЕТРАДИЦІЙНИХ ДЖЕРЕЛ ВОДИ ДЛЯ ЗРОШЕННЯ: ДОСЛІДЖЕННЯ, СТРАТЕГІЇ УПРАВЛІННЯ ТА ПЕРСПЕКТИВИ РОЗВИТКУ	
<i>Сергій Усатий, Людмила Усата</i>	108
РЕАЛІЗАЦІЯ ЛЬВІВСЬКИМ КОМУНАЛЬНИМ ПІДПРИЄМСТВОМ «ЗЕЛЕНЕ МІСТО» ПРОЕКТУ З РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ГРИБОВИЦЬКОГО ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ, ЩО ЗНАХОДИТЬСЯ В С. ВЕЛИКІ ГРИБОВИЧІ, І МОНІТОРИНГ ВПЛИВУ ТІЛА ПОЛІГОНУ НА ПІДЗЕМНІ ТА ПОВЕРХНЕВІ ВОДИ	
<i>Світлана Бундз</i>	115
ДОВІРА У ВОДНОМУ СЕКТОРІ В СІЛЬСЬКІЙ МІСЦЕВОСТІ: КЛЮЧОВІ АСПЕКТИ ІМПЛЕМЕНТАЦІЇ	
<i>Бабієнко, В.В., ¹Мокієнко А. В. Валькевич Д.В.</i>	120
ХАРАКТЕРИСТИКА СУЧАСНОГО СТАНУ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ ІЗ ДЖЕРЕЛ НЕЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ ДЕЯКИХ РАЙОНІВ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ	
<i>Валькевич Д.В., Бабієнко, В.В., Мокієнко А. В.</i>	123
ЕКОЛОГО-ГІГІЄНІЧНІ АСПЕКТИ ВОДОЗАБЕЗПЕЧЕННЯ НАСЕЛЕННЯ РІВНЕНСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА ПЕРІОД 2010 - 2020 РР.	
<i>Ігор Гуцук, Андрій Мокієнко, Дарина Сокол</i>	126

РОЗДІЛ 2. РЕКРЕАЦІЙНО-БАЛЬНЕОЛОГІЧНИЙ ПОТЕНЦІАЛ КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ ТА УКРАЇНИ

СУЧАСНІ НАПРЯМКИ ДОСЛІДЖЕНЬ ЛІКУВАЛЬНОЇ ДІЇ МІНЕРАЛЬНИХ ВОД У РІЗНИХ КРАЇНАХ ЗАРУБІЖЖЯ ЗА АНГЛОМОВНИМИ ПУБЛІКАЦІЯМИ <i>Наталія Овчиннікова</i>	130
МЕДИЧНЕ ЗОНУВАННЯ ЛЬВІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ – ПЕРЕДУМОВА ДО ПОСЛІДОВНОЇ РЕАБІЛІТАЦІЇ ПОСТРАЖДАЛИХ РОСІЙСЬКОЇ АГРЕСІЇ <i>Анатолій Погребний, Олександр Романчук, Оксана Цуркан, Наталія Олійник</i>	135
ВОДОСПАДИ НА РІЧКАХ ПІВНІЧНОГО СХИЛУ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ (ГЕОЛОГІЯ, РЕКРЕАЦІЙНЕ І ГЕОТУРИСТИЧНЕ ЗНАЧЕННЯ) <i>І.Т. Попп, Г.Я. Гавришків, Ю.П. Гаєвська, П.В. Мороз</i>	142
МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ ГАЛИЧНИНИ: ЕКОНОМІЧНІ ПЕРЕДУМОВИ ВІДКРИТТЯ <i>Мирослава Козак, Маргарита Семенюк</i>	148
ДО ПИТАННЯ ПРО ПРИСУТНІСТЬ СОЛОНІХ ДЖЕРЕЛ У ВІДКЛАДАХ КАРПАТСЬКОГО ФЛІШУ <i>Євген Кондратюк, Володимир Шлапінський, Олеся Савчак, Ярослав Лазарук, Мирослав Тернавський</i>	152
ДЕРЖАВНИЙ КАДАСТР ПРИРОДНИХ ЛІКУВАЛЬНИХ РЕСУРСІВ: ФОРМУВАННЯ ТА ВІЗУАЛІЗАЦІЯ НАБОРІВ ДАНИХ <i>Оксана Цуркан, Іван Голтуренко, Наталія Олійник</i>	158
ДОСЛІДЖЕННЯ ВМІСТУ КРЕМНІЄВОЇ КИСЛОТИ У ФАСОВАНИХ ПРИРОДНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ВОДАХ <i>Олена Коваленко, Роман Березецький</i>	163
МІНЕРАЛЬНІ ВОДИ, ЯК ДІЄВИЙ ФАКТОР РЕАБІЛІТАЦІЇ <i>Моїсеєва Н.П., Лесюк Г.В.</i>	166

РОЗДІЛ 3. СУЧАСНІ ТЕХНОЛОГІЇ ПИТНОЇ ВОДИ ТА ТЕХНОЛОГІЇ ВОДОПІДГОТОВКИ

SENSITIZED PHOTOLYSIS OF THIOUREA IN AQUATIC ENVIRONMENT <i>A. Lis, V. Gladchi, G. Dusa, E. Bunduchi</i>	171
ПРОГНОЗУВАННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ДООЧИЩЕННЯ ВОДОПРОВІДНОЇ ВОДИ СОРБЦІЙНИМИ КОМПОЗИЦІЯМИ <i>Валерія Дмитріченко, Євгенія Браславська, Ірина Косогіна, Аркадій Шахновський</i>	175
ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД З ВИКОРИСТАННЯМ СУЧАСНИХ ФІЛЬТРУЮЧИХ МАТЕРІАЛІВ <i>Тарас Кузуб</i>	181
ОПТИМІЗАЦІЯ МЕМБРАННОГО МОДУЛЮ ВОДНИХ ВЕНДИНГОВИХ АВТОМАТІВ <i>Ростислав Мудрик, Єфім Дрікер, Олексій Гоманюк, Катерина Галкіна</i>	184

ЗАСТОСУВАННЯ КОАГУЛЯНТІВ СЕРІЇ BESFLOC ДЛЯ ОПТИМІЗАЦІЇ ПРОЦЕСІВ РЕАГЕНТНОГО ОЧИЩЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД КАРПАТСЬКОГО РЕГІОНУ <i>Сергій Бору́к, Василь Куліш, Володимир Гребени́ков</i>	188
ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ТЕХНОЛОГІЇ ЛОКАЛЬНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ З ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ <i>Іван Потапчук, Наталія Гусятинська</i>	192
ДОСЛІДЖЕННЯ МЕТОДУ УЛЬТРАФІЛЬТРАЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОДИ <i>Дмитро Стрижак, Наталія Гусятинська</i>	196
АКТИВУВАННЯ КАЛЬЦІЮ ГІДРОКСИДУ ОКСИДУ У ТЕХНОЛОГІЇ АЛЮМІНІЙВМІСНИХ КОАГУЛЯНТІВ <i>Олександр Мороз, Роман Мних</i>	200
СОНЯЧНА ДЕЗИНФЕКЦІЯ ЯК ПЕРСПЕКТИВНИЙ ЗАСІБ ІНАКТИВАЦІЇ МІКРОБНИХ ПАТОГЕНІВ У ПИТНІЙ ВОДІ СІЛЬСЬКИХ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ <i>Мокієнко А.В., Лотоцька О.В.</i>	205
МАТЕМАТИЧНИЙ АНАЛІЗ СТАНУ СИСТЕМИ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ДІОКСИДОМ ХЛОРУ НА ОСНОВІ МОНІТОРИНГУ ЯКОСТІ ВОДИ НА ДНІПРОВСЬКІЙ ВОДОПРОВІДНІЙ СТАНЦІЇ (М. КИЇВ) <i>Олександр Бондарчук, Аркадій Шахновський, Лариса Спасьонова, Андрій Мокієнко</i>	208
MODIFICATION OF CLINOPTILOLITE WITH SILVER USING ULTRASONIC RADIATION <i>Z. Znak, Yu. Sukhatskiy, Parag R. Gogate, R. Mnykh, Pooja Thanekar</i>	213
ДОСЛІДЖЕННЯ СОРБЦІЙНОЇ АКТИВНОСТІ ГІДРОКСИХЛОРИДА АЛЮМІНІЮ МОДИФІКОВАНОГО МОНОМЕРНОЮ ОРТОКРЕМНІЄВОЮ КИСЛОТОЮ <i>Олександр Пасенко, Артем Мандрика</i>	220
ДОСЛІДЖЕННЯ ЗНЕВОДНЕННЯ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ НВЧ-ВИПРОМІНЮВАННЯМ <i>Тарас Матвій, Зеновій Знак, Родич Оксана</i>	223
МОДИФІКУВАННЯ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ ЙОНАМИ МІДІ <i>Мар'ян Мацьків, Зеновій Знак, Казаріна Ольга</i>	225
РОЗДІЛ 4. СУЧАСНІ МЕТОДИ І ТЕХНОЛОГІЇ ОЧИЩЕННЯ ТА УТИЛІЗАЦІЇ СТИЧНИХ ВОД	
INTEGRATED APPROACH OF BIOCHEMICAL WASTEWATER TREATMENT <i>Gh. Duca, V. Covaliov, L. Romanciuc, O. Covaliova, I. Ionet, D. Ungureanu</i>	230
REMOVAL NATURAL POLYPHENOL FROM WASTEWATER BY ADVANCED OXIDATION PROCESS <i>Larisa Mocanu, Maria Gonta</i>	234
THERMODYNAMIC ANALYSIS OF PHOSPHORUS AND NITROGEN REMOVAL AND RECOVERY BY STRUVITE	

PRECIPITATION FROM WASTEWATER <i>Alexandru Visnevschi, Oxana Spinu, Igor Povar</i>	238
СЕГМЕНТУВАННЯ ТІЛА, ЩО ФІЛЬТРУЄ, В ЗАНУРЕНОМУ ДЕНІТРИФІКУЮЧОМУ БІОФІЛЬТРІ ТОЧКИ ВИКОРИСТАННЯ ТА ЙОГО ФУНКЦІОНАЛЬНО-ЕКСПЛУАТАЦІЙНІ ПЕРЕВАГИ <i>Віктор Гевод, Іван Борисов, Ігор Коваленко</i>	242
СТАНОВЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЧНО ДОЦІЛЬНИХ РЕЖИМІВ ЕЛЕКТРОКОАГУЛЯЦІЙНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД <i>Андрій Гелеш, Петро Мудринець, Ярослав Калимон, Діана Кіндзера, Віра Гнатів</i>	246
ПЕРСПЕКТИВА ВИРОБНИЦТВА СЕСКВІКАРБОНАТУ НАТРІЮ <i>Ольга Держко, Іван Костів, Ольга Хацевич, Ярослав Кучера</i>	249
ВИДІЛЕННЯ ФОСФАТІВ ІЗ СТИЧНИХ ВОД <i>Іван Костів, Ярослав Кучера, Ольга Хацевич, Ольга Держко</i>	252
ПГМГ-СУКЦИНАТ - ПЕРСПЕКТИВНИЙ АГРОХІМІКАТ ДЛЯ ГІДРОПОНІКИ <i>Андрій Лапінський, Тарас Нижник, Григорій Кримець, Ярослав Натяжний</i>	254
ДОСЛІДЖЕННЯ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД НІТРАТІВ НА КОМБІНОВАНОМУ ГРАВІТАЦІЙНОМУ ФІЛЬТРІ <i>Еліна Ткаченко, Анастасія Дормед, Олександра Белянська</i>	259
СОНОХІМІЧНИЙ СИНТЕЗ НАНОЧАСТИНОК ШПІНЕЛІ CuMn_2O_4 – ПОТЕНЦІЙНОГО КАТАЛІЗАТОРА РОЗКЛАДУ ОКИСНИКІВ У ПРОЦЕСАХ ДЕГРАДАЦІЇ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ <i>Юрій Сухацький, Роман Мних, Володимир Цимбалюк, Тетяна Дмитренко, Мар'яна Шепіда, Мартин Созанський, Артур Мазур, Зеновій Знак</i>	262
АЛЬТЕРНАТИВНЕ ДЖЕРЕЛО ВОДОПОСТАЧАННЯ - «СІРА ВОДА» <i>Володимир Фемяк, Леся Вовк</i>	265
ІММОБІЛІЗАЦІЯ МІКРООРГАНІЗМІВ ЯК РІШЕННЯ ДЛЯ ЕФЕКТИВНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД <i>Вероніка Жукова</i>	269
ПОРУВАТІ НАПІВПРОВІДНИКОВІ КОМПОЗИТИ – ЕФЕКТИВНІ МАТЕРІАЛИ ДЛЯ ФОТОКАТАЛІТИЧНОГО ОЧИЩЕННЯ ВОД ВІД ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ <i>Галина Зозуля, Орест Кунтий</i>	272
ПЕРСПЕКТИВИ ЗАСТОСУВАННЯ ПЛАЗМОХІМІЧНО ОДЕРЖАНИХ НАНОЧАСТИНОК ЯК СЕНСОРІВ КОЛОРИМЕТРИСНОГО ВИЯВЛЕННЯ ЗАБРУДНИКІВ, ЩО ПОТРАПЛЯЮТЬ У ВОДНІ СЕРЕДОВИЩА ВНАСЛІДОК ВІЙСЬКОВИХ ДІЙ <i>Маргарита Скиба, Юрій Скиба, Вікторія Воробйова</i>	276
ОДЕРЖАННЯ КРИСТАЛІЧНОГО НАТРІЮ ХЛОРАТУ ІЗ РОЗЧИНІВ ПІСЛЯ ЕЛЕКТРОЛІЗУ НАТРІЮ ХЛОРИДУ <i>Костянтин Блажівський, Зеновій Знак, Андрій Слюзар</i>	280
ОЧИЩЕННЯ ІНФІЛЬТРАТУ ПОЛІГОНУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ м. ІВАНО-ФРАНКІВСЬК <i>Андрій СЛЮЗАР, Любомир ЧЕЛЯДИН, Світлана ФАТ</i>	282

ВСТАНОВЛЕННЯ ПОТЕНЦІАЛУ КЛИНОПТИЛОЛІТУ ЯК СОРБЕНТУ НАФТИ <i>Марта Пиріг, Станіслав Гринишин</i>	288
---	-----

Розділ 5. ІНЖЕНЕРНІ АСПЕКТИ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДНИХ ТЕХНОЛОГІЙ

РЕГЕНЕРАЦІЯ ВІДПРАЦЬОВАНИХ КОМЕРЦІЙНИХ ЗВОРотноОСМОТИЧНИХ МЕМБРАННИХ ЕЛЕМЕНТІВ <i>Тетяна Іванова, Артем Тивоненко</i>	293
О МОДЕЛЮВАННІ ВІДРИВНОГО ФІЛЬТРУВАННЯ ПРИ НЕЛІНІЙНІЙ КІНЕТИЦІ МІЖФАЗНОГО МАСООБМІНУ <i>Вадим Поляков, Світлана Курганська</i>	298
ОЦІНЮВАННЯ СИМЕТРИЧНОСТІ ПОТОКУ РІДИНИ НА КОНЦЕНТРИЧНОМУ РІЗКОМУ ЗВУЖЕННІ ТРУБИ <i>Тарас Сидор, Вадим Орел</i>	301
МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ ЛАМІНАРНИХ ПОТОКІВ РІДИН У НАПІРНИХ ТРУБОПРОВОДАХ-ЗБИРАЧАХ <i>В. В. Чернюк, В. Є. Фасуляк, І. В. Бігун, М. В. Чернюк</i>	304
ДОСЛІДЖЕННЯ КОРОЗИЙНОЇ АГРЕСИВНОСТІ СТІЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВ ОЛЕФІНІВ ТА КАУСТИЧНОЇ СОДИ І ХЛОРУ <i>Надія Гнатишин</i>	313

РОЗДІЛ 6. ПРОБЛЕМИ ПІДГОТОВКИ ФАХІВЦІВ З ТЕХНОЛОГІЇ ВОДИ

ДОСВІД ВИКОРИСТАННЯ MICROSOFT TEAMS ДЛЯ ВИКЛАДАННЯ БАКАЛАВРАМ СПЕЦІАЛЬНОСТІ “ХІМІЧНІ ТЕХНОЛОГІЇ ТА ІНЖЕНЕРІЯ” У ДИСТАНЦІЙНОМУ ТА ЗМІШАНОМУ РЕЖИМІ <i>Сергій Бондаренко, Наталія Толстопалова, Аркадій Шахновський, Ольга Сангінова, Євгеній Костенко</i>	317
ВПЛИВ ЗОВНІШНІХ ТЕСТУВАНЬ ПО ХІМІЇ НА ПІДГОТОВКУ МАЙБУТНІХ ФАХІВЦІВ <i>Роксоляна Буклів, Соломія Буклів</i>	323

CONTENT

STUDY OF THE INFLUENCE OF PEROXIDASE REDUCERS ON THE ECOCHEMICAL STATE OF THE DNIESTER RIVER THROUGHOUT THE YEAR 2023 <i>V. Blonschi, M. Cisteacov, V. Gladchi, E. Bunduchi</i>	7
THE POLLUTION OF THE DNIESTER RIVER WITH ORGANIC SUBSTANCES FROM 2020 TO 2023 (SECTION FROM DUBĂSARI DAM TO VADUL LUI VODĂ) <i>V. Gladchi, A. Lis, Vl. Blonschi, E. Bunduchi, M. Cisteacov</i>	11
TOPICAL ISSUES OF THE ECOLOGICAL STATE OF NATURAL AND DRINKING WATER IN UKRAINE IN TODAY'S REALITIES: NEW POLLUTANTS, METHODS OF ANALYSIS AND APPROACHES TO TREATMENT <i>Andrusyshyna I.M.</i>	15

ENVIRONMENTAL MONITORING OF THE WATER ENVIRONMENT ON THE EXAMPLE OF THE CONTENT OF HEAVY METALS IN NATURAL WATERS OF THE KIEV REGION (2016-2023) <i>I.N.Andrusyshyna, O.G.Lampeka</i>	21
SAFE DRINKING WATER IN UKRAINE: ACCESS TO INFORMATION ON WATER QUALITY AND WATER TREATMENT METHODS <i>Yuliia Berezhna, Iryna Kosogina</i>	24
HYDROGEOLOGICAL CHARACTERISTICS AND GAS ZONING OF THE COAL- BEARING FORMATION OF THE LVIV-VOLYN BASIN <i>Iryna Buchynska</i>	28
APPLICATION OF SIMULATION MODELLING SYSTEMS IN MODELLING SURFACE WATER QUALITY <i>Hruzdieva O., Kriachkov D., Kondratiuk R.</i>	31
CELL CULTURE AS A TEST OBJECT FOR EVALUATION SAFETY OF DRINKING WATER <i>Nataliia Dmytrukha, Maya Vergolyas, Kostyantyn Kozlov</i>	35
TUSTAN: CHEMICAL COMPOSITION OF “LIVE” AND “DEAD” SPRING WATER <i>Halyna Zankovych, Oksana Kohan, Mikhaylo Yaremovich, Iryna Buchynska</i>	39
HYDROGEOCHEMICAL FEATURES OF LIUTA GAS FIELD (NORTH-WESTERN PART OF KROSNO AREA) <i>I. Kolodiy, V. Shlapinsky, H. Medvid</i>	42
WASTE WATER AT THE OBSERVATION POINT WESTERN BUG - S. LITOVEZH. <i>Lozovitskyi P.S.</i>	46
CHEMICAL COMPOSITION OF GROUNDWATER IN THE CRACKED ZONE OF PRECAMBRIAN CRYSTALLINE ROCKS OF KRYVBAS <i>Lozovitskyi P.S.</i>	57
ECOLOGICAL-GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SURFACE AND GROUNDWATERS WITHIN OF BORYSLAV-POKUTTIA OIL AND GAS- BEARING REGION <i>Halyna Medvid, Olha Telehuz, Maria Kost', Vasyl Harasymchuk, Iryna Sakhnyuk, Orysia Maykut, Solomia Kalmuk</i>	67
UKRAINE´S GROUNDWATER RESOURCES AND NEW PESTICIDES <i>Nina Osokina</i>	71
THEORETICAL ASPECTS OF RATIONAL USE OF WATER RESOURCES IN POLDER SYSTEMS OF THE HUMID ZONE OF UKRAINE <i>Vadym Poliakov, Halyna Voropai</i>	79
ANALYSIS OF TECHNOLOGICAL CHANGES IN THE CHEMICAL COMPOSITION OF THE HYDROSPHERE IN THE AREA OF THE FORMER POTASSIUM AND MAGNESIUM PRODUCTION IN THE CITY OF KALUSH <i>Sadovyi J. V., Anatoliy R. Galamay</i>	84
CHARACTERISTICS OF WATER RESOURCES OF LITHUANIA AND THEIR USE <i>Valentyn Khilchevskiy, Olena Patsui</i>	88
WATER SHORTAGE AND POSSIBLE WAYS TO OVERCOME IT	

<i>Olha Shlikhter, Iryna Kosogina</i>	92
MONITORING OF GROUNDWATER CONTAMINATION WITH PETROLEUM PRODUCTS IN ECO-INDUSTRIAL PARK BILA TSEKVA <i>Olena Shpak, Ruslan Havryliuk, Iuriy Negoda, Olga Lohvinenko, Olga Nikitash, Lubov Pleskach</i>	96
RESEARCH OF THE DISTRIBUTION OF CHEMICAL ELEMENTS OF PEAT USING X-RAY FLUORESCENT ANALYSIS <i>Myroslava Yakovenko, Yuriy Khokha</i>	102
HYDROLOGICAL AND HYDROCHEMICAL CHARACTERISTICS OF THE LUKVA RIVER <i>I. Kulchytsyi-Zhyhaylo, Y. Bilyk</i>	105
THE USE OF NON-TRADITIONAL WATER SOURCES FOR IRRIGATION: RESEARCH, MANAGEMENT STRATEGIES, AND DEVELOPMENT PROSPECTS <i>Serhii Usatyi, Liudmyla Usata</i>	108
IMPLEMENTATION OF THE PROJECT FOR THE RECONSTRUCTION OF THE MUSHROOM SOLID WASTE LANDFILL LOCATED IN THE VILLAGE OF VELIKI HRYBOVYCHI AND THE MONITORING OF THE IMPACT OF THE LANDFILL ON THE UNDERGROUND AND SURFACE BY THE Lviv MUNICIPAL ENTERPRISE "ZELENE MISTO". IN WATER <i>Svitlana Bundz</i>	115
TRUST IN THE RURAL WATER SECTOR KEY ASPECTS OF IMPLEMENTATION <i>Babienko V.V., Mokienko A.V., Valkevich D.V.</i>	120
CHARACTERISTICS OF THE CURRENT STATE OF DRINKING WATER QUALITY FROM SOURCES OF NON-CENTRALIZED WATER SUPPLY SOME DISTRICTS OF THE ODESSA REGION <i>Valkevich D.V., Babienko V.V., Mokienko A.V.</i>	123
ECOLOGICAL AND HYGIENIC ASPECTS OF WATER SUPPLY FOR THE POPULATION OF THE RIVNE REGION FOR THE PERIOD 2010 – 2020 <i>Ihor Hushchuk, Andrii Mokienko, Darina Sokol</i>	126
CHAPTER 2. RECREATION AND SPA POTENTIAL OF THE CARPATHIAN REGION AND UKRAIN	
CURRENT DIRECTIONS OF RESEARCH OF THE MEDICINAL EFFECT OF MINERAL WATERS IN DIFFERENT COUNTRIES ABROAD ACCORDING TO ENGLISH LANGUAGE PUBLICATIONS <i>Natalia Ovchinnikova</i>	130
MEDICAL ZONING OF THE LVIV REGION IS THE KEY TO THE SEQUENTIAL REHABILITATION OF THE VICTIMS OF RUSSIAN AGGRESSION <i>A. Pohrebnyi, O. Romanchuk, O. Tsurkan, N. Oliinyk</i>	135
WATERFALLS ON THE RIVERS OF THE NORTHERN SLOPE OF THE UKRAINIAN CARPATHIANS (GEOLOGY, RECREATIONAL AND GEOTOURISM SIGNIFICANCE) <i>I.T. Popp, H.Ya. Havryshkiv, Yu.P. Haiyevska, P.V. Moroz</i>	142

MINERAL WATERS OF HALYCHYNA: ECONOMIC PRE CONDITIONS OF FOR DISCOVERY <i>Myroslava Kosak, Margaryta Semenyuk</i>	148
A CONTRIBUTION TO THE QUESTION OF THE AVAILABILITY OF BRINE WELLS IN DEPOSITS OF CARPATHIAN FLYSH <i>Ye. Kondratiuk, V. Shlapinsky, O. Savchak, Ya. Lazaruk, M. Ternavsky</i>	152
THE STATE CADASTRE OF NATURAL HEALING RESOURCES OF UKRAINE: GENERATION AND VISUALIZATION OF DATA SETS <i>O. Tsurkan, I. Golturenko, N. Oliinyk</i>	158
STUDY OF SILICIC ACID CONTENT IN BOTTLED NATURAL MINERAL WATERS <i>Olena Kovalenko, Roman Berezetsky</i>	163
MINERAL WATERS AS AN EFFECTIVE FACTOR OF REHABILITATION <i>Moiseyeva N.P., Lesyuk G.V</i>	166
CHAPTER 3. MODERN DRINKING WATER TECHNOLOGIES AND WATER PREPARATION TECHNOLOGIES	
SENSITIZED PHOTOLYSIS OF THIOUREA IN AQUATIC ENVIRONMENT <i>A. Lis, V. Gladchi, G. Duca, E. Bunduchi</i>	171
FORECASTING THE EFFICIENCY OF WATER PURIFICATION BY SORPTION COMPOSITES <i>Valeriia Dmitrichenko, Yevheniia Braslavska, Iryna Kosogina, Arcady Shakhnovsky</i>	175
INCREASING THE EFFICIENCY OF GROUNDWATER DEIRING WITH THE USE OF MODERN FILTER MATERIALS <i>Taras Kuzub</i>	181
MEMBRANE MODULE OPTIMIZATION FOR WATER VENDING MACHINES <i>Rostyslav Mudryk, Efim Driker, Oleksiy Homaniuk, Kateryna Halkina</i>	184
APPLICATION OF BESFLOC SERIES COAGULANTS FOR OPTIMIZATION OF REAGENT PURIFICATION PROCESSES OF NATURAL WATERS OF THE CARPATHIAN REGION <i>Sergiy Boruk, Vasyl Kulish, Volodymyr Hrebenshchikov</i>	188
STUDY OF THE EFFICIENCY OF THE TECHNOLOGY OF LOCAL WATER PURIFICATION OF SURFACE SOURCES <i>Ivan Potapchuk, Nataliia Husiatynska</i>	192
RESEARCH OF THE METHOD OF ULTRAFILTRATION OF WATER PURIFICATION <i>Dmytro Stryzhak, Nataliia Husiatynska</i>	196
ACTIVATION OF CALCIUM HYDROXIDE OXIDE IN THE TECHNOLOGY OF ALUMINUM-CONTAINING COAGULANTS <i>Oleksandr Moroz, Roman Mnykh</i>	200
SOLAR DISINFECTION AS A PROSPECTIVE MEANS OF INACTIVATING MICROBIAL PATHOGENS IN DRINKING WATER OF RURAL POPULATIONS <i>Mokienko A.V., Lototska O.V</i>	205
MATHEMATICAL ANALYSIS OF THE STATE OF THE CHLORINE DIOXIDE WATER PURIFICATION SYSTEM BASED ON WATER	

QUALITY MONITORING AT THE DNIPROVSKY WATER SUPPLY STATION (KYIV) <i>Olexandr Bondarchuk, Arkadiy Shahnovskiy, Larysa Spasonova, Andrii Mokiienko</i>	208
MODIFICATION OF CLINOPTILOLITE WITH SILVER USING ULTRASONIC RADIATION <i>Z. Znak, Yu. Sukhatskiy, Parag R. Gogate, R. Mnykh, Pooja Thanekar</i>	213
STUDY OF THE SORPTION ACTIVITY OF ALUMINUM HYDROXYCHLORIDE MODIFIED WITH MONOMER ORTHOSILICIC ACID <i>Oleksandr Pasenko, Artem Mandryka</i>	220
RESEARCH OF THE DEHYDRATION OF NATURAL CLINOPTILOLITE BY UHF-RADIATION <i>Taras Matviiv, Zenoviy Znak, Rodych Oksana</i>	223
MODIFICATION OF NATURAL CLINOPTILOLITE WITH COPPER IONS <i>Marian Matskiv, Zenovii Znak, Kazarina Olha</i>	225
CHAPTER 4. MODERN METHODS AND TECHNOLOGIES OF WASTEWATER TREATMENT AND DISPOSAL	
INTEGRATED APPROACH OF BIOCHEMICAL WASTEWATER TREATMENT <i>Gh. Duca, V. Covaliov, L. Romanciuc, O. Covaliova, I. Ionet, D. Ungureanu</i>	230
REMOVAL NATURAL POLYPHENOL FROM WASTEWATER BY ADVANCED OXIDATION PROCESS <i>Larisa Mocanu, Phd in chemical science, Maria Gonta</i>	234
THERMODYNAMIC ANALYSIS OF PHOSPHORUS AND NITROGEN REMOVAL AND RECOVERY BY STRUVITE PRECIPITATION FROM WASTEWATER <i>Alexandru Visnevschi, Oxana Spinu, Igor Povar</i>	238
SEGMENTATION OF THE FILTER BODY IN A SUBMERGED DENITRIFYING POINT-OF-USE BIOFILTER AND ITS FUNCTIONAL AND OPERATIONAL ADVANTAGES <i>Viktor Gevod, Ivan Borysov, Igor Kovalenko</i>	242
ESTABLISHMENT OF TECHNOLOGICALLY FEASIBLE MODES OF ELECTROCOAGULATION PURIFICATION OF WASTEWATER <i>Andriy Helesh, Petro Mudrynets, Yaroslav Kalymon, Diana Kindzera, Vira Hnativ</i>	246
PROSPECTS OF THE PRODUCTION OF SODIUM SESQUICARBONATE <i>Olha Derzhko, Ivan Kostiv, Olha Khatsevych, Yaroslav Kuchera</i>	249
RELEASE OF PHOSPHATES FROM WASTEWATER <i>Ivan Kostiv, Yaroslav Kuchera, Olha Khatsevych, Olha Derzhko</i>	252
PHMG-SUCCNATE – PERSPECTIVE AGROCEMICAL FOR HYDROPONICS <i>Andrii Lapanskyi, Taras Nyzhnyk, Hryhorii Krymets, Yaroslav Natyazhnyi</i>	254
RESEARCH ON NITRATE REMOVAL FROM WASTEWATER USING A COMBINED GRAVITY FILTER <i>Elina Tkachenko, Anastasiya Dormed, Oleksandra Bielianska</i>	259

SONOCHEMICAL SYNTHESIS OF CuMn_2O_4 SPINEL NANOPARTICLES – A POTENTIAL CATALYST FOR THE DECOMPOSITION OF OXIDANTS IN THE DEGRADATION PROCESSES OF ORGANIC POLLUTANTS OF AQUATIC ENVIRONMENTS <i>Yurii Sukhatskiy, Roman Mnykh, Volodymyr Tsymbaliuk, Tetiana Dmytrenko, Mariana Shepida, Martyn Sozanskyi, Artur Mazur, Zenovii Znak</i>	262
ALTERNATIVE SOURCE OF WATER SUPPLY - GREY WATER <i>Volodymyr Femiak, Lesya Vovk</i>	265
IMMOBILIZATION OF MICROORGANISMS AS A SOLUTION FOR EFFECTIVE WASTEWATER TREATME <i>Veronika Zhukova</i>	269
POROUS SEMICONDUCTOR COMPOSITES – EFFECTIVE MATERIALS FOR PHOTOCATALYTIC WATER PURIFICATION FROM ORGANIC POLLUTANTS <i>Galyna Zozulia, Orest Kuntiyi</i>	272
PROSPECTS FOR THE APPLICATION OF PLASMOCHEMICALLY OBTAINED NANOPARTICLES AS SENSORS FOR THE COLORIMETRIC DETECTION OF POLLUTANTS ENTERING THE ENVIRONMENTAL WATER AS A RESULT OF MILITARY ACTIONS <i>Margarita Skyba, Yury Skiba, Victoria Vorobyova</i>	276
OBTAINING CRYSTALLINE SODIUM CHLORATE FROM SOLUTIONS AFTER SODIUM CHLORIDE ELECTROLYSIS <i>Kostiantyn Blazhivskiy, Zenovii Znak, Andrii Slyuzar</i>	280
PURIFICATION OF THE LEACHATE OF THE DOMESTIC SOLID WASTE LANDFILL IN IVANO-FRANKIVSK <i>Andriy SLYUZAR, Lubomyr CHELYADYN, Svitlana FAT</i>	282
DETERMINATION OF THE POTENTIAL OF KLINOPTILOLITE AS AN OIL SORBENT <i>Marta Pyrih, Stanislav Hrynyshyn</i>	288
CHAPTER 5. ENGINEERING ASPECTS OF WATER SUPPLY AND WATER TECHNOLOGIES	
REGENERATION OF SPENT COMMERCIAL REVERSE OSMOSIS MEMBRANE ELEMENTS <i>Tetiana Ivanova, Artem Tyvonenko</i>	293
ON MODELING OF DETACHMENT FILTRATION AT NONLINEAR KINETICS OF INTERAFICIAL MASS TRANSFER <i>Vadym Poliakov, Svitlana Kurganska</i>	298
EVALUATION OF THE SYMMETRY OF FLUID FLOW ON A CONCENTRIC ABRUPT PIPE CONSTRICTION <i>Taras Sydor, Vadym Orel</i>	301
MATHEMATICAL MODELING OF LAMINAR FLUID FLOWS IN PRESSURE COLLECTOR-PIPELINES <i>V. V. Cherniuk, V. Ye. Fasulak, I. V. Bihun, M. V. Cherniuk</i>	304
STUDY OF CORROSION AGGRESSIVENESS OF WASTEWATER OF OLEFIN AND CAUSTIC SODA AND CHLORINE MANUFACTURES	

Nadiia Hnatyshyn.....313

CHAPTER 6. PROBLEMS OF TRAINING SPECIALISTS IN WATER TECHNOLOGY

EXPERIENCE OF USING MICROSOFT TEAMS FOR TEACHING “CHEMICAL TECHNOLOGIES AND ENGINEERING” UNDERGRADUATE STUDENTS IN DISTANCE AND MIXED MODE

Serhiy Bondarenko, Natalia Tolstopalova, Arcady Shakhnovsky, Olga Sanginova, Evgeniy Kostenko.....317

THE IMPACT OF CHEMISTRY EXTERNAL ASSESSMENTS ON PREPARING FUTURE SPECIALISTS

Roksoliana Bukliv, Solomiia Bukliv.....323



АСОЦІАЦІЯ ВИРОБНИКІВ
МІНЕРАЛЬНИХ ТА ПИТНИХ ВОД
УКРАЇНИ

**АСОЦІАЦІЯ «ВИРОБНИКІВ МІНЕРАЛЬНИХ ТА ПИТНИХ ВОД
УКРАЇНИ»
ASSOCIATION «PRODUCERS OF THE MINERAL AND DRINKING
WATERS PRODUCERS OF UKRAINE»**

Асоціація виробників мінеральних та питних вод України офіційно розпочала свою роботу 24 січня 2012 року. Метою Асоціації стало створення надійної платформи для забезпечення динамічного розвитку галузі виробництва природної питної води в Україні. Почесний президент асоціації - доктор медичних наук, професор, Стрикаленко Тетяна Василівна. Асоціація виробників мінеральних та питних вод України є членом Європейської Федерації Бутильованих Вод (EFBW).

До складу членів Асоціації виробників мінеральних та питних вод України вже входять Миргородський завод мінеральних вод (ТМ «Сорочинська», «Миргородська», «Миргородська Лагідна» та «Старий Миргород»), Моршинський завод мінеральних вод «Оскар» (ТМ «Моршинська»), Трускавецький завод мінеральних вод (ТМ «Трускавецька Кришталева» та «Трускавецька-Аква-Еко»), а також компанії «Індустріальні та дистрибуційні системи», «ІДС Аква Сервіс», «Кока-Кола Україна Лімітед» (ТМ BonAqua), «Ерлан» (ТМ «Знаменівська», «Біола», «Два океани» та «Каліпсо»), «Еконія» (ТМ «Малютко вода», «Аквуля» «Чистий ключ», «Чайкава» та «Teen Team»).

Місія Асоціації - представляти інтереси виробників мінеральних та питних вод України на національному та міжнародному рівні, впроваджувати та підтримувати європейські стандарти якості виробництва мінеральних та питних вод.

Задання Асоціації:

- бути авторитетним інформаційним джерелом для членів Асоціації у сфері виробництва та постачання мінеральних та питних вод;
- вчасно інформувати виробників про нововведення та діючі світові стандарти якості виробництва і забезпечувати їх виконання;
- ініціювати дискусії в зацікавлених колах та залучати широкий загал до обговорення з метою вирішення актуальних проблем галузі;
- представляти інтереси членів Асоціації на рівні законодавчих та регулюючих органів;
- налагоджувати співпрацю з іншими об'єднаннями та організаціями, що становлять взаємний інтерес для виробників і постачальників мінеральних та питних вод;
- сприяти дотриманню професійних та етичних норм в промисловості мінеральних та питних вод України.



Основні переваги членства в Асоціації виробників мінеральних та питних вод України:

- Доступ до ексклюзивного контенту інформаційної бази Європейської Федерації бутильованих вод (EFBW), членом якої є наша Асоціація (розсилка адаптованих на українську мову найважливіших матеріалів на регулярній основі);
- Право безкоштовного відвідування заходів, організованих Асоціацією виробників мінеральних та питних вод України, у тому числі – регулярних зустрічей Асоціації;
- Сприяння у налагодженні конструктивного діалогу та співпраці між владою та гравцями ринку у разі виникнення потреби серед членів Асоціації;
- Виробники та постачальники питної та мінеральної води в Україні, які є членами Асоціації, мають право звертатися до Асоціації з усіх вищенаведених питань.

Для вступу до Асоціації виробників мінеральних та питних вод України виробник/постачальник питної та мінеральної води має:

- Заповнити та підписати Довіреність, в якій вказати уповноважену особу для представництва в Асоціації виробників мінеральних та питних вод України;
- Сплати членський внесок. Деталі оплати можна дізнатися за електронною адресою: info@bottledwater.org.ua;
- Надіслати оригінал Довіреності за адресою: 04073, м. Київ, проспект Степана Бандери, будинок 9, корпус 5, офіс 501.

За додатковою інформацією просимо звертатися:

Прес-служба Асоціації
info@bottledwater.org.ua
bottledwater.org.ua