



Proceedings of the VIII International  
Scientific and Technical Conference,  
dedicated to the 125th anniversary  
of the founding of Igor Sikorsky  
Kyiv Polytechnic Institute

# PURE WATER. FUNDAMENTAL, APPLIED AND INDUSTRIAL ASPECTS

9-10 November 2023

National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»

Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна  
Представництво Польської академії наук у м. Києві, Україна  
Національна академія наук України, м. Київ, Україна  
Державний університет «Люблінська політехніка», м. Люблін, Польща  
Кафедра ЮНЕСКО «Вища технічна освіта, прикладний  
системний аналіз та інформатика», м. Київ, Україна.  
Україно-Польський центр КПІ ім. Ігоря Сікорського, м. Київ, Україна.

# **ЧИСТА ВОДА. ФУНДАМЕНТАЛЬНІ, ПРИКЛАДНІ ТА ПРОМИСЛОВІ АСПЕКТИ**

Матеріали VIII Міжнародної науково-практичної  
конференції, присвяченої 125-річчю з дня  
заснування КПІ ім. Ігоря Сікорського

9-10 листопада 2023 р.,  
Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

Київ 2023

УДК 628.1 (063)  
ББК 38.761я43  
Ч68

**Укладачі, дизайн та верстка:**

Жукова В., Колтишева Д.

**Editors, design and layout:**

Zhukova V., Koltysheva D.

**Ч68 Чиста вода.** Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти (9-10 листопада 2023 р., КПІ ім. Ігоря Сікорського, м. Київ): матер. VIII Міжнар. наук.-практ. конф., присвяченої 125-річчю з дня заснування КПІ ім. Ігоря Сікорського/ Уклад. Жукова В., Колтишева Д. – 2023. – 167 с.

**Pure water.** Fundamental, applied and industrial aspects (9-10 November 2023, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute, Kyiv): proceedings of the VIII International Scientific and Technical Conference, dedicated to the 125th anniversary of the founding of Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute/ Editors: Zhukova V., Koltysheva D. – 2023.– 167 p.

Уміщено матеріали конференції, в яких висвітлено питання технологій підготовки питної та технічної води; технічні аспекти водопостачання; біологічні та біохімічні аспекти очищення господарсько-побутових та промислових стічних вод; утилізації осадів та активного мулу; моніторингу та прогнозування стану природних водойм в умовах інтенсивного водоспоживання.

The collection of proceedings of the conference includes question on technologies for treatment of drinking and process water; technical aspects of water supply; biological and biochemical aspects of municipal and industrial wastewater treatment; disposal of sludge; monitoring and forecasting of natural water in conditions of intense water use.

УДК 628.1 (063)  
ББК 38.761я43

© Усі права авторів застережені, 2023

## ОРГАНІЗАТОРИ КОНФЕРЕНЦІЇ

- Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»;
- Представництво Польської академії наук у м. Києві, Україна.
- Національна академія наук України;
- Державний університет «Люблінська політехніка», Республіка Польща.
- Кафедра ЮНЕСКО «Вища технічна освіта, прикладний системний аналіз та інформатика», м. Київ, Україна.
- Українсько-польський центр КПП ім. Ігоря Сікорського, Україна.

## ТЕМАТИКА КОНФЕРЕНЦІЇ

- Технології очищення природних вод. Технічні аспекти водопостачання.
- Моніторинг та прогнозування стану природних водойм в умовах інтенсивного водоспоживання.
- Технології очищення стічних вод, знешкодження осадів. Біологічні та біохімічні аспекти. Технічні аспекти водовідведення.
- Водопостачання та водовідведення в умовах військової агресії. Відновлення пошкоджених об'єктів водопостачання та водовідведення.
- Отримання з відходів енергії та енергоносіїв.

## НАУКОВИЙ КОМІТЕТ

### Голова:

**д.т.н., проф., акад. НАН України Згуровський М.З.** – ректор Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

### Заступник голови:

**д.т.н., проф. Саблій Л.А.** – професор кафедри біоенергетики, біоінформатики та екобіотехнології факультету біотехнології і біотехніки КПП ім. Ігоря Сікорського.

### Члени наукового комітету:

**д.с-г.н., проф. Бегановський А.** – завідувач відділу біогеохімії природного середовища Інституту агрофізики імені Богдана Добжанського Польської академії наук;

**д.т.н., проф. М. Павловська** – завідувач кафедри перетворення біомаси та відходів на біопаливо, факультету екологічної інженерії Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., проф. Д. Макінія** - завідувач кафедри санітарної інженерії факультету цивільної інженерії та інженерії доквілля Державного університету «Гданська політехніка»;

**д.т.н., проф. Ковальський Д.** – професор кафедри водопостачання і водовідведення факультету екологічної інженерії Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., проф. Лагуд Г.** – професор кафедри водопостачання та водовідведення факультету екологічної інженерії Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., проф. Відомський М.К.** – професор кафедри водопостачання та водовідведення факультету екологічної інженерії Державного університету «Люблінська політехніка»;

**д.т.н., проф. Забковська-Вацлавек М.** – член Європейської академії наук і мистецтв (EASA);

**д.т.н., проф. Райфур М.** – професор кафедри екологічної інженерії Опольського університету;

**М. Бялас** – директор Представництва Польської академії наук у Києві;

**к.т.н. Древновський Я.** – професор кафедри санітарної інженерії факультету цивільної інженерії та інженерії доквілля Державного університету «Гданська політехніка»;

**к.т.н., К. Яромін-Глень** – асистент відділу біогеохімії природного середовища Інституту агрофізики імені Богдана Добжанського Польської академії наук;

**д.т.н., проф. Ободович О.М.** – завідувач відділу тепломасообміну в дисперсних системах Інституту технічної теплофізики НАН України;

**д.т.н., проф. Тодосійчук Т.С.** – декан факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**д.т.н., доц. Голуб Н.Б.** – завідувач кафедри біоенергетики, біоінформатики та екобіотехнології факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**д.т.н., проф. Гомеля М.Д.** – завідувач кафедри екології та технології рослинних полімерів інженерно-хімічного факультету КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**д.т.н., проф. Хоружий В.П.**, завідувач кафедри водопостачання та водовідведення Київського національного університету будівництва і архітектури;

**д.т.н., проф. Мальований М.С.**, завідувач кафедри екології та збалансованого природокористування Інституту екології, природоохоронної діяльності та туризму ім. В'ячеслава Чорновола Національного університету «Львівська політехніка»;

**д.х.н., проф. Кузьмінський Є.В.** – професор кафедри біоенергетики, біоінформатики та екобіотехнології факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**д.т.н., проф. Юрченко В.О.**, професор кафедри інженерної екології Харківського національного університету міського господарства ім. О.М. Бекетова;

**д.т.н., проф. Мітченко Т.Є.** – керівник навчально-дослідно-випробувального Центру сучасних водних технологій ХТФ КПІ ім. Ігоря Сікорського;

**д.т.н., проф. Шукаєв С.М.** – вчений секретар кафедри ЮНЕСКО «Вища технічна освіта, прикладний системний аналіз та інформатика»;

**д.т.н., доц. Кононцев С.В.**, професор кафедри водних біоресурсів Національного університету водного господарства та природокористування;

**д. с.-г. н. Бунчак О.М.** – радник директора з питань екології ТзОВ «Світ шкіри»;

**к.т.н., доц. Козар М.Ю.** – доцент кафедри біоенергетики, біоінформатики та екобіотехнології факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського.

**к.т.н., доц. Жукова В.С.** – доцент кафедри біоенергетики, біоінформатики та екобіотехнології факультету біотехнології і біотехніки КПІ ім. Ігоря Сікорського.

National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», Ukraine  
Polish Academy of Sciences, Scientific Center in Kyiv, Ukraine  
Lublin University of Technology, Poland  
National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine  
UNESCO Chair in Higher Technical Education, Applied System  
Analysis and Informatics, Kyiv, Ukraine  
Ukrainian-Polish Center of Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute, Kyiv, Ukraine

Proceedings of the VIII International  
Scientific and Technical Conference,  
dedicated to the 125th anniversary  
of the founding of Igor Sikorsky  
Kyiv Polytechnic Institute

**PURE WATER. FUNDAMENTAL,  
APPLIED AND INDUSTRIAL ASPECTS**

9-10 November 2023  
National Technical University of Ukraine  
«Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute»

## THE CONFERENCE IS ORGANIZED BY:

- National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”;
- Representative office of Polish Academy of Sciences in Kyiv, Ukraine;
- National Academy of Sciences of Ukraine;
- Lublin University of Technology, Poland;
- UNESCO Chair in Higher Technical Education, Applied System Analysis and Informatics, Kyiv, Ukraine;
- Ukrainian-Polish center of Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

## TOPICS OF THE CONFERENCE

- Natural water purification technologies. Technical aspects of water supply.
- Monitoring and forecasting of the state of natural reservoirs in conditions of intensive water consumption.
- Wastewater treatment technologies, sediment disposal. Biological and biochemical aspects. Technical aspects of water disposal.
- Water supply and water disposal in conditions of military aggression. Restoration of damaged water supply and disposal facilities.
- Production of energy and energy carriers from waste.

## SCIENTIFIC COMMITTEE

### Head of Scientific Committee:

**D.Sc, Academician NAS of Ukraine, Professor M. Zgurovsky** – Rector of National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”.

### Deputy head:

**D.Sc, Professor L. Sablii** – Professor at the Department of Bioenergy, Bioinformatics and Environmental biotechnology Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

### Members of Scientific Committee:

**Professor Doctor hab. A. Bieganski** – Head of the Department of Natural Environment Biogeochemistry of Bohdan Dobrzański Institute of Agrophysics of the Polish Academy of Sciences;

**Professor Doctor hab. M. Pawlowska** – Head of the Department of Biomass and Waste Conversion into Biofuels, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology;

**Professor Doctor hab. eng. J. Małkinia** - Head of the Department of Sanitary Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Gdańsk University of Technology;

**Professor PL Doctor hab. eng. D. Kowalski** – Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology;

**Professor PL Doctor hab. eng. G. Łagód** – Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology.

**Professor PL Doctor hab. eng. M. K. Widomski** – Professor at the Department of Water Supply and Wastewater Disposal, Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology.

**Professor Doctor hab. eng. M. Ząbkowska-Waclawek** – Member of the European Academy of Sciences and Arts;

**Professor UO Doctor hab. M. Rajfur** – Professor at the Department of Environmental Engineering, Opole University;

**M. Białas** – Director of the Representative office of Polish Academy of Sciences in Kyiv;

**Professor PG Doctor hab. eng. J. Drewnowski** – Professor at the Department of Sanitary Engineering, Faculty of Civil and Environmental Engineering, Gdańsk University of Technology;

**Doctor eng. K. Jaromin-Gleń** – Assistant Professor Department of Natural Environment Biogeochemistry of Institute Bohdan Dobrzański Institute of Agrophysics of the Polish Academy of Sciences, Lublin.

**D.Sc, Professor O. Obodovych** - Head of the department of heat and mass transfer in dispersion systems of the Institute of Technical Thermophysics of the National Academy of Sciences of Ukraine;

**D.Sc, Professor T. Todosiychuk** - Dean of the Faculty Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv

Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor N. Golub** - Head of the Department of Bioenergy, Bioinformatics and Environmental biotechnology of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor M. Gomelya** - Head of the Department of Ecology and Technology of Plant Polymers, Chemical Engineering Faculty, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor V. Khoruzhiy** – Head of the department of water supply and drainage, Kyiv National University of Civil Engineering and Architecture;

**D.Sc, Professor M. Malovanyy** – Head of the Department of Ecology and Balanced Nature Management of the Vyacheslava Chornovola Institute of Ecology, Nature Conservation and Tourism, Lviv Polytechnic National University;

**D.Sc, Professor Y. Kuzminskiy** – Professor at the Department of Bioenergy, Bioinformatics and Environmental biotechnology of the Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor V. Yurchenko** – Professor of the Department of Engineering Ecology, O.M. Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv;

**D.Sc, Professor T. Mitchenko** – Head of the training, research and testing center of modern water technologies of the Faculty of Chemical Technology, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute;

**D.Sc, Professor S. Shukayev** – Academic Secretary of the UNESCO Chair in Higher Technical Education, Applied System Analysis and Informatics at Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute and Institute for Applied System Analysis;

**D.Sc, Associate Professor S. Konontsev** – Professor of the Department of Water Bioresources, National University of Water Management and Nature Management;

**D.Sc O. Bunchak** – adviser to the director on environmental issues, World of Leather" Ltd;

**Ph.D., Associate Professor M. Kozar** - Associate Professor of Bioenergy, Bioinformatics and Environmental biotechnology, Faculty of Biotechnology and Biotechnology, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute.

**Ph.D., Associate Professor V. Zhukova** - Associate Professor of Bioenergy, Bioinformatics and Environmental biotechnology, Faculty of Biotechnology and Biotechnology, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute.



## ЗМІСТ

<i>Arustamian E.M., Bondar V.I., Mokryy V.I., Petrushka I.M., Piatova A.V., Tomaszewski J., O.M. Pasternak, Mityushkina H.S.</i> Information support of the GIS "Hydrological eco-network of the upper Western Bug" formation .....	12
<i>Goncharova I., Rouquier Ph., Guichaoua D., Sahraoui B.</i> Monitoring of alkali metals in natural waters using laser-induced breakdown spectroscopy .....	14
<i>Holota E., Iwanek M., Kowalska B., Suchorab P., Kowalski D.</i> Content of heavy metals in surface runoff from the motorway rest area (MRA) .....	16
<i>Jaromin-Gleń K., Polakowski C., Grygorczuk-Planeta K., Bieganowski A.</i> Old method - new application: WWTPs with IRMS .....	20
<i>Kyrychenko K.S., Sablii L.A.</i> Computer modeling of biological wastewater treatment technology optimal parameters .....	21
<i>Łagód G.</i> Bioindication procedures supported with electronic senses for analysis and control of wastewater treatment processes.....	24
<i>Mąkinia J.</i> Discovering the new pathways of nitrogen removal in wastewater treatment plants.....	25
<i>Marjanowski J., Hupka J., Drewnowski J.</i> Strategies for improving process water recycling technology in the dairy industry.....	26
<i>Mueller-Czygan G., Tarasyuk V.</i> SBR -wastewater treatment plants with intelligent CBR-control - modular production and energy-saving operation management with fluctuating wastewater inflows.....	29
<i>Mueller-Czygan G., Schnabel T, Aicher A., Mehling S.</i> Combination of near-natural and innovative wastewater treatment as an effective component of sustainable water resource protection in rural areas...	32
<i>Musz-Pomorska A., Widomski M.K., Łagód G.</i> Numerical assessment of LID application influence on pollutants concentrations and loads in selected urbanized industrial catchment.....	37
<i>Poliakov V.L., Martynov S.Y.</i> On applied optimization of iron removal from deep groundwater using rapid filters.....	38
<i>Rajfur M., Świsłowski P.</i> Algae as a source of information on contamination of surface waters with heavy metals .....	42
<i>Shabliy O., Havryliuk O., Hovorukha V., Tashyrev O.</i> Biodegradation of synthetic organic compounds by methanogenic microbiome as an alternative approach for wastewater purification and energy production	43
<i>Szaja A., Lebiocka M., Montusiewicz A.</i> The challenges of citrus waste application in anaerobic digestion process.....	46
<i>Zhukova V.</i> New approaches to wastewater treatment of periodic operations .....	47
<i>Вакуленко В.Ф., Столярова І.В., Швадчина Ю.О., Гончарук В.В.</i> Оцінка ступеня мінералізації гумінової кислоти у воді при фотохімічному окисненні пероксидом водню .....	48
<i>Вознюк М.Б., Шаблій Т.О., Гомеля М. Д., Макаренко І. М.</i> Електрохімічне очищення нафтовмісних вод судноплавства .....	52
<i>Головков А.М, Коваленко В.Ф., Сова А.М.</i> Очищення води за допомогою двостулкових молюсків .....	55
<i>Голуб Н., Захарчук А., Левтун І.</i> Отримання біогазу з водних рослин .....	57

<i>Гомеля М.Д., Крижановська Я.П., Пляцук Я.М.</i> Концентрування розчинів хлориду натрію при переробці концентратів, як принцип безвідходних технологій зворотньосмотичного опріснення вод .....	58
<i>Гордієнко К.Ю., Радовенчик В.М.</i> Підвищення ефективності видалення іонів магнію з води в процесах її помякшення .....	61
<i>Гриневич А.О., Саблій Л.А., Бунчак О.М.</i> Аналіз показників біологічного очищення стічних вод шкіряного заводу з глибоким видаленням сполук азоту .....	62
<i>Грищенко Ю.С., Саблій Л.А.</i> Перспективи використання вищих водних рослин для очистки стічних вод від сполук фосфору .....	65
<i>Гузій С.Г., Лук'янова В.В., Пугач О.В., Туцький Д.Г.</i> Вилучення радіонуклідів цезію-137 із слабоактивних радіоактивних водних розчинів .....	68
<i>Давидюк Д.А., Андрєєва О. А.</i> Нові підходи до зниження екологічних ризиків у шкіряному виробництві .....	71
<i>Доленко С.О., Романюкіна І.Ю., Головков А.М., Кравченко Г.М.</i> Вплив структури води на властивості водних екосистем .....	74
<i>Доленко С.О., Попова В.В., Олексієнко О.Ю.</i> Дослідження хімічного складу і стабільності артезіанських вод в системі бюветного водопостачання на території м. Києва .....	78
<i>Знак З.О., Матвій Т.І., Мацьків М.Я., Пиріг М.А.</i> Модифікування природного клиноптилоліту Закарпатського родовища для одержання фільтрувальних матеріалів з додатковими функціональними властивостями .....	81
<i>Карлова Г., Твердохліб М. М.</i> Значення знезараження води для питних потреб .....	82
<i>Кіка Л.С., Саблій Л.А.</i> Фіторе mediaція для очистки стічних вод від антибіотиків .....	85
<i>Кобець С.О., Демуцька Л.М., Пшинко Г.М.</i> Шаруваті подвійні гідроксиди та їх композити з магнетитом для вилучення неорганічних екотоксикантів з водних середовищ .....	88
<i>Кобилляньський В.Я., Кравченко О.В., Сорокіна К.Б.</i> Визначення підходів до моніторингу забруднення води в умовах воєнної агресії .....	92
<i>Коваленко Г.Є., Саблій Л.А.</i> Використання анаеробного процесу для інтенсифікації біологічного очищення стічних вод картонно-паперової фабрики .....	94
<i>Кравчук А.М., Кравчук О.А.</i> Забезпечення ефективних умов роботи збірних дренажних трубопроводів меліоративних систем .....	96
<i>Логвин М.С., Скляр К.С., Єлатонцев Д.О.</i> Комплексна утилізація супутньо-пластових вод: сучасні виклики і перспективи України .....	98
<i>Магась Н.І., Карпенко Г.В.</i> Оцінка водогосподарської діяльності в басейні Південного Бугу на території Миколаївської області .....	100
<i>Мазна Ю.І., Зуй О.В.</i> Контроль перхлорат-йонів у водах та водних витяжках ґрунтів спектроскопією дифузного відбиття .....	103
<i>Марисик С.В., Чарний Д.В.</i> Мінімізація вмісту важких металів та радіонуклідів у стічних водах за допомогою сучасних технологій проектування з використанням вітчизняних сорбентів .....	106
<i>Мельник Л.А., Дульнева Т.Ю., Деремешко Л.А., Нанієва А.В.</i> Очищення води мікрофільтраційними деревними мембранами із біотестуванням якості одержаного фільтрату .....	109
<i>Мельник Л.О., Хмельницька О.В., Семінська О.О., Балакіна М.М.</i> Видалення фармацевтичних препаратів різної хімічної природи в процесах нанофільтрації та зворотного осмосу .....	113
<i>Мокієнко А.В., Бондарчук О.Ю., Спасьонова Л.М.</i> Обґрунтування безпечності хлоритів та хлоратів як похідних діоксиду хлору при очищенні та знезараженні питної води .....	118

<b>Ободович О.М., Саблій Л.А., Сидоренко В.В., Целень Б.Я.</b> Дискретно-імпульсне введення енергії - ефективний метод видалення гідрокарбонату кальцію та зменшення жорсткості води.....	122
<b>Ободович О.М., Целень Б.Я., Сидоренко В.В., Степанова О.Є.</b> Використання дискретно-імпульсного введення енергії для підготовки питної і технологічної води .....	123
<b>Павліченко М.О., Саблій Л.А.</b> Встановлення здатності вищих водних рослин до очищення стічних вод від антибіотиків .....	127
<b>Пузанов А., Соседко А., Кочетов Г.</b> Комплексна очистка промивних стічних вод від іонів цинку магнітними сорбентами .....	129
<b>Пупкова О.Б.</b> Газохроматографічне визначення екотоксикантів (летких галогенорганічних сполук) у питній воді .....	130
<b>Радуга О.С., Саблій Л.А.</b> Проблеми очищення стічних вод олієпереробних заводів .....	133
<b>Саблій Л.А.</b> Перспективи впровадження технологій очищення промислових стічних вод з високим вмістом органічних забруднюючих речовин.....	136
<b>Сироватський О.А., Карагяур А.С., Гайдучок О.Г., Тітов А.А.</b> Підвищення ефективності роботи фільтрів станцій підготовки питної води.....	140
<b>Сорока О.В., Іванченко А.В.</b> Порівняльна характеристика сорбентів із природної сировини для вилучення важких металів із водних середовищ .....	144
<b>Степова Н.Г., Кушка О.М.</b> Взаємозв'язок між принципами, що лежать в основі формування законодавчих актів, і якістю очистки води.....	146
<b>Ткаченко С.О., Юрченко В.О.</b> Кількісне визначення морфологічних характеристик пластівців активного мулу в біологічних очисних спорудах .....	149
<b>Федін В.М., Трус І.М., Твердохліб М.М., Гомеля М.Д.</b> Стан об'єктів водопостачання та водовідведення в умовах воєнного стану .....	151
<b>Фоменко О.В., Бондарєва А.І., Тобілко В.Ю.</b> Гранульовані сорбенти для очищення вод від забруднення іонами важких металів .....	153
<b>Цимбалюк В.В., Дмитренко Т.С., Сухацький Ю.В.</b> Активація періодатів сполуками заліза для зменшення селективності окиснення органічних забруднювачів водних середовищ.....	155
<b>Чарний Д.В.</b> Встановлення гідротехнологічних і гідроізоляційних характеристик діючого біоплата без його зупинки .....	157
<b>Щербатюк Т.Г., Новикова Я.С., Андрєєва О.А.</b> Біологічні аспекти озонування та аргонування води .....	161
<b>Юрченко В.О., Банніков Л.П., Нестеренко С. В., Мельнікова О.Г.</b> Тестування фенолдеструктивної здатності активного мулу при біологічній очистці стічних вод коксохімічних виробництв .....	162
<b>Яковлев В. В., Дмитренко Т. В.</b> Важливий акцент проекту автономних бюветів питного водопостачання в особливий період у м. Харків.....	165

## INFORMATION SUPPORT OF THE GIS "HYDROLOGICAL ECO-NETWORK OF THE UPPER WESTERN BUG" FORMATION

<sup>1</sup>Eduard M. Arustamian, <sup>2</sup>Valeriia I. Bondar, <sup>3</sup>Volodymyr I. Mokryy, <sup>3</sup>Igor M. Petrushka, <sup>4</sup>Angela V. Piatova, <sup>5</sup>Janusz Tomaszewski, <sup>6</sup>Olena M. Pasternak, <sup>6</sup>Hrystyna S. Mityushkina

<sup>1</sup>Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine, Ukraine, Kyiv, [info@mepr.gov.ua](mailto:info@mepr.gov.ua)

<sup>2</sup>National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine, Ukraine, Kyiv, [plantprotect\\_dean@nubip.edu](mailto:plantprotect_dean@nubip.edu)

<sup>3</sup>National University "Lviv Polytechnic", Ukraine, Lviv, [istr.dept@lpnu.ua](mailto:istr.dept@lpnu.ua)

<sup>4</sup>National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine, Kyiv, [a.piatova@kpi.ua](mailto:a.piatova@kpi.ua)

<sup>5</sup>Wyższa Szkoła Administracji i Biznesu im. Eugeniusza Kwiatkowskiego w Gdyni, Poland, Gdynia, [j.tomaszewski@wsaib.pl](mailto:j.tomaszewski@wsaib.pl)

<sup>6</sup>Mariupol State University, Ukraine, Kyiv, [info@mdu.in.ua](mailto:info@mdu.in.ua)

The quality and total volume of fresh water, as a strategic resource of the state, is the basis of its existence, public health, human safety and the key to development. In Ukraine, fresh water reserves are 8.5 times lower than the global average (1040 m<sup>3</sup> per person). Therefore, careful and rational use of freshwater resources is an indisputable guarantee of the country's sustainable development. The state's need for rational integrated use of water bodies - water management, fisheries, industrial, agricultural, municipal, recreational and environmental - is based on complete and accurate arrays of thematic information on various markers, geographical locations and in dynamics.

The relevance of the research gives rise to the need to Geographic Information Systems (GIS) usage, as functional control and information systems of the state in the field of water resources monitoring and conservation of the Nature Reserve Fund (NRF) of the Western Bug River basin, its upper part. GIS is a promising method of monitoring and managing environmental objects, which is reflected in numerous research in Ukrainian worldwide. GIS is used to solve many scientific and practical tasks related to spatially distributed data used to ensure environmental safety and sustainable development of regions.

The object of the study is the river basin of the upper reaches of the Western Bug River as the basis for the formation of a hydrological ecological network.

The results of the research are the development of algorithms, methods and technologies for information support of the database of the hydrological network of the upper reaches of the Western Bug River. An ecological network is a complex, multi-level, spatial system of natural biotic and abiotic elements of an ecosystem, as well as altered and degraded landscapes that require conservation or restoration, including through sustainable use (Rozbudova, 1999). The ecological network should include not only preserved natural areas, but also altered, even degraded, landscapes that need to be restored.

The basis for the formation of an ecological network is the river basin as a single natural-territorial unit with clearly defined boundaries, a set of geomorphological, soil and climatic conditions, and established landscape systems, which allows to substantiate the structure and correlation of ecological network elements and their rational spatial location (Sheliag-Sosonko, Grodzinsky, Romanenko, 2004). Among biotic objects, the components of an ecological network may include forests, peatland communities, water bodies, relict, endemic and rare coenoses.

Rivers, along with coastal protection strips and water protection zones near water bodies, should serve as connecting areas (hydroecological corridors). Lakes, peat bogs, oxbows, and river floodplains can be part of local natural cores and higher-level eco-corridors. The areas of restoration among wetlands should include drained marshes, eutrophic floodplains and reclamation channels. The technical difficulty of reclaiming waterlogged land for agriculture is a major obstacle to the conservation of wetlands in the region. Within river floodplains, the limiting factor is the complication of runoff with low profitability of reclamation systems. It is more rational to use them as hayfields or ponds.

Almost all sections of the upper reaches of the Western Bug River have suffered deviations from their natural state. The basins of small rivers and their ecological status have changed especially. Small watercourses have completely or partially disappeared due to the impact of natural and natural-anthropogenic factors. To prevent further deterioration of the ecological state and depletion of small rivers, hydromorphological, hydrophysical, hydrochemical and hydrobiological monitoring of surface waters is advisable. Based on the results obtained, it is necessary to determine the ecological status of each river and select optimal and effective measures to restore their natural state.

The testing of methodological approaches for information modelling of the basin system allowed to substantiate an appropriate algorithm for creating a digital model of the hydrological network. The information support of the proposed GIS project is designed to generate and display thematic data containing physical and attribute information. In addition, it is possible to create environmental thematic maps of the territory - key objects of the ecological network.

According to the plan of Ukraine's perspective eco-network, the upper reaches of the Western Bug River basin are connected by two national-level eco-corridors: the latitudinal (Galician-Slobozhansky) and the meridional (Bug). The Western Bug Valley is an international ecological corridor that connects the national ecological network with the Western Bug River ecological corridor in Poland, and also connects the lowland landscapes of the Polissia zone with the upland landscapes of Podillia. Compared to other basins in the region, it has the smallest number of protected areas (70 in total, with a total area of over 18,000 hectares). The percentage of protected areas is low and varies by district, ranging from 0.07 to 2%. Despite the large area of wetlands compared to other basins, they are the least protected here.

The communication elements of the regional ecological network of the Western Bug River basin include latitudinal and meridional natural corridors. The former are represented by the Bug-Volyn (international) and Malopolissia eco-corridors, which provide links to the Dniester River basin ecological network and the Galician-Slobozhanskyi National Ecological Corridor. Meridional nature corridors are spatially limited to the valleys of medium and small rivers: Rata, Poltva, Solokiya, Svyntia, etc. Based on the published data and information on the protected areas, it is proposed to identify four key territories of the national level in the ecological network of the Western Bug River basin - Gologorska, Verkhnobuzka, Central Malopolska, Zakhidnomalopolska, and four key territories of the regional level - Volynska, Pukachivska, Prybuzka, and Sosnivska (Danylyk, Borsukevych, Kuzyarin, and Honcharenko, 2014).

Conclusions and prospects for further research include the implementation of the proposed GIS project to maximise the coverage of all ecosystems in the upper reaches of the Western Bug River basin by biodiversity protection. The prospective GIS will create objective prerequisites for simplifying the procedure of state supervision (control) over the use of water resources and aquatic bioresources - control of reclamation works on water bodies, irrigation of fields, use of water for industrial needs, safety care-about cycles as discharge of waste water from industrial and municipal enterprises, pollution of catchment areas and water bodies with garbage, industrial waste, oil products, persistent organic pollutants, stocking of water bodies, capturing, control and commercial fishing, protection of aquatic bioresources, improving the efficiency of management decisions, development of legislative and regulatory acts, methodological and educational materials, and ongoing regulatory administrative measures.

## MONITORING OF ALKALI METALS IN NATURAL WATERS USING LASER-INDUCED BREAKDOWN SPECTROSCOPY

*Goncharova I.<sup>1,2</sup>, Rouquier Ph.<sup>1</sup>, Guichaoua D.<sup>1</sup>, Sahraoui B.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>*Photonics Laboratory LPhiA, SFR MATRIX, University of Angers, Angers, France*  
[iryna.goncharova@univ-angers.fr](mailto:iryna.goncharova@univ-angers.fr)

<sup>2</sup>*Department of Commodity Science, Safety and Quality Management, State University of Trade and Economics, Kyiv, Ukraine*

Natural water is a complex disperse system containing many various elements, organic and inorganic compounds, the composition and ratio of which are determined by the conditions of its formation. The quality of water is defined by the chemical, physical-chemical, biological properties that determine water suitability for certain uses [1].

Providing clean drinking water to the population has become a priority task around the world. However, this issue is complicated by the growing population, higher water quality standards and, at the same time, increasing of water pollutions, which poses a serious threat to human health and environment according to the World Health Organization [2].

This problem is most acute today during the hostilities in Ukraine. Missile strikes are not only accompanied by consequences for people and infrastructure, but also the environment suffers from this (air, water, soil). Firstly, the pollutions level of metallic ions, different organic and inorganic contaminants in natural resources increases significantly. Unfortunately, the ecology of Ukraine will continue to feel these serious consequences of enemy shelling and fighting for several more decades. Therefore, during martial law and post-war recovery in Ukraine, the systematic and comprehensive monitoring of natural waters quality is a critical part of environmental management and protection.

For water quality evaluation, the general focus is on the detection of the levels of heavy metals and other metallic ions, total phosphorus, total nitrogen, chemical oxygen demand, total organic carbon, and permanganate salt presented in a water samples.

The alkali metallic ions, such as sodium and potassium are the main components of water. Sodium is not harmful to a human being if it does not exceed the normal levels, which is sourced from drinking water and foods. But sodium intake turns into a cause of concern for those who are suffering from heart and kidney problem or insomnia. They are advised to take low sodium content food. Potassium is the sodium's partner. Potassium stays inside the cells with cell barrier at the other side. Potassium is considered as an electrolyte which does not enjoy free circulation inside the human body. Concentration of potassium is responsible for withstanding gate pressure of sodium and the pressure generated due to water movement [3].

Military operations, rocket attacks and explosions affect the state of natural waters in Ukraine. Due to high temperatures, the water level decreases and the concentration of sodium and potassium in water from natural sources increases.

It is known that most of the current detection techniques for water analysis are based on the traditional optical and mass spectroscopy measurements and require a long detection cycle. Also, some of them need to use specific chemicals which may cause secondary pollution.

Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) is an innovative atomic emission spectroscopic technique used to determine the elemental composition of a sample by analyzing the spectrum of light emitted by a laser-induced plasma. LIBS has applications in ecology, medicine, pharmacology, agriculture, food chemistry etc. This method has several advantages, including no need or a little sample pre-treatment, fast and easy operation, chemicals free during the process,

micro-local analysis ability, portability and can identify multi-state and multi-element substances simultaneously, rapidly, and remotely [4].

LIBS detection for water and liquid samples is more difficult than for solid samples. LIBS has been developed for more convenient and rapid analysis of heavy metals and alkali metals in natural waters and wastewaters over the past decades because of the potentials of this method for *in situ* or field analysis.

LIBS allows detect metallic elements in natural water samples with high sensitivity and accuracy. By analyzing the spectra of light emitted by a laser plasma in the water samples, LIBS can identify the concentration of various elements as indicators of water contaminations.

Experimental LIBS system includes five main components. These are the laser source, the optical path, the spectrometer, and the data analysis unit. For the first series of experiments we built setup for the Single-pulse LIBS consists Nd:YAG high-power laser Continuum Minilite with a pulse duration of 10-15 ns, a repetition rate of 10 Hz, maximum pulse energy of 850 mJ, and output at the wavelength of 1064 nm with the USB 4000 Ocean Optics Spectrometer.

In this work we focused on the application of LIBS for the detection of alkali metals in natural water samples. Direct LIBS analysis in water faces the problems of droplet splashing and laser energy decay. Therefore, we used the application of chemical replacement combined with surface-enhanced LIBS (CR-SENLIBS). A series of experiments was prepared using LIBS for the determination of Na<sup>+</sup> and K<sup>+</sup> ions in model solutions.

The main aqueous solutions 500 µg/mL of NaCl and KCl were dropped into Al alloy plates and dried on aluminium foils. LIBS experiments of Al plates also were conducted. LIBS spectra containing information about these elements were collected immediately after microplasma generation in visible optical spectrum region [5].

LIBS spectra were compared with theoretical LIBS database NIST of American National Institute of Standard and Technology. From the main solutions of 500 µg/mL for NaCl and KCl, working solutions with concentrations 30–210 µg/mL for NaCl and KCl were prepared by dilution with distilled water. After microplasma generation, we found 14 LIBS spectra and built the calibration curves for the biggest wavelengths of Na  $\lambda_1=589.14$  nm and K  $\lambda_1=766.5$  nm. The Limits of detection for Na and K were found.

After conducting LIBS experiments with the natural waters of France and based on calibration curves, the sodium and potassium contents of the Loire and Maine rivers, as well as the Saint Nicolas lake were calculated.

Therefore, by investing in water quality monitoring and using advanced technologies, such as Laser-induced breakdown spectroscopy, it is possible better manage and protect the water resources, which are essential for public health, agriculture, and economic development. Our main goal is to help in creation of environmental sensors to assess and improve the availability and quality of water, which are essential and crucial for health and wellbeing in general around the world and for Ukraine in this particularly difficult period of war.

## References

1. Westall F., Brack A. (2018). The importance of water for life. *Space Science Reviews*. 214(50) 23 pages. <https://doi.org/10.1007/s11214-018-0476-7>.
2. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva: World Health Organization; 2022. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO, 584 p.

3. Banerjee P., Prasad B. (2020). Determination of concentration of total sodium and potassium in surface and ground water using a flame photometer. *Applied Water Science*. 10(113). <https://doi.org/10.1007/s13201-020-01188-1>.
4. Khan Z. H., Ullah M. H., Rahman B., Talukder A. I., Wahadoszamen Md., Abedin K. M., and Haider A. F. M. Y. (2022) Laser-induced breakdown spectroscopy (LIBS) for trace element detection: a review. *Journal of Spectroscopy*. 2022 ID 3887038. 25 pages. <https://doi.org/10.1155/2022/3887038>.
5. Yang X. Y., Hao Z. Q., Li C. M., Li J. M., Yi R. X., Shen M., Li K. H., Guo L. B., Li X. Y., Lu Y. F., and Zeng X. Y. (2016) Sensitive determinations of Cu, Pb, Cd, and Cr elements in aqueous solutions using chemical replacement combined with surface-enhanced laser-induced breakdown spectroscopy. *Optics Express*. 24(12) 8 pages. <https://doi.org/10.1364/OE.24.013410>.

## **CONTENT OF HEAVY METALS IN SURFACE RUNOFF FROM THE MOTORWAY REST AREA (MRA)**

*Holota E., Iwanek M., Kowalska B., Suchorab P., Kowalski D.*

*Lublin University of Technology, Faculty of Environmental Engineering, Nadbystrzycka 40B, 20-618  
Lublin, e-mail: e.holota@pollub.pl*

Rainwater becomes polluted when it comes into contact with pollutants in the air. Further pollution of rainwater is caused by runoff from the surface on which it falls. Polluted water is frequently discharged directly into soils and surface water. The rainwater runoff generated at parking lots and motorway service areas is polluted primarily with suspended solids, heavy metals and petroleum hydrocarbons. Direct sources of heavy metal pollution in surface runoff from roads include [1-2]:

- exhaust gases,
- abrasive products of tires and brake discs,
- residues of wearing vehicle components,
- products of road surface and construction material wear,
- contamination resulting from collisions and uncontrolled spills of transported substances.

With the increasing reuse of rainwater, it is necessary to determine the amount of heavy metals present in rainwater. Studies have shown [3,4] that heavy metals are among the primary environmental pollutants; they pose a particular threat to human health, and many of them have carcinogenic properties.

A catchment area located at a MRA was selected for the study. The catchment area is about 5.85 hectares, 50% of which is paved (paving stones, asphalt). The considered MRS has 65 parking spaces for cars, 43 spaces for trucks, 6 spaces for coaches, a recreation area and a toilet building. The rainwater from the paved surfaces is discharged through stormwater drains into the stormwater sewer system, and then into the road drainage system (road ditch) through a pre-treatment system, equipped with an external bypass to allow water from rains greater than 15 l/s·ha. A sludge trap and a coalescing separator for petroleum substances are present at the MRA. For the discharge of municipal sewage from the toilet building, an impervious sanitary sewer system is provided,



discharging wastewater to a local biological treatment plant. The treated wastewater is then discharged into the road drainage system, which, together with rainwater, flows into the filter pond.

Samples of rainwater and sanitary wastewater were taken at the point of discharge into the road ditch. The tests were designed to quantitatively assess the presence of heavy metals in the water coming from the stormwater sewer system and in the pretreated wastewater from the sanitary facilities located at the MRA. The collected samples were secured and transported to the laboratory. They were stored under refrigerated conditions until analysis. Heavy metal determinations were performed using an Agilent 8900 ICP-MS Triple Quad spectrometer.

The measured concentrations of selected heavy metals in surface runoff and treated sanitary wastewater – chromium, copper, zinc, cadmium and lead – are shown in Table 1.

Table 1. Concentrations of selected heavy metals in the tested samples

Sample Name	Chromium Cr [ $\mu\text{g/l}$ ]		Copper Cu [ $\mu\text{g/l}$ ]		Zinc Zn [ $\mu\text{g/l}$ ]		Cadmium Cd [ $\mu\text{g/l}$ ]		Lead Pb [ $\mu\text{g/l}$ ]	
	Conc.	RSD	Conc.	RSD	Conc.	RSD	Conc.	RSD	Conc.	RSD
	KS1	1.58	2.71	42.66	1.37	0.14	1.58	0.14	60.39	2.66
KD2	1.78	15.38	17.33	1.02	0.08	1.56	0.02	283.36	1.3	3.52

According to the Regulation of the Minister of Maritime Affairs and Inland Navigation of July 12th, 2019 on substances particularly harmful to the aquatic environment and conditions to be met when discharging wastewater into waters or into the ground, as well as when discharging rainwater or snowmelt into waters or into water facilities (Journal of Laws 2019, item 1311), rainwater or snowmelt, contained in open or closed sewer systems, coming from a contaminated impervious surface should not contain pollutants in amounts exceeding 100 mg/l of total suspended solids and 15 mg/l of petroleum hydrocarbons. The regulation does not set requirements for other pollutant indicators, including heavy metals. Permissible concentrations of heavy metals are specified only for industrial wastewater, which, depending on the type of industry, are: cadmium concentrations of 0.05 to 0.4 mg/l, zinc of 2 mg/l, total chromium of 0.5 to 1 mg/l, and copper and lead of 0.1 to 0.5 mg/l. These values were not exceeded in any sample tested.

The concentration of chromium in both treated sanitary wastewater and the rainwater runoff from the MOP is at similar levels. However, the chromium content in rainwater shows greater variability (RSD = 15.38%). Copper concentration is significantly higher in sanitary wastewater. As for the concentration of zinc, its value in both samples is at a similar level, while the concentration of lead is higher in the sample taken from the sanitary sewer. The cadmium content in the rainwater runoff from the MRA shows much higher variability (RSD = 283.36%) than in sanitary wastewater treated biologically (RSD = 60.39%).

Studies on the occurrence of heavy metals in rainwater have been conducted for many years. On the basis of on literature data, Table 2 shows the values of minimum, maximum and weighted average concentrations of individual heavy metals [6-15].

Table. 2. Range of pollutants concentrations in runoff from traffic areas based on literature data

Sample Name	Concentration	Gasperi J. et al. (2022) [6]	Zubala T, Patro M. (2021) [7]	Wicke D. et al. (2021) [8]	Gao S. et al. (2021) [9]	Robertson A. et al. (2019) [10]	Huber M. et al. (2016) [11]	Kayhanian M. et al. (2008) [12]	Klimaszewska K. et al. (2007) [13]	Han Y.H. et al. (2006) [14]	Göbel P. et al. (2006) [15]
Cr [ µg/l ]	min.	3,9	2.31	n.a.	1.7	14	1	n.a.	n.a.	2	6
	mean	17	2.8	30	12.1	50	17.9	n.a.	n.a.	9.7	n.a.
	max.	84	3.52	77	32.3	250	105	n.a.	n.a.	40.1	50
Cu [ µg/l ]	min.	15	1.82	n.a.	5.4	67	13	4	n.a.	15.9	21
	mean	111	2.49	188	19.8	143	63.5	71	n.a.	92.9	n.a.
	max.	570	3.14	500	48.1	389	274	560	n.a.	920.8	140
Zn [ µg/l ]	min.	36	5.85	n.a.	8.8	323	21	18	73	83.3	15
	mean	236	7.74	574	33.5	698	338	290	355	506.3	n.a.
	max.	932	10.3	1500	132.8	2826	2234	4490	864	8881	2000
Cd [ µg/l ]	min.	0.1	<0.086	n.a.	0.05	0	0.06	n.a.	0.2	0.4	0.2
	mean	0.1	<0.086	0.61	0.1	0	4.1	n.a.	19	1.8	n.a.
	max.	1	<0.086	1.5	0.27	0	35	n.a.	79	20.2	13
Pb [ µg/l ]	min.	5.3	<0.132	n.a.	4	32	1.4	0.2	1	4.6	11
	mean	21	<0.132	53	17.7	80	33.1	9.8	258	25.8	n.a.
	max.	98	<0.132	140	43.5	316	220	72	880	151.6	525

Concentrations of heavy metals in the runoff samples, especially Cd, Cr, Cu and Pb, were similar to those reported in the literature [6-15]. Among heavy metals, Zn exhibited the lowest concentrations, to than expected for typical pollutants associated with vehicular traffic.

The present study constitutes the initial stage of the measurement campaign; however, due to the occurrence of the dry season, it was impossible to take more samples. The rainfall during the summer was too low to allow the collection of an adequate amount of rainwater.

In view of the increasing secondary use of rainwater, the lack of regulations defining the permissible concentrations of heavy metals in rainwater seems concerning.

The research leading to these results has received funding from the commissioned task entitled „VIA CARPATIA Universities of Technology Network named after the President of the Republic of Poland Lech Kaczyński” contract no. MEiN/2022/DPI/2575 dated 20.10.2022 action entitled „ISKRA – building inter-university research teams”.

#### Literature

- [1] Opher, T., Friedler, E. Factors affecting highway runoff quality. *Urban Water J.* 2010, 7, 155–172.
- [2] Chen, C., Guo, W., Ngo, H.H. Pesticides in stormwater runoff—A mini review. *Front. Environ. Sci. Eng.* 13, 72 (2019).
- [3] Du X, Zhu Y, Han Q, Yu Z. The influence of traffic density on heavy metals distribution in urban road runoff in Beijing, China. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2019 Jan;26(1):886-895.

- [4] Jagodzińska, M., Rydzek, M., Environmental impact of heavy metals from means of transport. *Autobusy* 6/2019: 68-70.
- [5] Sung, J.H., Oh, I., Kim, A., Lee, J., Sim, C.S., Yoo, C., et al. Environmental and body concentrations of heavy metals at sites near and distant from industrial complexes in Ulsan, Korea. *J Korean Medical Sci* 2018, 33(5):33.
- [6] Gasperi, J., Le Roux, J., Deshayes, S., Ayrault, S., Bordier, L., Boudahmane, L., Budzinski, H., Caupos, E., Caubrière, N., Flanagan, K., et al. Micropollutants in Urban Runoff from Traffic Areas: Target and Non-Target Screening on Four Contrasted Sites. *Water* 2022, 14, 394.
- [7] Zubala, T., Patro, M. Time and Spatial Variability in Concentrations of Selected Pollutants in the New Bypass Rainwater Harvesting System. *Water Air Soil Pollut* 2021, 232:211.
- [8] Wicke, D., Matzinger, A., Sonnenberg, H., Caradot, N., Schubert, R.-L., Dick, R., Heinzmann, B., Dünnebier, U., von Seggern, D., Rouault, P. Micropollutants in Urban Stormwater Runoff of Different Land Uses. *Water* 2021, 13, 1312.
- [9] Gao, S., Wang, X., Li, H., Kong, Y., Chen, J., Chen, Z. Heavy metals in road-deposited sediment and runoff in urban and intercity expressways. *Transportation Safety and Environment*, 2021, 4: ttab030.
- [10] Robertson, A., Armitage, N., Zuidgeest, M.H.P. Stormwater runoff quality on an urban highway in South Africa. *J. S. Afr. Inst. Civ. Eng.* 2019:61(2), 51-56.
- [11] Huber, M., Welker, A., Helmreich, B. Critical Review of Heavy Metal Pollution of Traffic Area Runoff: Occurrence, Influencing Factors, and Partitioning. *Sci. Total Environ.* 2016, 541, 895–919.
- [12] Kayhanian, M., Stransky, C., Bay, S., Lau, S.L., Stenstrom, M.K. Toxicity of urban highway runoff with respect to storm duration. *Sci. Total Environ.* 2008, 389, 386–406.
- [13] Klimaszewska, K., Polkowska, Ż., Namieśnik J. Influence of Mobile Sources on Pollution of Runoff Waters from Roads with High Traffic Intensity. *Polish J. of Environ. Stud.* 2007, Vol. 16, No. 6 889-897.
- [14] Han, Y.H., Lau, S.L., Kayhanian, M., Stenstrom, M.K. Correlation analysis among highway stormwater pollutants and characteristics. *Water Science & Technol.* 2006, Vol 53, No 2, 235-243
- [15] Göbel, P., Dierkes, C., Coldewey, W.G. Storm water runoff concentration matrix for urban areas. *Journal of Contaminant Hydrology* 2007, 91:26-42.

## OLD METHOD - NEW APPLICATION: WWTPs WITH IRMS

Jaromin-Gleń K.<sup>1</sup>, Polakowski C.<sup>1</sup>, Grygorczuk-Planeta K.<sup>1</sup>, Bieganowski A.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Lublin, Poland, [k.jaromin-glen@ipan.lublin.pl](mailto:k.jaromin-glen@ipan.lublin.pl); [c.polakowski@ipan.lublin.pl](mailto:c.polakowski@ipan.lublin.pl), [a.bieganowski@ipan.lublin.pl](mailto:a.bieganowski@ipan.lublin.pl)*

Wastewater treatment plants (WWTPs) are a special type of artificial ecosystem that is characterized by sharp gradients in physicochemical properties. Although wastewater technology is very well developed and implemented in a large number of WWTPs around the world, there are still large gaps in knowledge of the biological processes underlying the transformations that occur during treatment. The reason is their high complexity. Measurement techniques include physical and chemical components of wastewater, analysis of fugitive and gaseous emissions from WWTPs, quantitative and qualitative assessment of microbial communities associated with WWTPs, or high-throughput analyses in the fields of metataxonomics, metagenomics or metatranscriptomics.

An increasingly important tool in the study of complex processes such as those occurring in WWT is Isotope Ratio Mass Spectrometry (IRMS), which determines the fraction of individual isotopes in the sample under study. IRMS is one of the tools used to study both process flow and to track specific substances in the process. IRMS is a branch of mass spectrometry (MS) that allows the precise measurement of stable isotope abundances in a given sample. IRMS can accurately determine small differences in the abundances of isotopes such as  $^2\text{H}/^1\text{H}$ ,  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ,  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ , and  $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$  of gaseous, liquid, and solid samples. This relatively old method, however, powerful tool with new application potential, allowing for an increasingly deeper understanding of a wide range of environmental processes.

The methods of analysis and determination of stable isotope ratios and their fractionation used in WWTPs have developed considerably in the last decades. In addition to the standard approach to the subject, a new (and very promising for the future) approach has emerged: the site preference approach. One of the first reports on the application of site-preference analysis to wastewater treatment systems dates back to 2011. The standard approach consists of measuring the differences between the standard and the sample abundance. Site-preference is a branch of isotope analysis that aims to determine the isotopic composition of a particular atomic position in a molecule. The authors presents current knowledge on the application of IRMS in wastewater treatment, focusing on the possibility of using  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  stable carbon and nitrogen isotope ratio measurements in the monitoring of wastewater treatment plant technology. The literature data serve as a basis for the following presentation of stable isotope ratio measurements from the Hajdów Municipal WWTP in Lublin.

Stable isotope ratios of carbon and nitrogen were measured in sludge from the Hajdów Municipal Wastewater Treatment Plant in Lublin (Poland), with a flow capacity - average per day  $Q_d = 120000 \text{ m}^3/\text{d}$ . Sampling points were located on the sludge processing line of the WWTP. The material for the study was collected in different seasons of the year. Six points of the sludge treatment line were selected, representing successive stages of sludge processing. The results of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  allow to conclude that the sediments collected from different points of the sludge processing line are characterized by different stable C and N isotope ratios.

The potential of the IRMS technique lies in its ability to be used to track and analyze wastewater treatment processes. Materials taken from different points in the sludge process line

are characterized by different values of stable C and N isotope ratios. To avoid misinterpretation, it is therefore important to compare data from similar stages of the WWT process. Ongoing studies using the IRMS method are required to determine not only the current status but, more importantly, the biological processes causing changes in stable isotope ratios in WWTPs sludge.

## COMPUTER MODELING OF BIOLOGICAL WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY OPTIMAL PARAMETERS

*Kyrychenko K.S.<sup>1</sup>, Sablii L.A.*

*<sup>1</sup>student, National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine, [kyrychenko.kyryll@iit.kpi.ua](mailto:kyrychenko.kyryll@iit.kpi.ua)*

It is advisable to turn to mathematical models that can extrapolate the physical model to conditions beyond those studied in the pilot plant, while designing water treatment plants under time and financial constraints. This trend is supported by a significant number of modern commercial software for modeling the processes occurring in water treatment plants: EFOR, Simulink, BioWin, SIMBA, STOAT, WEST, and GPS-X [1]. These programs are based on the mathematical model of the ASM family or its modifications, such as the Mantis family [2, 3].

In this paper, based on the literature, we determine the indicators of urban wastewater (UW) and consider technologies for its treatment from nitrogen compounds, and find the recommended values of the recycling coefficients of nitrate flow (NF) and activated sludge (AS).

The aim of the work is to optimize the technological parameters of the system for biological treatment of urban sewage from nitrogen compounds using A/O (Anoxic/Oxic) technology - recycling coefficients of NF and AS, using computer programming to obtain high efficiency of sewage treatment from nitrogen compounds and minimize economic costs.

Table 1 - Nitrate concentration in treated water at the outlet depending on the NF coefficient

NF recycling coefficient, %	Nitrate concentration, mg/dm <sup>3</sup>
100	10,65
150	9
200	7,86
300	6,43
500	5,24

Table 2 - Concentration of SS in treated water depending on the AS recycling coefficient

AS recycling coefficient, %	SS concentration, mg/dm <sup>3</sup>
30	32,89
40	28,09
60	21,07
80	15,18
100	11,9

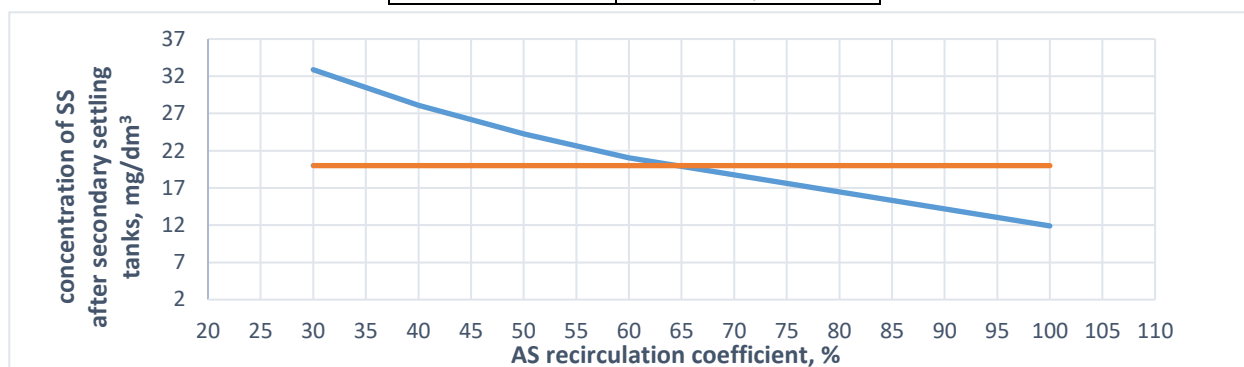


Fig. 1 - Graph of the dependence of nitrate concentration at the outlet of the treatment plant on the nitrate flow recirculation factor: the blue curve indicates the obtained values; orange line indicates standard concentration of nitrates at the outlet (assumed 9,1 mg/dm<sup>3</sup>)

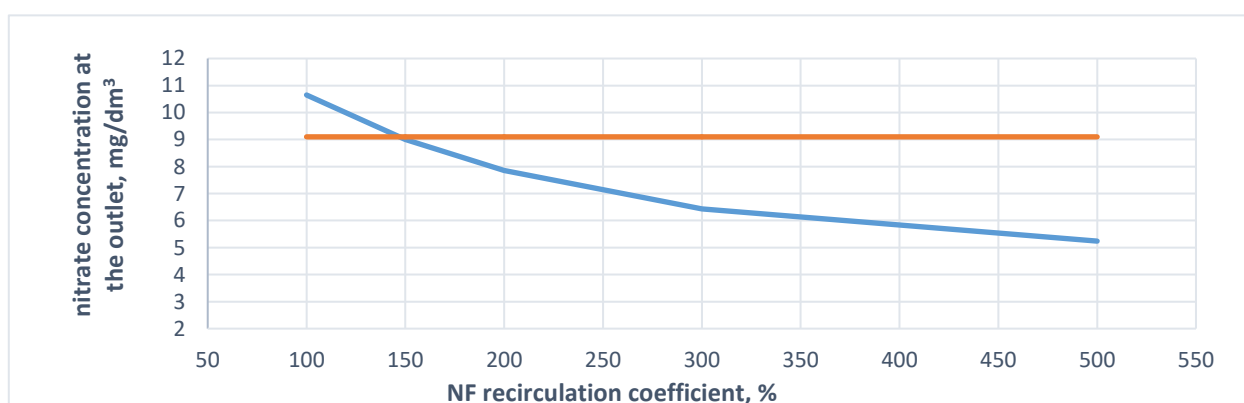


Fig. 2 - Graph of the dependence of the concentration of the SS after secondary settling tanks on the AM recycling coefficient: the blue curve indicates the obtained values; orange line indicates standard concentration of SS at the outlet (assumed 20 mg/dm<sup>3</sup>)

Scale points for these graphs were taken for interpolation to clarify the results. As a result of the calculations, the following values were obtained: the optimal NF recycling coefficient is 150±2%; whereas the optimal AS recycling coefficient is 65±2%.

It was also decided to recalculate the AS recycling coefficient for the optimal value of the NF recycling rate (150±2%). Based on the obtained data (Table 3), calibration graphs of the dependence of the concentration of the SS at the outlet of the treatment plant on the above recycling coefficients were constructed (Figure 3).

Table 3 - Concentration of SS in treated water depending on the AS recycling at the optimal NP recycling coefficient

AS recycling coefficient, %	SS concentration, mg/dm <sup>3</sup>
30	22,97
40	18,45
60	11,25

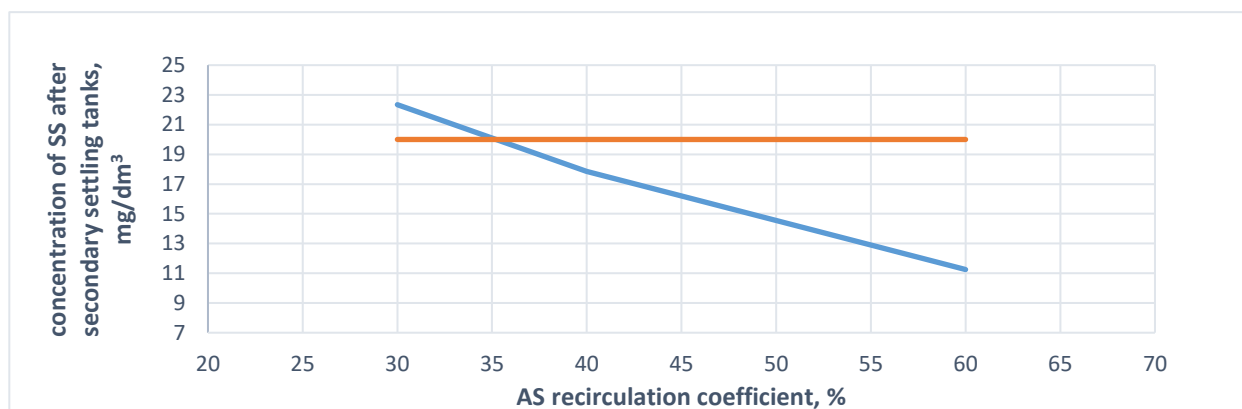


Fig. 3 - Graph of the dependence of the concentration of SS after secondary settling tanks on the recycling coefficient of AS at the optimal recycling coefficient of NF: the blue curve indicates the obtained values; orange line indicates standard concentration of SS at the outlet (assumed 20 mg/dm<sup>3</sup>).

Similarly to the previous two studies, scale points were taken and the optimal AS recycling coefficient was obtained with the optimal NF recycling coefficient of 35±2%.

### Conclusions

As a result of the calculation of the A/O technology on the example of biological treatment of urban sewage, the dependence between the increase in the recycling coefficient of NF and AS and the decrease in the concentration of nitrates and SS at the outlet of the treatment plant was confirmed. The optimal recirculation coefficients were also calculated (for NF - 150±2%; for AS - 35±2%), which allows to design a water treatment plant at lower economic costs, where polluted wastewater will be treated to meet the standards of discharge into the natural water body.

### References

1. S. C. Pombo, Contributo para a utilização de Modelos de Simulação Dinâmica no Dimensionamento de Processos de Lamas Activadas - Dissertation to obtain the degree of master in Sanitary Engineering, Universidade Nova de Lisboa, 2010.
2. M. Henze, W. Gujer, T. Mino and M. C. van Loosdrecht, "Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2D, AMS3," in Scientific and Technical Report series, IWA Publishing, 2000.
3. Hydromantis Environmental Software Solutions, GPS-X Technical Reference, 2013.
4. Helvacı S., Guven B., Sarioglu Alpay S. and Erdinçler A. Analytical analysis of membrane bioreactor filtration of household wastewater by Euler, Heun and Runge-Kutta methods, M.S. Thesis, 2015, Institute of Environmental Sciences, Boğaziçi University.
5. Мацнев А.І., Проценко С.Б., Саблій Л.А. Моніторинг та інженерні методи охорони довкілля. – Рівне: ВАТ “Рівненська друкарня”, 2000. - 504 с.

# BIOINDICATION PROCEDURES SUPPORTED WITH ELECTRONIC SENSES FOR ANALYSIS AND CONTROL OF WASTEWATER TREATMENT PROCESSES

G. Lagód\*

*Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology, Lublin, Poland*

*Nadbystrzycka 40B, Lublin, 20-618, Poland*

*\*corresponding author: [g.lagod@pollub.pl](mailto:g.lagod@pollub.pl)*

Control of technological processes carried out in individual devices of wastewater treatment plants (WWTPs), and in particular within bioreactors with a living process factor, can be carried out using various research methods. It may be based on the results of tests of physical and chemical parameters (e.g. TSS, TOC, BOD, COD, biogenic compounds, etc.), as well as the results of biological tests, which are the basis of the bioindication method. Biological tests in WWTPs are most often carried out to assess the parameters of activated sludge or biofilm, predict the quality of treated sewage, and detect the causes of disruptions to processes conducted in bioreactors. Hence, most of the studies described in the literature concern bioindication studies carried out in the biological part of the WWTP. However, it should be remembered that treatment plants consist not only of bioreactors with activated sludge or biological bed, but also include other devices that change the properties of treated wastewater. Taking into account the fact that the surfaces of all treatment plant devices in contact with sewage are covered with a specific biofilm (pecton), the properties of which are related to local conditions, this formation also can be used for bioindication purposes. Mentioned biological formation comprises assemblages of organisms spontaneously inhabiting the available surfaces, without intentional actions of the object operator, and sometimes even against such actions. The term pecton was taken from the work by R. Margalef, 1947 (*Collectanea Botánica*, 15(1): 247-259), used for distinguishing the biofilm which develops on a solid inanimate substrate coming into contact with the wastewater in WWTP objects, without being a biofilm understood as a process factor of biochemical processes of treatment. In such meaning, pecton developing in consecutive devices of a WWTP can be understood as tantamount to the periphyton in polluted surface watercourse in the consecutive stages of a natural process of water self-purification. Therefore, taking the advantage of the presence of organism assemblages in the form of pecton in devices, they can be used for bioindication in all points in main treatment line in WWTP, similarly as in the case of the studies on the water quality in inland surface water bodies, where individual populations of organisms or entire communities are used as indicators of the level of pollution or the stage of self-purification of water. Measures characterizing communities (e.g. a measure of diversity based on entropy adopted from the description of the operation of tele-informatics systems) calculated on the basis of the number of individuals within morphological groups or particular species can be treated as indicators of wastewater quality, as well as the stage and stability of the treatment process. However, bioindication procedures require qualified specialists who can quickly and effectively identify individuals taken into account during analyzes and assign them to appropriate sets that together create multidimensional data structures. The procedures for localization and identification of organisms can also be carried out using computer vision techniques, for example those based on deep neural networks. The mentioned supervised machine learning method combined with an image acquisition device (digital camera) and the optical system of a microscope is an example of the application electronic eye in procedures of WWTP processes supervise. For validation of results could be used classical pollution indicators (e.g. TSS, TOC, BOD, COD, etc.), but also electronic tongue and electronic nose pre-calibrated for this indicators.



# DISCOVERING THE NEW PATHWAYS OF NITROGEN REMOVAL IN WASTEWATER TREATMENT PLANTS

**Jacek Małkinia**

*Gdańsk University of Technology, Faculty of Civil and Environmental Engineering (POLAND),  
jmakinia@pg.edu.pl*

Nitrogen, a vital element, plays a significant role in both environmental and human health concerns. Elevated levels of nitrogen in wastewater can lead to a range of environmental issues, including toxicity, dissolved oxygen depletion, and eutrophication, with potential consequences for human health. Stringent regulatory standards have been established to limit nitrogen discharge into receiving waters, driven by the need for long-term sustainability, protection of water resources, and mitigation of climate change through the reduction of nitrous oxide emissions. This paper explores the evolution of nitrogen removal techniques in wastewater treatment plants, emphasizing the discovery of novel pathways and processes, as well as the central role of nitrite (NO<sub>2</sub>-N) in these processes.

The nitrogen composition in municipal wastewater varies significantly, comprising organic nitrogen, ammonium-nitrogen (NH<sub>4</sub>-N), and nitrate/nitrite-nitrogen (NO<sub>x</sub>-N). Traditional approaches to nitrogen removal in wastewater treatment plants primarily focused on nitrification and denitrification processes. However, recent research has unveiled new insights into these processes, highlighting a shift in our understanding of nitrogen conversion. This shift includes the discovery of novel nitrogen conversions, such as anaerobic ammonium oxidation (anammox), complete ammonia oxidation (comammox), and dissimilatory nitrate/nitrite reduction to ammonium (DNRA). Anammox-based systems have shown remarkable potential for nitrogen removal by reducing oxygen demand, eliminating the need for external carbon, and producing less excess sludge. However, anammox bacteria are sensitive to nitrite, dissolved oxygen, and free ammonia, and their slow growth requires long biomass retention.

Comammox, discovered in 2015, has been identified in natural systems and wastewater treatment plants. It involves a single microorganism, comammox *Nitrospira*, which possesses the necessary genes for ammonia oxidation. Studies have shown the coexistence and cooperation of anammox bacteria and comammox *Nitrospira*, suggesting exciting possibilities for improved nitrogen removal. DNRA, while not directly contributing to nitrogen removal, recycles fixed nitrogen in the environment and is a crucial component of the terrestrial and oceanic nitrogen cycle. It has been largely overlooked in wastewater treatment processes, emphasizing the need for a more holistic understanding of nitrogen conversions.

The integration of nitrogen removal with sulfur (S) or sulfur-carbon (S-C) cycles presents a promising approach for efficient wastewater treatment. By combining these cycles, it becomes possible to recover ammonia from wastewater, aligning with the concept of a circular economy and sustainable resource management.

# STRATEGIES FOR IMPROVING PROCESS WATER RECYCLING TECHNOLOGY IN THE DAIRY INDUSTRY

**Marjanowski J.<sup>1</sup>, Hupka J.<sup>2\*</sup>, Drewnowski J.<sup>2\*\*</sup>**

<sup>1</sup> *MARCOR Company Ltd, Kolobrzaska St. 30, 80-394 Gdansk, Poland, e-mail: [jm@marcor.com.pl](mailto:jm@marcor.com.pl)* <sup>2</sup> *Gdansk University of Technology, \*Faculty of Chemistry, \*\* Faculty of Civil and Environmental Engineering, Narutowicza St. 11/12, 80-059 Gdansk, Poland, e-mail: [jhupka@pg.edu.pl](mailto:jhupka@pg.edu.pl); [jdrewnow@pg.edu.pl](mailto:jdrewnow@pg.edu.pl)*

As a result of the milk and whey processing in concentration processes, using evaporative and membrane methods, contaminated wastewater is produced. They exhibit features that limit and often exclude their reuse in technology and/or technical infrastructure. Our own research and literature review show that the process water recovery technology, which allows to obtain water of significantly better quality, compared to treated water, can only be obtained as a result of the well-known and widely used, since the 80's of the last century, filtration of process water by activated carbon. In evaporation and membrane installations, process waters contaminated with both organic and mineral compounds are generated. The level of contamination with organic compounds is low from the point of view of wastewater treatment technology. On the other hand, it is too high for direct use in a dairy plant as a full-fledged and microbiologically safe water. Contaminated waters do not meet the requirements of the COD parameter, which for process water should be in the range of 10 – 15 mg O<sub>2</sub>/dm<sup>3</sup>, what results from the internal procedures adopted in the dairy industry for the analysis of critical points in ensuring food safety based on HACCP procedures, and does not result from national or the EU regulations.

The quality of water used for food production on the basis of the current Regulations of the Minister of Health on the quality of water for human consumption of 7 December 2017 (Journal of Laws, item 2294) must correspond to the quality of drinking water for the public. The regulations implement the recommendations from Directive 2008/105/EC of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy. The above requirements are obligatory for waters in contact with the raw material and dairy product. However, the above-mentioned regulation in the dairy industry is limited by the so-called hygiene package contained in Regulation (EU) No 852/2004/EU of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004 on the hygiene of foodstuffs and No 853/2004/EU on specific hygiene rules for food of animal origin of 29 April 2004 prohibiting secondary water (recovered from various production processes) from coming into contact with the raw material and/or dairy product. Regardless of the quality, even if the water meets the current requirements of the regulation of the Minister of Health, it cannot be used in processes in which the raw material or product comes into contact with water recovered from the process.

According to Danish BAT [Korsstrom et al., 2001] as well as their own research; water recycling is practically possible if the recovered water comes from two sources: from the recovery of condensates from milk and whey evaporators during thermal concentration of these raw materials, and from the RO processes of rennet whey concentration (so-called "sweet whey") [Marjanowski et al. 1991, 1997, 2009, 2013, 2016a and 2016b] and [Ostrowski et al. 1992, 2005, 2006]. In addition, the recovered water must be safe in terms of avoid sedimentation process, corrosion and microbiology in order to be reused it in the water management of facility. Therefore,

the water must meet the requirements of sanitary standards and technical requirements related to the equipment and microbiological safety. These are special conditions for water used in the food industry, in particular in the dairy industry. Water as a medium is used at least in a several applications in the dairy industry, the most important of which are:

- a) use for technological purposes of dairy production, mainly for the processes of washing production equipment, including washing of complex membrane systems in integrated CIP (cleaning in place) systems, washing the inside and outside of the tank cars. The dominant amount of water, i.e. approx. 33% of the total water, is used for all cleaning related to production hygiene [Lindgaard-Jorgensen, 2018] and [Best Available Techniques (BAT) guidelines for the dairy industry, 2005 Ministry of the Environment, 22-23],
- b) use by people for social and living purposes,
- c) water entering the product, infrequently and in small quantities,
- d) heat/cold transfer medium in heat exchange systems,
- e) production of steam up to 20 bar and hot water (115 – 117 °C),
- f) chilled water production,
- g) replenishment of evaporation systems of cooling towers and spray-forming condensers evaporators,
- h) supplying the water ring of vacuum pumps,
- i) cleaning floors in production halls or yards,
- j) fire protection targets.

On the basis of literature studies and own research, the paper presents selected methods and operational problems related to the use of process water from the dairy industry without prior treatment. In the experimental part of the thesis, advanced technologies for the recycling of water after industrial processes based on our own innovative solutions, registered with a utility model and patents of the Polish Patent Office, were proposed.

Hence, the classic technologies of process water recycling in the dairy industry have been intensified, expanded and improved in order to the introduction of a number of new technological solutions, that are the subject of this work. In addition, the equipment and devices used in selected reference water recycling installations in existing dairy facilities in Poland are discussed. On the other hand, the proposed technology also includes a sequence of process water treatment procedures consisting of flowing through an activated carbon filter, a strongly alkaline anionite exchanger regenerated with a chloride ion with the use of alkaline brine, and then through a cation exchanger operating in the sodium cycle, what results in obtaining almost pure water and assuring almost complete removal of organic compounds. The use of anionite regenerated with alkaline brine at elevated temperature allows to obtain longer iono-exchange cycles of the anionite. Increasing the pH of the feed at the beginning of the water treatment process results in a reduction of conductivity and COD in the permeate, improving the required characteristics for the feed of boiler water. A significant reduction in the content of organic compounds in permeate is influenced by perhydrol oxidation after RO installation and irradiation with UV lamp in a titanium housing with a passive TiO<sub>2</sub> layer. The use of a high-pressure pump inverter with a permeate flow meter allows to regulate the stable RPM of the RO pump, adapted to the variable viscosity of the feed. However, there is a need to refine the recycling technology of process waters in order to be able to use them more widely in legally permitted applications, especially from low-pollution process waters. New technologies have been implemented in selected milk-whey processing for water and heat recovery in full-scale technical systems in Poland.

## References :

- Korsström E., Lampi M., 2001. Best available techniques (BAT) for the Nordic dairy industry. TemaNord 586, 105-112
- Lindgaard-Jorgensen P., ALLe A., Kristensen G, Andrsen M., 2018, Road Map Towards Zero Water Milk-processing Plants – Experiences from Danish Public – Private Partnership, Macrothik-Institute, Environmental Management and Sustainable Development, Vol.7, No.2 , 157-169.
- Marjanowski J., Ostrowski J., Dąbrowski J., 1991. Uzdatnianie kondensatu z kotłowni i proszkowni mleka dla potrzeb uzupełniania obiegu wodnego kotłów. X Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią i środowiskiem w mleczarstwie. Olsztyn, 3-5 września, 81-83.
- Marjanowski J., Budny J., 1997. Ocena przydatności skroplin z wyparki do mleka do zasilania kotłów parowych. XVI Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią i środowiskiem w mleczarstwie. Szczyrk, 2-4 września, 95-98.
- Marjanowski J., Zander L.B., Zander Z., Ostrowski J., Kukiełko A., Ratajczyk C., Tabisz G., 2009. Sposób uzdatniania permeatów poserwatkowych z procesów odwróconej osmozy serwatki lub nanofiltracji serwatki. Urząd Patentowy RP, Opis patentowy PL 213725 B1, 1-8.
- Marjanowski J., Ostrowski J., 2013. Ponad dwadzieścia lat doświadczeń CBW Unitex w uzdatnianiu i zagospodarowaniu skroplin i permeatów poserwatkowych w zakładach mleczarskich. XXXII Międzynarodowa Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią i środowiskiem w mleczarstwie. Klonowo k. Lidzbarka Welskiego, 3-6 września 2013, 113-122.
- Marjanowski J., Olender K., Nalikowski A., 2016a. Zasilanie kotłowni parowej skroplinami z wyparek mleka i permeatami z zateżania mleka w zakładzie mleczarskim Mlekovita w Lubawie. XXXV Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią i środowiskiem w mleczarstwie. Sierpc, 5-8 września, 52-62.
- Marjanowski J., Zander Z., Olender K., Nalikowski A., 2016b. Efektywność wykorzystania ciepłych i gorących „krowich wód” do zasilania kotłów parowych. Przegląd Mleczarski 9, 29-36.
- Najlepsze Dostępne Techniki (BAT) wytyczne dla branży mleczarskiej, 2005, Ministerstwo Środowiska, 22-23.
- Ostrowski J., Marjanowski J., Rybczyński K., 1992. Uzdatnianie dla potrzeb kotłowni gorących wód odpadowych w Spółdzielni Dostawców Mleka w Wieluniu. XI Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią w przemyśle mleczarskim. Szczyrk, 2-4 września 1992, 41-43.
- Ostrowski J., Marjanowski J., Karczewski W. 2005. Możliwości zagospodarowania skroplin z wyparek mleka i serwatki na potrzeby kotłowni, chłodnictwa i mycia w przemyśle mleczarskim. XXIV Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią i środowiskiem w mleczarstwie. Słok k. Bełchatowa, 31 sierpnia - 3 września 2005, 34-41.
- Ostrowski J., Marjanowski J., Dąbrowski J., Sejdak C., 2006. Wybrane zagadnienia w uzdatnianiu i zagospodarowaniu skroplin i permeatów poserwatkowych w zakładzie mleczarskim. XXV Krajowa Konferencja Naukowo-Techniczna: Problemy gospodarki energią i środowiskiem w przemyśle mleczarskim. Ryn k. Giżycka, 5-27 września 2006, 166-172.
- Rozporządzenie Parlamentu Europejskiego i Rady Europy nr 852/2004/Eu z dnia 29 kwietnia 2004 r. w sprawie higieny środków spożywczych oraz nr 853/2004/EU w sprawie szczególnych przepisów dotyczących higieny w odniesieniu do żywności pochodzenia zwierzęcego z dnia 29 kwietnia 2004 r.
- Rozporządzenie Ministra Zdrowia (RMZ) w sprawie jakości wody do spożycia przez ludzi z dnia 7 grudnia 2017 (Dz. U. poz. 2294)

# SBR -WASTEWATER TREATMENT PLANTS WITH INTELLIGENT CBR-CONTROL - MODULAR PRODUCTION AND ENERGY-SAVING OPERATION MANAGEMENT WITH FLUCTUATING WASTEWATER INFLOWS

Mueller-Czygan G., Tarasyuk V.

Institute for sustainable water systems, Hof University, Germany

e-mail: [guenter.mueller-czygan@hof-university.de](mailto:guenter.mueller-czygan@hof-university.de), [viktoriya.tarasyuk@hof-university.de](mailto:viktoriya.tarasyuk@hof-university.de)

SBR wastewater treatment plants (Sequenced Batch Reactor systems) are a globally established process variant of biological wastewater treatment. Particularly suitable for highly fluctuating wastewater inflows, SBR follow a modular concept of an expandable wastewater treatment system [1]. SBR wastewater treatment plants are variants of the activated sludge process that works according to the "fill and remove" principle. It combines the aerobic and anaerobic phases in one unit (tank) and saves up to 25 % of aeration costs while producing less sludge. Consequently, simultaneous nitrogen and phosphorus removal from wastewater can be achieved by adjusting the required operating cycle [2]. The SBR process is known to save more than 60 % of the operating costs (especially energy) of a conventional activated sludge process and still achieve high effluent quality in a very short aeration time. In combination with a modern intelligent control system, these advantages can be maintained even under fluctuating influent conditions and other conditions that are difficult for a conventional activated sludge system.

## SBR - Flexible in operation and easy to modularise

When planning and constructing new wastewater treatment plants, special local requirements have to be regarded for modern, innovative and sustainable wastewater treatment, and thus for its control and monitoring. According to [3], among others the following requirements must always be taken into account:

- strong differences in the number of inhabitants, especially in the case of tourism or before/after a crisis situation, thus a flexible and simple (modular) expansion/adaptation is required;
- a special wastewater composition;
- highly variable ratio of carbon and nitrogen in the wastewater
- aim of environmental and economical sewage sludge utilisation/disposal
- special need for protection when discharging treated wastewater e.g. into a lake, a river or into groundwater aquifers
- increasing demands on the sewage treatment plant and the associated sewer system with regard to increasing heavy rainfall events
- reuse of treated wastewater to protect natural water resources.

Another aspect to be considered in the selection and development of a sustainable control, monitoring and operation management concept is the already existing and worsening shortage of skilled workers.



Fig.1. Heringhausen wastewater treatment plant  
- 1 = SB reactor no. 1, 2 = SB reactor no. 2, 3 = surplus sludge storage (Photo source: J. Wiese)

Many, especially small, municipalities do not have their own specialist department for water supply and wastewater disposal, and the same applies to the planning of new wastewater treatment systems (Fig.1).

Compared to a conventional continuous flow system, SBR processes are extremely flexible, even for mixed water inflow [4]. Depending on the boundary conditions and data/measurement technology, it may be possible to utilise existing reserves within a process step for other steps.

However, this compensation is not feasible in conventional activated sludge systems. E.g. under appropriate boundary conditions, the required duration for biological treatment can be shortened in order to extend the sedimentation time in case of deteriorating sludge properties, or vice versa. Such a flexible division between biological treatment and sedimentation is not possible with the conventional activated sludge process in the secondary sedimentation. The process engineering advantage of the SBR process only comes to full fruition with the targeted use of so-called shock feeding (feeding of large quantities of wastewater within a short time from a storage reservoir), especially with regard to nitrogen and phosphorus elimination, but also with regard to improved sludge settling properties and thus optimum volume utilisation.

This advantage can be extended if real time knowledge of current process status is available. By using the advantageous shock feeding consequently, SBR plant reserves can be activated in a best manner [5]. These reserves can be excellently utilised with intelligent control and regulation of the SBR cycles, the composition and duration of the cycle phases, the use of dynamic control, a freely adjustable clear water discharge and with variation of the exchange volume depending on the current process conditions. Until now, the limits of optimal reserve utilisation are determined by limited data and measurement technology. By using modern control systems, calculation reserves for an SBR wastewater treatment plant can be forced to the maximum, which can also be specifically used to optimize plant design regarding construction volume, plant footprint and process technology. SBR process systems with a modular concept represents the most cost-effective solution from a structural engineering point of view and shows the smallest food print, as [1] showed in numerous international projects.

#### **Case Based Reasoning (CBR) as an intelligent control core**

According to [3] and [6], a modern SBR control system that takes into account the so-called CBR concept has to consider the following aspects:

- targeted control of biological activity and aeration based on real-time data of the biological process (NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, O<sub>2</sub>, TS, etc.), sewer network data and data from other facilities like e.g. pumping stations or storm water basins
- predictive process adaptation to upcoming rainfall events by integrating archive, daily and forecast data from digital precipitation platforms to improve aeration control using knowledge of real oxygen demand as a result of better analysis technology and data evaluation based on a case-based (CBR) control algorithm
- automatic collection, recognition and data-cleaning process and utility efficiency settings (for example through deep learning as part of the software extension); the results are used as input data in the case-based control algorithm
- specially adapted plant simulations for SBR (e.g. with SIMBA#); here, the various expected load cases are determined and generated as a starting basis for the case-based control algorithm
- reduction of unnecessary excess sludge production by avoiding disturbance factors and stress for the bacteria through anticipatory operation management and process control, especially in the case of mixed water inflow, for example by integrating digital precipitation data (history and 72-h forecast)
- control of inflow quantities through upstream mixing and equalisation basin and use of the storage tank for intermittent feeding
- use of an innovative clear water decanter with finely adjustable flow rate and quality control of the clear water through turbidity measurement.

The core is a case-based control as a result of the Case Based Reasoning (CBR) principle. This approach is based on a predictive - i.e. a forward-looking - approach for optimised and

energy-efficient operation management. At wastewater treatment plants and in connected sewer networks, which comply with modern principles of digitalisation, a large number of measured values are recorded in real time in addition to numerous laboratory analyses. But even where only a few measurement and laboratory data are available, SBR experts can develop suitable load cases from extensive empirical values together with local staff, whose experience can then be incorporated into an effective CBR system. This form of artificial intelligence has hardly been used in urban water management so far.

CBR is a database-based form of artificial intelligence used to identify similarities between new and historical cases (measured by sensors or created from experience). The advantages of CBR include high speed and transparency, reduced knowledge acquisition effort, ease of knowledge maintenance and more effective use of existing databases. The CBR system is integrated into the database level of a SCADA system in order to generate, for example, an inflow forecast regarding inflow quantity and inflow load during dry weather based on historical operating data of the sewage treatment plant and sewer network [4]. A suitable CBR controller is designed in such a way that it does not replace the conventional SBR control system; local control and regulation concepts that are required to ensure proper operation of an SBR plant are not overridden. This can ensure that, for example, energy optimisation does not jeopardise aerobic sludge stabilisation or even the required cleaning performance. Ultimately, the CBR controller can be used in a variety of ways and react flexibly to the most diverse load situations, so that different optimisation criteria can also be taken into account. This represents an enormous operational advantage. Increasingly, SBR treatment plants can be built smaller, since an SBR controller with a CBR module enables the same or even better cleaning performance in smaller biological reactor basins than conventional systems.

A CBR control system can also be used for classical continuous flow systems, especially if the associated sewer network is integrated [7]. Although, due to the system, no comparable process flexibility as with SBR processes can be achieved within the process of a continuous flow system, individual process adaptations can be made by predicting expected inflow conditions. In this way, old, existing conventional systems can be significantly improved when supplemented with a CBR control system.

#### References

1. Müller-Czygan, G., Avdic, N. Produkte liefern oder eine schlüsselfertige Lösung? Erfahrungen eines mittelständischen Technologieanbieters im internationalen Kläranlagenbau. *Wasser & Abfall*. – 2013, Nr.10.
2. Singh, M. Srivastava, R.K., Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review. *Asia-Pacific Jrnal of Chem.* – 2011, Eng, 6: 3-13. <https://doi.org/10.1002/apj.490>.
3. Müller-Czygan, G., Wiese, J., Vogel, J. Fallbasierte Steuerungen – ein Zukunftsmodell für mehr Betriebseffizienz und Anlagensicherheit in der Abwassertechnik!? *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*. – 2021 (68), Nr. 2, 102-106.
4. Wiese, J. Entwicklung von Strategien für einen integrierten Betrieb von SBR-Kläranlagen und Mischkanalisationen. In *Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*, 19:252. – Band 19. 2004. Kaiserslautern: Technische Universität Kaiserslautern.
5. Steinmetz, H. Bemessung von SBR- Anlagen. In *Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft der Universität Kaiserslautern*. – Band 14, 2001. Kaiserslautern: Technische Universität Kaiserslautern.
6. Müller-Czygan, G., Wiese, J., Tarasyuk, V., Tschepetzki, R. Energieeinsparung auf Kläranlagen mit fallbasierter Steuerung (Cased Based Reasoning). *INFORMATIK 2022. Künstliche Intelligenz in der Umwelthinformatik (KIU-2022)*. Hamburg. – 26.-30. September 2022, pp. 1447-1471. DOI: 10.18420/inf2022\_125.
7. Müller-Czygan, G. Kanal- und Netzbewirtschaftung: Neue Impulse durch Digitalisierung. *Automation Blue*. – 2016, Nr.2, 20–25.

## **COMBINATION OF NEAR-NATURAL AND INNOVATIVE WASTEWATER TREATMENT AS AN EFFECTIVE COMPONENT OF SUSTAINABLE WATER RESOURCE PROTECTION IN RURAL AREAS**

*Mueller-Czygan G., Schnabel T, Aicher A., Mehling S.*

*Institute for sustainable water systems, university Hof, Germany*

*e-mail: [guenter.mueller-czygan@hof-university.de](mailto:guenter.mueller-czygan@hof-university.de), [tobias.schnabel@hof-university.de](mailto:tobias.schnabel@hof-university.de)  
[andreas.aicher@hof-university.de](mailto:andreas.aicher@hof-university.de), [simon.mehling@hof-university.de](mailto:simon.mehling@hof-university.de)*

A major challenge of the present and near future for rural municipalities to major cities is climate change and, in particular, how to deal with weather extremes. Climate projections and projects of different institutions, including Hof University of Applied Sciences, show that the mentioned challenges have an impact on different levels and tasks of a municipality, of which the aspect of water management is central..

On the one hand, the increasing risk of flooding due to increased evapotranspiration and the resulting intensified heavy rainfall events. On the other hand, due to the increasing decline of natural water resources by human use, increased evapotranspiration that safe drinking water supply and supply of urban green areas is becoming increasingly difficult. While urban planning, urban and regional infrastructure planning and issues of urban water management have been treated independently of each other so far, sustainable climate adaptation requires the networking of the different disciplines. But even within urban water management, wastewater treatment and drinking water supply are still considered separately. However, in view of increasing water consumption in times of prolonged drought and the simultaneous decline of groundwater reservoirs and river water levels, this separation must be eliminated and the substitution of drinking water by treated wastewater for suitable purposes, e.g. irrigation within the city or for groundwater recharge, must be integrated into the system. Increasingly, the topic of wastewater reuse is also being discussed in formerly water-rich countries such as Germany and the implementation of the new EU Regulation 2020/741 in technical solutions is being driven forward [1]. The combination of near-natural and new innovative wastewater systems opens up new possibilities, especially in financially weak small and medium-sized municipalities, to build up a sustainable water resource security and to operate it safely with the available financial and human resources.

### **Transformation of conventional wastewater planning into an important building block in dealing with weather extremes**

Until now, wastewater planning has mostly been carried out by experts from a conventional point of view. The lack of resilience of this rigid approach is highlighted by the shift in weather extremes. In January 2023, the KOSTRA atlas, the basis for calculating the amount of rain to be handled by the stormwater infrastructure, was adjusted with current rainfall series. This adjustment, in most cases an increase of the design rainfall, means on the one hand that future stormwater management systems will be larger, but on the other hand also that the infrastructure built so far is not sufficiently dimensioned for future rain events.

Although Germany has formulated important goals for holistic water and wastewater planning with its National Water Strategy [2], these plans do not yet contain any further considerations in the sense of a holistic concept for dealing with weather extremes. Key aspects of the German National Water Strategy that should also be considered in wastewater planning are:

- Conflict of objectives between wastewater disposal and drinking water supply, when discharges from wastewater treatment plants can lead to changes in water quality in surface waters, especially during low-water periods, and thus contribute to the eutrophication of surface waters.



- Alternative water resources - e.g. industrial and rainwater use, treated municipal wastewater must be included in regional water use concepts to conserve scarce freshwater resources, taking health and environmental protection aspects into account.
- During the climate crisis, prolonged periods of drought are expected. Therefore, the development of additional, alternative water sources must be promoted, taking strict account of legal, hygienic and ecological concerns. Irrigation of urban green with treated wastewater, usage of service water, rainwater or treated greywater in households, public facilities and industry, as well as recirculation of process water are alternative routes to substitute drinking water.
- Especially at low water levels in water bodies, discharges of treated wastewater cause significant pollution, e.g. by pharmaceuticals or biocides. Likewise, there is pollution during heavier precipitation due to untreated combined sewer overflow.
- One measure to reduce the discharge of hazardous substances is to adapt the retention capacities of wastewater treatment plants to the expected more frequent occurrence of heavy rain events.
- The various challenges can sometimes be in tension with each other, e.g. because higher demands on the purification performance of wastewater treatment plants can be associated with increased energy consumption. To meet these challenges, it is necessary, on the one hand, to counteract the obsolescence and loss of value of existing infrastructures through continuous and sufficient investment in water infrastructure. On the other hand, the potentials of available intelligent, new infrastructure concepts must be used for the further development and gradual reconstruction of water infrastructures in order to strengthen resilience and thus also take into account increasing risks such as water scarcity and flood hazards.
- Forward-looking and long-term infrastructure planning must be flexible and take into account the different temporal, spatial and systemic limits of infrastructures and incorporate them into planning, e.g. by increasingly combining green infrastructure with technical / water management infrastructure. In this context, improvements in ecological protection are an important goal.
- The technical and near-natural infrastructures in rural and urban areas play an essential role in enabling water uses and services such as (drinking) water supply and wastewater disposal and treatment in a safe and sustainable manner. With their multifunctionality, the natural systems and near-natural infrastructures are decisively more important for the functioning of water management than the technical infrastructures are at present, if the goals of sustainability are taken into account.

### **Linking holistic municipal water management with the challenges of multi-crises using multi-level analysis**

Cities and municipalities are increasingly confronted with different crises that occur at ever shorter intervals and have ongoing effects over longer periods of time. Whether it is the financial crisis (which is still having an effect), the Corona pandemic, the shortage of skilled workers, the noticeable consequences of local wars (energy and refugee crisis) or municipal over-indebtedness, all crises require attention and generate pressure to act. Although dealing locally with climate change has been part of the tasks of German municipalities for decades (e.g. flood protection due to heavy rainfall), climate change has only been perceived as an acute crisis in real terms since 2022. On the one hand, this was triggered by the extreme damage as a result of the heavy rainfall events in July 2021 (Ahr valley flooding), on the other hand, the dry years in recent past show how much groundwater levels have dropped (and continue to drop), affecting different fields from the water supply to the forestry in Germany.

Regardless of which local, national or global measures are aimed at reducing global warming and are also implemented in a timely manner, the current climate change consequences can only be mitigated in years or decades. Ultimately, it is the municipalities and cities that have to deal

with the local consequences and protect their populations. The researchers of the inwa (Institute for Sustainable Water Systems) were repeatedly confronted with these excessive demands, coupled with diffuse fears, in the course of the SPORE project [3] as well as the development of the certificate course "The Way to the Sponge City - Urban Development in Times of Climate Change" [4]. On the part of those responsible for the municipalities, it was often said that the complexity was too high and that they did not know how and where to tackle it. Due to the complexity of the issues and their strong interconnectedness, there is a great fear of making mistakes and wrong decisions. Many of the SPORE project participants or course participants first wished for a way to make this complexity more transparent. In view of these implementation obstacles, the method of multi-level analysis was developed as part of a SPORE sub-project [5] in order to make the different levels and types of complexity visible and, based on this, to identify the different areas of action, define the problem areas and derive necessary measures.

As a result of the multilevel analysis, a "blue-green" upgrading of two pond treatment plants (300 PE and 1000 PE) to a combination of constructed wetlands and downstream trace substance reduction by solar photocatalysis, while maintaining water storage capacities, was recommended for a small German municipality as part of an overall water resource protection strategy. Studies [6] prove the high purification efficiency of this energy-efficient wastewater solution. The retrofitting of, for example, an old fining pond with the so-called free-floating solar photocatalysis also represents a technical innovation, which, without the use of external energy, also succeeds in reducing trace substances in decentralised wastewater systems in rural regions in a cost-saving and effective manner with regard to a desired wastewater reuse.

Due to the efficiency of constructed wetlands, only one wastewater pond is reduced in its storage capacity by changing the system towards a more advanced treatment, the nature-based wastewater infrastructure with a significant water storage capacity is largely preserved. This combination fulfils almost all requirements for a "blue-green" wastewater infrastructure according to the National Water Strategy of the German Parliament. If conventional wastewater technologies were used, the water storage function would be almost completely reduced. Without a supplementary 4th treatment stage, wastewater reuse is also ruled out.

Constructed wetlands achieve efficient elimination of various contaminants through physical, chemical and biological processes using natural and artificial substrates and marsh plants. They increase water quality through a variety of different processes that correspond to those of natural biological systems, with a high buffer capacity and efficient nutrient and heavy metal retention through specially selected filter substrates. Construction, operation and maintenance costs are significantly lower due to the simple system with no essential technical equipment, no external energy input or highly trained operators. Reduction rates of > 90 % for BOD5/COD have been documented [7]. In addition, numerous heavy metals can be safely removed from wastewater (for Pb up to 50 %, for Cd > 90 %, for Fe > 74 %, for Ni > 40 %, for Cr > 89 % and for Cu > 48 %, [8]).

Constructed wetlands are particularly suitable for the selective separation of contaminants and waste in the case of varying inflow volumes. The main advantages are:

- They can be operated with a minimum energy input (only pumping).
- Naturally occurring biocoenoses are responsible in planted soil filters for wastewater treatment, which are more resilient compared to activated sludge and show self-cleaning power.
- They produce much less sludge than activated sludge plants, as only primary sludge is produced in the coarse separation; thus, they do not shift the emission to another medium.
- They are an additional small habitat for various animal species and thus represent an economic and ecological "added value" - fit inconspicuously into the natural environment - provide good

disinfection of the wastewater due to the biological degradation, filter processes and the relatively long residence time in the filter body.

- They are inexpensive to build and operate due to the low level of technical equipment.

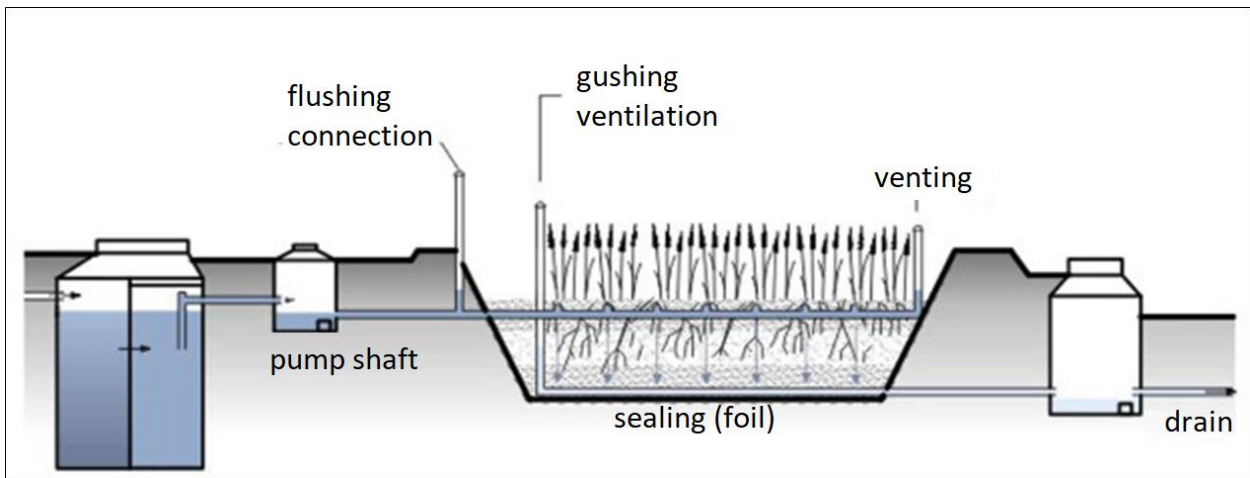


Fig.1. System diagram of constructed wetlands [9]

Research continues to investigate various advanced oxidation processes (AOP) as possible systems for micro pollutant elimination. One possibility is photocatalysis on titanium dioxide, as is being researched and practically tested at Hof University of Applied Sciences [10]. In this process, hydroxyl radicals are generated by charge separation of the photoconductor material titanium dioxide. Due to their high oxidation potential, these radicals enable the degradation of most pollutants, theoretically up to CO<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O and mineral salts. The formation of transformation and death-end products, which are a major problem in ozone treatment, is thus reduced. Furthermore, there are no residuals that need further treatment, as is the case with adsorption on activated carbon.

Based on this research on solar photocatalysis, it is recommended for the redevelopment of wastewater ponds to apply this technology in the second pond after a constructed wetland with the aim of wastewater reuse. For this purpose, expanded glass granules with immobilized titanium dioxide layers are placed on the water surface of the selected wastewater ponds. Expanded glass granules are made from regenerated broken glass and can be recycled themselves. Thus, it not only represents a very resource-saving carrier material for photocatalytic coatings, but also expands the range of applications for such coatings due to the property of floatability. Figure 2 shows the general structure of solar photocatalysis.

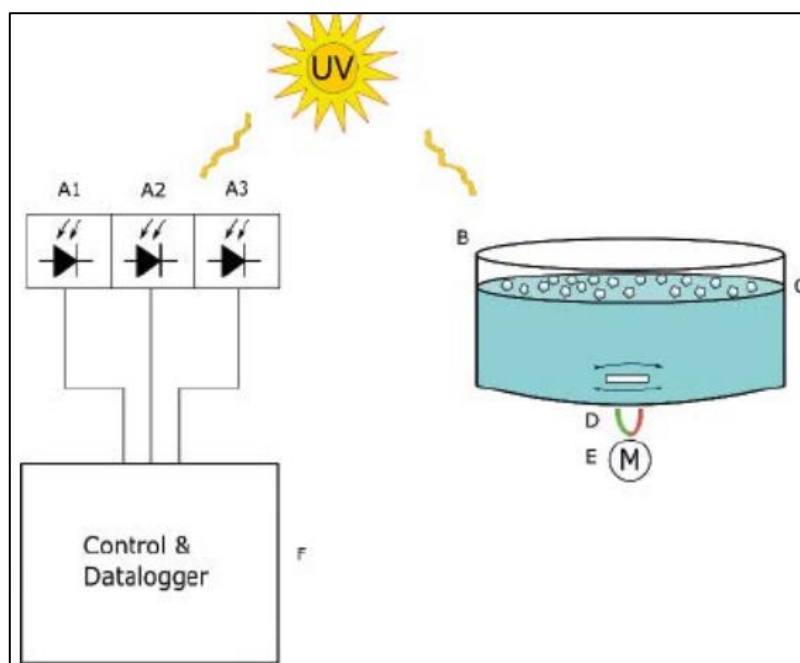


Fig. 2. Principal structure of solar photocatalysis test setup [6]

The previous application-related investigations for the integration of solar photocatalysis show a recommended use for small, decentralized treatment ponds or post-treatment ponds in large wastewater treatment plants. For all reaction kinetics investigated, almost complete micropollutant degradation could be achieved with clarification ponds, given moderate solar radiation. Integration with a fining pond could result in 60% total degradation for the micropollutants studied. The use of solar radiation implies a seasonal pattern of achievable removal efficiencies, with performance maxima correlating with periods of low water levels, thus compensating for lower dilution rates. In combination with an upstream constructed wetland, further purification effects can be expected.

### Conclusion

The upgrading of old wastewater treatment plants to the presented extended near-natural wastewater solution can be an essential building block in securing water resources for the future. Treated wastewater with a high purification performance in terms of organic and trace substances is a suitable substitute for precious drinking water from endangered groundwater reserves. At the same time, storage capacities integrated into the near-natural wastewater solution can simultaneously serve to mitigate flash flood effects and as water resource storage. With the help of the multi-level analysis, it can be possible to make the importance of a sustainable water resource protection visible in the abundance of crisis-related municipal challenges and to clarify existing synergies with non-water-related infrastructure planning.

### References

1. Haberkamp, J., G. S., & Fuhrmann, T. (2021). Umsetzung von Projekten zur Wiederverwendung von aufbereitetem Abwasser. *Korrespondenz Abwasser*, S. 555-564.
2. BUND. (2021). *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie - Weiterentwicklung 2021*. <https://www.bundesregierung.de/resource/blob/998006/1873516/3d3b15cd92d0261e7a0bcd-c8f43b7839/2021-03-10-dns-2021-finale-langfassung-nicht-barrierefrei-data.pdf?download=1>

3. Müller-Czygan, G., Schmidt, M., & Aicher, A. (2023). Die Schwammstadt: Möglichkeiten zum effektiven Wassermanagement in Siedlungsgebieten. In D. G. e.V., *Proceedings Dresnder Grundwassertage 2023*. Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.
4. Müller-Czygan, G., & Schmidt, M. (2023). Zertifikatslehrgang „Der Weg zur Schwammstadt – Stadtentwicklung in Zeiten des Klimawandels“. *ANLiegen Natur*, S. 17–20.
5. Müller-Czygan, G. (2023). Change of perspectives – How rivers are effectively incorporated into sponge city concepts using Multi-Level-Analysis (MLA). *3th Water Research Horizon Conference, 26./27. September 2023 in Freiburg*. Freiburg: Water Science Alliance e.V.
6. Schnabel, T., Mehling, S., Wagner, S., & Dutschke, M. (2023). Solare Photokatalyse mit schwimmfähigen Katalysatoren für die weitergehende Abwasserbehandlung auf kommunalen Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, S. 352-363.
7. Brix, H., Schierup, H. H., & Arias, C. A. (2007). Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark–what did we learn? *Water Science and Technology*, S. 63-68.
8. Khan, S., Ahmad, I., Shah, M. T., Rehman, S., & Khaliq, A. (2009). Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of environmental management*, S. 3451-3457.
9. Ludwig, A. (2016). *Optimierung einer zweistufigen vertikalen Pflanzenkläranlage auf der Alpe Gamp*. Wien: Universität für Bodenkultur Wien (Masterarbeit).
10. Mehling, S., Schnabel, T., & Londong, J. (2022). Investigation on Energetic Efficiency of Reactor Systems for Oxidation of Micro-Pollutants by Immobilized Active Titanium Dioxide Photocatalysis. *Water*.

## NUMERICAL ASSESSMENT OF LID APPLICATION INFLUENCE ON POLLUTANTS CONCENTRATIONS AND LOADS IN SELECTED URBANIZED INDUSTRIAL CATCHMENT

**A. Musz-Pomorska\*, M.K. Widomski, G. Łagód**

*Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology, Nadbystrzycka 40B, Lublin, Poland; a.musz-pomorska@pollub.pl*

The development of urban areas related to the development of their infrastructure leads to an increase in the share of sealed surfaces in relation to permeable surfaces, which directly translates into an increase in the surface runoff stream, in the accumulation of solid pollutants on hardened surfaces, and thus in the concentrations and loads of pollutants transported via storm water sewage to receivers. Pollutants, most often such as: Total Sewage Sludge (TSS), Chemical Oxygen Demand (COD), Biochemical Oxygen Demand (BOD), Total Nitrogen (TN), Total Phosphorus (TP), heavy metals and oil derivatives, transported by storm water and entering the natural surface reservoirs affect their chemical and ecological conditions. Sustainable management of rainwater in the context of climate change and growing anthropogenic pressure on the natural environment is a difficult engineering task.

According with the Water Framework Directive, in many European countries, the alternative methods of managing rain sewage are being developed, allowing retention and purification of storm water at the place of its generation. These assumptions include the use of Low Impact

Development techniques such as green roofs and permeable surfaces, aimed at collecting, evaporating and infiltrating rainwater directly in the urban catchment area, which allows reduction of peak flows and runoff volume, as well as the load of discharged pollutants to the rivers.

This paper contains the numerical assessment of LID application (in the form of green roofs and water-permeable surfaces) influence on pollutants concentrations and loads discharged from the selected small urbanized catchment area. The studies were performed for an industrial basin located in Lublin, Poland. Four variants of rainwater management were studied, including zero variant assuming the actual conditions without LIDs application. The other variants assumed variable installation of extensive green roofs and permeable pavements. The numerical calculations were conducted in SWMM 5.2, EPA, USA modeling software for three real rainfall events of different intensity. The performed qualitative calculations covered TSS, TP and TN buildup and washoff from the catchment. The obtained results allowed assessment of LID installation influence on concentrations and loads of pollutants discharged from the selected basin.

## **ON APPLIED OPTIMIZATION OF IRON REMOVAL FROM DEEP GROUNDWATER USING RAPID FILTERS**

*Poliakov V.L.<sup>1</sup>, Martynov S.Y.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> *Institute of Hydromechanics of National Academy of Sciences of Ukraine, Ukraine, Kyiv, vpoliakov.ihm@gmail.com*

<sup>2</sup> *National University of Water and Environmental Engineering, Ukraine, Rivne, s.y.martynov@nuwm.edu.ua*

In Ukraine, the reagent-free aeration method is most often used for iron removal from deep groundwater, as it is simpler and cheaper than other physicochemical and biological methods [1]. Based on the results of our own experimental data and the conceptual model [1], we have developed a mathematical model of iron removal consisting of interconnected joint clarification and hydraulic compartments [2]. The mathematical model assumes the presence of two forms of iron retained in the pore space of the packed bed. The clarification compartment is represented by equations describing, first, the transport, adsorption and oxidation of ferrous iron, secondly, the transport and sorption of ferric iron, and also boundary and initial conditions [3].

In general, the applied optimization of the operation of any water treatment filter should consist of choosing the least expensive process control algorithm from a variety of possible ones, ultimately reducing the water treatment cost. It is customary to operate with the concept of a representative filter run (is identified with the standard operation period) for rapid filter-clarifiers [4]. The filter control algorithm, during their prolonged operation, can be interpreted as a sequence of unified filter runs in the first approximation. Therefore, they have the same and the greatest duration considering the technological limitations. Abrasion of the packed bed elements (grains) is not taken into account. Thus, it is often possible to significantly reduce the cost of the filter-clarifier operation by implementing such an algorithm in practice and sometimes prevent excessive deterioration of the filtrate quality.

The objectives of our work at the first step were elaboration of the procedure of numerous consecutive technical and economic calculations of the operation of rapid filters under conditions of deposit consolidation, formation and accumulation of its non-washable component as a consequence; comparative analysis of technological process control algorithms used in the practice of physicochemical iron removal from deep groundwater and on its basis the development of recommendations on selection of the most economical algorithm.

In particular the optimal interval  $\bar{t}_f$  (the fixed duration of the filter run) was established, at which the reduced costs will be minimal when the filter is operated in accordance with the regular algorithm (I). Fig. 1 shows three graphs of this dependence, which correspond to the basic values  $\Psi_0$  (the initial ratio of the concentrations of two iron forms), moderate contamination of the water supplied to the filter ( $C_0 = 1 \text{ mg/dm}^3$ ). Therefore, it is obvious that the optimal relative value  $\bar{t}_f$  is related to  $\Psi_0$  respectively. Thus, it is enough to specify the function  $RC(\bar{t}_f)$  in order to reduce the cost of the treated water to the minimum, using the algorithm I for a given initial ratio between the forms of iron. Approximate values of the desired optimums for  $\bar{t}_f$  and  $RC$  correspond to the lowest point on this curve. Three values of  $\bar{t}_f$ , corresponding to the condition  $RC = \min$ , namely  $\bar{t}_f = 800$ , are obtained in this case at  $\Psi_0 = 1$ ,  $\bar{t}_f = 700$ , at  $\Psi_0 = 0.5$ ,  $\bar{t}_f = 630$  and at  $\Psi_0 = 0$ . It is logical that the range of the practical values  $\bar{t}_f$  decreases when  $C_0$  increases and  $\Psi_0$  decreases. Finally, this procedure of applied optimization of the technological process becomes impractical if  $C_0 \geq 2.5 \text{ mg/dm}^3$  and  $\Psi_0 = 0$ , since the filter cannot process such high levels of contamination.

As a result of a detailed analysis of the dependence of the reduced costs on the content and composition of contamination, the method of controlling the technological process, we concluded that the reduced costs with a decrease in the percentage of ferrous iron increase significantly in the case of the regular algorithm and a moderate iron content at the filter inlet. In general, the initial concentration of iron has a significant impact on the value of the reduced costs. The sensitivity of the reduced costs to the contamination composition increases multiple times with its increase. The reduced costs rise non-linearly as a level of contamination and the proportion of the ferric iron form in it increase. In this case, the efficiency of the filter is sharply reduced down to a critical level (the filter is initially unable to function; the regular duration of the filter run is less than the minimum allowable). In such situations, it is necessary to improve the design of the filter, apply multi-stage filtration, etc.

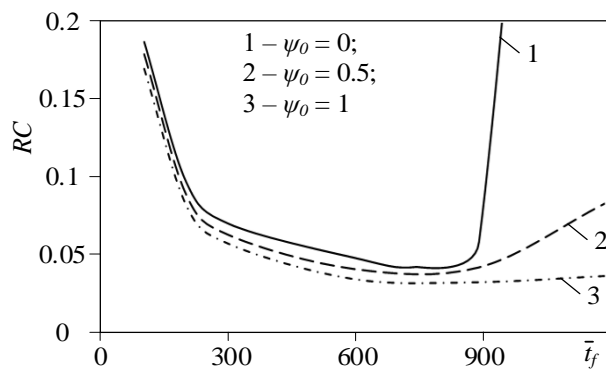


Fig. 1. Dependence  $RC(\bar{t}_f)$  at  $C_0 = 1 \text{ mg/dm}^3$ .

One of the effective ways to increase the efficiency of the filters under consideration is a scientifically based choice of their design parameters. The height of the filter bed  $L$  and the (equivalent) diameter of the grains of the filtering material  $d_g$  are of decisive importance for the duration of filter runs, for the service life of the media, and ultimately for the cost-effectiveness of iron removal. In general, the design parameters of the bed have a serious and varied effect on its ability to remove iron. In principle, it is not difficult to identify this effect and quantify it if the specified parameters are purposefully changed when performing serial technological and economic calculations. Such procedure usually has both positive and negative consequences for

the functionality of the filter plants. Thus, due to an increase in height  $L$ , the adsorption capacity of the bed and, accordingly, its protective ability rise. In this case, the hydraulic resistance of the filter medium increases, but only slightly due to, as a rule, weak contamination of the conditionally added part.

More economically significant are the complications with backwashing the bed, since fluidizing it now requires more energy (in proportion to the increase in  $L$ ). More importantly, the increased consolidation of deposit over time does not allow the adsorption capacity (also increases in proportion to the increase in  $L$ ) to be fully used.

In turn, the hypothetical enlargement of grains, on the one hand, causes a significant improvement in the permeability of the filtering material during modeling (the filtration coefficient is proportional to  $d_g^2$  for a clean homogeneous granular medium). On the other hand, the active surface area of the granular adsorbent is reduced, as well as the number of vacant places for contamination particles. Finally, the kinetics of interphase mass transfer significantly depends on the grain size.

The resulting effect is largely determined by the conditions in which the filter operates and is generally expressed in a corresponding increase or decrease in the intensity of the technological process. It is possible to objectively assess the possibilities for optimizing the cleaning effect of a filter by improving its design by continuously varying the above-mentioned parameters and performing a large body of technological and economic calculations

The subject of economic analysis in applied research is often the reduced total costs, a key indicator of the feasibility of engineering measures in value terms. At the second step, we established such (rational) values of the height of the bed and (equivalent) grain diameter at which the total costs of equipment and operation of the filter were the lowest on the basis of technological and economic calculations. Here, the purpose of the technological and economic analysis of deep groundwater deferrization was to substantiate rational values of the indicated design parameters for both regular and irregular control algorithms. Attention was focused on numerical and analytical calculations of the relationship between the reduced costs  $RC$  and the dimensions of the bed (height  $L$ ) and its elements (equivalent grain diameter  $d_g$ ).

Their ultimate goal was to systematically search for the relative values of  $\bar{L}$  и, and  $\bar{d}_g$ , at which the value  $RC$  reaches a minimum. In general, applied optimization of key design parameters can be an important reserve for increasing the efficiency of iron removal at rapid filters. Formally, the dependence of  $RC$  on two independent variables was considered, which varied in the above-mentioned ranges. In fact, the impact of  $\bar{L}$ ,  $\bar{d}_g$  on economic indicators was assessed separately, so that in fact the subject of the final numerous calculations was continuous functions  $RC(\bar{L})$  for fixed values of  $\bar{d}_g$ , as well as  $RC(\bar{d}_g)$  for fixed  $\bar{L}$ .

First of all, the influence of design parameters on the long-term deferrization of groundwater was considered in the case of deep aeration using the technical and economic analysis. Thus, ferrous iron is almost completely oxidized to the oxide form. The change in the relative concentrations of the suspended (at the outlet  $\bar{C}_{he}$ ) and deposited ( $\bar{S}_h$ ) particles of ferric iron and head losses in the bed  $\Delta\bar{h}$  is strictly described by the following dependencies on the relative coordinate  $\bar{z}$ , time  $\bar{t}$  and height of the bed  $\bar{L}$



$$\bar{C}_{he}(\tilde{t}, \bar{L}) = \frac{1}{1 + e^{-\tilde{k}_h \bar{C}_{h0} \tilde{t}} (e^{\psi \tilde{k}_h \bar{L}} - 1)},$$

$$\bar{S}_h(\tilde{z}, \tilde{t}, \bar{L}) = 1 - \left[ 1 - \bar{S}_h^0(\tilde{z}, \bar{L}) \right] \frac{1}{1 + e^{-\bar{S}_{hm} \tilde{k}_h \tilde{z}} (e^{\tilde{k}_h \bar{C}_{h0} \tilde{t}} - 1)}, \quad \Delta \tilde{h}(\bar{z}, \bar{L}) = \int_0^{\bar{L}} \frac{d\eta}{f_k(\bar{S}_h(\eta, \tilde{t}, \bar{L}))},$$

where  $\bar{L} = L/L_0$ ;  $L, L_0$  are the variable and reference values of the bed height;  $f_k$  is the symbol of the permeability function;  $\tilde{k}_h$  is the reduced coefficient of the hydroxide particles deposition rate;  $\bar{S}_{hm} = S_{hm}/(n_0 C_0)$ ,  $S_{hm}$  is the adsorption capacity of the filter medium relative to the hydroxide particles,  $n_0$  is the porosity of the pure medium,  $C_0$  is the initial iron concentration;  $S_h^0$  describes the initial distribution of the non-washable deposited particles (usually this distribution is almost even and then  $S_h^0$  is constant). The value  $S_h^0$  was calculated every time after the end of the previous filter run using the empirical hydrodynamic resistance factor as function of its duration [5]. The subject of the calculations was the reduced costs, including capital and operating costs, as a function of  $\bar{L}$ . The initial concentration of trivalent iron in water and constant duration of the filter run changed discretely during the calculations.

Therefore, a technique has been developed and tested in real conditions that allows to rationally select the height of the packed bed and the grain diameter of the filtering material and thereby minimizing the reduced costs for physical and chemical deferrization of deep groundwater.

#### References

1. Tugay A., Oliynuk O., Tugay Y. Productivity of water intake wells under clogging conditions (in Ukrainian), KHAMG, Ukraine, 2004, 240 p.
2. Poliakov Vadym, Martynov Serhii Mathematical modeling of physicochemical iron removal from groundwater at rapid filters, Chem. Eng. Sci. 231 (2021), 116318.
3. Orlov V. Iron Removal from Groundwater by Aeration and Filtration (in Ukrainian), NUWEE, Ukraine, 2008, 175 p.
4. Fernando García-Ávila et al. Optimization of water use in a rapid filtration system: a case study, Water-Energy Nexus 3 (2020), 1–10.
5. Martynov S.Yu., Poliakov V.L. Experimental studies on the hydrodynamic properties of a deposit in rapid filters during physicochemical removal of iron from groundwater, Water Supply 22 (10) (2022), 7603–7617.

## ALGAE AS A SOURCE OF INFORMATION ON CONTAMINATION OF SURFACE WATERS WITH HEAVY METALS

*Małgorzata Rajfur and Paweł Świsłowski*

*Institute of Biology, University of Opole, Poland, rajfur@uni.opole.pl,  
pawel.swislowski@uni.opole.pl*

The impact of environmental pollution on living organisms has been known for a long time, but it was only in the second half of the 20th century that methodical research began to be conducted on the impact of anthropopressure on changes occurring in ecosystems. Living organisms began to be used as biological indicators of environmental pollution. Cyclic and quantitative testing of pollutant concentrations in bioaccumulators has become the basis for modern biomonitoring of environmental pollution.

Algae are most often used in biomonitoring studies of surface waters, as they are characterized by very good sorption properties and high adaptability to various environmental conditions.

Biomonitoring research using algae is carried out using passive methods (passive biomonitoring), in which algae occurring in their natural environment are analyzed, and active methods (active biomonitoring), in which algae living in low-polluted waters are transferred and exposed to ecosystems with greater pollution, e.g. with heavy metals.

Biomonitoring studies were carried out on selected streams and water reservoirs in southwestern Poland. In the freshwater algae *Spirogyra* sp. naturally occurring in the studied reservoirs and in the marine algae *Palmaria palmata* (Linnaeus) Weber & Mohr, exposed in the studied waters, the concentration increases of: Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb were determined using atomic absorption spectrometry (AAS). Differences in the concentrations of heavy metals in samples of algae inhabiting and exposed along the coastline were indicated, which results from different distances from sources of pollution, which may include, among others: bottom sediments, leachate from areas adjacent to reservoirs, traffic and industrial plants.

**BIODEGRADATION OF SYNTHETIC ORGANIC COMPOUNDS BY  
METHANOGENIC MICROBIOME  
AS AN ALTERNATIVE APPROACH FOR WASTEWATER PURIFICATION AND  
ENERGY PRODUCTION**

*Shabliy O.<sup>1</sup>, Havryliuk O.<sup>2</sup>, Hovorukha V.<sup>2</sup>, Tashyrev O.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup> – *Department of Industrial Biotechnology and Biopharmacy, Faculty of Biotechnology and Biotechnics, Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute, 03056 Kyiv, Ukraine*

<sup>2</sup> – *Department of Extremophilic Microorganisms Biology, Zabolotny Institute of Microbiology and Virology, National Academy of Sciences of Ukraine, 03143 Kyiv, Ukraine*

[alexandra.shably@gmail.com](mailto:alexandra.shably@gmail.com)

The use of fossil fuels (methane, oil, etc.) is undergoing an unprecedented crisis now. There is the urgent need to search for alternative energy sources. A wide range of degraded organic materials can be effectively used to provide energy together with environmental protection. Soapstock is a hazardous waste containing a high concentration of toxic organic compounds of man-made origin (fatty acids, surfactants, dyes, etc.). To prevent environmental contamination such substances require an effective treatment approach. The goal of the study was to isolate the adapted-to-fatty-acids methanogenic microbiome and investigate the patterns of sodium acetate and soapstock degradation with simultaneous biomethane synthesis.

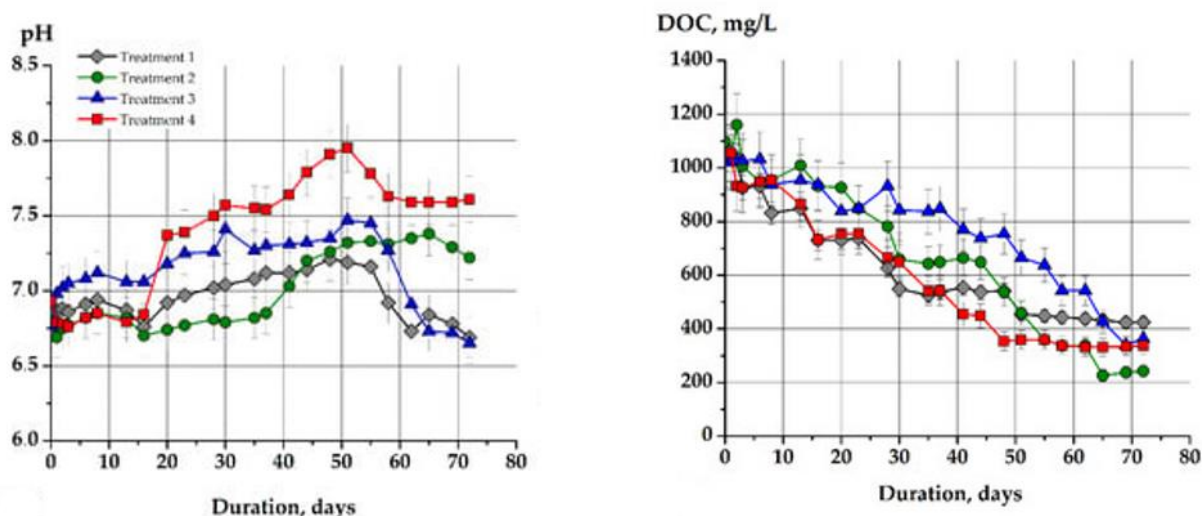
Liquid household soap and sodium acetate were used as the fermentation substrates (the only source of carbon and energy) to create the model stocks, and to study and compare the efficiency of their degradation by methanogenic microbiome. Sodium acetate and household soap were the model substrates and the sources of short-chain and long-chain fatty acids respectively. The efficiency of the fermentation process was evaluated by the level of the decrease in the concentration of dissolved organic compounds (DOC), also counting the total carbon and biomethane yield. Two types of inoculums were used for the degradation. The first one was the methanogenic microbiome of fermented methane tank sludge, which was not adapted to fatty acids in high concentration. The second one was methanogenic microbiome of fermented sludge of methane tank adapted to fatty acids in high concentration.

**Table 1.** Design of the experiment.

Treatment	Inoculum of Methanogens	Substrate	Initial DOC, mg/L
Control 1	-	Soap	1000
Control 2	-	Sodium acetate	1000
1	Non-adapted	Soap	1000
2	Adapted	Soap	1000
3	Non-adapted	Sodium acetate	1000
4	Adapted	Sodium acetate	1000

The metabolic parameters were determined as following: pH, redox potential (Eh, mV), total concentration of dissolved organic compounds (DOC, mg/L), total concentration of  $\text{NH}_4^+$  ions (mg/L), the volume and content of the gas phase,  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  yield.

The effectiveness of the degradation of sodium acetate and soapstock by non-adapted and adapted microbiomes was evaluated by decreasing the concentration of dissolved organic compounds. The effectiveness of the fermentation process was determined by the biogas (mixture of  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$ ) yield. The most effective degradation occurred in the variant with sodium acetate and adapted methanogens and amounted to 77.9%. In other variants, the patterns and the efficiency of purification were similar ranging from 60.6 to 68.0%. The biomethane was mostly synthesized by adapted methanogens on the soapstock and sodium acetate as substrates. Thus, the  $\text{CH}_4$  yield was 368.4 L/kg of dissolved organic compounds or 127.5 L/kg of soapstock. The results of this study demonstrated the potential of methanogenic microorganisms in the biodegradation of soapstock with simultaneous biogas synthesis. The results can serve as a basis to reduce the reliance on fossil fuels by generating biomethane via the fermentation of toxic organics.

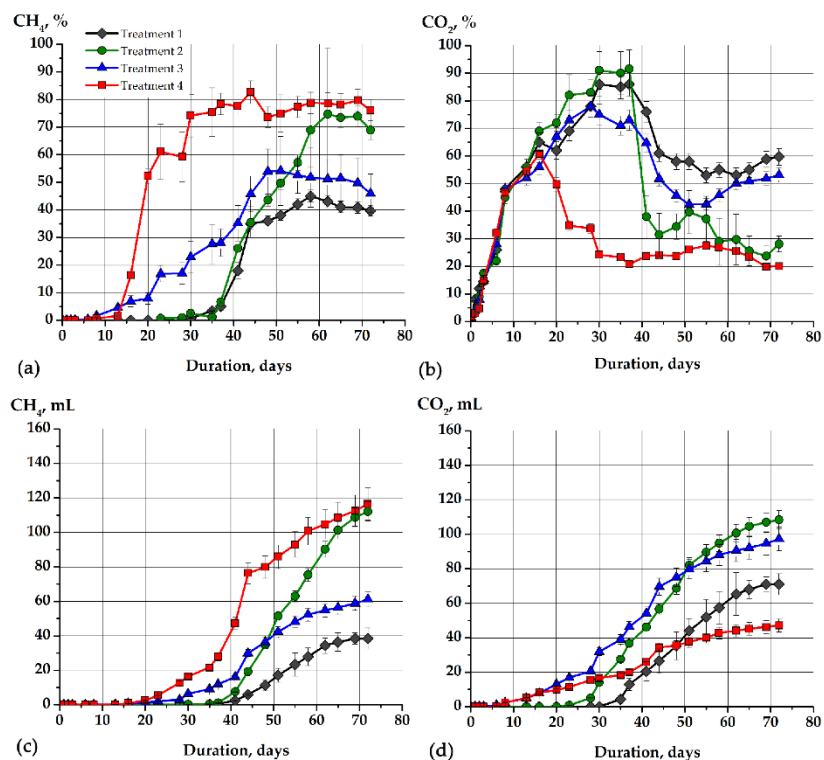


The basic metabolic parameters of the sodium acetate and model soapstock fermentation process: pH, DOC. The figure shows the dynamics of changes in metabolic parameters in different cases with sodium acetate and non-adapted methanogens (gray lines, treatment 1), sodium acetate with adapted methanogens (green lines, treatment 2), model soapstock as a substrate and non-adapted methanogens (blue lines, treatment 3), model soapstock as a substrate and adapted methanogens (red lines, treatment 4).

Thus, the initial pH in all variants of the experiment ranged from  $6.72 \pm 0.2$  to  $6.92 \pm 0.3$  (Figure 2a). In both cases with sodium acetate (treatment 1, treatment 2), the pH increased slowly for the first 20 days. Subsequently (from 28 to 72 days), the pH was stabilized close to the neutral zone from  $7.0 \pm 0.1$  to  $7.4 \pm 0.1$  using both types of inoculums for fermentation.

The initial concentrations of dissolved organic carbon (DOC) ranged from 950 mg/l to 1200 mg/l. Gradually the amount of dissolved organic carbon decreased to 200-410 mg/l.

Summing up, the lowest metabolic activity of microorganisms was observed in the variant of sodium acetate fermentation with non-adapted methanogens. Methanogens adapted to high concentrations of organic compounds increased the pH more intensively to the optimal values for their growth.



The effectiveness of the fermentation process was determined by the biogas (mixture of  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$ ) yield. The most effective degradation occurred in the variant with sodium acetate and adapted methanogens and amounted to 77.9%. In other variants, the patterns and the efficiency of purification were similar ranging from 60.6 to 68.0%. The biomethane was mostly synthesized by adapted methanogens on the soapstock and sodium acetate as substrates. Thus, the  $\text{CH}_4$  yield was 368.4 L/kg of dissolved organic compounds or 127.5 L/kg of soapstock. The results of this study demonstrated the potential of methanogenic microorganisms in the biodegradation of soapstock with simultaneous biogas synthesis. The results can serve as a basis to reduce the reliance on fossil fuels by generating biomethane via the fermentation of toxic organics.

# THE CHALLENGES OF CITRUS WASTE APPLICATION IN ANAEROBIC DIGESTION PROCESS

**A. Szaja\*, M. Lebiocka, A. Montusiewicz**

*Faculty of Environmental Engineering, Lublin University of Technology, Lublin, Poland*

*Nadbystrzycka 40B, Lublin, 20-618, Poland*

*\*corresponding author: a.szaja@pollub.pl*

The food industry generates a significant amount of various wastes that have a significant potential for energy production as well as nutrients recovery. A major part of this sector constitutes by citrus wastes. Importantly, citrus fruits are included in the group of the most widespread crops in the world. They are represented by oranges, lemons, mandarins, grapefruits and limes. It should be pointed that their global production have increased by about 12% in last 10 years, reaching the level of 144 million tons in 2020. During the processing of citrus over 50% of fruit constitutes a waste represented by peels, seeds, fibers and pulp. Those by-products are highly problematic for citrus processing companies mainly due to significant moisture and sugar contents. Traditionally, citrus wastes are applied as animal feed or fertilizer. On the other hand those wastes include many valuable compounds such natural antioxidants, vitamins, pectin, enzymes, and essential oils. Therefore, citrus wastes can be applied as a raw material for cosmetics and medicines, packaging materials, and bio-fuels generation. However, their further use entails significant financial and energy expenditures. For this reason, new solutions are constantly being sought to enable their effective use. Their energetic application in anaerobic digestion process seems to be particularly beneficial. Moreover, this strategy is in line with the circular bio-economy and also might be a source of profit for the company. Nevertheless, the mono-digestion of citrus wastes indicates a low biogas production as well as process instability. The main reasons are significant biodegradability that may result in a volatile fatty acids accumulation as well as limonene presence known as major inhibitor of biological processes. One of the solution is implementation of anaerobic co-digestion strategy. It is defined as a simultaneous digestion of at least two appropriately selected substrates. This strategy might overcome the drawbacks of mono-digestion by improvement the nutrients balance and C/N ratio in feedstock. It also allows for counteracting Anaerobic co-digestion might lead to increased biogas production, higher digestion rate and improved process stability. Though, a decisive factor in effective application is the selection of an appropriate co- substrate and establishing the suitable operational conditions.

The present study presents our experience in the field of application of citrus wastes in anaerobic co-digestion process. The experiments were performed in lab-scale batch reactors with the active volume of 1.8 dm<sup>3</sup> operating under mesophilic (37°C) and thermophilic (55°C) conditions. As citrus wastes the orange peels and pulp have been applied. As components to those substrates the municipal sewage sludge as well as brewery spent grain have been chosen. In all experiments the control series have been provided, therein the mono-digestion of SS was conducted. The obtained results indicated that in citrus waste presence the enhanced biogas production was observed. However, only in three-component series in brewery spent presence the improved methane production was found. While under thermophilic conditions the decreased methane and biogas productions were noticed in orange peel presence. Additionally, the declining tendency on the biogas and methane rates was observed. The negative effect of OP application was related with the presence of inhibitors mainly limonene and phenol. Concluding, the use of citrus waste in anaerobic digestion process is still a technological challenge and should be the subject of further research.

## NEW APPROACHES TO WASTEWATER TREATMENT OF PERIODIC OPERATIONS

*Zhukova V.*

*National Technical University of Ukraine "Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute", Ukraine,  
zhukova.veronika@lil.kpi.ua*

In situations of military aggression and crisis, new approaches to the operation of wastewater treatment plants in both cities and industrial enterprises may be required. One of the key challenges may be ensuring the continuity of operation and effective restoration of biological wastewater treatment facilities

Shutdowns of treatment plants may also be caused by seasonality of operation, due to the availability of raw materials only during certain periods of the year (e.g., skins in the spring-summer-autumn period at tanneries, or vegetables in the summer-autumn period at canneries, or periodic operation of resorts, etc.) The problem is exacerbated by military operations (destruction of energy facilities, interruption of electricity supply, and thus suspension of biological treatment facilities, death of activated sludge microorganisms, loss of part of the activated sludge due to wastewater discharge, etc.) If the inflow of contaminated wastewater has stopped, but the treatment plant continues to operate, this leads to the death of microorganisms in the aerotanks (biofilters), and the re-launch and recovery of the facilities will require a significant amount of time and cost to reproduce activated sludge (biofilm). In addition, the minimal amount of biomass is usually not able to oxidise pollution after restarting, which leads to a decrease in the quality of treated wastewater discharged into water bodies. Therefore, to restore biomass performance, activated sludge from other efficiently operating treatment plants is often used, which leads to significant technical and economic costs (to ensure a dose of activated sludge of 3 g/dm<sup>3</sup> for a 1000 m<sup>3</sup> aeration tank, at least 3 tonnes of activated sludge is required).

The aim of the study is to establish the possibility of recovering the performance of biological wastewater treatment facilities after a long shutdown without additional activated sludge input.

The goal of a control strategy is to maintain optimal operating conditions to ensure that the desired microbial communities are maintained and have the necessary metabolic characteristics to ensure optimal biological oxidation. Even during transient periods of operation, such as system shutdowns and start-ups, strategies that maintain biomass are considered crucial to restore effective biological wastewater treatment during system start-up. To solve the problem of maintaining the adapted composition of activated sludge during plant shutdown, the use of artificial media for biomass immobilisation was investigated. During the two years of operation of the semi-production plant for biological wastewater treatment using immobilised microorganisms at the malt plant, two shutdowns were carried out in October-November and start-ups were carried out after the winter period. The air temperature drop during the winter period reached -10 to -32°C. During the shutdown period, the plant was freed from wastewater and circulation pumps, but the immobilised biomass carriers were left open in the bioreactors (for air drying). The plant was restarted for 35 and 48 days, respectively, until the treated wastewater was produced in accordance with the requirements for discharge into the river.

The hydrobiological analysis of microorganisms confirmed their ability to periodically work with the restoration of vital activity under conditions of being in a dry state during the shutdown of the treatment plant and even after testing at low temperatures (-30 - -32°C). Among the hydrobionts, there were sarcoderma, variously shaped and abdominal ciliates, circular ciliates, and

rotifers, which indicates the presence of organisms of different trophic levels. The treatment plants with immobilised microorganisms are capable of intermittent operation, and the formed and preserved biocenosis is resistant to recovery and quick start-up even at rather low winter temperatures. The objectives of further research will be to establish the technological modes of operation of facilities with immobilised microorganisms during the period of shutdown, shutdown and restart and to optimise processes during this period to minimise its duration and save material and financial costs.

## ОЦІНКА СТУПЕНЯ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ГУМІНОВОЇ КИСЛОТИ У ВОДІ ПРИ ФОТОХІМІЧНОМУ ОКИСНЕННІ ПЕРОКСИДОМ ВОДНЮ

*Вакулєнко В.Ф., Столярова І.В., Швадчина Ю.О., Гончарук В.В.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ*

[vakulvera@ukr.net](mailto:vakulvera@ukr.net)

**Вступ.** Гумінові (ГК) і фульвокислоти (ФК) складають основну частку органічних домішок природних поверхневих і ґрунтових вод, які є джерелом питної води. Концентрація і властивості цих природних органічних речовин (ПОР) визначають забарвленість води і значно впливають на ефективність більшості процесів, які широко використовуються при підготовці питної води. Зокрема ГК і ФК реагують з дезінфікуючими засобами, утворюючи широкий спектр побічних продуктів дезінфекції (ППД) та збільшуючи фракцію біодоступного і легко засвоюваного (асимільованого) органічного вуглецю (АОВ), що провокує повторний ріст мікроорганізмів в очищеній воді [1]. У зв'язку з цим посилюється інтерес до вдосконалених процесів окиснення з використанням ультрафіолетового опромінення та сильних окисників з метою забезпечення повної деструкції органічних домішок до  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  і неорганічних іонів (їх мінералізації) [2, 3]. Досягнення глибокої мінералізації ГК і ФК у воді деструктивними методами гарантує зниження вмісту АОВ і відсутність небажаних ППД при заключному знезараженні очищеної води [3, 4]. Значну частку досліджень по видаленню органічних домішок з води складають роботи по вивченню ефективності та вдосконаленню фотохімічної ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{УФ}$ ) їх деструкції пероксидом водню [2, 5, 6]. Однак глибока деструкція ПОР може потребувати застосування високих доз пероксиду водню та УФ-опромінення.

**Мета роботи** – визначення раціональної концентрації пероксиду водню для досягнення максимального ступеня мінералізації гумінової кислоти у нейтральному водному середовищі в процесі фотохімічного ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{УФ}$ ) окиснення при УФ-С-опроміненні.



**Методика експерименту.** Як об'єкт дослідження використали водні розчини комерційного зразка гумінової кислоти фірми "Fluka" (елементний склад (%): С – 46,63, Н – 4,3, N – 0,72, зольність ~ 20) (табл. 1).

Таблиця 1. Характеристика робочих розчинів гумінової кислоти

$C_0$ , мг/дм <sup>3</sup>	ЗОВ <sub>0</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	$A_{364}$ , см <sup>-1</sup>	$A_{254}$ , см <sup>-1</sup>	pH
27,5	9,0–10,0	0,28±0,01	0,71±0,03	6,9±0,1
		0,25±0,01	0,66±0,01	3,5±0,1
55	19,5–20,5	0,59±0,1	1,46±0,2	6,9±0,1
		0,54±0,1	1,38±0,2	3,5±0,2

Кінетику фотохімічного окиснення розчинів ГК ( $V = 0,4$  дм<sup>3</sup>) пероксидом водню вивчали при температурі навколишнього середовища у скляному реакторі при опроміненні зануреною ртутно-кварцевою лампою ДРБ-8 ( $\lambda = 254$  нм) і перемішуванні магнітною мішалкою протягом 0,5–3 год. В процесі обробки контролювали зміну ряду параметрів ( $P$ ): оптичної густини розчинів в ультрафіолетовій і видимій областях спектра при довжинах хвиль, що характеризують ступінь первинної деструкції ГК (за  $A_{364}$  (знебарвлення) і  $A_{254}$  (розклад ароматичної структури)); концентрацій загального органічного вуглецю (ЗОВ) (ступінь мінералізації) та пероксиду водню.

**Результати і їх обговорення.** В процесі досліджень було оцінено вплив початкової концентрації ГК (табл. 1), концентрації  $H_2O_2$  (~6 – 11 мМ), масових співвідношень  $[H_2O_2]/[ЗОВ]$  (19 – 42 мг/мг) і рН<sub>0</sub> (3,5 і 6,9) на кінетику і ступінь мінералізації ГК.

При фотохімічному ( $H_2O_2/УФ$ ) окисненні розчинів ГК невисокої концентрації (ЗОВ<sub>0</sub> ≤ 10 мг/дм<sup>3</sup>) (табл. 1) початкове значення рН не мало суттєвого впливу на кінетику мінералізації ГК (рис. 1, б) та розкладу окисника (рис. 1, в), хоча швидкість первинної її деструкції за спектрофотометричними показниками була дещо вищою в нейтральному середовищі (рис. 1, а).  $H_2O_2/УФ$ -обробка протягом 3 год обох розчинів ГК при співвідношенні  $[H_2O_2]/[ЗОВ] = 19–24$  мг/мг забезпечувала практично повне їх знебарвлення (97 – 99 %) і зниження  $A_{254}$  (98 %), та високий ступінь мінералізації ГК (86 – 89 %) при практично повному використанні окисника (96 – 98 %) (рис. 1, табл. 2).

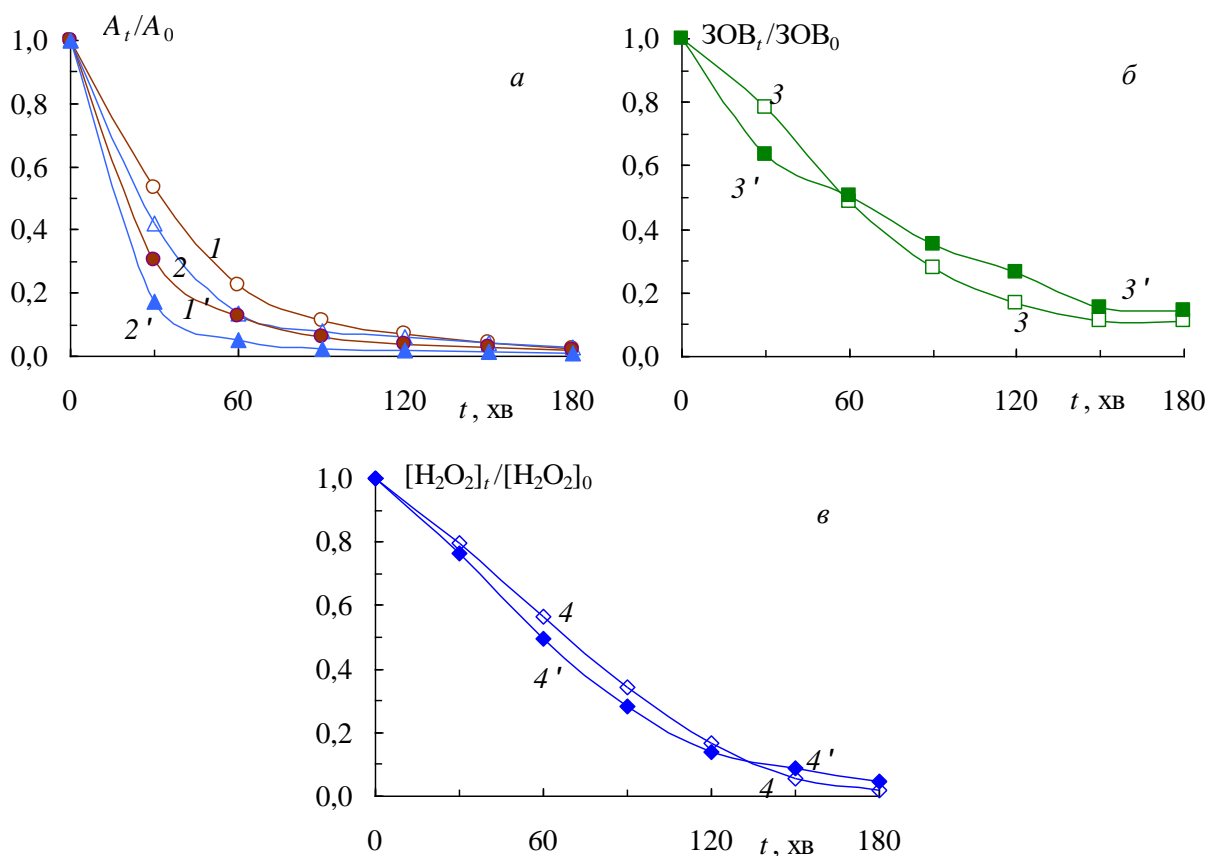


Рисунок 1. Порівняння кінетики деструкції ГК за зміною  $A_{254}$  (1, 1') і  $A_{364}$  (2, 2') (а), концентрації ЗОВ (3, 3') (б) та  $H_2O_2$  (4, 4') (в) в процесі фотохімічного ( $H_2O_2/УФ$ ) окиснення її розчинів при рН<sub>0</sub> 3,5 (1 – 4) та 6,9 (1' – 4').  $[ЗОВ]_0 = 10,0 \pm 0,1$  мг/дм<sup>3</sup>,  $[H_2O_2]_0 = 6,3 \pm 0,5$  мМ,  $T = 15 \pm 1$  °С.

Подальше підвищення концентрації  $H_2O_2$  було недоцільним, бо не сприяло прискоренню мінералізації ГК, більш того, навіть дещо гальмувало її в початковий період ( $\leq 1$  год), ймовірно, внаслідок нецільових реакцій ОН-радикалів з надлишком окисника (табл. 2). Ступені первинної деструкції ГК за спектрофотометричними показниками та її мінералізації при  $H_2O_2/УФ$ -обробці протягом 3 год нейтрального розчину ГК при співвідношенні  $[H_2O_2]/[ЗОВ] \sim 42$  мг/мг становили відповідно 92 – 93 та 84 % при ступені розкладу окисника 86 %.

При вищій у  $\sim 2$  рази концентрації ГК і співвідношенні  $[H_2O_2]/[ЗОВ]_0 = 24\text{--}25$  мг/мг ступінь мінералізації ГК суттєво знижувався, як і ступінь розкладу  $H_2O_2$  (табл. 2). Причому вища ефективність фотохімічної деструкції ГК досягалась при окисненні нейтрального її розчину даної концентрації (рН<sub>0</sub> 6,8) порівняно з кислим (рН<sub>0</sub> 3,7).  $H_2O_2/УФ$ -обробка протягом 3 год нейтрального розчину ГК забезпечувала високий ступінь його знебарвлення (93 %) і зниження  $A_{254}$  (88 %). Однак при вказаних концентрації ГК і співвідношенні

$[H_2O_2]/[ЗОВ_0]$  ступінь її мінералізації був невисоким (67 і 36% за 3 год при рН<sub>0</sub> відповідно 6,8 і 3,7), як і ступінь розкладу  $H_2O_2$  (відповідно 54 і 31% за 3 год). Отже, необхідно суттєво збільшити тривалість окиснення.

Таблиця 2. Ступінь фотохімічної ( $H_2O_2/УФ$ ) мінералізації гумінової кислоти за 3 год

ЗОВ <sub>0</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	рН <sub>0</sub>	Питома доза $H_2O_2$ , мг/мг ЗОВ <sub>0</sub>	Ступінь мінералізації ГК, %	Ступінь розкладу $H_2O_2$ , %
10,1	3,4	19,1	89	98
9,9	6,9	23,4	86	96
9,0	6,5	41,9	84	86
19,5	6,8	25,0	67	54
20,3	3,7	24,0	36	31

Вища ефективність фотохімічної деструкції ГК в нейтральному середовищі ймовірно була обумовлена на порядок вищим молярним коефіцієнтом екстинкції аніону  $HO_2^-$  при  $\lambda = 254$  нм порівняно з недисоційованою молекулою  $H_2O_2$  [7]. Очевидно, високі оптичні густини розчинів ГК в ультрафіолетовій області спектра при вищій її концентрації (табл. 1) перешкоджають поглинанню фотонів світла окисником і утворенню ОН-радикалів в даному реакторі при товщині освітленого шару ( $l$ )  $\sim 1,5$  см.

Отримані результати в цілому узгоджуються з опублікованими раніше [5, 6]. Згідно [5] ступінь фотохімічної ( $H_2O_2/УФ$ ,  $\lambda = 200 - 400$  нм) мінералізації ГК (ЗОВ<sub>0</sub> = 5 мг/дм<sup>3</sup>) досягав  $\sim 90$  % при оптимальній концентрації  $H_2O_2$  3,2 мМ, тобто питомій дозі  $\sim 21,8$  мг/мг ЗОВ<sub>0</sub>. Крім того, при ступені мінералізації ГК 81 % за ЗОВ потенціал утворення ППД знижувався на 94 %. Однак для поверхневих вод з підвищеними вмістом ЗОВ та лужністю досягнення максимального ступеню мінералізації ПОР може потребувати значно вищих доз окисника [6].

**Висновки.** Визначено максимальний ступінь фотохімічної ( $H_2O_2/УФ$ ,  $\lambda = 254$  нм) мінералізації гумінової кислоти в нейтральному водному середовищі (86 % за ЗОВ за 3 год) при початковій концентрації  $ЗОВ_0 \leq 10$  мг/дм<sup>3</sup> та раціональні питомі дози  $H_2O_2$  ( $21 \pm 2$  мг/мг ЗОВ<sub>0</sub>), при яких окисник використовується практично повністю.

### Перелік посилань

1. Zhang Y., Zhao X., Zhang X., Peng S. A review of different drinking water treatments for natural organic matter removal. *Water Sci. and Technol.: Water Supply*. 2015. V. 15. N 3. P. 442–455.

2. Miklos D.B., Remy C., Jekel M., Linden K.G., Drewes J.E., Hübner U. Evaluation of advanced oxidation processes for water and wastewater treatment – A critical review. *Water Res.* 2018. V. 139. P. 118–131.
3. Gowland D.C.A., Robertson N., Chatzisymeon E. Photocatalytic oxidation of natural organic matter in water. *Water.* 2021. V. 13. 288.
4. Sillanpää M, Ncibi MC, Matilainen A. Advanced oxidation processes for the removal of natural organic matter from drinking water sources: A comprehensive review. *J. Environ. Manage.* 2018. V. 208. P. 56–76.
5. Wang G.-S., Liao C.-H, Chen H.-W., Yang H.-C. Characteristics of natural organic matter degradation in water by UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> treatment. *Environ. Technol.* 2006. V. 27, N 3, P. 277–287.
6. Juretić H., Smoljanić G., Barta M. Degradation of natural organic matter in water by using UV-C/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process. *The Holistic Approach to Environment.* 2015. V. 5, N 3. P. 135–149.
7. Muruganandham M., Suri R.P.S., Jafari Sh., Sillanpää M., Lee G.-J., Wu J.J., Swaminathan M. Recent developments in homogeneous advanced oxidation processes for water and wastewater treatment. *Internat. J of Photoenergy.* 2014. V. 2014. 821674.

## **ЕЛЕКТРОХІМІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ НАФТОВІСНИХ ВОД СУДНОПЛАВСТВА**

*Аспірантка Вознюк М.Б.*

*Науковий керівник: к.т.н., доц. Шаблій Т. О.*

*Гомеля М. Д., Макаренко І. М.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», пр. Перемоги, 37, Київ, 03056, Україна  
e-mail: vozniukeco@ukr.net*

Розвиток судноплавства вимагає створення сучасного флоту з потужним устаткуванням, великою вантажопідйомністю, високою швидкістю, точних автоматизованих систем управління судноплавним обладнанням. З іншого боку, сучасність вимагає зменшення енерго- та матеріаловитрат, а також мінімізації шкідливих скидів під час експлуатації суден [1]. За статистикою судноплавство є причиною приблизно 45 % нафтового забруднення світового океану. [2] Аналіз моніторингових спостережень вказує на те, що найбільша частина забруднень гідросфери нафтою та нафтопродуктами пов'язана зі скидом промивних, баластних та лляльних вод.

Через широкий діапазон та плінність концентрацій нафти в стічних водах суден, а також завдяки багатьом морфологічним формам нафти у стічних водах пропонується велика кількість методів для їх очищення. Основними методами очищення нафтовмісних вод є фізичні, хімічні, біологічні методи в різних способах їх реалізації [3]. Різні методи мають ряд переваг та недоліків.

В даній роботі було проведено дослідження застосування електрохімічних методів очищення води від нафти та нафтопродуктів що є ефективними, легко реалізуються, тому є перспективними. Відповідно, для забезпечення високої ефективності очищення води та

запобігання перевитраті електродних металів і потрапляння їх в іонному вигляді у доквілля доцільно продовжувати дослідження щодо вивчення впливу експлуатаційних параметрів на процес. Також слід звертати увагу на характеристики вихідної забрудненої води, зокрема, її мінералізацію, так як даний параметр суттєво впливає на ступінь очищення води.

Метою даної роботи була оцінка ефективності електрокоагуляційного очищення води від нафти з допомогою алюмінієвих та залізних електродів.

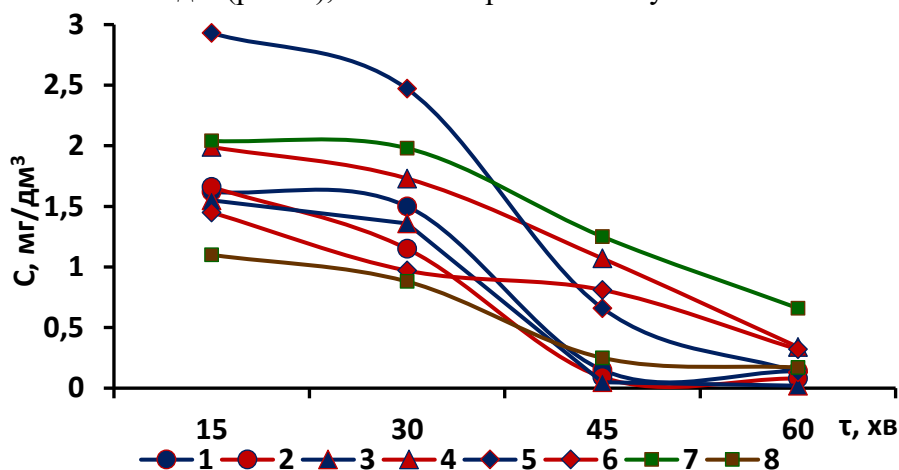
В роботі застосовували однокамерний електролізер об'ємом 300 см<sup>3</sup>. Площа катоду дорівнювала площі аноду  $S_A=S_K=0,26$  дм<sup>3</sup>. Відстань між пластинами становила 0,06 м. В якості катоду була використана металева пластина з легованої сталі 12Х18Н10Т. В якості аноду використовували алюмінієві або залізні пластини. Для електролізу використовували джерело постійного струму. В роботі використовували водно-нафтові модельні розчини, які імітували прісну та морську воду: 1 – 100 мг/дм<sup>3</sup> нафти, 200 мг/дм<sup>3</sup> хлорид натрію; 2 – 100 мг/дм<sup>3</sup> нафти, 30 г/дм<sup>3</sup> хлорид натрію.

Електроліз проводили при анодній щільності струму від 0,34 А/дм<sup>2</sup> (0,09 А) до 2,11 А/дм<sup>2</sup> (0,55 А), визначаючи з постійним інтервалом часу (15 хвилин) у відфільтрованій воді:

- спектрофотометричним методом залишкову концентрацію нафти;
- аргентометричним титруванням концентрацію хлоридів;
- потенціометричним методом рН середовища.

Результати досліджень показують, що електрокоагуляційна обробка воднонафтових розчинів забезпечує 98–99 % видалення нафти із застосуванням алюмінієвих та залізних електродів при анодній щільності струму 0,57–2,11 А/дм<sup>2</sup> для високомінералізованих вод та 0,34 А/дм<sup>2</sup> для прісних вод. Зниження концентрації нафти зі 100 мг/дм<sup>3</sup> до значень на рівні 1,55–2,93 мг/дм<sup>3</sup> досягається протягом перших 15 хв.

Порівнюючи ефективність вилучення нафти з водних розчинів із застосуванням алюмінієвих та залізних анодів (рис. 1), можливо зробити наступні висновки.



**Рис.1** Зменшення концентрації нафти у воді з часом електрокоагулювання воднонафтових розчинів (100 мг/дм<sup>3</sup> нафти, 30 г/дм<sup>3</sup> NaCl (1–6); 100 мг/дм<sup>3</sup> нафти, 200 мг/дм<sup>3</sup> NaCl (7, 8)) в однокамерному електролізері ( $V=300$  см<sup>3</sup>,  $I=0,15$  А (1, 2); 0,25 А (3, 4); 0,55 А (5, 6); 0,09 А (7, 8);  $j=0,57$  А/дм<sup>2</sup> (1, 2); 0,96 А/дм<sup>2</sup> (3, 4); 2,11 А/дм<sup>2</sup> (5, 6); 0,34 А/дм<sup>2</sup> (7, 8)) при використанні алюмінієвого (1, 3, 5, 7) та залізного (2, 4, 6, 8) анодів

Загалом, і алюмінієві, і залізні аноди забезпечують високу ефективність видалення нафти з води. На перших етапах електрохімічної обробки води спостерігається більш ефективне застосування залізного аноду. Проте з часом, в кінцевому результаті, максимальне зниження концентрації нафти забезпечує алюмінієвий анод. На 45 хвилині електрокоагулювання алюмінієвий електрод забезпечує зниження концентрації нафти до  $0,05\text{--}0,15\text{ мг/дм}^3$  при анодній щільності струму  $0,57\text{ А/дм}^2$  та  $0,96\text{ А/дм}^2$ . Подальше збільшення анодної щільності струму до  $2,11\text{ А/дм}^2$  не забезпечує такого ефекту, що, можливо, пояснюється частковою пасивацією металу.

В той же час при використанні залізного аноду концентрація нафти знизилась за 45 хвилин до  $1,07\text{--}0,81$  при анодній щільності струму  $0,96\text{ А/дм}^2$  та  $2,11\text{ А/дм}^2$ . Уповільненість процесу пов'язана, скоріше за все, з більшою кількістю стадій процесу вразі застосування залізних анодів.

Щодо залишкової концентрації хлоридів дослідження показало наступні результати. Під час проведення електрокоагулювання високомінералізованої воднонафтової емульсії у перші 15 хвилин концентрація хлоридів різко зменшувалась як при застосуванні алюмінієвих так і залізних електродів: із  $30\text{ г/дм}^3$  до  $16,6\text{--}18,4\text{ г/дм}^3$  при анодній щільності струму в межах  $0,57\text{--}2,11\text{ А/дм}^2$  з застосуванням алюмінієвого аноду, та до  $15,9\text{--}15,4\text{ г/дм}^3$  при анодній щільності струму в межах  $0,57\text{--}0,96\text{ А/дм}^2$  з застосуванням залізного електроду. Далі відбувалося повільне зменшення концентрації хлоридів при застосуванні алюмінієвого електроду, і взагалі не спостерігалось зменшення концентрації при застосуванні залізного електроду. У слабомінералізованій воді більшу ефективність зменшення концентрації хлоридів протягом 1 години при анодній щільності струму  $0,34\text{ А/дм}^2$  показав алюмінієвий електрод (з  $200\text{ мг/дм}^3$  до  $177\text{--}35\text{ мг/дм}^3$ ) в порівнянні з залізним (з  $200\text{ мг/дм}^3$  до  $177\text{--}106\text{ мг/дм}^3$ ).

Щодо рН середовища спостерігалась схожа поведінка його зміни як для алюмінієвого так і для залізного електроду: з часом обробки води відбувалося незначне його зростання до значень  $7,8\text{--}8,2$  для алюмінієвого електроду та до  $7,6\text{--}8,15$  для залізного електроду, і з повільним збільшенням у прісній воді для обох електродів. Лише при застосуванні залізного електроду при щільності струму  $2,11\text{ А/дм}^2$  в останню чверть години спостерігалось різке підвищення рН до  $11,5$ .

Як висновок, дослідження підтвердили ефективність застосування електрокоагуляції для видалення нафти з воднонафтових емульсій різної мінералізації із застосуванням алюмінієвих та залізних анодів. Обробка воднонафтових розчинів з вмістом нафти  $100\text{ мг/дм}^3$  електрокоагуляцією в однокамерному електролізері забезпечує  $98\text{--}99\%$  видалення нафти із застосуванням даних електродів при анодній щільності струму  $0,57\text{--}2,11\text{ А/дм}^2$  для високомінералізованих вод та  $0,34\text{ А/дм}^2$  для прісних вод. Обробка води протягом перших 15 хвилин забезпечує зниження концентрації нафти зі  $100\text{ мг/дм}^3$  до значень на рівні  $1,55\text{--}2,93\text{ мг/дм}^3$ . При продовженні часу обробки води до 45 хвилин більшу ефективність у високомінералізованих водах забезпечує алюмінієвий анод.

#### Список використаної літератури

1. Nugroho T. F., Baheramasyah A., Trikurnia N. A. 2019. Analysis of port-based discharge water treatment of ships, case Study: PT. TPS. International Journal of Marine Engineering Innovation and Research, 3(4), 141–47.
2. Дембович Б. І., Яворська С. В. Забруднення океанів нафтою та нафтопродуктами. Матеріали VII Міжнародної наукової конференції. – Дніпропетровськ: Адверта, 2013. – С. 45-48.
3. Mysore D., Viraraghavan T., Jin, Y.C. 2006. Oil/water separation technology-A review. Journal of Residuals Science and Technology, 3, 5–14.

# ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ ДВОСТУЛКОВИХ МОЛЮСКІВ

Головков А.М\*, Коваленко В.Ф., Сова А.М.

Інститут колоїдної хімії і хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, м. Київ

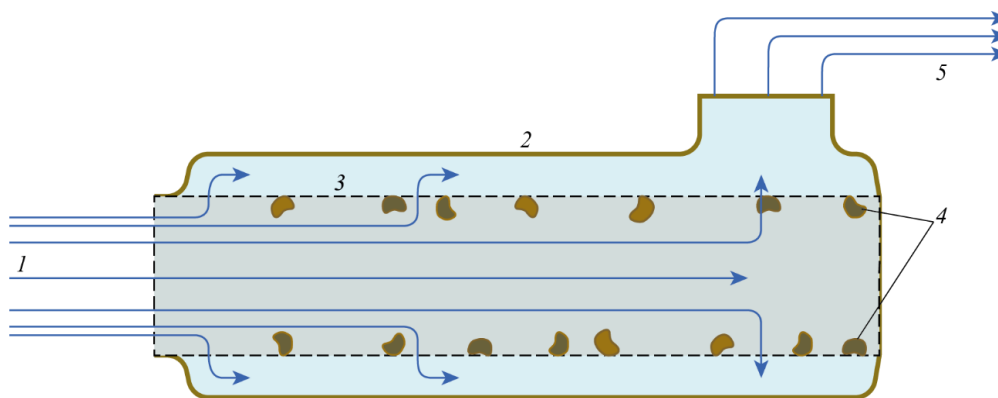
\*e-mail: andrijleschij@gmail.com

У зв'язку з підвищенням антропогенного забруднення водних екосистем в наш час набуває актуальності вивчення можливостей гідробіонтів-фільтраторів у процесах самоочищення природних водойм [1]. В цьому аспекті двостулкові молюски відіграють роль природних біофільтрів, які очищають воду від речовин-забрудників, що знаходяться у завислому стані. В природних водоймах ефективність видалення суспензій сягають максимальних значень. Одночасно молюсками створюється біогенна циркуляція води, яка здійснює перемішування водних мас [2].

Двостулкові молюски завдяки особливій будові будови тіла фільтрують воду в достатньо великих об'ємах [3]. У водних екосистемах ці гідробіонти виконують важливу функцію – всмоктують малі завислі органічні частки і мікроорганізми (бактерії, інфузорії, водорості, мікроміцети) та викидають очищену воду знову у водойму. Таким чином вода стає прозорою, і в ній не відбувається «цвітіння», яке могло б бути як наслідок швидкого розмноженням одноклітинних водоростей.

Для кількісної оцінки ролі двостулкових молюсків в очищенні водного середовища від завислих речовин можуть бути використані установлені залежності швидкості фільтрації води цими тваринами в залежності від їх розмірів [4]. Наведені дані та розрахунки, враховуючи їх похибки, демонструють важливе значення молюсків у процесах очищення води, утворення донних відкладень органічного походження, що забезпечує тим самим харчові потреби бентосних тварин у природних водоймах. Досліджуючи кількісні закономірності фільтраційного харчування прісноводних двостулкових молюсків, можна з'ясувати деякі їхні біологічні особливості та оцінити роль у процесах самоочищення поверхневих вод.

Для біологічного очищення природних водойм, забруднених стічними водами, доцільно використовувати спеціальні біореактори з двостулковими молюсками [5,6]. Такий біофільтр є резервуаром з мікроорганізмами і молюсками, що здатні фільтрувати, сорбувати та окиснювати органічні речовини (рис. 1).



**Рис. 1.** Схема біореактора для очищення забруднених вод за допомогою молюсків: 1 – подача необробленої води; 2 – корпус; 3 – сітковий барабан; 4 – молюски; 5 – вихід обробленої води.

Принцип очищення у цих спорудах той самий, що лежить в основі природних методів очищення. Однак екологічні системи біофільтрів суттєво відрізняються від природних аналогів екстремальними умовами існування біоценозів, можливістю підтримання в них оптимальних умов життєдіяльності організмів біоценозу (навантаження органічними речовинами, температура, рН, кількість розчиненого кисню тощо). Усе це разом узятє забезпечує високу інтенсивність біохімічних процесів у цих спорудах. Здатність мікроорганізмів та молюсків споживати сполуки різноманітного хімічного складу та їх висока адаптаційна спроможність до змінних умов навколишнього середовища дозволяє ефективно очищувати стічні води від органічних сполук, що містяться у побутових стічних водах, а також від біологічно окиснюваних речовин, що містяться у виробничих стічних водах.

Виходячи з інформаційних матеріалів та власних спостережень можна підсумувати, що двостулкові молюски є ефективними організмами-фільтраторами, що дозволяє їх використання в біореакторах для очищення забруднених природних вод в оптимальних умовах протічності, температури й кисневого режиму водного середовища. В цьому плані заслуговує уваги застосування біореактора з двостулковими молюсками в системах очищення питної води на першому етапі підготовки води.

#### Література.

1. Rulsky, A.F, Dombrovskii, K.O., Gvozdjak, P.I., *Biocleaning stormwater of the engineering plant by the immobilized microorganisms and hydrobionts. Water supply and wastewater removal*, Lublin: Lublin University of Technology; edited by Henryk Sobczuk, Beata Kowalska. 2016, pp. 172–182.
2. Гвоздяк, П.І., *Біохімія води. Біотехнологія води (автомонографія)*, Київ: Києво-Могилянська Академія, 2019, 228 с.
3. Щербак, Г.Й., Царичкова, Д. Б., *Зоологія безхребетних*, 2-е видання, Київ: Київський університет, 2008, 620 с.
4. Двостулкові молюски. Універсальний словник-енциклопедія, 4-е видання, Київ: Тека, 2006, 425 с.
5. Ситник, Н.О., Про вплив деяких екологічних чинників на інтенсивність фільтрації устриці (*Ostrea edulis*), *Вісник Дніпропетровського університету: Біологія. Екологія*, 2009, вип. 17, том. 2, с. 102–109.
6. Романенко, В.Д., *Основи гідроекології*, Київ: Генеза, 2004, 664 с.



## ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ З ВОДНИХ РОСЛИН

Голуб Н., Захарчук А., Левтун І.

Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, [golubnb@ukr.net](mailto:golubnb@ukr.net)

Біопаливо, отримане з мікродоростей та водних рослин, розглядається як одне з найбільш перспективних рішень для заміни викопного палива, що дасть змогу покращити екологічний стан довкілля. Також, виходячи зі швидкого заболочення природних водойм, водні рослини та мікродорості можуть стати перспективною відновлюваною сировиною для отримання біогазу. Водні рослини мають ряд переваг відносно наземних ресурсів біомаси:

- відсутність конкуренції з продовольчими культурами за орні землі;
- високі темпи росту;
- низькі частки лігніну, що зменшує потребу в енергоємній попередній обробці.

Для отримання метану важливим є співвідношення C/N. Для біомаси водоростей цей показник становить приблизно 10/1, що недостатньо для процесу зброджування. При цьому буде збільшуватись кількість йонів амонію в середовищі, що призводить до інгібування процесу зброджування. Для уникнення надмірного накопичення амонію необхідне додавання матеріалів, багатих на карбон.

Метою роботи є дослідження можливості використання водних рослин в процесі коферментації для отримання біогазу.

Як субстрат використовували опале листя до якого додавали *Ceratophyllum demersum* або *Chlorella vulgaris*, які обрані завдяки своїй поширеності в Україні. Співвідношення листя до біомаси водних рослин та водоростей за сухою речовиною складав 20:1, 10:1, 6:1. Зброджування проводили в біореакторах об'ємом 1,5 л за температури 37°C.

Показано, що компонентний склад мікродоростей сприяє приросту та розвитку біомаси асоціації мікроорганізмів – деструкторів та продуцентів метану. Нами показано, що за сумісного використання біомаси мікродоростей *Chlorella vulgaris* та соломи ячменю відбувається підвищення виходу метану на 5-7% в залежності від співвідношення компонентів. Чим вищий вміст, тим більший вміст метану в біогазі.

*Ceratophyllum demersum* поширений у всьому світі і вважається бур'яном водних шляхів завдяки своїй здатності швидко поширюватися у водних середовищах існування. Тому дослідження можливості його використання для отримання біогазу є актуальною задачею.

У водному середовищі для зростаючих *C. Demersum* характерно явище алелопатії. Показано, що хімічні сполуки, виділені з *C. Demersum*, пригнічують ріст фітопланктону і азотфіксуючих ціанобактерій.

Нами показано, що суха біомаса *C. Demersum* при зброджуванні негативно впливає на вихід біогазу та вміст метану в ньому. Вміст метану у біогазі знижується на 12%, 15% та 46% відповідно до вмісту сухої речовини в середовищі у 1г, 2г та 3 г. Тобто речовини, які є в біомасі *C. Demersum* негативно впливають на асоціацію мікроорганізмів, а саме метаногенів. Такий висновок підтверджується даними роботи (Ibrahim Syed, 2018), в якій показано вплив екстракту з рослини на різні види бактерій. Причому водні екстракти проявляли найбільшу антимікробну дію.

Таким чином, компонентний склад *Chlorella vulgaris* підвищує вихід біогазу та вміст метану в ньому, в той час як *Ceratophyllum demersum* є інгібитором процесу метаногенезу.

Література

Ibrahim Syed, Humaira Fatima, Abrar Mohammed, Mohsin Ali Siddiqui *Ceratophyllum demersum* a free-floating aquatic plant // [Indian Journal of Pharmaceutical and Biological Research](#), 2018, 6(02):10-17

## **КОНЦЕНТРУВАННЯ РОЗЧИНІВ ХЛОРИДУ НАТРІЮ ПРИ ПЕРЕРОБЦІ КОНЦЕНТРАТІВ, ЯК ПРИНЦИП БЕЗВІДХОДНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ЗВОРТНЬОСОМОТИЧНОГО ОПРІСНЕННЯ ВОД**

*Гомеля М.Д., Крижановська Я.П., Пляцук Я.М.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут  
імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [yanamart93@ukr.net](mailto:yanamart93@ukr.net)*

На сьогоднішній день в Україні гостро стоїть проблема підвищеної мінералізації поверхневих вод у всіх областях країни. Нажаль, утилізація сольових відходів, котрі утворюються після очищення води, є досить складною проблемою. Сольові відходи попросту скидаються у водойми, або у шламовсховища, що в свою чергу абсолютно нівелює попереднє очищення, а, навпаки, створює потенційну екологічну загрозу. Складніше вирішувати проблему з новоутвореними елюатами після очищення води, що містять в своєму складі кислоти, луги, хлорид натрію.

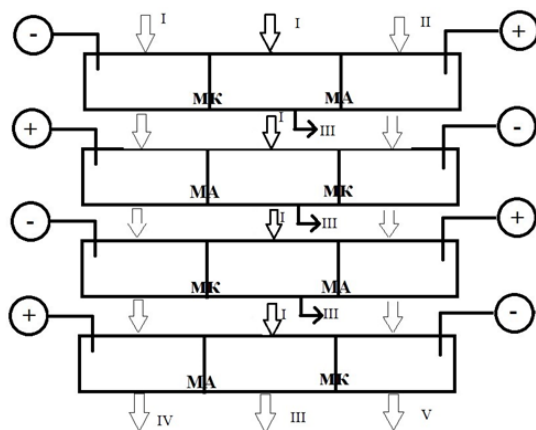
Маловідходні технології являють собою такі методи виробництва продукції, при яких вся сировина і енергія використовуються найраціональніше і найкомплексніше в циклі «сировинні ресурси — виробництво — споживання — вторинні ресурси» і впливають на навколишнє середовище, не порушують його нормальний стан. Реалізація такого підходу досить складне питання в аспекті водоочистки та водопідготовки, але ми мусимо йти до цієї мети. Тому, одним із перспективних напрямків боротьби із накопиченням концентрованих розчинів солей, що є відходами при процесах підготовки та очищення води, є їх переробка із отриманням корисних продуктів. Слід зазначити, що повне зневоднення сольових розчинів не вирішує проблему, тому що захоронення твердих відходів хлориду натрію або сульфату натрію вимагає створення герметичних надійних сховищ, що є економічно недоцільним, особливо, якщо враховувати енергозатрати по зневодненню даних елюатів.

В роботі досліджено процеси концентрування розчинів хлориду натрію методом електродіалізу. Враховуючи дефіцит реагентів, їх високі ціни, даний метод електродіалізу можна реалізувати для отримання кислоти і лугу з розчинів сульфату натрію, лугу, алюмінієвих та залізних коагулянтів. На сьогоднішній день технології, котрі в результаті проведення їх основних процесів, дозволяють в якості вторинного продукту отримати цінні матеріали, речовини, продукти, коагулянти, є дуже виправданими, економічно доцільними та, головне, дозволяють успішно впровадити принципи маловідходних виробництв.

Метою роботи є визначення умов електрохімічної переробки розчинів хлориду натрію шляхом їх концентрування без використання лугу.

Суть процесу полягає у використанні розчинів хлориду натрію, що утворюється при знесоленні води зворотнім осмосом у вигляді концентратів. Частіше за все для концентрування розчинів солей використовують випарні установки, які характеризуються значним енергоспоживанням. Дещо менше енергоспоживання при виморожуванні розчинів. Проте дані методи вимагають складного обладнання та великих енергозатрат. Більш дешевим є метод мембранної дистиляції. Слід зауважити, що останній метод характеризується низькою продуктивністю.

Найбільш кращим та вигідним є використання електролізу. Особливо, якщо врахувати високі показники, отримані при концентруванні хлориду натрію електродіалізом. Процес концентрування реалізовували у трикамерному електролізері, в катодній, анодній та робочій областях було розміщено розчин хлориду натрію, концентрацією  $360 \text{ ммоль/дм}^3$ . В анодній області було використано розчин лугу концентрацією  $480 \text{ мг-екв/дм}^3$ . При проведенні електролізу в катодній області утворювався луг, за рахунок дифузії натрію у робочій області та катодного відновлення води (рис.1). Хлориди із робочої області переходили в анодну область.



*МК - катіонна мембрана; МА – аніонна мембрана; I - Подача розчину NaCl ( $C_{(NaCl)}=20 \text{ г/дм}^3$ ); II - подача розчину NaCl і NaOH ( $C_{(NaOH)}\sim 500 \text{ мг-екв/дм}^3$ ); III - відведення знесоленої води; IV – відведення концентрованого розчину NaCl (аноліт); V - відведення концентрованого розчину NaCl (католіт)*

**Рис. 1 – Схема електролізера для концентрування розчину NaCl**

Гідроксид-аніони на аноді окислювались до кисню, хлориди з натрієм утворювали хлористий натрій, концентрація якого зростала до  $660 \text{ мг-екв/дм}^3$ . Лужність знижувалась до  $68\text{-}70 \text{ мг-екв/дм}^3$ . При зміні катодів і анодів місцями процес повторювали до підвищення лужності в катодній зоні та концентрації хлоридів в анодній зоні. В робочу зону, де відбувалось знесолення води, додавали розчин хлориду натрію, концентрацією  $360 \text{ ммоль/дм}^3$ . Після дев'яти циклів електролізу отримували розчин хлориду натрію з концентрацією  $100\text{-}150 \text{ г/дм}^3$ . Залишковий вміст хлориду натрію у знесоленій воді сягав  $50\text{-}100 \text{ мг/дм}^3$ . Для концентрування можна використовувати розчини хлориду натрію з концентрацією від  $4$  до  $30 \text{ г/дм}^3$ .

В результаті проведення ряду експериментальних досліджень, можемо ствержувати, що після проведення дев'яти циклів електролізу, процес концентрування даним методом електродіалізу не призводить до підвищення опору системи та енергозатрат.

Перевагою даного методу є значна економія енергії та концентрування розчину NaCl, крім того необхідна кількість луку для нейтралізації аноліту синтезується в католіті.

В перспективі доцільно провести процеси концентрування хлоридів в аноліті за умови утворення активного хлору та окислення сполук хлору в герметичному електролізері з урахуванням можливих втрат Cl<sub>2</sub> та ClO<sub>2</sub> при випаровуванні.

#### Список використаної літератури

1. Голтвяницька О.В., Шаблій Т.О., Гомеля М.Д. Електродіалізне отримання сірчаної кислоти та луку з розчинів сульфату натрію // Східно-Європейський журнал передових технологій, 2011. №3/6(51). С.18-22. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2011.1601>

2. Гомеля М. Д., Трус І. М., Василенко І. В. Математичне моделювання кінетики процесу концентрування сірчаної кислоти при електрохімічній переробці сульфатвмісних елюатів // Праці Одеського політехнічного університету. 2015. №1 (45). С. 146–151. <http://pratsi.opu.ua/app/webroot/articles/1428658539.pdf>

3. Трус І.М., Радовенчик Я.В., Гомеля М.Д. Спосіб концентрування розчинів луку при електрохімічній переробці елюатів, що містять солі натрію / Східно-Європейський журнал передових технологій, 2013. №5/6 (65), С. 20-23. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2013.18190>

4. Гомеля М.Д., Радовенчик Я.В., Мартинюк Я.П. Переробка розчинів хлористого натрію з отриманням хлоридів алюмінію // Інтегровані технології та енергозбереження. 2017. №4. с. 664. [http://library.kpi.kharkov.ua/files/JUR/ite\\_2017\\_4.pdf](http://library.kpi.kharkov.ua/files/JUR/ite_2017_4.pdf)

5. Радовенчик Я.В., Крижановська Я.П., Вакуленко А.К. Отримання FeCl<sub>3</sub> при електрохімічному очищенні води // Сучасна наука: проблеми і перспективи. 2018. № 1. С. 23-25.

6. Гомеля, М. Д., Грабітченко, В. М., Радовенчик, Я. В., Макаренко, І. М. Отримання активного хлору елекроліхом концентратів зворотньоосмотичного опріснення води / Вісник НТУУ “КПІ імені Ігоря Сікорського”. Серія: Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження. 2017, (1). С. 58–65.

7. Естефане П. Х. Дослідження тепло та масообміну при водовипарному концентруванні розсолу, В. Ф. Райка, П. Х. Естефане, М. А. Цейтлін // Східно-Європейський журнал передових технологій. 2007. №5/4(21). с. 40-44. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2011.1462>

8. Ляшенко Є.В., Біла Т.А., Охріменко О.В. Процеси очищення води. Кріознесолення // Таврійський науковий вісник №97, С. 236-243, 2017.

9. Клименко В. В. Підвищення енергоефективності концентрування водних розчинів виморожуванням / В. В. Клименко, І. О. Переверзев, Н. В. Ковальчук // Збірник наукових праць Кіровоградського національного технічного університету. Техніка в сільськогосподарському виробництві, галузеве машинобудування, автоматизація. - Кіровоград: КНТУ. 2016. Вип. 29. С. 197-203. <http://dspace.kntu.kr.ua/jspui/handle/123456789/3618>

10. Бурбан А. Мембранна дистиляція в процесах водопідготовки, знесолення та очищення стічних вод, Накові записки. Том 137. Хімічні науки та технології. С. 15-23. 2014.

11. Лісовець С. М. Підвищення ефективності очищення стічних вод за допомогою електролізної установки / С. М. Лісовець, Д. І. Томашевський // Технології та дизайн. 2018. № 4 (29). <https://er.knutd.edu.ua/handle/123456789/10880>

## ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ВИДАЛЕННЯ ІОНІВ МАГНІЮ З ВОДИ В ПРОЦЕСАХ ЇЇ ПОМ'ЯКШЕННЯ

*Гордієнко К.Ю.*

*Науковий керівник – Радовенчик В.М.*

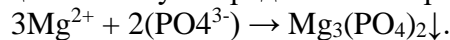
*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, Київ, [dey85@ukr.net](mailto:dey85@ukr.net)*

Погіршення якості природних вод вимагає їх обробки перед вживанням населенням. Основна проблема - збільшена жорсткість води, викликана вмістом сполук кальцію та магнію. Україна має тенденцію до збільшення жорсткості води, особливо у південно-східних регіонах. Нормативні показники в Україні обмежують жорсткість води для споживання до 7 мг-екв/дм<sup>3</sup> [1, с. 13]. Промисловість потребує ще більш м'якої води. Традиційний метод пом'якшення води – це содово-вапняна технологія, але вона не завжди достатньо ефективна. Сучасні системи пом'якшення води для домогосподарств базуються на іонному обміні та пов'язані з негативним впливом на довкілля через викиди концентрованих розчинів хлориду натрію. Зважаючи на стан водних ресурсів на території України, проблема нагальна і потребує термінового вирішення.

Попередні наші дослідження та дослідження інших авторів вказують на складність видалення іонів магнію через великі витрати реагентів та технологічні обмеження. Ми дослідили можливість використання фосфату натрію для пом'якшення води в побутових системах малої та середньої продуктивності, який мінімізує зміни в характеристиках води. Основний виклик - розділення рідкої та твердої фаз після додавання реагентів. Ця робота зосереджена на вивченні ефективності видалення магнієвих сполук з використанням різних реагентів.

Методика дослідження передбачала приготування модельних розчинів із концентрацією іонів магнію 15 – 17 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Ці розчини обробляли фосфатом натрію або його комбінацією з флокулянтом. Дозування флокулянта варіювалося від 0 до 50 мг/дм<sup>3</sup>. Використовувались такі реагенти: поліакриламід, Magnofloc – 336 та Zetag – 7692 від Сіба. Після обробки розчини відстоювались в мірних циліндрах, а потім фільтрувались за допомогою комплексу, що включав мірний циліндр та лійку. Для відокремлення твердої частини використовували паперові фільтри. Процес фільтрування полягав у заливанні розчину в лійку з фільтром і відстеженні об'єму фільтрату з часом, підтримуючи рівень рідини на максимумі.

У наукових джерелах часто рекомендують використовувати фосфати для осадження іонів магнію [2, с. 185]. Цей процес може бути представлений реакцією:



Тут іони магнію зв'язуються у малорозчинний у воді фосфат магнію, який потім може бути видалений з води. Ця реакція може включати ряд проміжних продуктів, які не вказані у рівнянні. Додаткова інформація про ці сполуки доступна в [3, с. 64].

Для ефективного пом'якшення води необхідно розділити тверду і рідку фази. Це можна зробити фільтруванням або відстоюванням. Фільтрування більше підходить для систем малої та середньої продуктивності, таких як побутові, тоді як відстоювання є оптимальним для промислових систем.

Попередні дослідження були присвячені вивченню факторів, які впливають на швидкість фільтрування суспензій. Виявлено, що оптимальні результати досягаються при

стехіометричних співвідношеннях реагентів. Водночас, додавання додаткових реагентів може покращити ефективність процесу.

Зокрема, використання флокулянта ПАА підвищує швидкість фільтрування, особливо при невеликих дозах. Флокулянт аніонного типу Magnofloc – 336 також показав хороші результати, але найкращі результати були отримані з флокулянтом катіонного типу Zetag – 7692 від Сіба. Цей реагент дозволяє швидко і ефективно видаляти тверді частинки з рідкої фази, що робить його відмінним вибором для таких процесів.

В ході досліджень було виявлено, що для оптимального відокремлення осаду фосфату магнію, який утворюється під час пом'якшення води, необхідно додержуватися стехіометричних співвідношень між компонентами. Такий підхід забезпечує найвищу швидкість фільтрування. Водночас було виявлено, що найскладніше відокремити тверду фазу в нейтральних умовах, тоді як в кислому та лужному середовищах процес прискорюється. З урахуванням того, що регулювання рН у домашніх та офісних умовах не завжди прийнятно проводити, було розглянуто використання додаткових реагентів - флокулянтів. З усіх вивчених флокулянтів найкращі результати показав катіонний флокулянт Zetag – 7692 від Сіба з молекулярною масою до 20 млн. в.о. Його застосування дозволяє отримати до 98 % фільтрату за 10-15 хвилин, причому найкраща концентрація реагенту становить 30 мг/дм<sup>3</sup>.

#### **Список літератури:**

1. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. ДСанПіН 2.2.4 – 171 – 10.
2. Шаблій Т. О., Радовенчик В. М., Гомеля М. Д. Застосування нових реагентів і технологій в промисловому водоспоживанні. К.: Інфодрук, 2014. 302 с.
3. Василенко К. В. Одержання високочистих орто- і пірофосфатів натрію, калію, амонію та кальцію для використання в якості харчових добавок: дис. на здобуття наук. ступеня доктора філософії. Дніпро. 2021., 199 с.

### **АНАЛІЗ ПОКАЗНИКІВ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ШКІРЯНОГО ЗАВОДУ З ГЛИБОКИМ ВИДАЛЕННЯМ СПОЛУК АЗОТУ**

*Гриневиц А.О.<sup>1</sup>, Саблій Л.А., Бунчак О.М.*

*<sup>1</sup>студ., Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна  
[abarabaha@gmail.com](mailto:abarabaha@gmail.com)*

З кожним роком проблема очищення стічних вод набуває все більшої актуальності. Так, за даними на 2020 рік щорічно в світі утворюється 380 мільярдів м<sup>3</sup> стічних вод, тоді як за прогнозом до 2030 року темпи їх утворення зростуть на 24% [1]. Значну частину від загальної кількості складають стічні води промислових підприємств, які в більшості випадків характеризуються високими концентраціями забруднюючих речовин, наявністю токсичних хімічних сполук та ін. Зокрема, стічні води шкіряної промисловості відносяться до найбільш складних для очищення через свої унікальні характеристики. До них відносяться: високий вміст завислих речовин, значна кількість органічних і неорганічних забруднень, наявність шерсті, жирів, СПАР, барвників, сульфідів, сполук азоту і фосфору, іонів важких металів (хрому та ін.) тощо. Для стічних вод характерна нерівномірність

надходження на очисні споруди за вмістом забруднюючих речовин та за витратами. Проблема очищення стічних вод таких підприємств залишається актуальною.

На прикладі заводу по виробництву шкіри в Хебеї, Китай, показники забруднень стічної води складають: ХСК - 3587 мг/дм<sup>3</sup>, БСК<sub>повн</sub> - 400 мг/дм<sup>3</sup>, завислі речовини - 824 мг/дм<sup>3</sup>, загальний фосфор - 2,2 мг/дм<sup>3</sup>, амонійний азот - 45,6 мг/дм<sup>3</sup>, нітрати - 0,25 мг/дм<sup>3</sup>, нітрити - 0,016 мг/дм<sup>3</sup>, сульфідни - 0,58 мг/дм<sup>3</sup> та рН 6,43 [2].

Метою роботи є встановлення показників забруднень стічних вод шкіряного заводу, які очищаються за технологією з реагентною напірною флотацією і анаеробним та аеробним біологічними процесами з глибоким видаленням сполук азоту.

На території України, одним з найбільших та найрозвинутіших підприємств по виробництву шкіри є ТзОВ «Світ Шкіри». Щорічно на заводі виготовляють близько 600 тис. кв. метрів продукції різного асортименту, тож підприємство акцентує увагу не тільки на всіх етапах виробництва шкіри найвищої якості, але й на переробці відходів, зокрема, очищенні стічних вод до показників забруднень, які не перевищують нормативних вимог при скиданні у річку. Для очищення стічних вод на очисних спорудах шкіряного заводу реалізовано технологію попереднього фізико-хімічного очищення з усередненням, відстоюванням і реагентною напірною флотацією, біологічного очищення в аноксидних і аеробних умовах з глибоким видаленням сполук азоту та доочищення фільтруванням.

Враховуючи нерівномірність надходження стічних вод за концентраціями та вмістом забруднень і за витратами, було влаштовано два добових усереднювачі, метою яких є вирівнювання витрат та зменшення амплітуди коливань концентрації забруднень задля стабілізації навантаження на очисні споруди. Далі стічна вода подається в 2 первинні відстійники вертикального типу, в них відбувається осадження завислих частинок. Проте, вміст завислих речовин в усереднювачі високий – до 1100 мг/дм<sup>3</sup>, і ефективності відстоювання недостатньо для проведення ефективного біологічного очищення, тому, з метою підвищення ступеня видалення завислих речовин, крім того, видалення шерсті, жирів, СПАР тощо, наступним етапом є напірна флотація з використанням флокулянту.

Біологічне очищення стічних вод виконується за використання аеротенка з аноксидною та аеробними зонами, з метою поглибленого видалення сполук азоту. Першою зоною споруди є аноксидна, де практично відсутній розчинений кисень, та міститься найбільша кількість органічної речовини та нітратів, що стимулює проходження процесу денітрифікації. Концентрація нітратів в стічній воді, що подається в аноксидну зону забезпечується за рахунок нітратного рециклу з кінця споруди (з четвертої зони аеротенка), це дозволяє забезпечити мікроорганізми-денітрифікатори достатньою кількістю необхідного субстрату. Ступінь нітратного рециклу – 300%. Аноксидна зона обладнана мішалками для інтенсивного перемішування стічної води та активного мулу.

Після аноксидної зони стічна вода надходить в двохкоридорний аеротенк (1 коридор – перша зона, 2 коридор – друга-четверта зони), де відбувається процес видалення органічних речовин за рахунок біологічного окиснення мікроорганізмами активного мулу. У результаті розкладення азотвмісних органічних сполук утворюється амонійний азот, який переходить у форму нітритів та нітратів за рахунок процесу нітрифікації.

Стічна вода після аеротенка поступає у вторинний відстійник та після відділення активного мулу подається на стадію доочищення (на напірні піщано-гравійні фільтри) для доведення якості води до норм скиду.

У роботі було визначено основні показники забруднень у стічній воді на різних етапах очищення (на виході із споруд), та розраховано загальні ефекти очищення (таблиця).

Середні показники забруднення стічних вод шкірзаводу на виході із очисних споруд на етапах очищення

Показник \ Споруд	Усереднювач	Флотатор	Аеротенк				Вторинний відстійник	Загальний ефект, %	
			Аноксидна зона	Аеробні зони					
				1	2	3			4
pH	9,7	-	8,84	7,97	8,08	8,22	8,23	8,32	-
ХСК, мг/дм <sup>3</sup>	3200	-	2400	2400	-	-	-	120	96,3
Завислі речовини, мг/дм <sup>3</sup>	1100	570	-	-	-	-	-	170	84,5
Концентрація, мг/дм <sup>3</sup> – розчиненого кисню	-	-	0,09	2,31	4,45	4,79	3,95	3,05	-
– NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	265,5	-	256,25	1,47	2,1	0,6	0,4	0,87	99,7
– NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,79	-	0,54	0,56	0,1	0,04	0,1	0,1	87,3
– NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4,2	-	5,16	30,7	26,69	22,7	22,7	26,69	-

Як видно з таблиці, загальний ефект очищення стічної води від усереднювача до вторинного відстійника складає за ХСК - 96,3%, за завислими речовинами - 84,5%, за амонійним азотом - 99,7%, за нітритами - 87,3%, що є дуже високими показниками, враховуючи початкові концентрації забруднюючих речовин.

Проте, для підвищення ефективності роботи технології, пропонується провести математичне моделювання задля визначення раціональних параметрів. Наприклад, регулювання витрати повітря дозволить зменшити затрати на обслуговування станції.

З іншої сторони, на ефективність процесу очищення стічної води впливають нітратний та муловий рецикли, відповідно при зміні коефіцієнту нітратного рециклу буде підвищуватись ступінь видалення сполук азоту. Тоді як за впровадження рециклу активного мулу можна досягти загального підвищення ефекту очищення стічної води на виході.

Аналіз проблеми очищення стічних вод заводів по виробництву шкіри на прикладі підприємства «Світ Шкіри» показав, що існуючі комплексні технології очищення дозволяють досягнути необхідного рівня очищення для таких висококонцентрованих стоків. Ефект очищення стічної води існуючою технологією цілком задовольняє вимоги до скиду. Проте, задля забезпечення економічної ефективності роботи станції, рекомендується провести математичне моделювання з метою визначення раціональних параметрів.

#### СПИСОК ВИКОРИСТАНОЇ ЛІТЕРАТУРИ:

1. Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source / M. Qadir et al. Natural Resources Forum. 2020. Vol. 44, no. 1. P. 40–51. URL: <https://doi.org/10.1111/1477-8947.12187>
2. Efficient Treatment of Leather Wastewater by a Combination of Cept and Sbr: Performance and Microorganism / Zhuoyang Yu et al. 2023. P. 29. URL: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4563169>.



## ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН ДЛЯ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД ВІД СПЛУК ФОСФОРУ

*Грищенко Ю.С., ст., Саблій Л.А., д.т.н., проф.*

*Національний технічний університет України «Київський  
політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна  
uragrisenko90@gmail.com*

В останнє десятиліття очищення стічних вод від фосфатів набуло важливого значення з екологічної точки зору. Стічні води, які потрапляють на міські очисні споруди, мають високий вміст фосфатів (більше 20 мг/дм<sup>3</sup>), і при використанні сучасної біологічної технології їх очищення фосфати не видаляються належним чином, залишаючись у стічних водах у концентраціях близько 15 мг/дм<sup>3</sup>, що перевищують допустиму норму в Україні (не більше 3,5 мг/дм<sup>3</sup>) більш ніж у 4 рази. У порівнянні з європейськими стандартами, де допустима концентрація фосфатів становить менше 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, наші показники перевищують норми у 75 разів [1]. Очищення води від фосфатів здійснюється з метою:

- Запобігання евтрофікації. Фосфати є одним із основних чинників, що сприяють евтрофікації водних об'єктів (річок, озер, ставків і морів). Евтрофікація веде до надмірного росту водоростей і водних рослин, що в свою чергу, призводить до «цвітіння води» та отруєння водних організмів. Це може спричинити масову загибель риби і інших водних істот.
- Збереження водних екосистем. Фосфати негативно впливають на біорізноманіття водних екосистем, знижуючи кількість і різноманітність видів, які можуть існувати в таких середовищах.
- Збереження водних ресурсів для використання людиною. Стічні води, забруднені фосфатами, можуть ускладнювати процеси очищення води для подальшого використання в питному водопостачанні або в промисловості. Це також негативно впливає на смак і якість води.

Сполуки фосфору потрапляють у водні ресурси з різних джерел. Серед них варто відзначити атмосферні опади, стоки забудованих територій, річкові стоки, вивітрювання континентальних порід. Крім того, джерелами фосфатів можуть бути відходи промислових підприємств і автомийок. Значну роль у забрудненні водою грають також мешканці міст, які використовують мийні засоби та іншу побутову хімію, що містить фосфати, які впливають на водну рослинність [2].

Метою роботи є аналіз ефективності застосування вищих водних рослин для очищення стічних вод від сполук фосфору і, таким чином, доведення концентрації фосфатів до норм скиду у відкриті водойми для зменшення економічних витрат на процес очистки.

Однією з інноваційних біотехнологій є використання фітореакторів з вищими водними рослинами для покращення ступеня очищення стічних вод. Склад стічних вод сприяє розвитку різних організмів, включаючи нитчасті бактерії, дріжджі, низькі гриби та вищі водні рослини. Рослини впливають на якість води не лише завдяки своїм

фільтраційним властивостям, але й завдяки здатності нагромаджувати, перетворювати та видаляти багато речовин.

Використання вищих водних рослин (ВВР) є ефективним способом покращення очищення стічних вод. Ці рослини швидко ростуть і активно забирають з води практично всі біогенні елементи та їх сполуки, що робить їх необхідними у процесі очищення водойм. Біотехнологія, яка базується на цьому принципі, дозволяє інтенсифікувати процес самоочищення води та забезпечує ефективне використання водних ресурсів. Це природний і стійкий до забруднення метод, де рослини виконують роль біологічного фільтра, збираючи забруднення від води та сприяючи її очищенню. На фітопоглинальну здатність рослин значною мірою впливає структура рослин, здатність до зберігання поживних речовин, місце зберігання (тканини або коріння) і структура кореня.

Різні види ВВР можуть бути використані згідно з умовами, типом забруднення та іншими факторами. Проведені експерименти з вісьмома водними рослинами (*Ludwigia peploides* і *Hydrocharis dubia*, *Lythrum salicaria*, *Sagittaria sagittifolia*, *Canna indica*, *Sparganium stoloniferum*, *Rotala rotundifolia* і *Ludwigia ovalis*), що були оброблені п'ятьма розчинами фосфору (3,0, 3,5, 4,0, 4,5 і 5,5 мг/дм<sup>3</sup>) протягом 5 тижнів у теплиці влітку при температурі повітря від 25 до 35 °С, показали високу ефективність видалення сполук фосфору (перевищувала 95%) [2].

Система спільної очистки господарсько-побутового та поверхневого стоку, яка функціонує у місті Вільямстоун в Ірландії вражаюча за своєю ефективністю [3]. Вона включає мілководні лагуни з різними видами водних рослин, такі як очерет, рогіз, лілія та ряска, для очищення стоку перед його скидом в природні водойми. За два роки роботи системи в середньому спостерігається істотне зниження концентрацій забруднюючих речовин, включаючи зниження БСК на 48%, завислих речовин на 83%, загального азоту на 51% і загального фосфору на 13%. Крім того, важливо відзначити, що система також дуже ефективно видаляє патогенні організми, досягаючи видалення на рівні 99,77%. Це важливо для безпеки водопостачання та дотримання стандартів якості води. У США було показано, що водний гіацинт може забезпечити високий рівень очищення стічної води за показником БСК<sub>5</sub> - до 97-98 %. Це свідчить про його великий потенціал для очищення господарсько-побутових стічних вод від органічних забруднень [4].

У Китаї водний гіацинт також виявився дуже ефективним для очищення стічних вод від сполук фосфору та азоту. Результати дослідження свідчать, що ефективність очищення від цих забруднень складає відповідно 53,9 % та 92,9 % [5].

Дослідження з рослиною *E. Crassipes* показали, що при навантаженні за сполуками фосфору 0,45–0,90 кг/м<sup>3</sup> та швидкістю проточної води 0,004–0,008 м<sup>3</sup>/год·м<sup>2</sup> ефективність видалення сполук фосфору становила 62 %. А дослідження за різних штучних умов з ряскою *Lemna minor* показали, що за штучного люмінесцентного освітлення та підігріву, вміст фосфатів у воді з 25 мг/дм<sup>3</sup> зміг знизитися до 9 мг/дм<sup>3</sup> всього за 48 годин [6, 7].

В Норвегії застосовується технологія "біоплато", що базується на використанні ВВР для очистки стічних вод [3]. Вона включає в себе декілька ключових факторів, які впливають на її ефективність:

- Температура води та повітря. Температура води та повітря може впливати на ріст та активність ВВР. Вищі температури можуть сприяти швидшому росту рослин та очищенню води.

- рН та Eh середовища. Кислотність (рН) та потенціал окиснення-відновлення (Eh) води можуть впливати на ріст ВВР та їх здатність видаляти забруднення.
- Період року. У різні пори року може бути різна активність ВВР. Наприклад, у весняну та літню пору може бути більше росту та очищення.
- Гідрравлічне навантаження. Гідрравлічне навантаження на споруди важливе для ефективної очистки води. Велике гідрравлічне навантаження може обмежити можливості ВВР.
- Початкова концентрація забруднюючих речовин. Вища початкова концентрація забруднюючих речовин може впливати на швидкість та ефективність очищення.
- Видовий склад ВВР. Різні види ВВР можуть забезпечувати різну ефективність видалення забруднень.
- Час контакту. Тривалість контакту води з біоценозом ВВР важлива для ефективної очистки.
- Режим експлуатації. Спосіб та режим експлуатації біоплато, такі як частота збирання рослин, може впливати на її ефективність.

Дослідження показали, що ця система ефективна у видаленні різних типів забруднень і має значний потенціал для покращення якості стоку. Вона досягає високого рівня видалення фосфору (21-44%), азоту (до 15%) і завислих речовин (45-75%) [5].

Системи на основі закритих біоплатформ гідропонного типу (ЗБГТ) представляють собою інтерес, як інженерно-біологічний підхід до очистки стічних вод. ЗБГТ поєднує елементи очистки води з використанням іммобілізованих мікроорганізмів та вищих водних рослин. Основна особливість цієї технології полягає в тому, що якість води регулюється за допомогою штучно створеного гідробіоценозу, який формується в спеціально створеній споруді без відкритого дзеркала води [3].

#### Висновки

Рослинність відіграє значну роль в засвоєнні та зберіганні фосфору. Таким чином, поглинання фосфору рослинами зменшує видалення фосфору в екотехнологічних системах відновлення. Вибравши відповідні види рослин, можна збільшити видалення фосфору, оскільки неорганічний фосфор важливий для росту рослин. Використання рослин для очистки від фосфатів мають такі переваги, як простота експлуатації та обслуговування, низька вартість і потреба в енергії, а також використання природних процесів. Проте використання цих рослин стає неефективним для очищення висококонцентрованих стічних вод, тому їх доцільно застосовувати для доочистки стічних вод.

#### Література:

1. Іванченко А. В. Одержання органо-мінеральних добрив з продуктів очистки міських стічних вод від фосфатів: дис. ... канд. техн. наук: 05.17.01. Дніпропетровськ, 2010. 20 с.
2. Прокопчук О.І. Фосфати у водних екосистемах / О. І. Прокопчук, В.В. Грубінко //наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Сер. біол.,2013. №3 (56).С.78-85
3. Healy, A. M. Cawleyb. Nutrient Processing Capacity of a Constructed Wetland in Western Ireland. – Journal of Environmental Quality, 2002. – Volume 31, P. 17391747
4. McAnally A.S., Benefield J.D. Use of constucted water hiacinth treatment systems to upgrade small flow municipal wastewater treatment // J. Environ. Sci and Health. – 1992. – 27, № 3. – P. 903927.

5. Jinfeng Li. Removal effects of aquatic plants on high-concentration phosphorus in wastewater during summer [Електронний ресурс] / Jinfeng Li, Yihong Wang, Jianwei Cui. – 2022. – Режим доступу до ресурсу: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479722020072>

6. Василюк Т. П. Ефект очищення стічних вод біологічним методом з використанням рослин виду *Eichornia crassipes* *Eichornia crassipes* Martius за різного гідравлічного навантаження / т. П. Василюк. // Державний агроекологічний університет.

7. Жиленко К. А. Використання вищих водних рослин для очищення стічних вод шкіряно-хутрового виробництва від фосфору / К. А. Жиленко. // Ресурсозбереження та охорона навколишнього середовища.

## ВИЛУЧЕННЯ РАДІОНУКЛІДІВ ЦЕЗІЮ-137 ІЗ СЛАБОАКТИВНИХ РАДІОАКТИВНИХ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ.

*Гузій С.Г., Лук'янова В.В., Пузач О.В., Туцький Д.Г.*

*Державна установа «Інститут геохімії навколишнього середовища Національної академії наук України», Україна, Київ, [sguziy2@gmail.com](mailto:sguziy2@gmail.com)*

Сучасний розвиток атомної енергетики спрямований на досягнення сталого розвитку шляхом вироблення чистої енергії. В той же час, отримання енергії супроводжується накопиченням техногенних радіоактивних відходів, які утворюються під час видобутку та переробки уранових руд, при збагаченні урану, виготовленні атомних реакторів, експлуатації атомних електростанцій, переробці та регенерації відпрацьованого ядерного палива, витоків під час перевезення та зберігання радіоактивних відходів та ін. [1, 2]. При цьому, неминуче утворення рідких радіоактивних відходів, стічних вод, які містять цезій, стронцій та інші природні радіонукліди. Особливої уваги потребує  $^{137}\text{Cs}$ , який є продуктом ділення плутонію та урану, відноситься до основних дозоутворюючих радіонуклідів, має тривалий період напіврозпаду (більше тридцяти років), характеризується високою летючістю, розчинністю та активністю [3].

Актуальним завданням екологічної безпеки є вирішення проблем вилучення залишкових концентрацій радіоактивного цезію-137 із слабоактивних водних розчинів. На сьогоднішній день відомо багато методів вилучення іонів цезію, але як показує практика, найбільш дієвим є комбінація кількох методів та досягнення селективного вилучення  $^{137}\text{Cs}$ . Самими розповсюдженими методами є: адсорбція, іонний обмін, хімічне осадження, хімічне відновлення, мембранні технології, коагуляція, екстракція, іонна флоатація [2, 4]. Адсорбційні методи набули найбільшого розповсюдження в технологіях знезараження рідких радіоактивних відходів завдяки широкому спектру адсорбентів, економічності процесу, простій технології та широкому діапазону застосування. Найбільш ефективними сорбентами для вилучення цезію є фероціанідні сорбенти (синтетичні матеріали на основі фероціанідів заліза (III), нікелю (II), міді (II) та інших металів або їх сумішей). Ці матеріали, завдяки своїй стійкості, вартості та сорбційними параметрами переважають відомі синтетичні сорбенти на основі силікагелю та кремнезему. Тому, актуальним постає питання отримання ефективних сорбційних матеріалів задля вилучення іонів  $^{137}\text{Cs}$  із слабоактивних рідких радіоактивних відходів.

В роботі було досліджено комплексний неорганічний сорбент (КНС) на основі трьох складових: порошкоподібного фероціаніду міді (ФЦ-Сu), залізомідного аморфного компоненту (отриманого в умовах плазми та електролізу) та портландцементу (ПЦ-500). За даними РФА та ІЧС залізомідний аморфний компонент складається з 3-х кристалічних фаз: Fe-fcc - 3,85 mass% (scf: 0,3339); Fe-bcc - 6,71 mass%; (scf: 0,5828); FeO - 89,44 mass% (scf: 7,7663) та містить рентгеноаморфну складову у вигляді FeCuОНСl (рис.1).

Слабоактивну радіоактивну воду готували кислотним методом із ґрунту відібраного в передмісті м. Фокусіма в районі АЕС. Наважку ґрунту масою 1 г протягом доби розчиняли в 10 мл 40% HF, при перемішуванні додавали 700 мл водопровідної води, доводили рН до значень не більше 8,5 розчином NaOH. Концентрація іонів натрію складала 0,09 моль/л. Така концентрація іонів натрію не впливає на сорбцію іонів  $^{137}\text{Cs}$  КНС. Активність по  $^{137}\text{Cs}$  досліджуваної води визначали за допомогою установки АТОЛ-3М.

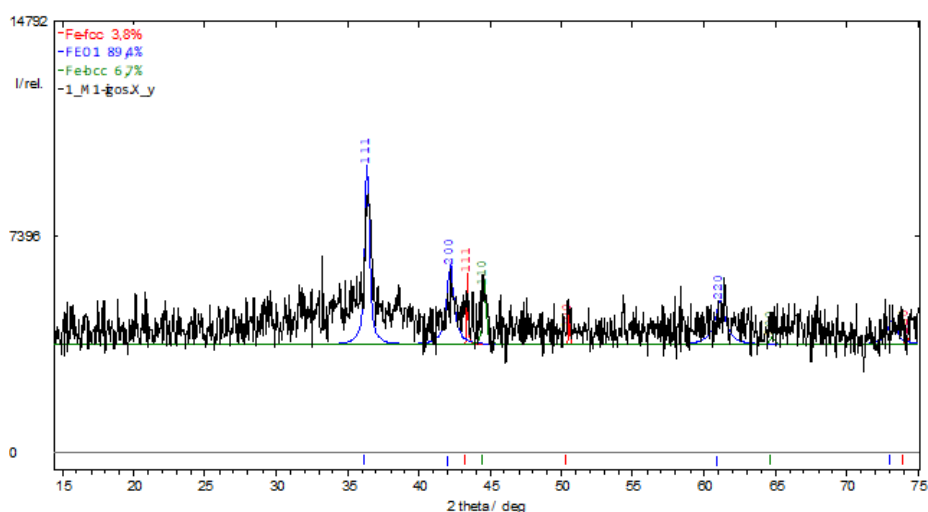


Рис. 1. Рентгенограма залізомідного аморфного компоненту КНС.

Слабоактивну радіоактивну воду готували кислотним методом із ґрунту відібраного в передмісті м. Фокусіма в районі АЕС. Наважку ґрунту масою 1 г протягом доби розчиняли в 10 мл 40% HF, при перемішуванні додавали 700 мл водопровідної води, доводили рН до значень не більше 8,5 розчином NaOH. Концентрація іонів натрію складала 0,09 моль/л. Така концентрація іонів натрію не впливає на сорбцію іонів  $^{137}\text{Cs}$  КНС. Активність по  $^{137}\text{Cs}$  досліджуваної води визначали за допомогою установки АТОЛ-3М.

Встановлено, що вилучення цезію-137 із слабоактивних водних розчинів складає до 93-100% в залежності від співвідношення компонентів КНС. Оптимізацію компонентного складу КНС проводили за допомогою трьохфакторного, трирівневого методу експерименту в математичному середовищі STATISTICA12. У якості варійованих факторів було обрано: кількість залізомідного аморфного компоненту (10-30 мл) – фактор Х1; кількість ФЦ-Сu (0,5-2,0 г) – фактор Х2; кількість портландцементу (0,5-2,0 г) – фактор Х3. В якості нормативних параметрів було обрано: очищення радіоактивної води до 0 Бк/л і ступінь вилучення  $^{137}\text{Cs}$  (%). Графічна інтерпретація отриманих результатів дослідження зображена на рисунку 2.

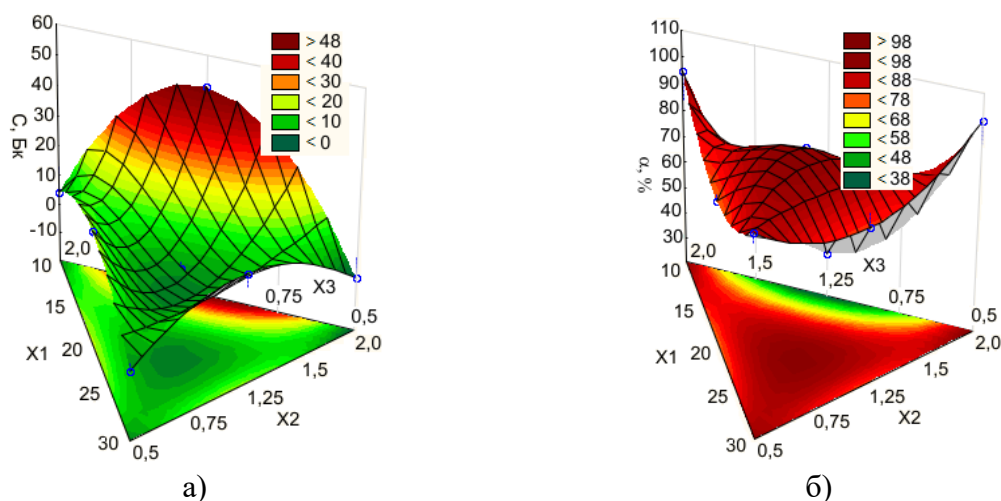


Рисунок 2. Ізопараметричні діаграми впливу варійованих факторів на активність по  $^{137}\text{Cs}$  (а) та ступеню його вилучення (б).

Отримані дані показали (рис. 2), що у факторному просторі спостерігається наявність оптимальних зон по очищенню слабоактивної води від іонів цезію-137 і ступеню його вилучення, які обмежуються у першому випадку (рис. 2, а) по X1 вмістом залізомідного аморфного компонента від 22 до 25 мл, по X2 вмістом ФЦ-Си від 0,9 до 1,3 г, по X3 вмістом портландцементу від 0,6 до 0,85 г; у другому випадку (рис. 2, б) по X2 вмістом залізомідного аморфного компонента від 23 до 24 мл, по X2 вмістом ФЦ-Си від 0,8 до 1,0 г, по X3 вмістом портландцементу від 0,8 до 0,95 г. Накладання отриманих діаграм одна на одну дозволяє визначити оптимальну область існування компонентного складу КНС, яка відповідає нормативним рівням: фактор X1 - вмістом залізомідного аморфного компонента від 22,5 до 24,5 мл, по X2 - вмістом ФЦ-Си від 0,85 до 1,15 г, по X3 - вмістом портландцементу від 0,7 до 0,9 г.

В результаті виконаної роботи була проведена оптимізація компонентного складу КНС, який дає можливість повністю вилучити  $^{137}\text{Cs}$  із слабоактивних радіоактивних водних розчинів.

#### Літературні джерела:

1. Ewing R.C. Nuclear fuel cycle: environmental impact // *MRS Bull.* – 2008. – Vol. 33. – P. 338–340. <https://doi.org/10.1557/mrs2008.68>
2. Wang, J., Zhuang, S. Removal of cesium ions from aqueous solutions using various separation technologies. *Rev Environ Sci Biotechnol* **18**, 231–269 (2019). <https://doi.org/10.1007/s11157-019-09499-9>
3. Arai, H., Fukushima, T., & Onda, Y. (2022). Radiocesium accumulation in Lake Kasumigaura by riverine input and migration following the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Management*, *320*, 115905.
4. Soliman, A.M., Madbouly, H.A., El Sheikh, E.S. *et al.* Selective removal and immobilization of cesium from aqueous solution using sludge functionalized with potassium copper hexacyanoferrate: a low-cost adsorbent. *J Radioanal Nucl Chem* **330**, 207–223 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10967-021-07964-w>

## НОВІ ПІДХОДИ ДО ЗНИЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ У ШКІРЯНОМУ ВИРОБНИЦТВІ

Давидюк Д. А.

Науковий керівник Андреева О. А.

Київський національний університет технологій та дизайну

Україна, м. Київ

*o.a.andreyeva.ukr@gmail.com*

У наш час екологічні ризики вважаються одним із найважливіших аспектів у діяльності будь-якого промислового підприємства. Основною метою управління екологічним ризиком є своєчасне запобігання негативним екологічним наслідкам за допомогою застосування дієвих методів їх зниження. До таких методів належать пошук нових ресурсів, більш ефективних способів оброблення, зменшення витрати або заміна небезпечних матеріалів на безпечні або менш небезпечні у діючому технологічному процесі.

У даній роботі розглянуто деякі нові підходи до зниження екологічних ризиків у виробництві натуральної шкіри.

Через значний асортимент застосовуваних матеріалів природного та штучного походження й велику кількість утворюваних відходів шкіряні заводи є промисловим сектором з високим впливом на довкілля [1]. Серед основних екологічних ушкоджень виділяють насичення водою біогенними елементами, особливо фосфором і азотом, що супроводжується зростанням біологічної продуктивності водних басейнів. Під час процесу дублення шкіри використовується велика кількість сполук хрому, які можуть викликати забруднення води у локальних масштабах. Присутність у стічних водах бору у високих концентраціях може спричинити фітотоксичність для сільськогосподарських культур у разі використання цих вод для зрошення [2, 3]. Тому стічні води шкіряного виробництва повинні очищатися відповідним чином через велику кількість забруднюючих хімікатів та біологічних залишків, що утворюються в процесі виробництва. Виходячи з цього, групою іспанських дослідників зі сталого використання, управління та меліорації ґрунту та води [4] протестовано пілотну систему з покращення традиційного очищення промислових стоків шкіряного виробництва. Система працює у періодичному режимі як екологічно чиста система, мета роботи якої полягає у видаленні азоту, фосфору, бору та хрому зі стоків шкіряного заводу з використанням штучно створеного водно-болотного угіддя з горизонтальним підземним потоком із трьох осередків, засаджених очеретом звичайним *Phragmites australis*. Цю рослину обрали через її здатність адаптуватися до кліматичних умов, особливостей водно-болотних угідь, а також через чудову здатність поглинати забруднюючі речовини.

Результати дослідження показали, що оптимальний час для очищення стічних вод на водно-болотному угідді для видалення фосфору і хрому становить 3 дні витримки (ефективність видалення 78 та 48 % відповідно), проте, через 7 днів ці елементи також були видалені. Навпаки, концентрації азоту і бору не знижувалися у жодній контрольній точці, тому для підвищення ефективності видалення цих елементів необхідно випробувати нові види макрофітів та різну тривалість витримки. Зазначена система очищення з використанням водних макрофітів є недорогою і дуже адекватною альтернативою для очищення промислових стічних вод. Вона підходить для зниження концентрації деяких елементів у промислових стічних водах шкіряних заводів, а також для зниження концентрації забруднюючих речовин до значень нижче граничних для деяких параметрів, встановлених нормативною документацією щодо потенційного повторного використання

очищеної води для зрошування. До того ж, посадки очерета мінімізують ризик евтрофікації за рахунок зниження концентрації фосфору та хрому у стічних водах, що, у свою чергу, знижує ризик забруднення ґрунтових та прісних вод, оскільки покращує якість води [4].

У Китаї розроблено ефективну стратегію видалення аміачного азоту  $\text{NH}_3\text{-N}$  зі стічних вод після процесу знезолування, у яких його концентрація найвища серед усіх стічних вод шкіряного виробництва. Для цього запропоновано метод осадження фосфатом магнію-амонію (МАФ). Експериментально встановлено, що приблизно 80 % аміачного азоту видаляється протягом 20 хвилин при мольному співвідношенні  $\text{P} : \text{Mg} : \text{N} = 1,2 : 1,2 : 1,0$  та  $\text{pH} = 9,5$ . Концентрації аміачного та загального азоту у стічних водах шкіряних заводів (складових стічних вод усіх стічних вод шкіряного виробництва) різко знижуються за рахунок оброблення стічних вод після зоління осадами МАФ, що значно підвищує ефективність біологічного очищення промислових стоків. Залишкова концентрація  $\text{NH}_3\text{-N}$  в очищених стічних водах менше 2 мг/л. Загальна концентрація фосфору збільшується менш, ніж на 0,4 мг/л, що вказує на відсутність вторинного забруднення фосфором після осадження фосфатом магнію-амонію [5].

Хромове дублення займає чільне місце у виробництві шкіри для постійної стабілізації матриці «шкура-шкіра». Але, незважаючи на безліч переваг (висока термічна стабільність, простота та низька вартість оброблення і т.і.), нинішня практика хромового дублення не є екологічно стійкою. Погане поглинання сполук хрому (близько 55-65 % за вагою, решта скидається в потік стічних вод у концентрації близько 3000 мг/л) та утворення навантаження TDS (*Total Dissolved Solids* – загальна кількість всіх розчинених у воді солей) є основними екологічними загрозами традиційної системи хромового дублення. Разом з тим, одним із ефективних альтернативних підходів до стабілізації матриці «шкура-шкіра» вважається безсольове хромове дублення, яке досі не отримало комерційного застосування через низку практичних труднощів. У зв'язку з цим авторами [6] зроблено спробу створити дві практично життєздатні високопродуктивні безсольові системи хромового дублення: з використанням знезолувального розчину (CTDL) та зі зміною порядку додавання маскувальної солі (COAMC).

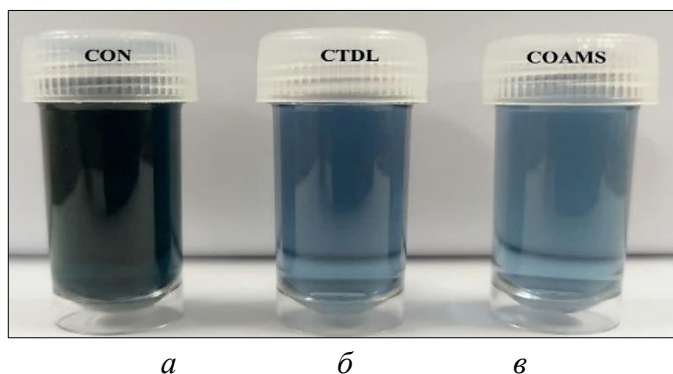


Рисунок 1. Відпрацьовані дубильні розчини, одержані: *a* - за традиційною системою дублення (CON); *б*, *в* - за новими системами безсольового дублення (CTDL та COAMC)

Традиційно для процесу знезолування використовуються переважно солі амонію і відпрацьований розчин містить сіль амонію, яка не прореагувала, а також деяку кількість солі кальцію, яка утворилась в процесі нейтралізації. Підраховано, що концентрація солі



(TDS) у відпрацьованому знезолувальному розчині становить 2,5-3,0 %. З урахуванням цього розроблено процес використання солі, яка присутня у знезолувальному розчині, для підкиснення, без використання додаткової солі під час дублення. При цьому величина РК при знезолуванні знижується до 50 %, що забезпечує збільшення концентрації солі в системі. Одним із факторів ризику у розробленому процесі є перетворення сульфід натрію, що виноситься з процесу зоління, на токсичний сірководень. Утворення останнього можна уникнути, окиснюючи сульфід натрію до сульфату за допомогою пероксиду водню.

Інший підхід до безпикельного хромового дублення розроблено шляхом зміни порядку додавання солей, що маскують. Традиційно маскувальні солі додаються в процесі підлужування і їхня роль полягає лише у зміні зарядової/гідролітичної поведінки хрому та підвищенні температури осадження хрому. При такому підході ці реагенти додаються перед процесом підкиснення для запобігання кислотної бубняви та змінювання природи дубильних сполук хрому, що призводить до посилення їх дифузії в дерму.

Обидва запропонованих метода забезпечують зниження РК до 50 % (для збільшення іонної сили і градієнта концентрації), підвищення показників температури зварювання шкіряного напівфабрикату Вет блу (104 °C) та ступеня виснаження сполук хрому (90 %).

Фотографія стічних вод, зібраних із різних систем дублення, приведена на рис. 1, з якого зрозуміло, що звичайний розчин темніше, ніж у двох інших системах дублення.

Як зазначено вище, метод хромового дублення є найпоширенішою формою дублення шкіри у світі, але він несе ризик утворення шестивалентного хрому, вміст якого у шкіряних виробках обмежений: не вище 3 мг/кг. Крім іншого, певні процеси можуть призвести до окиснення натуральних жирів або жирувальних матеріалів з ненасиченими вуглець-вуглецевими зв'язками, в результаті чого утворюються молекули вільних радикалів, які можуть сприяти окисненню Cr(III) до Cr(VI). Автоокисненню ненасичених ліпідів сприяє вплив високої температури та світла, особливо УФ-випромінювання. Серед інших відповідних виробничих практик додавання синтетичних фенольних антиоксидантів (СФА) під час синтезу жирувальних матеріалів або при виробництві шкіри може бути цілком прийнятним інструментом для запобігання автоокисненню ліпідів. На підставі цього у роботі [7] оцінювалась ефективність довголанцюгового синтетичного антиоксиданту 1135 (АО1135, CAS RN® 125643-61-0) для запобігання утворенню Cr(VI). Ефективність АО1135 була протестована на двох різних типах шкіри (овчина, овчина хутрова) з двома різними жирувальними засобами (незахищеним та захищеним від окиснення). Захищений засіб був створений з використанням АО1135. Крім того, для оброблення шкіри були застосовані два комерційні продукти, у складі яких містився АО1135. Після завершення процесу дублення шкіру піддавали двом різним процесам термічного старіння.

АО1135 був визнаний ефективним СФА для запобігання утворенню Cr(VI), його застосування у післядубильних процесах не змінює зовнішній вигляд шкіри. В іншому випадку, якщо при проведенні післядубильних процесів не використовуються якісна сировина або засоби запобігання утворенню Cr(VI), ненасичені жирувальні матеріали або присутні у шкірі природні жири можуть стати причиною утворення Cr(VI).

### Література:

1. Raper, E.; Stephenson, T.; Anderson, D. R.; Fisher, R.; Soares, A. Industrial wastewater treatment through bioaugmentation. *Process Saf. Environ. Prot.* **2018**, 118, 178–187.

2. Vignati, D. A. L.; Ferrari, B. J. D.; Roulier, J.; and etc. Science of the Total Environment Chromium bioavailability in aquatic systems impacted by tannery wastewaters. Part 1: Understanding chromium accumulation by indigenous chironomids. *Sci. Total Environ.* **2019**, 653, 401–408.
3. Can, O.; Yakar, A.; Gür, N. Bioaccumulation and toxicity assessment of irrigation water contaminated with boron using duckweed *Lemna gibba* L. in a batch reactor system. *J. Hazard. Mater.* **2017**, 324, 151–159.
4. Amalia, García-Valero, Silvia, Martínez-Martínez; Анхель, Фаз; and etc. Treatment of wastewater from the tannery industry in a constructed wetland planted with *Phragmites australis*. *Agronomy.* **2020**, 10 (2), 176.
5. Hao, Wang; Chao, Lei; Yunhang, Zeng; and etc. Efficient removal of ammonia-nitrogen from deliming effluent by using magnesium ammonium phosphate precipitation method. *JALCA.* **2022**, 117 (3), 104–112.
6. M., Sathish, R., Aravindhan and J. Raghava, Rao. Salt-free chromium tanning: practical approaches. *JALCA.* **2022**, 117 (1), 3–9.
7. Irene, Compte; Quim, Torras; Francina, Izquierdo; and etc. Use of long-chain synthetic phenolic antioxidants to produce chromium tanned leather without risk of hexavalent chromium. *JALCA.* **2023**, 118 (10), 439-450.

## **ВПЛИВ СТРУКТУРИ ВОДИ НА ВЛАСТИВОСТІ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ**

*Доленко С.О., Романюкіна І.Ю., Головков А.М., Кравченко Г.М.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАНУ, Україна, м. Київ,  
[molekyla-@ukr.net](mailto:molekyla-@ukr.net)*

Вода – основа життєдіяльності людини та запорука здоров'я нації. За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я понад 80% всіх захворювань людей безпосередньо пов'язані з вживанням неякісної води. У зв'язку з цим Всесвітня організація охорони здоров'я визнає завдання забезпечення населення якісною питною водою головним розділом програм охорони здоров'я людини. Це дає підстави вважати необхідність забезпечення населення якісною питною водою найактуальнішою проблемою сучасності, яка потребує комплексного вирішення.

Відповідно до усталеної світової практики придатність води для пиття оцінюють за чотирма критеріями: епідеміологічним, органолептичним, санітарно-токсикологічним та радіаційним. Проте в останні роки накопичується все більше даних, що вказують на ще один не врахований критерій – структурованість питної та мінеральної води. Експериментальні та клінічні дослідження показали, що ступінь структурованості води багато в чому визначає її біологічну активність, а структурована фаза води відіграє важливу роль у життєдіяльності організмів [1].

Питання зміни властивостей води внаслідок її структурної перебудови почали широко вивчатися близько 30 років тому з досліджень по обробці води магнітним полем. На сьогодні в науці та суспільстві спостерігається підвищений інтерес до вивчення змін біологічних, лікувальних та інших властивостей води та водовмісних систем після цілеспрямованої модифікації її структури із застосуванням, зокрема, низько енергетичних впливів.

Як відомо, структура води змінюється під дією будь-яких зовнішніх факторів, в тому числі і під час розчинення у воді різних сполук. При цьому зміна структури води при взаємодії з забрудниками може суттєво впливати на енергію зв'язку молекул компонентів розчину і, як наслідок, відображатися на їх впливі на водні екосистеми. Це може відбуватися не тільки при концентраціях, близьких до розчинності, але і при малих концентраціях (в дуже розведених розчинах), за яких часто присутні екотоксиканти. Слід зазначити, що під структурою води (точніше водного розчину) треба розуміти статистичну впорядкованість складної системи розчинник – розчинена речовина – продукти їх взаємодії в елементарному об'ємі за заданих умов, що характеризується певними ближнім і далеким оточенням щодо вибраних компонентів розчину різної природи, типом внутрішніх і міжмолекулярних взаємодій, ступенем їхньої зв'язаності.

В даній роботі було проведено дослідження в широкому концентраційному діапазоні обраних екотоксикантів по встановленню кореляції між концентраційними залежностями структурних перебудов, фізико-хімічних властивостей та біоактивності контрольних біологічних об'єктів. Для вивчення було обрано водні розчини аніонної поверхнево-активної речовини – додецилбензолсульфонату натрію (ДДБСН), фенолу, гідрокарбонату натрію та карбонату калію, а також нітратів цинку та міді. Вибір поверхнево-активних речовин (ПАР) обумовлено, в першу чергу, спробою доведення того факту, що структурні перебудови спостерігаються в широкому концентраційному інтервалі і не пов'язані лише з особливостями будови молекул забрудників (а саме з дифільним характером молекул ПАР), по-друге, з точки зору їх широкого використання, різноманітного асортименту, а також масового скидання у навколишнє природне середовище.

Вибір фенолу (молекулярного) обумовлено його специфічною взаємодією з розчинником. Як зазначає ряд авторів, при контакті фенолу з водою відбувається утворення гідратних структур – фенол-водних кластерів, які експериментально та теоретично досліджено в газовій фазі [2]. У цих дослідженнях показано, що гідроксильна група фенолу завдяки водневим зв'язкам бере участь в утворенні циклічних структур з водою, діючи як донор і акцептор Н-зв'язку. На додаток до цих гідрофільних взаємодій, ароматичне кільце фенолу також може діяти як слабкий акцептор Н-зв'язку. Гідратні структури фенолу у рідкому стані були досліджені шляхом комбінованого моделювання дифракції нейтронів та молекулярно-динамічного моделювання [3]. Вони вказують на те, що вода сильно скоординована з гідроксильною групою фенолу шляхом утворення Н-зв'язаних структур, тоді як гідратація неполярних груп бензольного кільця мала суто гідрофобний характер. Отже, фенол у воді демонструє взаємодії як гідрофільного, так і гідрофобного типу, і, таким чином, це особливо цікавий кандидат на дослідження явищ гідратації на молекулярному рівні, а також впливу гідратації токсичних сполук на їх детоксикацію. Крім того, присутність у будові молекули фенолу донорів та акцепторів Н-зв'язку обумовлює його здатність до самоасоціації.

Аніон гідрокарбонату цікавий не тільки тим, що він є одним із основних матричних іонів всіх типів питних вод, але й своєю хімічною взаємодією з водою – реакцією гідролізу. Було зроблено припущення, що гідратація підсилює зміни фізико-хімічних показників при структурних перебудовах у розчинах.

Гідрокарбонат натрію та карбонат калію, а також нітрати цинку і міді було обрано для дослідження впливу на структуру води іонів, які характеризуються позитивною та негативною гідратацією. Деякі іони, що міцно зв'язують воду, уповільнюють обмін між найближчими молекулами води (у порівнянні з чистою водою), наприклад,  $\text{Li}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ . Таке явище називається позитивною гідратацією. Однак інші іони

прискорюють такий обмін –  $K^+$ ,  $Rb^+$ ,  $Cs^+$ ,  $Br^-$ ,  $I^-$  – відповідно підвищуючи невпорядкованість молекул води навколо себе. Такі іони характеризуються негативною гідратацією. В даний час уявлення про позитивну та негативну гідратацію знайшли глибоке обґрунтування і підтверджуються великою кількістю експериментальних робіт.

В якості контрольних біологічних об'єктів вибрані рачки дафнії – *Daphnia magna* Straus (*D. magna*). Рачки дафнії, особливо обраний вид, визнано найбільш універсальним тест-об'єктом за чутливістю та адекватністю реагування на різні забруднюючі речовини. Це обумовлено, з одного боку, зручними і відносно простими умовами культивування – легко утримуються в лабораторних акваріумах, швидко розмножуються. З іншого боку, досить високий рівень організації (наявність кровоносної і нервової систем) дозволяє екстраполювати токсикологічні результати на інших багатоклітинних представників екосистем і навіть людини. До того ж вони мають великі розміри, за рахунок чого можливо вести візуальні спостереження за багатьма реакціями без використання спеціалізованих засобів вимірювань.

При дослідженні фізико-хімічних параметрів було обрано електропровідність, рН та окисно-відновний потенціал. Такий вибір обумовлено тим, що зміна цих показників з ростом концентрації АПАР, фенолу, нітратів цинку і міді (які не гідролізують) може бути обумовлена саме структурними перебудовами у розчині.

При дослідженні структурних перебудов в роботі також обрано експериментально доступні характеристики утворених структур – їх розмір та кількість, які було отримано з використанням установки «Кластер-1». В основі роботи установки лежить метод, який широко використовують для масового аналізу дисперсних систем, а саме метод малокутового розсіювання світла, що ґрунтуються на вимірі кутового розподілу інтенсивності розсіяного світла при проходженні лазерного променя через диспергований зразок. Установка «Кластер-1» дозволяє аналізувати оптичні неоднорідності в розмірному інтервалі дисперсної фази від 0,5 до 2000 мкм.

Лабораторна культура *D. magna* була отримана у Лабораторії біотестування та біоіндикації (Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського, Україна). Культуру утримували в синтетичній лабораторній воді в умовах постійного освітлення/темряви (16:8 годин), за температури 20 – 22 °С і згодовували дріжджовою суспензією з поновленням води кожні два дні. Утримання, культивування та процедуру біотестування в лабораторних умовах здійснювали відповідно стандартним методикам. Критерієм оцінки впливу забруднювачів на *D. magna* був індекс виживання ювенільних форм дафній у водних розчинах на основі деіонізованої води з різною концентрацією досліджених компонентів. Контролем служила деіонізована вода без додавання забрудника. Тривалість експерименту становила 73÷96 години. Температура води протягом усього експерименту підтримувалася на рівні 22 °С за допомогою кліматичних камер (МІР - 3) з терморегуляторами, світловий режим відповідав зміні дня та ночі. Умови навколишнього середовища підтримувалися однаковими протягом усього експерименту. Усі експерименти проводили відповідно до етичних стандартів та принципів, прийнятих у Директивах ЄС 2010/63/EU щодо випробувань на тваринах.

**Висновки.** Встановлено, що всі досліджені концентраційні залежності є нелінійними і мають або ступінчатий характер, або чітко виражені екстремуми, які спостерігаються в однакових концентраційних діапазонах, незалежно від природи забруднювача. Крім того, для розчинів ПАР та фенолів характерними є додаткові критичні точки, що відповідають за самоасоціацію цих речовин (утворення міцел ПАР і асоціатів фенолів). Також встановлено, що для розчинів солей, які піддаються гідролізу, амплітуда змін більш виражена. Таким

чином, за результатами досліджень можна зробити висновок, що наявність домішок у певних концентраціях, незалежно від їх природи, призводить до зміни структури водних розчинів і, відповідно, до зміни їх фізико-хімічних властивостей.

Встановлено, що поведінка водних біологічних об'єктів також чутлива до структурних перебудов в розчинах, але при менш тривалому контакті з забрудником (2 - 30 годин), що не передбачено методикою біотестування (час проведення біотесту 48 - 96 годин). Також на прикладі солей цинку та міді встановлено, що виживання рачків *D. Magna* залежить від типу гідратації цих катіонів. Добавки Zn(II) на всьому дослідженому концентраційному діапазоні (0,002÷2,5 мМ) при достатньо тривалому часі контакту (до 27 годин) практично не впливають на виживання рачків (загиблість 0%), в той час, як для добавок Cu(II) вже з другої години при концентрації 2,5 мМ рачки починають гинути (загиблість складає 10%), а на 6-й годині загиблість рачків в розчинах з 1,0 мМ Cu(II) вже досягає 90%. Крім того, для Zn(II) відсутня залежність загиблості дафній від концентрації металу у розчині, в той час, як для добавок Cu(II) - залежність від концентрації токсиканта має нелінійний стрибкоподібний характер, що явно вказує на структурні перебудови у розчині. Різницю у реакціях-відповідях дафній на вплив однакових концентрацій міді і цинку можна пояснити електронною структурою двох перехідних металів, яка обумовлює їх різну поведінку щодо молекул води. Відповідно до [4], величини вільної енергії зв'язування молекул води при гідратації для Zn(II) і Cu(II) становлять, відповідно, -0,75 і +2,39 кДж·моль<sup>-1</sup>. Від'ємне значення енергії зв'язування взаємодії цинк-вода вказує на сильну спорідненість атомів кисню води до цинку(II). У випадку Cu(II) було виявлено домінування відштовхування. Таким чином, більша гідратна оболонка навколо атомів Zn(II) і обумовлює менший токсичний вплив іонів на біоту.

Отже встановлено, що реакції-відповіді біоти на присутність токсичних компонентів дають цінну інформацію не тільки про їх токсичність, але й щодо структурних й динамічних властивостей сольватованих систем взагалі.

#### Посилання

1. Sidorenko, G., Brilly, M., Laptev, B., Gorlenko, N., Antoshkin, L., Vidmar, A., Kryžanowski, A. (2021). The role of modification of the structure of water and water-containing systems in changing their biological, therapeutic and other properties. Overview. *Water*, 13, 2441.
2. Plugatyr, A., Nahtigal, I., Svishchev, I.M. (2006). Spatial hydration structures and dynamics of phenol in sub- and supercritical water. *J. Chem. Phys.*, 124 (2), 024507.
3. Sidhu, K.S., Goodfellow, J.M., Turner, J.Z. (1999). Effect of molecular shape and electrostatic interactions on the water layer around polar and apolar groups in solution. *Chem. Phys.*, 100, 7943 – 7950.
4. Moin, S.T., Hofer, T.S. (2016). Zinc- and copper-porphyrins in aqueous solution – two similar complexes with strongly contrasting hydration. *Mol. BioSyst.*, 12, 2288 – 2295.

# ДОСЛІДЖЕННЯ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ І СТАБІЛЬНОСТІ АРТЕЗІАНСЬКИХ ВОД В СИСТЕМІ БЮВЕТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ НА ТЕРИТОРІЇ М. КИЄВА

*Доленко С.О., Попова В.В., Олексієнко О.Ю.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В.Думанського НАН України, м. Київ, sdolenko@ukr.net*

Всесвітня організація охорони здоров'я визнає завдання забезпечення населення якісною питною водою головним розділом програм охорони здоров'я людини. Це дає підстави вважати проблему гігієни водопостачання, тобто забезпечення населення якісною питною водою, найактуальнішою проблемою сучасності, яка потребує комплексного вирішення. Зростання населення та урбанізація все більше чинить тиск на міське водопостачання. Згідно з оцінками ООН до 2025 р. половина населення світу житиме в районах з нестачею води. В зв'язку з цим в окремих регіонах гостро стоїть питання забезпечення населення питною водою не тільки в якісному, але і в кількісному відношенні. Крім того, нещодавня глобальна криза охорони здоров'я через COVID-19 підкреслює важливість доступу до чистої води для забезпечення здоров'я населення.

На сьогодні більше половина міст України з чисельністю населення понад 100 тисяч чоловік через дефіцит потужностей забезпечується водою за графіком. Крім того воєнні дії на території України загострюють проблему дефіциту якісної питної води. Проте подача води за графіками та її тривала відсутність у водопровідних мережах сприяє, як хімічному, так і, в більшій мірі, бактеріальному забрудненню. Через відсутність місцевих джерел значна кількість населених пунктів України, частково чи повністю споживають привезену питну воду.

В останні часи все більш привабливими ресурсами питної води є підземні води, які є стійким високоякісним джерелом, оскільки менш сприятливі до короточасних змін режимів опадів ніж поверхневі води. Тільки підземні артезіанські води досить надійно захищені від антропогенного забруднення і можуть споживатися без додаткового очищення і знезараження хімічними реагентами. Київ має багату історію використання підземних вод для цілей водопостачання. Перша артезіанська свердловина була побудована ще в 1895 р. Зараз кілька сотень свердловин подають артезіанську воду в мережу міського водопроводу, де вона змішується з очищеною та хлорованою водою з Дніпра та Десни і поступає в наші водопровідні крани. В загальному об'ємі водопровідної води м. Києва артезіанська становить 15-20%. Проте вказані добавки артезіанської води не покращують якість водопровідної води. Це пов'язано з тим, що застарілі технології та обладнання, які реалізовані у водоочисних спорудах, вже не забезпечують бар'єрної ролі і необхідних якісних показників води після очищення.

До того ж використання підземних глибинних вод, які є цінним стратегічним запасом, на 100% для цілей водопостачання не раціонально. Тому, що та частина води, яка використовуються людиною для пиття та приготування їжі, складає близько 1%. В зв'язку з цим ще в кінці минулого сторіччя було запропоновано розділити воду на питну та господарчу, і використовувати артезіанські підземні води тільки для питних потреб шляхом роздачі через систему бюветів. З 1997 р. кияни отримали можливість використовувати для

пиття «живу» артезіанську воду, яка подається до бюветів із глибини 90-337 м без обробки будь-якими хімічними реагентами.

З 1998 р. по 2005 рр. Інститутом колоїдної хімії та хімії води НАН України проводився з періодичністю один рік розширений моніторинг вод бюветних комплексів, який включав дослідження хімічного складу понад 60 хімічних показників, в тому числі показники мікробіологічної безпеки та біотестування. В подальшому розширений контроль бюветів був здійснений в 2017 р. В проміжках між вказаними термінами і по сьогоднішній час проводилися вибіркові спостереження за спрощеною програмою.

В представленій доповіді на підставі тривалого моніторингу надано аналіз артезіанських вод з бюветів м. Києва не стільки щодо їх якості, як до їх складу та його стабільності. Саме стабільність хімічного складу показує ступінь захищеності артезіанського джерела від забруднення та впливу зони живлення на якість води, а також дозволяє роботи прогнози щодо стану джерела в майбутньому. Крім того, співвідношення основних неорганічних іонів та їх кількісний вміст у воді впливає на її найважливіші властивості, такі, як рівень рН, лужність, жорсткість та загальна мінералізація. Визначення цих показників для запобігання утворення накипу на побутових приладах чи промислового обладнання. Проте це більш стосується технічних вод. Для питних вод більш важливим є виявлення бальнеологічних властивостей води, які напряду залежать від вмісту певних біогенних компонентів. Отже, для питних вод кількісний хімічний склад не повинен перевищувати гранично допустимі концентрації, встановлені відповідними нормативними документами для окремих показників, а також не бути нижче за мінімальній фізіологічно необхідний вміст мінеральних солей та мікроелементів.

Бювети столиці споживають артезіанську воду з водоносного комплексу Сеноман-Келовейських відкладів (з глибини 90-193 м) і водоносного горизонту Середньо-Юрських відкладів (з глибини 256-337 м) західної частини Дніпровського артезіанського басейну. Для підземних вод характерна вертикальна зональність, яка полягає в закономірній зміні зон підземних вод, що відрізняються за мінералізацією, хімічним складом, гідрохімічним режимом із збільшенням глибини залягання водоносного шару. Встановлено, що за мінералізацією досліджені води з різних водоносних горизонтів мало відрізняються. Так для Сеноманського водоносного горизонту трохи менша за 450 мг/дм<sup>3</sup>, а для Юрського горизонту вона складає 450-550 мг/дм<sup>3</sup>. Більш помітно змінюється склад води, який визначається за вмістом матричних іонів.

Встановлено, що склад вод різних бюветів м. Києва, які живляться з Сеноманського водоносного горизонту, стабільний в часі та не залежить від місця знаходження бювету. Для вод цього водоносного горизонту характерним є домінуючий вплив іонів кальцію та гідрокарбонатів. Бювети, що живляться з Юрського водоносного горизонту мають більш різноманітний склад. Проте, основним є збільшення іонів магнію, натрію та калію, а також хлоридів та сульфатів. Особливо слід виділити води бюветів, що живляться з Юрського водоносного горизонту на масиві Вигоровщина-Троєщина. Вони мають аномально високий для Юрського водоносу вміст іонів натрію та хлоридів. Серед ймовірних причин даного явища називалися: залягання соляного куполу під цією територією; водообмін з північно-східною частиною Дніпровсько-Донецької западини, яка має переважно хлоридний тип вод; техногенне посилення водообміну між різними водоносними горизонтами і поверхнею; вплив діяльності геологічних розломів, що простягаються територією Києва. Ще одне пояснення гідрохімічної аномалії пов'язано з надходженням у водні горизонти порових розчинів, що утворюються при літифікації глинистих осадів. Глинисті пори утворюють велику кількість порової води. При зміні тиску внаслідок водовідбору, глина

виділяє у водоносний горизонт порові розчини разом з мінеральними компонентами. В зоні активації розломів при збільшенні температури віддача порових вод у водоносний горизонт збільшується. Оскільки Юрські глини утворені в морських умовах, їх порові розчини збагачені хлоридами, то при зниженні артеріального тиску збільшується перекид порових розчинів у водоносні горизонти. Тобто, збагачення хлоридами артезіанських вод по цій схемі може бути викликано міграцією порових вод, що виділяються при літифікації глинистих осадів морського походження в зонах активації тектонічних порушень.

Також встановлено, що склад деяких бюветів з часом сильно змінився (рис.1).

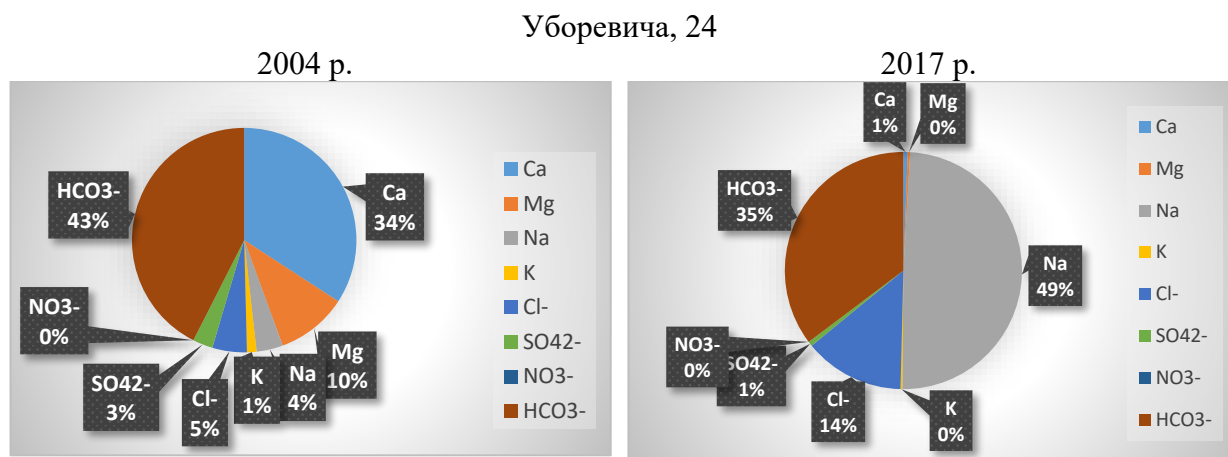


Рисунок 1 – Діаграма розподілу матричних іонів в бюветі на вул. Уборевича, 24

Як видно, спостерігається суттєва зміна води: від гідрокарбонатно-кальцієво-магнієвої до гідрокарбонатно-хлоридно-натрієвої, а в деяких випадках до гідрокарбонатно-натрієвої, що безумовно повинно відобразитися на бальнеологічних властивостях води. Отже вода стає такою, що за мінімальним фізіологічно необхідним вмістом мінеральних солей не відповідає нормативним документам.

Зміна складу води пов'язана з застосуванням станцій доочистки води на зазначених бюветних комплексах хоча для цього не було значних передумов. У більшості випадків досліджені води характеризуються високою якістю, не містять важких металів, токсичних та канцерогенних речовин, нітратів, вільні від мікробного забруднення та безпечні для здоров'я. Однак слід зазначити, що в різних районах міста є бювети, в яких періодично збільшується каламутність і з'являється запах, що зазвичай збігається із збільшенням концентрації заліза, мангану та сульфідів, але це не означає, що необхідно використовувати технології, які кардинально змінюють склад води. Мета використання бюветних комплексів полягала в тому, щоб надати доступ споживачам саме до природної «живої» води, склад якої не є випадковим, а формувався протягом багатьом тисячоліть і обумовлений функціональною необхідністю кожного компоненту системи для забезпечення водою біосферних процесів. Тобто для підтримки тривалої динамічної стабільності води, як відкритої нерівноважної системи, так і для функціонування біологічних об'єктів, в тому числі і людини. Тому кардинальна зміна складу природної води, що призначена для питних цілей є щонайменше безвідповідальним вчинком.



## МОДИФІКУВАННЯ ПРИРОДНОГО КЛИНОПТИЛОЛІТУ ЗАКАРПАТСЬКОГО РОДОВИЩА ДЛЯ ОДЕРЖАННЯ ФІЛЬТРУВАЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ З ДОДАТКОВИМИ ФУНКЦІОНАЛЬНИМИ ВЛАСТИВОСТЯМИ

*Знак З.О., Матвіїв Т.І., Мацьків М.Я., Пиріг М.А.*

*Національний університет «Львівська політехніка», Україна, м. Львів  
zenovii.o.znak@lpnu.ua*

Суттєве збільшення поллютантів у природних водах, спричинене недостатнім очищення промислових стічних вод, а й воєнними діями внаслідок агресії росії, а також величезними обсягами вод, які необхідно очистити для потреб споживачів, зумовлює необхідність пошуку відносно дешевих методів очищення, зокрема, суміщення низки технологічних процесів. Це дасть змогу суттєво зменшити собівартість очищення вод, спростити технологічний процес.

До показників якості природних вод, які суттєво погіршились в останні роки, належать вміст завислих та органічних речовин, йонів кольорових металів, бактеріологічні показники. Зазвичай очищення таких вод потребує реалізації декількох послідовних процесів. Тому з метою зменшення числа стадій процесу очищення води доцільно суміщати такі, як фільтрування, окиснення органічних сполук, сорбція йонів кольорових та важких металів, знезаражування вод тощо.

Виконані попередніми дослідженнями роботи, зокрема, модифікування природного клиноптилоліту йонами на високо дисперсними частинками срібла підтвердили правильність вибраного напрямку досліджень. Отримані сорбенти, які окрім високої грязеемкості володіють антимікробними властивостями, успішно використовуються для підготовки природних вод на низці тваринницьких комплексів Львівщини.

Наступні досліджені спрямовані на дослідження модифікування природного клиноптилоліту сполуками мангану, заліза та міді. Особливу увагу зосереджено на використанні фізичних впливів на досліджувані системи з метою суттєвого пришвидшення процесу модифікування, зменшення енергетичних витрат та контрольованого осадження сполук з, передусім, каталітичними властивостями. Відтак, процеси модифікування проводились не тільки у традиційному режимі перемішування та термічного оброблення, як базові процеси для порівняння, але й під дією акустичних випромінювань ультразвукового (УЗ) діапазону, електромагнітних випромінювань надвисокочастотного (НВЧ) діапазону.

Попередніми дослідженнями показано, що модифікування цеоліту мангану(IV) оксидом відбувається ефективно у полі НВЧ-випромінювань внаслідок розкладу мангану нітрату, яким попередньо імпрегнували клиноптилоліт. Показано, що зі збільшенням середніх розмірів частинок цеоліту вплив УЗ-випромінювань посилюється. Так, якщо за дисперсності 0,1...0,15 мм приріст сорбційної ємності під дією УЗ збільшувався на 5...7 %, то для частинок 2,5...3,0 мм він зростає до 30...35 %. Оброблення вологого цеоліту, насиченого розчином мангану нітратом, в НВЧ-полі дає змогу отримати високо дисперсні частинки  $MnO_2$  на цеоліті за час, щонайменше вдвічі менший, ніж за термічного оброблення.

Суттєве пришвидшення процесу сорбції сполук заліза та міді як прекурсорів для, наприклад, оксидів заліза та міді, які цілеспрямовано осаджують на цеоліт, під дією УЗ-випромінювання за кількісними параметрами схоже, як і для сполук срібла.

Застосування НВЧ-випромінювання дає змогу отримати високодисперсні частинки  $Fe_xO_y$  змінного складу, який можна контролювати як на стадії насичення клиноптилоліту розчинами сполук заліза, так і під час його НВЧ-оброблення. Рентгенофазовим та енергодисперсійними методами аналізів підтверджено отримання, зокрема, таких оксидів заліза, як  $FeO$  та  $Fe_2O_3$ . Наявність магнітних властивостей частинок цеоліту з розмірами  $0,1 \dots 0,15$  мкм зумовлене наявністю на їх поверхні магнітосприйнятливих оксидів заліза. Це, у подальшому дасть змогу використовувати їх у процесах очищення води у режимі перемішування з подальшим їх відділенням з водних середовищ седиментацією та електромагнітним методом.

Оксидам міді, як і мангану ( $MnO_2$ ) та заліза, також притаманні каталітично-окисні властивості, які можна використати у процесах очищення води. Прекурсорами отримання оксидів міді слугують або розчини реагентів – солей міді, або стічні води гальванічних виробництв, що містять йони міді у значних концентраціях. Процес розкладу сполук міді відбувається складніше, ніж, наприклад, нітрату мангану. На цьому етапі досліджень встановлено, що після перетворення міді(II) хлориду, сорбованого клиноптилолітом, на гідроксид, для його конверсії до міді оксиду у НВЧ-полі необхідно використовувати вуглець як відновник у вигляді сажі. Тому альтернативним на тепер залишається термічний розклад.

Водночас, виконані попередні дослідження із застосування зразків модифікованих сорбентів підтверджують їх ефективність не тільки як власне сорбентів, але й як каталітично активних композицій. Тому подальші дослідження будуть проводитись в окреслених вище напрямках.

## **ЗНАЧЕННЯ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ ДЛЯ ПИТНИХ ПОТРЕБ**

*студентка Карлова Г.*

*Науковий керівник: к.т.н., Твердохліб М. М.*

*Національний технічний університет України*

*"Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Україна, м. Київ,*

*e-mail: [madamtverdohleb@gmail.com](mailto:madamtverdohleb@gmail.com)*

*[anutkakarlova373@gmail.com](mailto:anutkakarlova373@gmail.com)*

В останнє десятиліття забруднення води стало глобальною проблемою, попит на чисту та безпечну для здоров'я воду зріс у декілька разів. Враховуючи зменшення кількості джерел придатних для водопостачання та погіршення якості води, можна з упевненістю сказати, що ця проблема погіршуватиметься з кожним роком.

До основних забруднювачів природних вод, що є небезпечними для здоров'я людини, можна віднести – хімічні сполуки, такі як нітрати, фториди, важкі метали, речовини органічного походження, та біологічні такі як, бактерії, віруси, гриби. Окрім хімічних токсикантів, біологічне забруднення питної води хвороботворними мікроорганізмами має більш небезпечний вплив на здоров'я населення. Навіть у вже очищеній воді можуть бути присутні небезпечні патогени, потрапляючи туди внаслідок повторного забруднення при

транспортуванні трубопроводами. Спалахи інфекційних захворювань, спричинені патогенними бактеріями, вірусами та паразитами часто пов'язані з вживанням неякісної питної води, особливо це притаманно країнам з низьким рівнем розвитку [1].

Всесвітня організація охорони здоров'я (ВООЗ) надає рекомендації щодо якості питної води для розроблення національних правил і стандартів для забезпеченням громадського здоров'я [2]. Доступ до безпечної питної води є важливим питанням здоров'я населення на національному, регіональному та місцевому рівнях.

На законодавчому рівні в Україні закріплені санітарні норми (ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною») відповідно до яких, питна вода призначена для споживання людиною, повинна відповідати таким гігієнічним вимогам: бути безпечною в епідемічному та радіаційному відношенні, мати сприятливі органолептичні властивості та нешкідливий хімічний склад [3].

У системі заходів забезпечення належної якості питної води важливе місце займає її знезараження, що передбачає знищення або видалення мікроорганізмів, зокрема збудників інфекційних захворювань.

Переважаючим і широко застосовуваним засобом дезінфекції все ще залишається хлор, який переважно використовується у формі гіпохлориту натрію або діоксиду хлору, хоча дезінфекція води озоном також часто присутня на станціях водоочищення. Окрім хімічних методів знезараження води використовується УФ-випромінювання.

Озон має високу окислювальну здатність та ряд переваг в механізмах дії на клітини мікроорганізмів. Він характеризується вищою ефективністю дезінфекції, ніж дезінфекція хлором. Проте встановлено та досліджено утворення органічних (наприклад, альдегідів, карбонових кислот і кетонів) і неорганічних (наприклад, броматів) побічних продуктів дезінфекції, які можуть викликати рак [4]. Крім того, при озонуванні питної води відсутній ефект післядії, залишкова концентрація озону розпадається менше, чим через 1 годину. Тому, зазвичай озонування води поєднують з іншим методом знезараження.

Хоча хлорування води забезпечує тривалий ефект післядії та має широкий спектр дії на мікроорганізми, а також простоту та економічні переваги застосування, цей метод також має і ряд недоліків. В присутності природних органічних речовин у випадку використання хлору у воді утворюються побічні продукти дезінфекції, які мають канцерогенні, мутагенні й тератогенні властивості [5]. Тому останнім часом на станціях підготовки води використовують гіпохлорит натрію та діоксин хлору, основними побічними продуктами яких є утворення хлориту ( $\text{ClO}^{2-}$ ) і хлорату ( $\text{ClO}^{3-}$ ). Вважається, що розкладання залишкового діоксиду хлору та інших кінцевих продуктів реакції відбувається швидше, ніж у випадку хлору, і тому ці сполуки не становлять небезпеки для водного середовища.

Альтернативою використання хлору є застосування суміші оксидантів ( $\text{HClO}$ ,  $\text{OCl}^-$ ,  $\text{Cl}_2$ ), що одержують методом електролізу розчину кухонної солі [6]. Основними їх перевагами є набагато менша кількість утворення або відсутність токсичних і канцерогенних побічних продуктів. Електрохімічна дезінфекція в технологіях очищення води передбачається після етапів коагуляції/флокуляції, седиментації та фільтрації, де це необхідно, аналогічно традиційним процесам хімічної дезінфекції.

Ще одним альтернативним реагентом для дезінфекції води може бути перманганат натрію ( $\text{NaMnO}_4$ ), який володіє такою ж природою дії, як і перманганат калію, але не є прекурсором. Згідно досліджень [7], використання перманганату натрію забезпечує ефективне вирішення таких проблем, як окислення та видалення з води неорганічних речовин (заліза та марганцю), окислення природних органічних речовин, зниження інтенсивності присмаків та запахів води, покращення кольоровості води.

Ультрафіолетове випромінювання (УФ) включає електромагнітне випромінювання між рентгенівськими променями та видимим світлом у діапазоні  $\lambda$  від 100 до 400 нм. Бактерицидна дія УФ-променів знаходиться в діапазоні 220-320 нм. Випромінювання проникає через клітинну стінку мікроорганізмів і поглинається нуклеїновими кислотами, викликаючи пригнічення реплікації та загибель клітин [8]. При обробці води УФ-випромінюванням не утворюються шкідливі речовини, проте воно і не має ефекту післядії. Дезінфекція води УФ-випромінюванням є найбільш прийнятною для приватного чи локального водопостачання.

Постійна жорсткість вимог до якості питної води на тлі інтенсивного забруднення джерел питного водопостачання, приводить до пошуку альтернативних методів знезараження води, заснованих, приміром, на спільній дії двох і більш реагентів для попередження повторного забруднення води під час її транспортування.

#### Літературні джерела:

1. Treacy, J. Drinking water treatment and challenges in developing countries. The relevance of hygiene to health in developing countries. – 2019. – pp. 55-77.
2. World Health Organization (WHO). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda. Geneva: World Health Organization, 2022., 585p.
3. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10) : Наказ МОЗ України від 12.05.2010 р. № 400 : станом на 22 берез. 2022 р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text> (дата звернення: 03.10.2023).
4. Pulicharla R. et al. Trends in ozonation disinfection by-products—occurrence, analysis and toxicity of carboxylic acids //Water. – 2020. – Т. 12. – №. 3. – С. 756.
5. Sorlini S. et al. How can drinking water treatments influence chlorine dioxide consumption and by-product formation in final disinfection? //Water Science and Technology: Water Supply. – 2016. – Т. 16. – №. 2. – С. 333-346.
6. Петрук В. Г., Стискал О. А. Аналіз сучасних безпечних альтернатив дезінфекції питної води //Екологічні науки: науково-практичний журнал/Головний редактор. – 2016. – С. 50
7. Bashynska I. Виробничі впровадження перманганату натрію (Carusol) для покращення якості питної води на очисних спорудах комунального підприємства «Житомирводоканал» //Traektoriâ Nauki= Path of Science. – 2020. – Т. 6. – №. 11. – С. 4001-4012.
8. Li X. et al. Evaluation survey of microbial disinfection methods in UV-LED water treatment systems //Science of the Total Environment. – 2019. – Т. 659. – С. 1415-1427.

## ФІТОРЕМЕДІАЦІЯ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ВІД АНТИБІОТИКІВ

*Кіка Л.С., Саблій Л.А.*

*Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Україна, Київ, пр. Перемоги 37, Київ, 03056, [liubov.kika@gmail.com](mailto:liubov.kika@gmail.com)*

Проблеми очищення стічних вод, забруднення навколишнього середовища та збереження біорізноманіття стають останнім часом все більш актуальними, пошук і розробка нових методів для видалення різноманітних забруднень зі стічних вод та відновлення природних екосистем стає надзвичайно важливим завданням. Один із таких методів, який здобуває популярність і привертає увагу дослідників, є фіторемедіація. Цей підхід базується на використанні рослин як природних агентів для очищення забруднених стічних вод та навколишніх середовищ від різноманітних поллютантів і токсинів.

Фіторемедіація представляє собою екологічно стійкий та ефективний метод, який може бути використаний для вирішення проблем забруднення стічних вод, а також ґрунту, водойм та інших природних об'єктів. Її актуальність зумовлена не лише важливістю збереження навколишнього середовища, але і тим, що вона може бути основою для розробки біотехнології очищення стічних вод.

Актуальність фіторемедіації полягає у тому, що цей метод стає все більш важливим в контексті сучасних розробок технологій очищення стічних вод, екологічних проблем та вимог стосовно збереження природного середовища. Ось кілька причин, чому фіторемедіація залишається актуальною:

1. Забруднення навколишнього середовища. Забруднення ґрунту і водойм токсичними речовинами, такими як важкі метали, нафта, пестициди і інші хімічні забруднювачі, залишається серйозною проблемою у багатьох регіонах світу. Фіторемедіація може бути ефективним способом вирішення цих проблем.

2. Екологічна безпека. Фіторемедіація є природним і екологічно безпечним методом, в якому використовують рослини для покращення стану навколишнього середовища. Це важливо в контексті зростаючої свідомості про необхідність збереження природних ресурсів і боротьби зі змінами клімату.

3. Ефективність. Дослідження і практичний досвід показують, що фіторемедіація може бути дієвою для очищення забруднених стічних вод, територій і водойм. Вона може бути використана окремо або в поєднанні з іншими методами ремедіації.

4. Економічна обґрунтованість. Фіторемедіація може бути менш витратною, ніж деякі інші методи ремедіації.

5. Можливість дослідження. Фіторемедіація є предметом активних досліджень і розвитку нових технологій і методів. Це стимулює науковий прогрес і розвиток нових рішень для боротьби із забрудненими стічними водами та різноманітними екологічними проблемами.

Загалом, фіторемедіація продовжує залишатися актуальною та важливою стратегією для збереження природного середовища і зменшення негативного впливу людської діяльності на природу.

Метою роботи є розгляд поняття та принципів фіторемедіації, вивчення її застосування для очищення забруднених стічних вод від лікарських засобів.

Екологічна біотехнологія, відома як фітосанація або фіторемедіація, використовує рослини для видалення або редукції забруднень з водних середовищ. Основна ідея полягає в тому, що рослини можуть поглинути антибіотики через свої корені.

Процес фіторемедіації може включати такі етапи [1, 2]:

1. Фітоекстракція. Рослини вирощують у забруднених водоймах, де вони поглинають антибіотики через корені. Після цього рослини видаляють і знищують.

2. Фіторизофіліяція. Рослини допомагають активувати мікроорганізми в ґрунті, які розкладають антибіотики на менш небезпечні речовини.

3. Фітодеградація. Рослини розкладають або перетравлюють антибіотики у воді або ґрунті через хімічні або біологічні процеси.

Процес фіторемедіації залежить від багатьох факторів, таких як тип антибіотиків, їх концентрація, середовище та види використовуваних рослин. Деякі рослини, що використовуються для фіторемедіації антибіотики, - латук, водорості, ріпак, осока і водяна лілія [3].

Важливо зауважити, що ефективність фіторемедіації може залежати від численних чинників, і дослідження на цю тему тривають, можливі нові підходи та рослинні види для використання у цій технології.

Очищення стічних вод від антибіотиків за допомогою водоростей - це метод фітосанації, в якому використовують потенціал водоростей для видалення антибіотиків та інших забруднень з водних середовищ. Водорості мають велику поверхню поглинання та здатність до біологічного розкладання різних сполук, включаючи антибіотики.

Основні механізми, якими водорості виконують очищення, включають [4, 5]:

1. Фітоекстракція. Водорості активно акумулюють антибіотики у своїх клітинах або на поверхні свого тіла, поглинаючи їх з навколишнього середовища.

2. Біологічний розклад. Деякі види водоростей можуть розкласти антибіотики шляхом біохімічних процесів, перетворюючи їх на менш токсичні сполуки.

3. Адсорбція. Водорості фізично здатні адсорбувати антибіотики на своїй поверхні, видаляючи їх з води.

4. Поглинання через кореневу систему. У деяких випадках водорості з кореневою системою можуть поглинати антибіотики через коріння, які потім можуть бути видалені разом з рослинами.

Для успішної фіторемедіації важливо вибирати такі види водоростей, які відповідають конкретним характеристикам забруднень, зокрема антибіотиків у стічних водах. Також важливо враховувати параметри середовища, такі як рН, температура та концентрація антибіотиків, щоб забезпечити ефективний процес фіторемедіації.

Фіторемедіація, як метод використання рослин для розробки біотехнології очищення стічних вод та очищення забруднених навколишніх середовищ, є актуальним і важливим підходом у сучасній науці. Завдяки своїй безпечності та ефективності вона стає необхідним інструментом для вирішення проблем забруднення ґрунту, водойм, їх очищення від різних видів токсичних забруднень.

Під час аналізу фіторемедіації було виявлено, що цей метод має багато переваг, таких як безпечність, економічна обґрунтованість та можливість використання для очищення стічних вод. Даний метод є об'єктом активних досліджень і розвитку нових технологій, що підсилює його актуальність і потенціал для вирішення проблеми очищення стічних вод, зокрема від антибіотиків.

Однак важливо враховувати, що ефективність фіторемедіації може залежати від багатьох факторів (вид рослин, тип та концентрація забруднень, тривалість процесу), і її застосування вимагає обґрунтування та належного контролю.

Використання фіторемедіації для подальших досліджень очистки стічних вод від антибіотиків може бути ефективним підходом для боротьби з цією серйозною проблемою.

Оскільки антибіотики можуть бути дуже стійкими до різних методів очищення води і забруднювати водні ресурси, фіторе mediaція може допомогти знизити їхню концентрацію в стічних водах. Ось як вона може бути використана для подальших досліджень:

1. Вибір спеціальних видів рослин. Важливо вибрати рослини, які володіють здатністю накопичувати або розкладати антибіотики. Деякі рослини мають природну здатність до фітоекстракції антибіотиків і можуть відфільтрувати їх з води.

2. Дослідження процесу фітоекстракції. Можна вивчати, наскільки ефективно рослини відділяють антибіотики від стічних вод і накопичують їх у своїх тканинах. Це може включати в себе аналіз концентрації антибіотиків у рослинах та воді після обробки.

3. Оптимізація умов росту рослин. Для максимальної ефективності фіторе mediaції можуть бути оптимізовані умови росту рослин.

4. Моніторинг та вимірювання результатів. Для оцінки ефективності фіторе mediaції важливо виконувати постійний моніторинг концентрації антибіотиків у стічних водах перед і після взаємодії з рослинами.

5. Розвиток практичних застосувань. Результати досліджень можуть бути використані для розробки біотехнології та раціональних параметрів очищення стічних вод фармацевтичних підприємств від антибіотиків, а також глибокого очищення міських стічних вод.

Загалом, використання фіторе mediaції для досліджень очистки стічних вод від антибіотиків може допомогти врегулювати цю серйозну проблему забруднення водних ресурсів та сприяти розвитку більш сталих та екологічно безпечних методів очищення води.

#### **Література**

1. Himshweta Singh, Gaurav Pant. Phytoremediation: Low input-based ecological approach for sustainable environment. *Applied Water Science*. 2023. Vol. 13. URL: [10.1007/s13201-023-01898-2](https://doi.org/10.1007/s13201-023-01898-2).

2. Ansari AA, Naeem M, Gill SS, AlZuaibr FM. Phytoremediation of contaminated waters: an eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *National Institute of Oceanography and Fisheries, Egyptian J of Aquatic Research*. 2020. URL: <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002>.

3. Mohita Chugh, Lakhan Kumar, Maulin P Shah, Navneeta Bharadvaja. Algal Bioremediation of heavy metals: An insight into removal mechanisms, recovery of by-products, challenges, and future opportunities. *Energy Nexus*. 2022. Vol. 7. URL: <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100129>.

4. Bhupinder Dhir. Phytoremediation: Role of Aquatic Plants in Environmental Clean-Up. *Springer New Delhi*. 2013. URL: <https://doi.org/10.1007/978-81-322-1307-9>.

5. Steven Mccutcheon, Jerald Schnoor. Phytoremediation Transformation and Control of Contaminants. *Environmental Science and Pollution Research*. 2004. URL: <https://doi.org/10.1007/BF02980279>.

# ШАРУВАТІ ПОДВІЙНІ ГІДРОКСИДИ ТА ЇХ КОМПОЗИТИ З МАГНЕТИТОМ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ НЕОРГАНІЧНИХ ЕКОТОКСИКАНТІВ З ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

*Кобець С.О., Демуцька Л.М., Пишико Г.М.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Україна, Київ,  
[kobez@ukr.net](mailto:kobez@ukr.net)*

Для токсичних важких металів характерні високі темпи біоаккумуляції та біомагніфікації у довкіллі у зв'язку з їх біологічною доступністю та стійкістю. Це викликає негативні наслідки для екосистем навіть при відносно невисоких концентраціях даних екоотоксикантів через їх канцерогенний, мутагенний та тератогенний вплив. За ступенем небезпечності вони розподіляються на три класи (для прикладу: Cd, Hg, Pb, Zn належать до 1 класу, Co, Ni, Cu – до 2 класу, Mn, Sr – до 3 класу), тому вони є пріоритетними забруднювальними речовинами гідросфери довкілля.

У представлений роботі показано застосування сорбційного, як ефективного та легкокеруваного, методу на основі екологічно безпечних поліфункціональних матеріалів – шаруватих подвійних гідроксидів (ШПГ) та їх композитів з магнетитом, для очищення водних середовищ від токсичних важких металів (ВМ). Враховуючи особливості хімічних властивостей Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II), Pb(II), Zn(II) і Mn(II), нами запропоновано сорбенти, які містять у міжшаровому просторі неорганічні (карбонат-аніони) та органічні (хелатні комплекси) ліганди, та ферінольні групи на поверхні бруситоподібних шарів ШПГ, яким властива стійка взаємодія специфічних функціональних атомних угруповань з зазначеними екоотоксикантами на основі положень гіпотези аналогій, запропонованої Кузнецовим В.І. Крім того, на підставі уявлення про форми існування та гідроліз неорганічних екоотоксикантів, а також значення рН водного розчину після введення сорбенту можна передбачити можливість їх вилучення шляхом утворення комплексних або важкорозчинних сполук [1,2].

При очищенні природних водних середовищ дані поліфункціональні матеріали з локалізованими шляхом інтеркаляції у міжшаровий простір лігандами забезпечують більш надійну іммобілізацію неорганічних екоотоксикантів у своїй багатошаровій структурі. Надання ШПГ магнітних властивостей не тільки підвищує їх технологічність за рахунок повної автоматизації вказаних технологічних переділів, а й дозволяє вводити додаткові активні сорбційні центри (ферінольні групи).

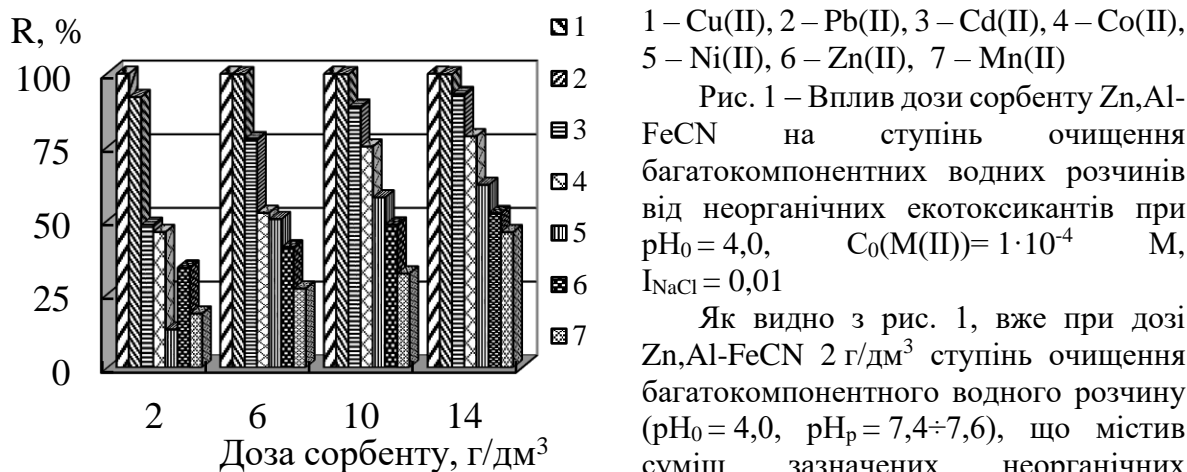
Встановлено, що максимальні величини сорбції Cu(II), Co(II) та Ni(II) на Zn,Al-ДТПА (диетилентриамінпентаацетат-аніони) досягаються у діапазоні  $pH_0 = 4,0 \div 8,5$  ( $pH_p = 6,3 \div 6,8$ ), для Pb(II) –  $pH_0 = 4,0 \div 5,0$  ( $pH_p = 6,3 \div 6,8$ ), що відповідає значенню рН утворення комплексів зазначених металів (II) з ДТПА – CuL ( $lg\beta = 20,5$ ), CuHL ( $lg\beta = 24,5$ ), Cu<sub>2</sub>L ( $lg\beta = 26,0$ ), CoHL ( $lg\beta = 23,8$ ), Co<sub>2</sub>L ( $lg\beta = 22,5$ ), NiHL ( $lg\beta = 25,6$ ), Ni<sub>2</sub>L ( $lg\beta = 25,4$ ), PbHL ( $lg\beta = 23,4$ ), Pb<sub>2</sub>L ( $lg\beta = 22,3$ ), тобто характер поглинання іонів металів (II) визначається передусім різною стійкістю їх комплексів з ДТПА та гідроксидів металів.

Варто зазначити, що константи стійкості комплексних сполук Pb(II)-ДТПА у розчині мало відрізняються від таких для Ni(II)-ДТПА та Co(II)-ДТПА. Однак для Pb(II) характерні



більш високі значення величин сорбції через те, що сорбційне вилучення Pb(II) на зазначеному сорбенті відбувається не тільки за механізмом комплексоутворення, але, очевидно, і за механізмом іонного обміну, а також за рахунок осадження Pb(OH)<sub>2</sub>, викликаного зміщенням рН<sub>0</sub> водного розчину до значення рН<sub>p</sub> > 6,0. Повного вилучення досліджуваних екотоксикантів з водних розчинів на зразку Zn,Al-ДТПА в даних умовах не спостерігалось. Це, ймовірно, пов'язано з тим, що при інтеркаляції Zn,Al-ШПГ органічним реагентом умови утворення хелатних комплексів металів дещо обмежені за рахунок стеричного фактора, на відміну від їх високої стійкості у водному розчині, і «повного розгорнення» ліганду на поверхні бруситоподібних шарів у міжшаровому просторі сорбенту не відбувається, тобто не всі функціональні групи ДТПА (аміно- та карбоксильні) можуть виступати в якості активних сорбційних центрів. При застосуванні Zn,Al-FeCN, на відміну від Zn,Al-ДТПА, досягається практично повне очищення водного розчину від Pb(II) вже при рН<sub>0</sub> > 3,5 (рН = 6,9), а Cu(II) навіть при рН<sub>0</sub> > 2,8 (рН<sub>p</sub> = 6,2). Інші досліджувані іони двохвалентних металів найбільш ефективно вилучаються в інтервалі рН<sub>0</sub> = 4,0 ÷ 6,0 (рН<sub>p</sub> = 7,2 ÷ 7,3). Проте для Ni(II), Zn(II) та Mn(II) сорбція з водних розчинів менш характерна в порівнянні з Cu(II), Co(II), Cd(II) та Pb(II). При очищенні водного середовища від Cu(II) уже при контакті рідкої та твердої фаз 5 хв досягаються максимальні величини сорбції вказаного екотоксиканту у зв'язку з високою селективністю до нього Zn,Al-FeCN. При очищенні водного середовища від Pb(II), Cd(II), Co(II) та Ni(II) сорбційна здатність Zn,Al-FeCN різко збільшується впродовж 15 хв та зі зростанням тривалості сорбції поступово підвищується. Сорбційна рівновага на зразку Zn,Al-FeCN встановлюється впродовж 3 год для всіх досліджених неорганічних екотоксикантів.

При вилученні Cu(II), Co(II), Cd(II), Ni(II) та Pb(II) з водних розчинів (рН<sub>0</sub> = 4,0) з іонною силою 0,01 зразком Zn,Al-FeCN та Ni(II) з водних розчинів (рН<sub>0</sub> = 4,5) з вказаною іонною силою зразком Zn,Al-ДТПА коефіцієнти розподілу даних іонів металів (II) практично не змінюються. Це є додатковим підтвердженням, що переважаючим механізмом вилученням катіонних форм зазначених неорганічних екотоксикантів є їх комплексоутворення з гексаціаноферат (II)- та диетилентриамінпентаацетат-аніонами, які знаходяться в міжшаровому просторі даних поліфункціональних матеріалів. Зауважимо, що для Pb(II) вилучення зразком Zn,Al-FeCN відбувається також за механізмом осадження, спричиненого сильним зміщенням рН<sub>p</sub> модельного водного розчину після додавання до нього сорбенту.



1 – Cu(II), 2 – Pb(II), 3 – Cd(II), 4 – Co(II), 5 – Ni(II), 6 – Zn(II), 7 – Mn(II)

Рис. 1 – Вплив дози сорбенту Zn,Al-FeCN на ступінь очищення багатоконпонентних водних розчинів від неорганічних екотоксикантів при  $pH_0 = 4,0$ ,  $C_0(M(II)) = 1 \cdot 10^{-4}$  М,  $I_{NaCl} = 0,01$

Як видно з рис. 1, вже при дозі Zn,Al-FeCN 2 г/дм<sup>3</sup> ступінь очищення багатоконпонентного водного розчину ( $pH_0 = 4,0$ ,  $pH_p = 7,4 \div 7,6$ ), що містив суміш зазначених неорганічних екотоксикантів у концентрації  $1 \cdot 10^{-4}$  М,

від Cu(II) досягав 99,7 %, а від Pb(II) – 91,8 %. Видно, що при дозуванні даного сорбенту 6÷14 г/дм<sup>3</sup> характерним є практично повне вилучення Pb(II). Крім того, суттєво зростає ефективність Zn,Al-FeCN відносно Cd(II) (78÷93 %) та Co(II) (53÷79 %). Також при дозі Zn,Al-FeCN 14 г/дм<sup>3</sup> досягається вилучення 62 % Ni(II) та 52 % Zn(II), а також 46 % Mn(II).

Проведена оцінка ефективності застосування поліфункціональних кальцинованих Zn,Al-, Mg,Fe- та Mg,Al-ШПГ (Zn,Al-КШПГ, Mg,Fe-КШПГ, Mg,Al-КШПГ), синтезованих у результаті термічної обробки впродовж 2 год при 400 °С вихідних карбонатних форм відповідних матеріалів, для сорбційного очищення вод від важких металів з водних середовищ різного хімічного складу. Встановлено, що в залежності від pH водного розчину та концентрації електроліту поверхня ШПГ, яка має сумарний негативний/позитивний заряд, відповідно може відігравати роль катіоніта/аніоніта, а також нейтральної частки, яка не має заряду. Для Zn<sub>2</sub>Al-ШПГ значення  $pH_{ТНЗ}$  становить 6,8, Zn<sub>2</sub>Al-КШПГ – 9,2, Mg<sub>2</sub>Fe-КШПГ – 10,7, Mg<sub>3</sub>Fe-КШПГ – 10,8, Mg<sub>4</sub>Fe-КШПГ – 11,0, Mg<sub>2</sub>Fe-ШПГ – 9,0, Mg<sub>3</sub>Fe-ШПГ – 8,7, Mg<sub>4</sub>Fe-ШПГ – 9,3.

Показано, що вже при  $pH_0 > 2,8$  спостерігається практично повне вилучення Cu(II), Co(II) та Cd(II) на кальцинованих зразках Mg<sub>2</sub>Fe-КШПГ, Mg<sub>3</sub>Fe-КШПГ, Mg<sub>4</sub>Fe-КШПГ, а також на карбонатній формі ШПГ – для Cu(II) з водних середовищ. При цьому наявним є сильне зміщення значень  $pH_p$  у слабкокислої та лужної області pH. Очевидно, що максимальні величини сорбції вказаних неорганічних екотоксикантів на кальцинованих ШПГ обумовлені осадженням  $M(OH)_2$  як у вигляді окремої фази на поверхні сорбційного матеріалу, так і частини структури даних сорбентів у результаті механізму ізоморфного заміщення. Початок осадження нерозчинних гідроксидів Cu(II), Co(II) та Cd(II) спостерігається при  $pH \approx 7,5 \div 8,0$  ( $Cu(OH)_2 - \lg K_s = 18,2$ ,  $Co(OH)_2 - \lg K_s = 14,8$  та  $Cd(OH)_2 - \lg K_s = 14,61$ ). Збільшення кількості сорбованих іонів Cu(II) на карбонатній формі Mg<sub>3</sub>Fe-ШПГ при  $pH_0 > 2,8$  ( $pH_p > 8,3$ ) відбувається в результаті співосадження її у вигляді гідрокарбонату (добуток розчинності для  $Cu_2CO_3(OH)_2$  складає  $7,8 \cdot 10^{-34}$ ). Крім того, вилучення досліджуваних неорганічних екотоксикантів на вказаному сорбенті в досліджуваній області pH обумовлено, ймовірно, зв'язуванням їх з гідроксильними групами на поверхні бруситоподібних шарів, а також ізоморфного заміщення Mg(II) на двохвалентні іони важких металів, зокрема, розміри іонних радіусів яких близькі до розмірів магнію.

Для досліджуваного сорбенту зразків  $Mg_3Fe$ -КШПГ на ІЧ-спектрах у області  $3460\text{--}3466\text{ см}^{-1}$  спостерігаються інтенсивні та широкі смуги поглинання валентних коливань  $\nu(OH)$  бруситових шарів матеріалу та молекул води, які знаходяться у міжшаровому просторі або зв'язані водневими зв'язками з молекулами води сусідніх шарів (рис. 2).

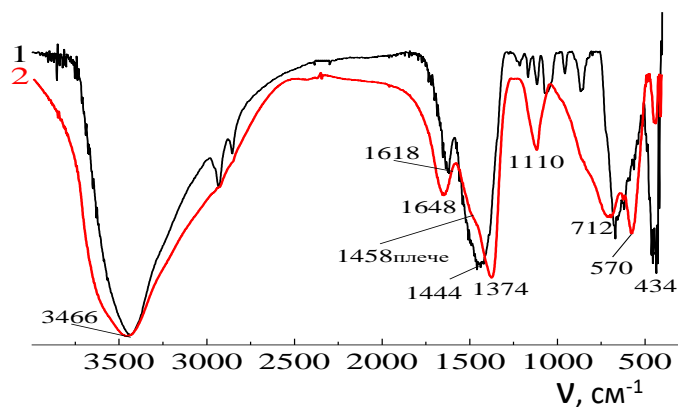


Рис. 2 – ІЧ-спектри зразків  $Mg_3Fe$ -КШПГ до (1) та після сорбційного вилучення  $Cu(II)$  (2)

Смуги поглинання в області  $1640\text{--}1650\text{ см}^{-1}$  зразків до та після сорбції  $Cu(II)$  відносяться до деформаційних коливань молекул води  $\delta(OH)$ . У ІЧ-спектрі зразка після сорбції  $Cu(II)$  відбувається часткове розщеплення смуги валентних коливань  $\nu(CO)$  при

$1374\text{ см}^{-1}$  та  $1458\text{ см}^{-1}$  (плече). Дане розщеплення вказує на зниження симетрії  $CO_3^{2-}$ -аніонів, що може бути наслідком появи незначної кількості гідрокарбонату міді (II). Про утворення сполуки  $Cu_2(OH)_2CO_3$  свідчить також наявність смуги деформаційних коливань  $\delta(CuOH)$  при  $1110\text{ см}^{-1}$ . Це підтверджує ймовірність сорбції  $Cu(II)$  переважно за рахунок зв'язування з міжшаровими  $OH^-$ - та  $CO_3^{2-}$ -аніонами з утворенням основного карбонату міді (II).

Встановлено, що ШПГ, інтеркальовані органічними та неорганічними лігандами (карбоксилат-іонами), є ефективними сорбентами для металів-комплексоутворювачів –  $Cu(II)$ ,  $Co(II)$ ,  $Cd(II)$ ,  $Ni(II)$ ,  $Pb(II)$ ,  $Zn(II)$  та  $Mn(II)$ , за рахунок чого досягається висока селективність при очищенні водних середовищ. При цьому вилучення зазначених іонів металів обумовлено взаємодією сукупності механізмів їх вилучення залежно від форм існування іонів неорганічних екотоксикантів у водних середовищах.

## **ВИЗНАЧЕННЯ ПІДХОДІВ ДО МОНІТОРИНГУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ В УМОВАХ ВОЄННОЇ АГРЕСІЇ**

*Кобилянський В.Я.<sup>1</sup>, Кравченко О.В.<sup>2</sup>, Сорокіна К.Б.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> *Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова,  
Україна, м. Харків, vodocentr@gmail.com*

<sup>2</sup> *ТОВ «Інститут комунальної інфраструктури»,*

*Київський національний університет будівництва і архітектури, Україна, м. Київ*

Широкомасштабні воєнні дії на території України чинять катастрофічний вплив на навколишнє середовище, зокрема на водні ресурси. В поєднанні з руйнуванням інженерної інфраструктури це створює великі ризики для населення, промисловості, сільського господарства, меліоративних систем, продовольчої безпеки. Українські та закордонні експерти вже зараз активно і змістовно проводять роботу з оцінки наявних наслідків та потенційних загроз для функціонування систем водного господарства.

У звіті міжнародної організації OXFAM [1] «Hydrogeological Remote Desk Study – Kakhovka Reservoir Area – Ukraine», підготовленого після руйнування Каховської ГЕС, стосовно забруднення води в зоні бойових дій визначені фактори погіршення якості підземних вод через воєнні дії:

- забруднення поверхневих вод затонулими військовими об'єктами (що, у свою чергу, може забруднити будь-які взаємопов'язані водоносні системи);
- викид хімічних речовин внаслідок обстрілу;
- затоплення шахт і проникнення шахтних вод через пошкодження корпусу дренажних насосів – підвищений вміст солей, мінералізацію та концентрацію важких металів;
- бактеріологічне забруднення внаслідок масової загибелі птахів;
- повені, пов'язані з бомбардуванням водосховищ і дамб, наприклад, як і у випадку з Каховською ГЕС.

Інші потенційні загрози якості води, які також були виявлені в рамках того ж дослідження, включають:

- атаки атомних електростанцій ракетами, які летять на невеликій висоті та потенційно можуть пошкодити водойми-охолоджувачі, поширити радіоактивний пил та матеріали в навколишнє середовище тощо;
- вибухи контейнерів з хімікатами на об'єктах хімічної промисловості, ВОС, інших виробництвах, що вивільняє великі обсяги токсичних забрудників у навколишнє середовище, які можуть проникнути в ґрунтові води (наприклад, хлор, добрива (амоній, нітрати), вуглеводні, калій);
- розкладання боєприпасів під дією води, що призводить до вивільнення важких металів та інших токсичних сполук, в тому числі й вибухових, що буде надзвичайно критичним у досліджуваному районі через існування величезної мережі зрошувальних каналів.

Серед основних джерел небезпеки виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру, здатних вплинути на якість питної води, статтею 50 Кодексу цивільного захисту України [2] визначені:

- наслідки терористичної діяльності;
- гідротехнічні споруди;
- неконтрольоване ввезення, зберігання і використання на території України техногенно небезпечних технологій, речовин, матеріалів;

- надмірне та нерегульоване накопичення побутових і промислових відходів, непридатних для використання засобів захисту рослин;
- наслідки військової та іншої екологічно небезпечної діяльності.

Під час оцінки та визначення напрямів протидії наслідкам виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних з хімічним, біологічним, радіаційним та ядерним (далі – ХБРЯ) забрудненням води, необхідно враховувати, що йдеться про потенційно смертельне для людей хімічне отруєння, бактеріальне зараження чи радіоактивне / ядерне забруднення води.

Крім того, необхідно враховувати надзвичайну важливість для моніторингу процесу відбору проб води, що повинен охоплювати як випадкові, так і систематичні зміни та коливання кількісного і якісного складу води джерел водопостачання, а також гарантувати репрезентативність відібраних проб [3]. Нагляд за якістю питної води є життєво важливою функцією постачальника води та має вирішальне значення для охорони здоров'я населення. Сприяє такому нагляду є обов'язком уряду країни.

Перелік потенційних ХБРЯ забруднень води формувався на основі базової Настанови AWWA M3 «Управління безпекою підприємств водопостачання» та звітів міжнародних організацій стосовно руйнування Каховської дамби – згаданий вище звіт OXFAM «Hydrogeological Remote Desk Study – Kakhovka Reservoir Area – Ukraine», звіт UK Centre for Ecology & Hydrology (UKCEH) and HR Wallingford (HRW) «A rapid assessment of the immediate environmental impacts of the destruction of the Nova Kakhovka Dam, Ukraine», звіт United Nations Environment Programme (2023) «Rapid Environmental Assessment of Kakhovka Dam Breach Ukraine» [4].

Серед основних потенційних ХБРЯ можна визначити:

- хімічні засоби воєнного характеру: нервово-паралітичні речовини, шкірно-наривні та інші хімічні речовини, біологічні токсини;

- біологічні засоби воєнного характеру: *Bacillus anthracis* (сибірська виразка), *Brucella melintensis* і *B. suis* (бруцельоз), *Burkholderia mallei* (сеп), *Chlamydia psittaci* (пситтакоз), *Cryptosporidium parvum* (криптоспоридіоз), *Escherichia coli* O157:H7, *Francisella tularensis* (туляремія), *Salmonella typhimurium* and *S. typhi* (харчове отруєння) та інші;

- джерелами радіаційного та ядерного забруднення можуть бути реактори АЕС, а також сховища свіжого та відпрацьованого палива, які ймовірно містять ізотопи  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{124}\text{Sb}$ ,  $^{122}\text{Sb}$ ,  $^{110}\text{Ag}$ , суміш альфа-, бета- та гамма-випромінюючих радіонуклідів.

Для організації і здійснення моніторингу ХБРЯ забруднення води необхідно забезпечити:

1. Постійний захист і безперервне спостереження за вірогідними місцями можливого внесення отруйної хімічної речовини (Х), біологічно патогенного агента (Б) чи радіоактивного / ядерного матеріалу (РЯ).

2. Оперативне визначення ХБРЯ забруднення води в місцях вірогідного його потрапляння в систему питного водопостачання.

Складність вирішення цього завдання полягає в тому, що в умовах воєнних дій українські водоканали не здатні самостійно ефективно протидіяти намірам противника застосувати проти об'єктів водопровідно-каналізаційного господарства зброю масового знищення на основі ХБРЯ.

Таким чином, основна увага має бути приділена створенню загальнодержавної оперативної системи моніторингу ХБРЯ забруднення води, в якій роль і завдання водоканалів мусять відповідати їх реальним технічним можливостям.

### Список джерел:

1. Oxfam International [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://www.oxfam.org/en/tags/ukraine>.
2. Кодекс цивільного захисту України [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/5403-17>.
3. Корінько І. В. Контроль якості води / І. В. Корінько, В. Я. Кобилянський, Ю. О. Панасенко. – Харків : ХНАМГ, 2013. – 288 с.
4. United Nations Environment Programme (2023). Rapid Environmental Assessment of Kakhovka Dam Breach Ukraine, 2023. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/43696>.

## ВИКОРИСТАННЯ АНАЕРОБНОГО ПРОЦЕСУ ДЛЯ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ БІОЛОГІЧНОГО ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД КАРТОННО-ПАПЕРОВОЇ ФАБРИКИ

*Коваленко Г.Є.<sup>1</sup>, Саблій Л.А.*

*<sup>1</sup>студ., Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", Україна, Київ, 03056, [kovalenko.hanna@iit.kpi.ua](mailto:kovalenko.hanna@iit.kpi.ua)*

Застарілі технології біологічного очищення представляють проблему у забрудненні навколишнього середовища. За використання їх показники стічних вод на виході не відповідають нормативам скиду у природні водойми, що призводить до погіршення якості води в них. З огляду на це необхідна нова технологія, що включає ефективну анаеробну стадію біологічного очищення.

Мета – розглянути і провести аналіз анаеробної стадії біологічного очищення стічних вод картонно-паперової фабрики з використанням анаеробного реактора UASB.

За останні кілька десятиліть промисловість переробки паперу значно розширилася. Після хімічної та металургійної промисловості, вона посідає третє місце за кількістю утворення стічних вод. Для обробки однієї тонни продукту витрачається від 75 до 227 м<sup>3</sup> води. У складі стічних вод з концентраціями переважають органічні забруднювачі, а саме волокна целюлози, смоли, жирні кислоти, барвники, терпенові вуглеводні, ароматичні вуглеводні фенольного ряду, низькомолекулярні спирти тощо. Неочищені стічні води негативно впливають на навколишнє середовище і створюють небезпеку для людини, флори і фауни [1].

Анаеробне очищення є одним із найефективніших варіантів обробки висококонцентрованих органічних стічних вод, показник ХСК яких може досягати до 20 г/дм<sup>3</sup> [2]. Показник ХСК стічних вод картонно-паперової фабрики коливається в межах 800-2000 мг/дм<sup>3</sup> [3]. До того ж цей метод став широко застосовуватися через можливість отримання газу метану і малі об'єми утворених осадів (малий приріст анаеробного мулу) [2].

Найбільш часто для очищення промислових стічних вод використовують реактор UASB, який є стабільним і енергоефективним. В такому біореакторі висхідний потік стічної води рухається через шар анаеробного мулу, в якому гранулювання мулу та його утримання

обумовлене застосуванням спеціального газорозподільного пристрою, що розташований у верхній частині реактора. Характерною особливістю є наявність щільного шару мулу внизу реактора (sludge bed) та зони з розрідженими концентраціями біомаси (sludge blanket) [4]. Гранульований мул це головна особливість реакторів UASB, від якої сильно залежить продуктивність системи. Гранульована біомаса являє собою щільні агрегатні утворення, які є продуктом іммобілізації біомаси анаеробного мулу, в результаті процесів, що проходять на межі розподілу твердої і рідкої фаз [5].

Дослідники з Туреччини проводили експеримент зі стічними водами картонно-паперової фабрики в лабораторних умовах. Органічне навантаження та тривалість грали важливу роль у процесі очищення. Очевидно, що за нижчого органічного навантаження і більшої тривалості можна досягнути вищої ефективності очищення: ефективності видалення ХСК становлять 90%, 81%, 61%, 60% за тривалості 24, 9, 6 і 4 години відповідно [6]. Незважаючи на значне зниження показників, сама по собі анаеробна стадія не гарантує можливість скиду очищених вод у річку, тому подальші етапи є особливо важливими. Аеробна система застосовується для очищення стічних вод із нижчою концентрацією хімічного споживання кисню, а аеробна біомаса зазвичай добре осідає, що призводить до вищої якості стічних вод. Тому анаеробно-аеробні системи широко використовуються для глибокої обробки промислових стічних вод [7].

Отже, анаеробна стадія як початкова є надзвичайно важлива для очищення висококонцентрованих промислових стічних вод. З анаеробних реакторів UASB все частіше застосовують в галузі очищення води, оскільки він легкий в експлуатації, має просту конструкцію, витримує великі органічні завантаження та може вилучати забрудники за малої тривалості процесу. Крім того, перевагою є виробництво відновлюваної енергії з біогазу. Проведені дослідження щодо використання вказують, що UASB можуть знизити рівень ХСК до 90% [6].

1. Aaima Iftikhar, Malik Tahir Hayat, Bibi Saima Zeb, Maria Siddique, Zulfiqar Ahmed Bhatti, Umara Abbasi & Qaisar Mahmood. Anaerobic Biological Treatment of Wastewater from Paper Recycling Industry by UASB Reactor. *Sains Malaysiana* 52(4)(2023): 1087-1099

2. Hassan, S.R.; Hung, Y.-T.; Dahlan, I.; Abdul Aziz, H. Kinetic Study of the Anaerobic Digestion of Recycled Paper Mill Effluent (RPME) by Using a Novel Modified Anaerobic Hybrid Baffled (MAHB) Reactor. *Water* 2022, 14, 390.

3. Саблій Л.А., Луцик В.Б. Інтенсифікація очищення стічних вод картонно-паперової фабрики з використанням фізико-хімічних методів / Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки: науково-техн. зб. - К.: КНУБА, 2023, вип. 43. - С. 74-80.

4. Bakraoui M, Karouach F, Ouhammou B, Aggour M, Essamri A, El Bari H. Biogas production from recycled paper mill wastewater by UASB digester: Optimal and mesophilic conditions. *Biotechnol Rep (Amst)*. 2019 Nov 22;25:e00402.

5. Liu, Y., Xu, HL., Show, KY. et al. Anaerobic granulation technology for wastewater treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 18, 99–113 (2002).

6. Turkdogan, F. I., Park, J., Evans, E. A., & Ellis, T. G. (2013). Evaluation of Pretreatment Using UASB and SGBR Reactors for Pulp and Paper Plants Wastewater Treatment. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(5).

7. Han, J., Lei, L., Cai, F., and Li, Y. (2020). "Treatment of UASB-treated recycled paper wastewater using SBR and SBBR: A comparison," *BioRes*. 15(2), 3473-3486.

## ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕФЕКТИВНИХ УМОВ РОБОТИ ЗБІРНИХ ДРЕНАЖНИХ ТРУБОПРОВІДІВ МЕЛІОРАТИВНИХ СИСТЕМ

*Кравчук А.М.<sup>1</sup>, Кравчук О.А.<sup>2</sup>*

*Київський національний університет будівництва і архітектури, Україна, Київ,  
kravchuk.am@knuba.edu.ua<sup>1</sup>, kravchuk.oa2@knuba.edu.ua<sup>2</sup>*

При проектуванні меліоративних систем, як правило, режими, інтенсивність і об'єми води, що відводиться від кожного конкретного майданчика, повинні бути відомі. Вони залежать від гідрогеологічних, метеорологічних та меліоративних характеристик ділянки і повинні забезпечувати сприятливі умови експлуатації сільськогосподарських угідь [1].

Зазвичай інтенсивність відводу ґрунтових вод виражається через модуль дренажного стоку  $q_m$  (л/(с·га)), або при інфільтраційному живленні, через його інтенсивність  $\varepsilon$  (м/добу), під яким розуміють витрату води, що надходить з одиниці площі вільної поверхні потоку. Між  $q_m$  і  $\varepsilon$  справедливе співвідношення [2]:

$$\varepsilon = \frac{q_m}{116}. \quad (1)$$

Мінімально допустима витрата води, яка повинна надходити на одиницю довжини дренажної труби, при якій будуть забезпечені розрахункові умови зниження рівня ґрунтових вод і необхідний вологісний режим в ґрунті, може бути визначена за залежністю:

$$q_{\min} = \left( \frac{dQ}{dx} \right)_{\min} = q_m B = 116\varepsilon B, \quad (2)$$

де  $B$  – відстань між дренажними трубами.

Тобто збірні трубопроводи повинні бути запроєктовані таким чином, щоб по всій їх довжині забезпечувалось надходження витрати води на одиницю довжини труби не менше ніж  $q_{\min}$ . Довжина, діаметр і інші характеристики збірного дренажного трубопроводу, при яких забезпечується дана умова можуть називатись ефективними конструктивними характеристиками.

Схема роботи збірного дренажного трубопроводу приведена на рис. 1.

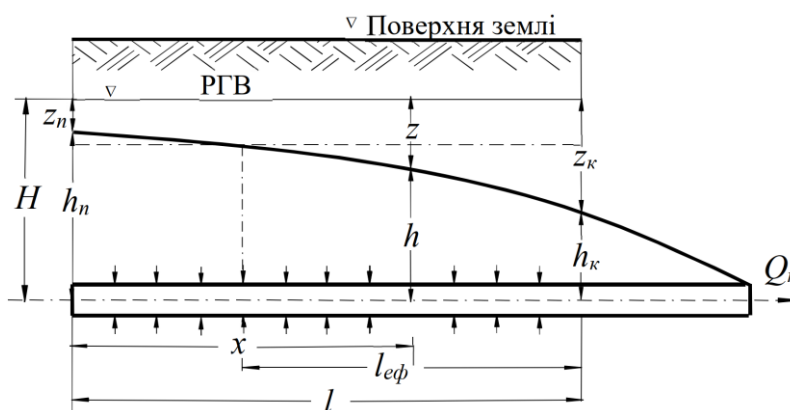


Рис. 1. Схема роботи збірного дренажного трубопроводу з ефективними конструктивними характеристиками

Як слідує з рис. 1, при досить великій довжині збірника, або величині його фільтраційної спроможності, витрата, яка втікає в нього на початкових ділянках, стає



менше мінімально допустимої величини, тобто  $q_n < q_{\min}$  (на рис. 1 ділянка труби, на якій перепад напорів  $z$  менше величини, що відсікається пунктирною лінією). Подальше збільшення довжини трубопроводу  $l$  призводить до зменшення  $q_n$ . При значеннях  $l \rightarrow \infty$ ,  $q_n \rightarrow 0$ .

Для можливості аналітичного визначення ефективних конструктивних характеристик даних труб проаналізуємо математичну модель, за допомогою якої описують рух рідини в збірних каналах, а саме системи з двох диференціальних рівнянь [3]: рівняння руху рідини зі змінною витратою (3) і модифікованого рівняння фільтрації через бічну стінку (4):

$$\frac{dh}{dx} + \frac{2}{g} V \frac{dV}{dx} + \frac{\lambda_{зб}}{2gD} V^2 = 0, \quad (3)$$

$$\frac{d(V\Omega)}{dx} = \frac{k_\phi(H-h)}{\bar{\Phi}} = k_\phi \frac{z}{\bar{\Phi}}, \quad (4)$$

де  $H$  – глибина занурення осі трубопроводу від рівня ґрунтових вод;  $h$  – п'єзометричний напір в трубі;  $z=H-h$  – змінний за довжиною перепад напорів, під дією якого відбувається втікання рідини з навколишнього середовища в трубопровід;  $Q$ ,  $V$ ,  $D$ ,  $\Omega$  – відповідно, витрата, середня швидкість, діаметр і площа живого перерізу потоку на відстані  $x$  від початку труби;  $\bar{\Phi}$  – безрозмірний фільтраційний опір дрени (його визначення є окремою фільтраційною задачею);  $k_\phi$  – коефіцієнт фільтрації ґрунту навколо труби;  $\lambda_{зб}$  – гідравлічний коефіцієнт тертя збірного дренажного трубопроводу;  $g$  – прискорення вільного падіння.

Після введення нових змінних:

$$\bar{V} = \frac{V}{\sqrt{gz_\kappa}}, \quad \bar{x} = \frac{k_\phi x}{\Omega \bar{\Phi}} \sqrt{\frac{z_\kappa}{g}}, \quad \bar{z} = \frac{z}{z_\kappa}, \quad dh = -z_\kappa d\bar{z}, \quad (5)$$

а також нехтування другим членом в рівнянні (3), вихідне рівняння зводиться до безрозмірного вигляду:

$$\frac{d\bar{z}}{d\bar{x}} = \zeta_{l_{op}} A \bar{V}^2, \quad (6)$$

де  $\zeta_{l_{op}} = \lambda_{зб} \frac{l}{D}$  – коефіцієнт опору збірного дренажного трубопроводу;

$A = \frac{1}{2\bar{x}_\kappa} = \frac{\Omega \bar{\Phi}}{2k_\phi l} \sqrt{\frac{g}{z_\kappa}}$  – узагальнений параметр збірної дрени, який враховує її конструктивні і фільтраційні характеристики.

У відповідності з розв'язком рівняння (6), приведеним в роботі [4], початковий перепад напорів вздовж збірника визначиться за залежністю:

$$\bar{z}_n = \frac{1}{\left(1 + \frac{1}{4A\bar{V}_\kappa}\right)^3}. \quad (7)$$

В нових змінних (5) мінімально допустима відносна швидкість частини потоку рідини (2), яка може надійти в збірник на одиниці його відносної довжини, складе:

$$\bar{q}_{\min} = \left(\frac{dQ}{d\bar{x}}\right)_{\min} = \left(\frac{d\bar{V}}{d\bar{x}}\right)_{\min} = \bar{z}_{n.ef}, \quad (8)$$

де  $\bar{z}_{n,ef}$  – мінімально допустиме (ефективне) значення відносного перепаду напору в початковому перерізі труби, яке забезпечує необхідну інтенсивність зниження рівня ґрунтових вод.

Прирівнявши (7) і (8) отримаємо ефективне значення узагальненого параметра  $A_{ef}$ :

$$A_{ef} = \frac{1}{4\bar{V}_{к.∞}} \left( \frac{1}{\sqrt[3]{\bar{z}_{n,ef}}} - 1 \right). \quad (9)$$

З (9) знаходимо ефективну довжину збірною дренажного трубопроводу, (м)

$$l_{ef} = \sqrt[3]{\frac{3g\pi^2\bar{\Phi}^2 D^5}{2\lambda_{зб} k_{\phi}^2 z_{к}}} \left( \sqrt[3]{\frac{k_{\phi} z_{к}}{q_m \bar{\Phi} B}} - 1 \right). \quad (10)$$

Таким чином, приведені результати досліджень дозволяють розраховувати характеристики збірних дренажних трубопроводів, які будуть забезпечувати ефективні умови роботи меліоративних систем.

### Література

1. Castellano, M. J., Archontoulis, S. V., Helmers, M. J., Poffenbarger, H. J., Six, J. (2019). Sustainable intensification of agricultural drainage. *Nature Sustainability*, 2019. № 2. P. 914–921. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0393-0>
2. Олійник О.Я. Геодинаміка дренажу. Київ: Наукова думка, 1981. 283 с.
3. Кравчук А., Кравчук О., Ломако А., Кравчук О. Зміна параметрів збірних дренажних трубопроводів при пропуску транзитної витрати. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки*. 2021. № 41. С. 52–58. <https://doi.org/10.32347/2524-0021.2021.37.42-46>
4. Kravchuk O.A. Particularities of hydraulic calculation of collecting pressure drainage pipelines. *Bulletin of Odessa State Academy of Civil Engineering and Architecture*. 2021. No. 83. P. 130–138. <https://doi.org/10.31650/2415-377X-2021-83-130-138>

## КОМПЛЕКСНА УТИЛІЗАЦІЯ СУПУТНЬО-ПЛАСТОВИХ ВОД: СУЧАСНІ ВИКЛИКИ І ПЕРСПЕКТИВИ УКРАЇНИ

*Логвин М.С., Скляр К.С.*

*Науковий керівник: Єлатонцев Д.О.*

*Дніпровський державний технічний університет, Україна, м. Кам'янське, sauron11652@gmail.com*

Згідно з консервативними оцінками, висококонцентровані джерела літію, такі як вода, яка видобувається супутньо до нафти та газу, а також розсоли озер та морів, є потенційними джерелами цього металу. Рентабельне вилучення літію із цих джерел можливе за умови вмісту літію не менше 25 мг/дм<sup>3</sup>.

Супутньо-пластові води (СПВ) нафтових і газових колекторів Східного нафтогазового регіону України вміщують в собі велику кількість цінних хімічних елементів і металів. Концентрації бром, йод, бор, стронцій, магній, калій і літій відповідають технічним критеріям щодо їх промислового вилучення. Використання СПВ як літійвмісної сировини

принесе видобувним компаніям додаткове джерело доходів та значно продовжить термін експлуатації діючих родовищ.

Найбільш передовим підходом для прямого вилучення літію з геотермальних вод є адсорбція за допомогою неорганічних сорбентів. Інші процеси розділення включають екстракцію з використанням розчинників, сорбцію на органічних смолах і полімерних матеріалах, хімічне осадження та мембранні процеси. Екстракція літію за допомогою неорганічних молекулярно-ситових іонообмінних сорбентів пропонує найбільш короткий шлях для розвитку економічного вилучення літію з розсолів. Видобуток літію з геотермальних розсолів є технічно здійсненним, але станом на сьогодні все ще не вирішені проблеми розробки економічно вигідної та екологічно прийнятної технології в промислових масштабах.

У СПВ України також міститься значна кількість йоду. Сьогодні у світі найбільш широко застосовується повітряно-десорбційний спосіб виробництва йоду, який не прийнятний для СПВ через низьку ефективність при температурі води нижче 30 °С. Крім того, використання повітря тягне за собою подальше його очищення від вуглеводнів і створює певні обмеження, пов'язані з експлуатацією супутніх вод. Тому найбільш оптимальним є іонообмінний спосіб вилучення йоду у зваженому або циркулюючому шарі. У промисловості для цього використовуються такі іонообмінні смоли, як аніоніти АМП, АВ-17-8, Lewatit та ін. Також необхідні технічні рішення для створення сорбентів, селективних до іонів літію, з подальшою його десорбцією та отриманням розчинів, вміст літію в яких істотно вище, ніж у вихідному розсолі. В подальшому це дозволить концентрувати їх за будь-яким відомим методом, включаючи природне випаровування.

Магній з розсолів виділяється у вигляді гідроксиду при обробці вапняним молоком з подальшим одержанням товарної продукції – оксиду магнію. Однак будівництво хімічного комбінату пов'язане зі значними капітальними та експлуатаційними витратами, які обумовлені будівництвом ставків-відстійників великої площі, печей випалу вапняку та гідроксиду магнію, наявністю вапняного кар'єру та постійною витратою пального палива та ін. Тому рентабельність виробництва буде забезпечена лише за умови комплексного використання гідромінеральної сировини і вилучення усіх цільових компонентів.

Таким чином, з урахуванням сучасної кон'юнктури вітчизняного ринку неорганічної продукції, за наявності ефективних і недорогих технологій сорбційного вилучення літію та йоду з СПВ перспектива виходу на світовий ринок української продукції може стати сприятливою вже найближчим часом. Тому дослідження зі створення селективних сорбентів та розроблення технічних рішень щодо їх використання у процесах утилізації СПВ мають важливе практичне значення. Крім того, як свідчить практика, цей напрямок є оптимальним з точки зору енергозбереження та мінімізації відходів.

## ОЦІНКА ВОДОГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ В БАСЕЙНІ ПІВДЕННОГО БУГУ НА ТЕРИТОРІЇ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

### ASSESSMENT OF WATER MANAGEMENT ACTIVITIES IN THE SOUTHERN BUG BASIN IN THE TERRITORY OF MYKOLAIV REGION

*Магась Н.І., Карпенко Г.В.*

*Національний університет кораблебудування ім. адм. Макарова, Україна, м. Миколаїв*

*e-mail: [nataly.magas@gmail.com](mailto:nataly.magas@gmail.com)*

Водні ресурси є важливим стратегічним ресурсом для соціального та економічного розвитку Миколаївської області. Басейн Південного Бугу на території області характеризується високим рівнем господарської освоєності території. Тут розміщено 4 адміністративних районів, 9 міст, 17 селищ, 885 сільських населених пунктів, в яких проживають 1091,821 тис. чоловік (у тому числі 750,698 тис. міських і 341,123 тис. сільських жителів). Щільність населення 44 особи на 1 км<sup>2</sup>.

Басейн Південного Бугу є одним із потужних аграрних регіонів України з високим рівнем промислового виробництва. Переважна його частина перебуває під впливом сільськогосподарського виробництва. Сільськогосподарські угіддя в загальній площі басейну становлять 81%, змінюючись на водозборах окремих річок в межах 74–90% [1].

Найбільш освоєними є басейни річок степової зони області. В басейні р.Інгул на сільськогосподарські угіддя припадає 90%, р.Синюхи – 80–90%.

Розораність території коливається від 60 до 85 %, а в окремих басейнах малих річок досягає 80%, що значно перевищує екологічну межу. Різких змін зазнали лісові угіддя. На значній площі вони знищені. Нині лісовкриті площі не перевищують 3–7% площі басейнів, що в 2–3 рази менше оптимального значення. Урбанізовані землі в басейні змінюються в межах 2–5%, а в середньому становлять 3–4%. У таблиці 1.5 наведено порівняльну характеристику господарської освоєності басейну Південного Бугу у розрізі областей на території яких поширюється площа басейну. Згідно даних таблиці видно, що господарська діяльність зумовила суттєве зменшення площ незайманих природних ландшафтів (ліси, болота, луки, пасовища, перелогові та заповідні землі). В результаті на всіх річках басейну Південного Бугу активізувались ерозійні процеси. Площа еродованих земель на окремих ділянках басейна перевищує 50–70% (р. Бакшала, Чертала, Мертвовід, Інгул).

Щорічний змив ґрунту з 1 га досягає 1–30 тонн, що веде до втрат гумусу, зниження родючості ґрунтів погіршення якості води і водного режиму річок. Продукти ерозії потрапляють до річок, водосховищ та ставків, замулюють їх, підвищують рівні води [1].

Значна зарегульованість стоку річок басейну Південного Бугу водосховищами і ставками на території області призвела до зниження швидкості течії та спричинила акумуляцію у водних об'єктах відходів промислових підприємств, забруднених стічних вод з сільськогосподарських угідь та урбанізованих територій.

У цілому, за останні майже півтора десятиріччя, у басейні р. Південний Буг спостерігається чітка тенденція до зменшення забору та використання води, а також до зменшення обсягів скидів стічних вод і забруднюючих речовин. На підставі даних державного обліку водокористування протягом останніх двадцяти років обсяги водозабору

в області значно зменшилися. Найбільше забрано води 1982 року – 1 мільярд 347,5 млн.м3. Найменший за величиною обсяг водозабору в області зафіксований 2022 року – 95,693 млн м3. Так, за осередненими даними річний забір поверхневої води [2] у басейні р.Південний Буг склав – 87,674 млн м3 води, що на 105,485 млн м3 (54,6 %) менше порівняно з 2021 роком. При цьому, забір підземних вод зменшився до 8,019 млн м3 води, що на 3,629 млн м3 (31,2 %) менше порівняно з 2021 роком, його частка в сумарному заборі води зменшилась майже на 3 % і становить 5,7 %. Загальний об'єм забору води в області за звітний період у порівнянні з даними 2021 року, зменшився на 109,114 млн м3 (53,3%) (рис. 1).

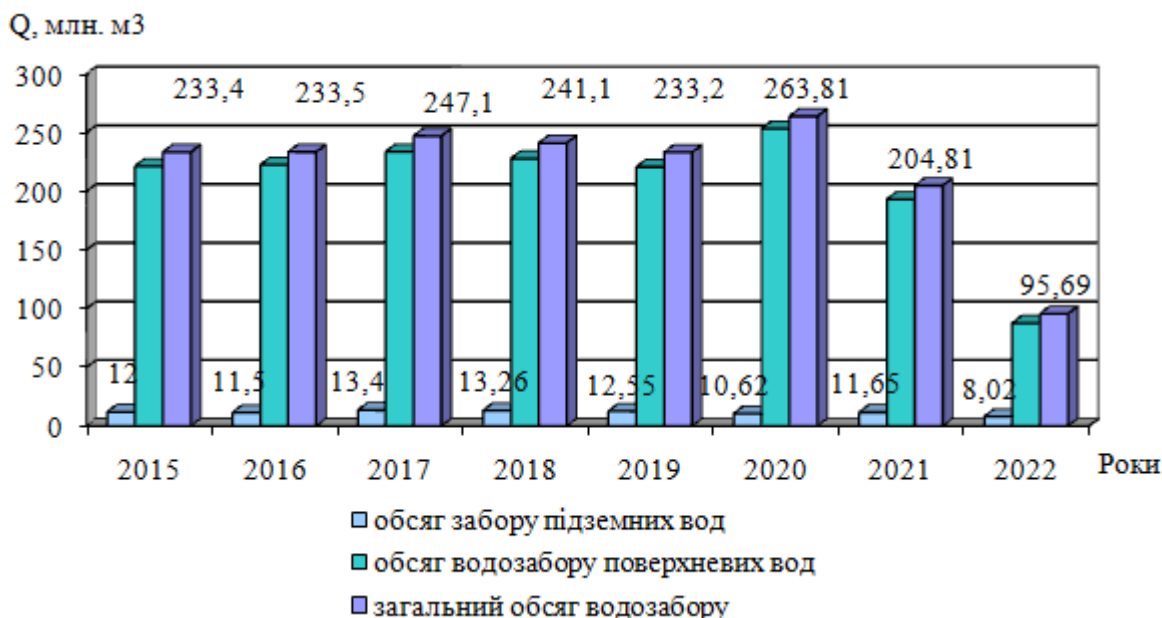


Рисунок 1 – Динаміка водозабору в басейні р. Південний Буг по Миколаївській області

Із загальної кількості забраної протягом 2022 року води використано 94,978 млн м3, або 99,3 % від забраної. В системі оборотного та повторно – послідовного водопостачання було використано 3458,383 млн м3. Водоспоживання для задоволення виробничих потреб традиційно є найбільшим (рис. 2). Згаданий обсяг використання води на ці потреби становить 69,962 млн м3 (73,6 % від загальної кількості використаної води по області), що на 17,177 млн м3 (19,7%) менше порівняно з відповідними показниками минулого року.

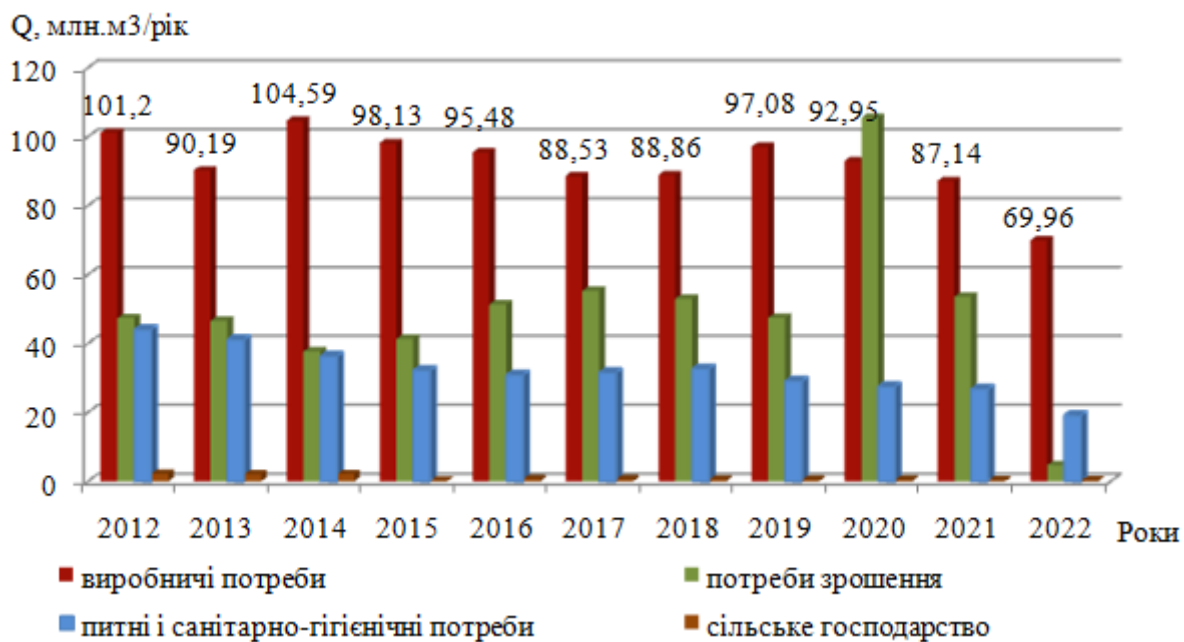


Рисунок 3 – Динаміка використання води у басейні Південного Бугу, млн м3

Внаслідок проведення бойових дій на території області та тимчасової окупації військами російської федерації Снігурівської міської територіальної громади, де розташована головна насосна станція Інгулецької зрошувальної системи (найпотужніша зрошувальна система в області), 2022 року зрошення сільськогосподарських угідь майже не здійснювалось. За обсягами водоспоживання об'єм використання води для потреб зрошення 2022 року зменшився на 91,2% та склав 4,713 млн м3.

2022 року в області найбільший обсяг використання вод спостерігався у такій галузі економіки, як енергетика. На її потреби використано 60,396 млн м3, що є майже на рівні обсягів водоспоживання галузі 2021 року. На другому місці після енергетики 2022 року, за обсягами використання води, є житлово – комунальне господарство. На потреби цієї галузі в області використано 23,545 млн м3 , що у 1,5 разів менше у порівнянні з даними 2021 року. Таке зменшення водоспоживання у секторі житлово –комунального господарства обумовлено масовим виїздом населення з території Миколаївської області внаслідок військової агресії російської федерації.

Господарсько – побутове водопостачання в області здійснюється за рахунок водозбору з поверхневих водних об'єктів та підземних водоносних горизонтів.

Централізованим водопостачанням з поверхневих джерел (р. Дніпро, р. П. Буг, р. Синюха, р. Інгул) забезпечені п'ять міст області, серед яких обласний центр – м. Миколаїв. 2022 року водопостачання м. Миколаєва, внаслідок пошкодження водоводу з р. Дніпро (на території Херсонської області), в аварійному порядку переведено на змішену систему водоподачі, яка складається з водозбору підземних вод та морських вод Бузького лиману.

Залучення до централізованої системи водопостачання морських вод – безпрецедентний випадок у світовій практиці комунального господарства.

Внаслідок специфічного мінерального складу, морські води швидко руйнують трубопроводи та негативно впливають на якість очистки каналізаційних стоків.

Тому, після деокупації Снігурівської міської територіальної громади, на початку 2023 року водопостачання м. Миколаєва переведено на водозабір з р. Інгулець, який відповідно до проєкту міської системи водопостачання є резервним джерелом подачі води до міста.

Більшість сільських населених пунктів та райцентрів області для питних потреб користуються виключно підземними водами. Підземні води, які добуваються на території Миколаївської області, головним чином йдуть на задоволення господарсько-побутових та питних потреб населення.

Загальний обсяг водовідведення 2022 року склав 51,487 млн м<sup>3</sup>, що на 25,134 млн м<sup>3</sup> (32,8 %) менше порівняно з даними 2021 року. Безпосередньо до поверхневих водних об'єктів 2022 року скинуто 48,078 млн м<sup>3</sup> зворотних вод – рекордно низька величина скиду зворотних вод по області за останні 20 років. Доля ж забруднених стоків у загальному об'ємі скиду зворотних вод залишилась майже на рівні минулого року і дорівнює 27,6%.

За якістю скид забруднених стоків 2022 року складався на 89,9% (11,944 млн м<sup>3</sup>) з недостатньо очищених стоків (на 7,44 млн м<sup>3</sup> менше порівняно з минулим роком); 10,1% (1,343 млн м<sup>3</sup>) зі стоків скинутих без очищення. Згідно даних про розподіл обсягів скидів забруднених зворотних вод за сферами діяльності, встановлено, що основним джерелом скиду стоків даної категорії є підприємства комунальної сфери.

Отримані результати досліджень та оцінки водогосподарської діяльності в басейні р. Південний Буг на території Миколаївської області свідчать про напружену екологічну ситуацію та значний рівень впливу в басейні річок за ступенем використання її водних ресурсів.

#### **Література:**

1. Хільчевський В.К., Чунар'ов О.В., Ромась М.І. та ін. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу. – К.: Ніка-Центр, 2009. – 184с.

2. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Миколаївській області. Режим доступу: <https://ecolog.mk.gov.ua/ua/ecoreports/regonalreport/>

## **КОНТРОЛЬ ПЕРХЛОРАТ-ЙОНІВ У ВОДАХ ТА ВОДНИХ ВИТЯЖКАХ ГРУНТІВ СПЕКТРОСКОПІЄЮ ДИФУЗНОГО ВІДБИТТЯ**

*Мазна Ю.І., Зуй О.В.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України, Україна,  
Київ, [olegzuy@gmail.com](mailto:olegzuy@gmail.com)*

Перхлорат є забруднювачем навколишнього середовища антропогенного походження. Солі перхлорату, зокрема перхлорат амонію, є складовою частиною ракетного палива, перхлорат натрію використовується у фармацевтичній промисловості. Залишкові кількості перхлорату знаходять також в місцях, де відбувалися військові дії або проводилися вибухові роботи. Разом із стічними водами аерокосмічної та фармацевтичної

промисловості перхлорат потрапляє у підземні води та в джерела питного водопостачання. Перхлорат характеризується високою стійкістю в навколишньому середовищі. Він не розкладається впродовж десятиріч і являє собою небезпеку для здоров'я людини, виявляючи шкідливу дію на щитовидну залозу. Цей іон перешкоджає поглинанню йодиду тироїдною залозою. У зв'язку зі схожістю в розмірах та гідратації він може заміщувати йодид у тироїдній залозі і таким чином заважати виробленню тироїдних гормонів. У зв'язку з ризиком для здоров'я людини перхлорат було внесено до переліку речовин, на які необхідно встановити гранично допустиму концентрацію (ГДК) у питній воді. Згідно ДСТУ 7525:2014 в Україні встановлено ГДК на перхлорат у питній воді на рівні 0,01 мг/дм<sup>3</sup>. Тому важливим є контроль та моніторинг перхлорат-йонів у джерелах питного водопостачання та у водних витяжках ґрунтів, отримані дані необхідно застосовувати при розробці способів їх ремедіації.

Оскільки перхлорат є хімічно інертним компонентом, його важко визначати із залученням традиційних хімічних методів аналізу. Для визначення малих кількостей перхлорату використовують спектрофотометричні, електрохімічні методи, капілярний електрофорез, іонну хроматографію, мас-спектрометрію. Спектрофотометричні методи мають чутливість на рівні 10–200 мкг/дм<sup>3</sup>, однак необхідною є попередня рідинна екстракція аналітичної форми з використанням токсичних органічних розчинників. Застосування іонселективних електродів дає змогу проводити аналіз на рівні 50–2000 мкг/дм<sup>3</sup>, проте визначенню заважають  $I^-$ ,  $NO_3^-$  та гумінові речовини природних вод. Капілярний електрофорез характеризується чутливістю визначення перхлорату 100 мкг/дм<sup>3</sup>, чого недостатньо для аналізу вод на рівні ГДК. Тому в даний час найбільш широко використовується іонна хроматографія; чутливість до перхлорату з використанням концентруючої колонки відповідає 5 мкг/дм<sup>3</sup>. Однак час утримування перхлорату змінюється зі зміною його концентрації, і пік перхлорату може перекриватися з піком йодиду. Тому для підтвердження правильності аналізу необхідно використовувати інші методи, порівнюючи, наприклад, з мас-спектральним, що робить аналіз більш складним і тривалим.

Таким чином, високочутливі, швидкі та водночас недорогі методи визначення перхлорату у водах та особливо у ґрунтах, які можна було б використовувати в польових умовах, на даний момент відсутні. Метою цього дослідження була розробка безекстракційної екологічно безпечної методики визначення перхлорат-йонів у водах та водних витяжках ґрунтів методом спектроскопії дифузного відбиття, в якій би не застосовувалися токсичні реагенти.

Відомо, що перхлорат-йони утворюють йонні асоціати з перехідними металами у поєднанні з фенантроліном, батофенантроліном, купроїном, родаміном Б, родаміном БЖ. Нами використане утворення малорозчинного йонного асоціату перхлорату з катіонною поверхнево-активною речовиною – цетилтриметиламоній бромідом. Досліди показали, що більш чутливим способом визначення концентрації перхлорату при використанні реакції утворення йонного асоціату  $ClO_4^-$ –КПАР є не вимірювання ступеню розсіювання світла (каламутність, наявність дрібнодисперсної білої суспензії) у розчині, а концентрування білого малорозчинного йонного асоціату на основі контрастного кольору, зокрема на фільтрувальному папері, забарвленому родаміном БЖ у червоний колір. Через забарвлені фільтри фільтрували розчини, що містять аналітичну форму – йонний асоціат  $[ClO_4^-$ –ЦТ<sup>+</sup>] різної концентрації у вигляді білої суспензії у водному середовищі, та вимірювали коефіцієнт дифузного відбиття фільтрів при  $\lambda = 550$  нм на спектрофотометрі



Shimadzu 2450. Досліди показали, що залежність коефіцієнта дифузного відбиття від концентрації йонів  $\text{ClO}_4^-$  має лінійний характер.

При вивченні заважаючого впливу на визначення перхлорату було знайдено, що визначенню  $\text{ClO}_4^-$  заважають гумінові речовини, аніонні ПАВ, аніони  $\text{MnO}_4^-$ ,  $\text{CrO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ,  $\text{I}^-$  та інші аніони великого розміру. Для усунення впливу АПАВ використане попереднє пропускання проб через патрон з поруватим полімерним сорбентом; для усунення гумінових речовин – через патрон Alumina-N;  $\text{I}^-$  видаляють кип'ятінням у присутності  $\text{NaNO}_2$ ;  $\text{NO}_2^-$  усувають кип'ятінням розчину з  $\text{HCl}$ . Для усунення заважаючого впливу інших компонентів, а також для підвищення чутливості застосована попередня сорбція  $\text{ClO}_4^-$  на поруватих полімерних сорбентах, модифікованих вибірково для перхлорату іон-парним реагентом – децилтриметиламонієм. Перхлорат концентрували з водних розчинів, пропускаючи останні через поліпропіленові трубки, заповнені сорбентом. Елюювали концентрат перхлорату у вигляді йонного асоціату з децилтриметиламонієм етанолом або ацетоном. Для усунення заважаючого впливу компонентів матриці використали послідовне елюювання аніонів, що заважають, розведеним розчином децилтриметиламонію в 15% розчині ацетону у воді. При цьому домішки хлорату, нітрату, гідрокарбонату, хлориду, бромиду, сульфату змивалися потоком розчину, а перхлорат залишався на сорбенті. Далі концентрат йонного асоціату перхлорату з децилтриметиламонієм елюювали ацетоном та перетворювали на більш стійкий асоціат перхлорату з цетилтриметиламонієм, отриману суспензію фільтрували через паперовий фільтр контрастного кольору. При використанні детектування по дифузному відбиттю інтервал лінійності градуовального графіка на  $\text{ClO}_4^-$  з концентруванням на поруватому полімерному сорбенті (об'єм пропущеної через сорбент проби –  $500 \text{ cm}^3$ ) становив  $20\text{--}800 \text{ мкг/дм}^3$ .

Проведені також досліди по визначенню перхлорату у водних витяжках ґрунтів. Для цього до наважки сухого подрібненого ґрунту додавали дистильовану воду, перемішували, збовтували упродовж двох годин, залишали на 1 год., з верхнього шару відбирали піпеткою  $5 \text{ cm}^3$  водної витяжки та фільтрували її від завислих часточок через нітроцелюлозний мембранний фільтр з розміром пор  $0,45 \text{ мкм}$  в пробірку, фільтрат підкислювали до  $\text{pH } 0,7$ . Відбирали  $1 \text{ cm}^3$  підкисленого фільтрату в мірну колбу на  $50 \text{ cm}^3$  і розводили до мітки дистильованою водою. Далі діяли, як це описано вище для аналізу вод. З'ясовано, що лінійна залежність аналітичного відгуку від концентрації перхлорат-йонів у ґрунтах спостерігається в інтервалі  $10\text{--}90 \text{ мг/кг}$  ґрунту.

Проведено аналіз водопровідної, річкової, підземної води та водної витяжки ґрунту (м. Київ) на вміст перхлорату із застосуванням методу стандартних добавок. Введені у води та ґрунтову витяжку добавки перхлорату були виявлені на  $93\text{--}105\%$ , відносне стандартне відхилення не перевищувало  $11\%$ . Таким чином, доведено, що розроблена методика є придатною для контролю вмісту перхлорат-йонів у водах та водних витяжках ґрунтів.

## МІНІМІЗАЦІЯ ВМІСТУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ТА РАДІОНУКЛІДІВ У СТІЧНИХ ВОДАХ ЗА ДОПОМОГОЮ СУЧАСНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ПРОЕКТУВАННЯ З ВИКОРИСТАННЯМ ВІТЧИЗНЯНИХ СОРБЕНТІВ

*Марисик С.В., науковий керівник: Чарний Д.В.*

*Інститут водних проблем і меліорації НААН, 03022, м. Київ, вул. Васильківська, 37, Україна, [iwrim.naan@gmail.com](mailto:iwrim.naan@gmail.com)*

В умовах сучасного прогресуючого забруднення природного середовища стічними водами з підвищеним вмістом важких металів і прогресуючого накопичення низькоактивних рідких радіоактивних відходів (РРВ), при відсутності усталеної технології їх очищення і повернення в природний колообіг води на Землі актуальним стає розробка технічних і технологічних споруд, технологій та засобів для затримання іонів важких металів та радіонуклідів. Найбільш перспективним в цьому напрямі на нашу думку є переведення цих забруднювачів з розчинних іонних станів у зв'язані тверді форми за рахунок сорбційних технологій. Відповідно споруда де буде проходити адсорбційні процеси повинна бути універсальною і поєднувати функціонал адсорбера та відстійника одночасно і при цьому забезпечувати ефективну роботу широкого спектру різноманітних сорбційних матеріалів як в твердих так і рідких формах.

Результати досліджень ефективності різних сорбентів і головним чином встановлення їх гідродинамічних характеристик необхідні для розробки конструктивних рішень по подібній комбінованій споруді. В сучасних умовах стало доступним встановлення параметрів технологічної споруди за допомогою комп'ютерного моделювання Computational Fluid Dynamics modeling шляхом Volume of Fluid – моделювання вільного перебігу рідини методом вільної поверхні. Для зведення моделі до допустимих 300-500 тисяч елементів необхідно проведення точного визначення гідродинамічних характеристик часток сорбентів. На даний час у довідниковій літературі відсутні дані про гідродинамічні характеристики переважної більшості сорбентів. Особливо це стосується колоїдних конгломератів, що утворюються в процесі введення рідких реагентів, поєднання яких спричиняє утворення твердих фаз невизначених гідродинамічних властивостей. Прикладом слугує один з найбільш ефективних сорбентів - фероціанід міді ( $(\text{Cu}_2[\text{Fe}(\text{CN})_6])$ ), який утворюється із суміші двох розчинів: жовтої кров'яної солі ( $(\text{K}_4[\text{Fe}(\text{CN})_6])$ ) та сульфату міді ( $\text{CuSO}_4$ ) безпосередньо у воді, що очищується. Так само невідомі гідродинамічні характеристики перспективного поєднання фероціаніду міді з пилоподібним порошком бентонітової глини. Саме гідродинамічні характеристики найбільш перспективних сорбентів і визначали для подальшої розробки параметрів універсального освітлювача-адсорбера, здатного ефективно працювати як з рідкими реагентами, так і з твердими фракціями сорбентів, подібних до порошкоподібних бентонітів і цеолітів.

Процес седиментації сорбенту у воді характеризується кінетикою осадження конгломератів пластівців сорбенту. Дані процеси відображуються у вигляді графіків кінетики осадження. В досліді використовувався, глинопорошок бентоніту з розміром фракцій 0,1-0,072 мм та розчин фероціаніду міді, що складається з жовтої кров'яної солі та сульфату міді у пропорційному співвідношенні: на 1 г жовтої кров'яної солі використовується 1.356 г сульфату міді, змішування відбувається у мірному стакані з додаванням дистильованої води не більше, ніж 50 мл на 10 г сухої суміші. Розчин фероціаніду міді готується виключно перед використанням, в протилежному випадку при затримці зменшується ефективність розчину.

Отримані дані зводяться в таблиці, на їх основі будується графік залежностей дослідження (рис. 1) та проводяться розрахунки гідравлічної крупності.

За результатами досліджень побудована модель осадження сорбентів та встановлена їх швидкість осадження (рис.1, таб.1).

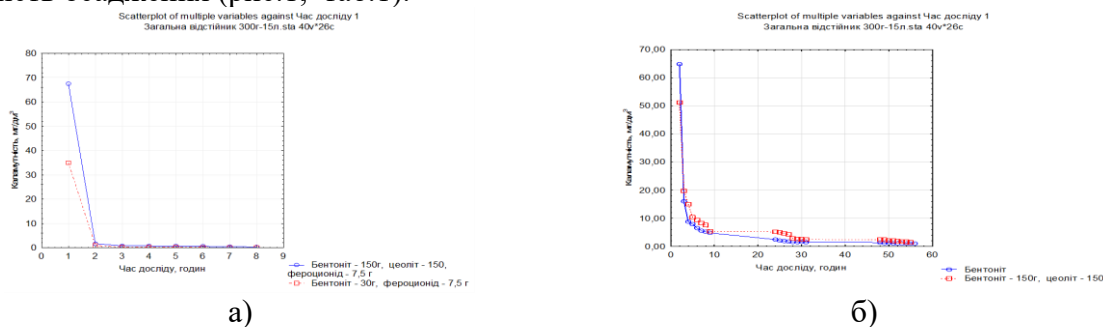


Рисунок 1 – а) графік залежностей гідравлічної крупності бентоніту з тривалістю експерименту 56 години та суміші бентоніту і цеоліту з тривалістю 54 години при температурному коливанні суспензій 14-16 °С; б) Графік залежностей гідравлічної крупності суміші бентоніту і фероціаніду міді з тривалістю експерименту 2 години 20 хвилин та суміші бентоніту, цеоліту і фероціаніду міді з тривалістю експерименту 3 години 30 хвилин при температурі суспензій 8 °С.

Таблиця 1. Гідравлічна крупність сорбенту.

№	Назва	Час відстоювання, t, год.	Гідравлічна крупність, $U_0$ , мм/с.	Коефіцієнт пропорційності, п.	Концентрації завислих речовин, P, %.
1	Бентоніт	56	0.11	1.39	98.26
2	Бентоніт + Цеоліт	37	0.44	1.23	96.5
3	Бентоніт + Цеоліт + фероціанід міді	3.5	4.99	0.43	98.7
4	Бентоніт + фероціанід міді	2.20	6.185	0.29	99.8

Найкращий результат отримано сумішшю бентонітової пудроподібної глини та розчину фероціаніду міді в пропорції 2/0.5 г/дм<sup>3</sup> сухої речовини - 99.8% випадання завислих часток в осад та повне знебарвлення очищеної води від залишків фероціаніду міді.

У результаті проведення імітаційних дослідів, здійснених за допомогою віртуальної машини в середовищі Computational Fluid Dynamics Autodesk Simulation (CFD), виконано дослід з визначення гідродинамічних характеристик споруди - освітлювача-адсорбера на основі моделювання у віртуальному середовищі (рис.2.)

На представленій схемі загальна висота освітлювача-адсорбера (ОА) з вертикальним потоком становить 6,22 м, діаметр освітлювача – 3,5 м, центральна труба подачі суспензії (далі: камера утворення пластівців) має діаметр 0,5 м, висоту 3,8 м, концентрація завислих часток становить 7-12 кг/м<sup>3</sup>, оптимальні швидкості подачі суспензії 0,014 м/с (14 мм/с). У тривимірній моделі використано структуровану сітку, яка містить 3868373 розрахункових комірок. Результати моделювання у вигляді епюр швидкостей сформованих потоків наведено на рис. 2.

Аналіз результатів моделювання показав (рис.2а), що в класичній моделі освітлювача безперервної дії при швидкості потоку рідини 0,014 м/с на вході в камеру утворення флокул з обладнаним дифуззором-відбивачем на виході, наявні зони турбулентного потоку поряд з

застійними зонами. Це перешкоджають нормальному утворенню конгломератів флокул сорбенту, їх седиментації у центральній секції освітлювача. Потік вихідної води та сорбенту через надмірну турбулізацію не рівномірно розподіляється по об'єму відстійника і це перешкоджає ефективному використанню всього об'єму споруди в процесі сорбції, призводить до засмоктування відпрацьованого сорбенту у вихідний канал, також не відбувається ефективного ущільнення відпрацьованого сорбенту в нижній частині споруди, призначеній для виведення відпрацьованого сорбенту.

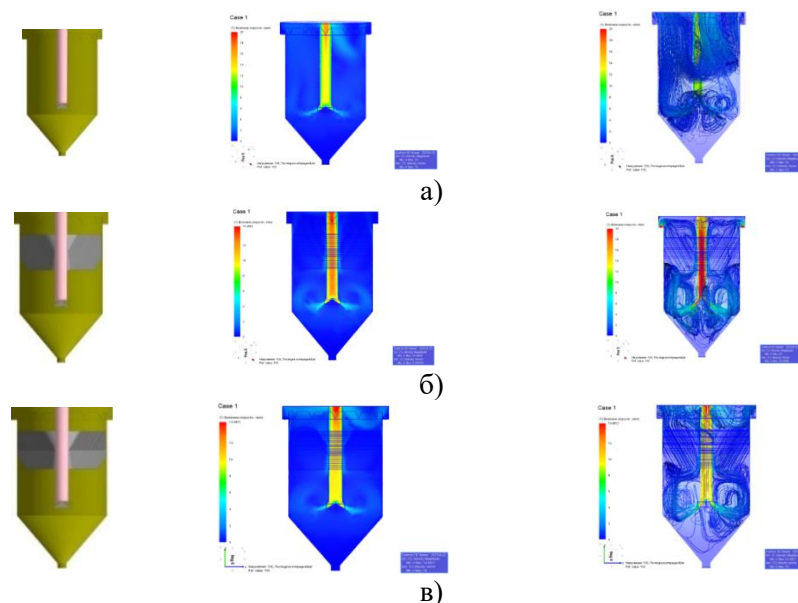


Рисунок 2 - Трасування векторів та розподіл полів потоку розчину сорбенту та низькоактивних РРВ зі швидкістю подачі рідини 0,014 м/с у ОА безперервної дії: а) модель класичного освітлювача з відбивачем дифузorzом; б) модель ОА з відбивачем та тонкошаровим модулем; в) модель ОА з відбивачем та модернізованим тонкошаровим модулем.

В моделі освітлювача-адсорбера зі звичайним та модернізованим тонкошаровим модулем (рис.2б,в) розчин сорбенту рівномірно розподіляється по об'єму освітлювача-адсорбера через відбивач дифузorz та тонкошаровий модуль, з чітким розподіленням на зони: утворення турбулентності потоку, ламінарного вирівнювання потоку та виведення очищеної води.

Турбулізація потоку в зоні турбулентності досягається за рахунок відбивача дифузorz: утворюються стійкі та рівномірні завихрення, що підтримують завислий стан флокул, збільшуючи час контакту сорбенту з забрудненою водою, та забезпечує їх укрупнення, що і обумовлює ефективне випадіння в осад відпрацьованого сорбенту. В зоні ламінарного вирівнювання потоку тонкошаровий модуль виконує роль доочистки води від завислих часток сорбенту шляхом гасіння турбулентних потоків та збільшення площі їх осаджування, що запобігає засмоктуванню відпрацьованого сорбенту у вихідний канал. Різниця між звичайним та модернізованим тонкошаровими модулями полягає в тому, що в модернізованому тонкошаровому модулі збільшено площу осадження в півтора рази, порівняно зі звичайним тонкошаровим модулем, шляхом внесення додаткових пластин до половини висоти звичайного тонкошарового модуля.

Використання віртуальних моделей седиментації бентонітової та цеолітової порошкоподібних глин та цианоферату міді дозволило обґрунтувати оптимальну

конструкцію освітлювача-адсорбера для стійкої та ефективної седиментації сорбенту в освітлювачі-адсорбері з модернізованим тонкошаровим модулем (рис.2в) та вхідною швидкістю для даної конструкції відстійника 0,014 м/с.

Запропонована нами конструкція завдяки специфічному розподілу гідравлічних векторів потоків водо-сорбційної суспензії дозволяє у одній споруді забезпечити відповідний час контакту сорбенту у вигляді шару завислого осаду з поступовим укрупненням конгломератів пластівців сорбенту, які формують осад, що поступово згущується та ущільнюється і таким чином нам вдалось в одній споруді поєднати “адсорбер” і “відстійник”. Це дозволяє розглядати цю конструкцію споруди як універсальну, вона поєднує в собі проходження процесів адсорбції і седиментації, що у свою чергу дозволяє проводити повний цикл очищення забруднених вод зі зменшенням кількості задіяних технологічних споруд.

## **ОЧИЩЕННЯ ВОДИ МІКРОФІЛЬТРАЦІЙНИМИ ДЕРЕВНИМИ МЕМБРАНАМИ ІЗ БІОТЕСТУВАННЯМ ЯКОСТІ ОДЕРЖАНОГО ФІЛЬТРАТУ**

*Мельник Л.А., Дульнева Т.Ю., Деремешко Л.А., Нанієва А.В.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Україна, м. Київ, e-mail: [t\\_dulneva@ukr.net](mailto:t_dulneva@ukr.net)*

З метою заміни традиційних полімерних та керамічних мембран, виробництво яких є достатньо затратним і може бути пов'язане з додатковими екологічними ризиками, в останні роки здійснюються дослідження з визначення перспектив використання в процесах очистки та знезараження води мембран на основі природної відновлюваної сировини – деревини [1–3]. Вперше в Україні такі мембрани запропоновані в ІКХВ ім. А.В. Думанського НАН України [4]. Крім високої екологічності деревини, суттєвою її перевагою є також доступність, низька вартість та простота обробки. За наявними оцінками, вартість побутового фільтру очистки води із деревини може бути в 10 разів нижчою вартості сучасних комерційних фільтруючих пристроїв. Встановлена можливість використання мембран із деревини для зназараження води, а також її очищення від завислих часточок та барвників. Разом із цим актуальними залишаються дослідження взаємозв'язку між структурою деревини та ефективністю очистки, пошук найбільш перспективних для використання в якості мембран порід деревини, що забезпечують високу ефективність затримки домішок при високій питомій продуктивності по фільтрату, розробка методів модифікування мембран з метою вдосконалення їх розподільчих характеристик. Значний практичний інтерес становлять дослідження ефективності очистки природних поверхневих вод та кондиціонування водопровідної води з використанням деревних мембран, а також встановлення ресурсу експлуатації останніх при обробці вказаних типів вод.

Нами досліджено процес очищення води р. Дніпро, а також кондиціонування (доочищення) водопровідної води м. Києва трубчастими деревними мембранами, виготовленими з повітряно-сухої заболоневої деревини (вологість 17–18 %). Загальна та робоча довжина мембран становила, відповідно, 125 і 95 мм; зовнішній та внутрішній діаметри, відповідно, 11 і 5 мм. Максимальний розмір пор мембран, визначений методом точки бульбашки, складав 11,7–13,4 мкм. Для експерименту використовували дослідну проточну мікрофільтраційну установку.

Результати мікрофільтраційного очищення води р. Дніпро деревною мембраною наведені у табл. 1.

Таблиця 1. Результати очищення води р. Дніпро мікрофільтраційною трубчастою мембраною із деревини (фільтрування зсередини мембрани) при тиску 0,3 МПа

t, год	Питома продуктивність J, м <sup>3</sup> /м <sup>2</sup> ·год	Каламутність, мг/дм <sup>3</sup>	Mn <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	Fe <sub>заг</sub> , мг/дм <sup>3</sup>
0	0,170	4,5	0,21	<0,1
0,25	0,117	1,5	–	<0,1
0,50	0,088	1,3	–	<0,1
1,00	0,070	1,1	0,21	<0,1
2,00	0,064	1,1	0,18	<0,1
4,00	0,044	1,0	0,13	<0,1
7,00	0,039	1,0	0,13	–
8,50	0,037	1,0	0,13	<0,1

Як видно із табл. 1, в процесі фільтрування води р. Дніпро мікрофільтраційною мембраною із деревини питома продуктивність останньої різко падає (в 2,4 рази) протягом першої години обробки, потім зменшується більш повільно і набуває порівняно стабільного значення після 4-х годин роботи, що свідчить, про формування динамічної мембрани на поверхні деревини.

Паралельно із зниженням питомої продуктивності мембрани значно покращується ефективність очищення води від завислих частинок, сполук Mn та забарвлених речовин, що підтверджує суттєву роль додаткового затримуючого шару у вигляді динамічної мембрани у зазначеному процесі. В стаціонарному режимі фільтрування каламутність фільтрату в 4,5 разів нижча, ніж даний показник вихідної води. Концентрація сполук Mn за цих умов знижується на 40%, кольоровість – у 4 рази (від 24 до 6 градусів).

Як видно із табл. 1, концентрація сполук Fe у дослідженому зразку води р. Дніпро була дуже низькою (<0,1 мг/дм<sup>3</sup>). Можна припустити, що більш висока концентрація цього компонента у воді (що може спостерігатися протягом року) сприятиме більш глибокому видаленню сполук мангану в процесі мікрофільтраційної обробки деревною мембраною.

Як видно з рис. 1, питома продуктивність деревної мембрани в процесі мікрофільтрації водопровідної води також різко зменшується протягом першої години обробки, повільно знижуючись в подальшому, що свідчить про формування динамічної мембрани.

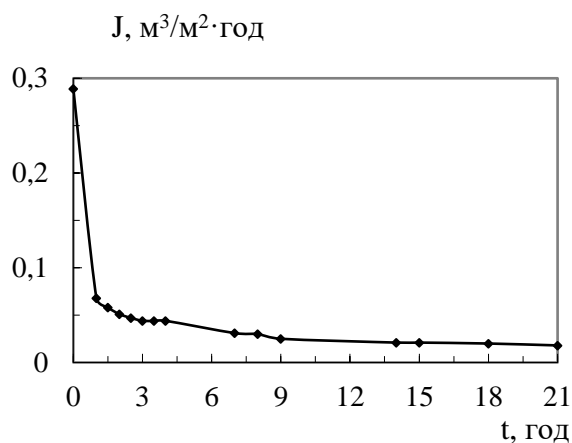


Рис. 1. Зміна питомої продуктивності деревної мембрани в процесі фільтрування водопровідної води при тиску 0,3 МПа (фільтрування ззовні трубчастої мембрани)

Як видно з рис. 2, в процесі мікрофільтрації протягом 21 год водопровідної води спостерігалось видалення сполук Mn, концентрація якого вже на 7 – 9 год від початку експерименту знижувалася до 0,08 мг/дм<sup>3</sup>.

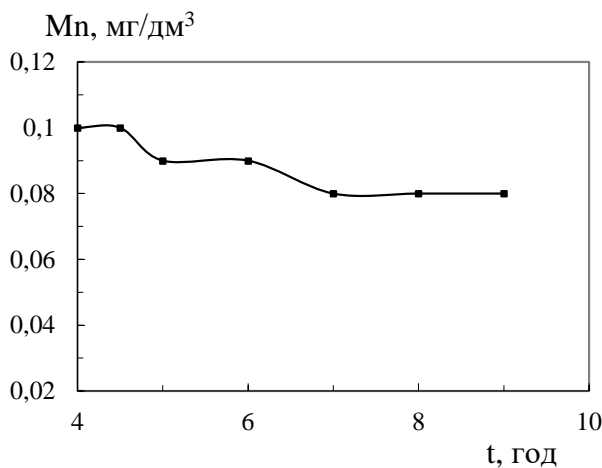


Рис. 2. Зміна концентрації Mn у водопровідній воді в процесі її фільтрування через деревну мембрану при тиску 0,3 МПа (фільтрування ззовні трубчастої мембрани)

При концентрації Fe<sub>заг.</sub> у вихідній водопровідній воді на рівні 0,2 мг/дм<sup>3</sup> його вміст в фільтраті становив < 0,1 мг/дм<sup>3</sup>, що є нижчим ГДК цього компоненту в питній воді. Якість води, очищеної деревною мембраною, контролювали методом біотестування з використанням різних тест-організмів. Результати біотестування вихідної водопровідної води та одержаного фільтрату наведені у табл. 2.

Таблиця 2. Результати біотестування водопровідної води м. Києва (зразок № 1) та фільтрату (зразок № 2), отриманого в процесі мікрофільтрації водопровідної води через деревну мембрану

Найменування показників	Результати вимірювань		Норматив для питної води
	№1	№2	
Гостра та хронічна токсичність на рибі Даніо реріо, %	0	0	0
Хронічна токсичність на дафніях, %	40	10	10
Генотоксичність на клітинах крові риби Даніо реріо, %	1,32	0,33	0,33
Індекс загальної токсичності на гідрах, %	15	0	<5

За результатами дослідження зразків води методом біотестування можна зробити наступні висновки:

– на рівні організму риб у зразках води не виявлено хронічної та гострої токсичності, що відповідає нормативним значенням ДСТУ 4075-2001;

– на рівні організму дафній у зразку води № 2 не виявлено хронічної та гострої токсичності, що відповідає нормативним значенням ISO 12890:1999, ДСТУ 4174: 2003. У зразку води № 1 виявлено хронічну токсичність (смертність 40 %), що не відповідає нормативним значенням ISO 12890:1999, ДСТУ 4174: 2003;

– на клітинах крові риб у зразку води № 1 відповідно до ДСТУ 7387:2013 виявлено генотоксичний ефект (1,32%), що не відповідає нормативним значенням для питної води (ДСТУ 7525:2014). У зразку води № 2 генотоксичного ефекту не виявлено;

– на рівні організму гідр у зразку води № 1 виявлено хронічну токсичність, що не відповідає нормативним значенням. У зразку води № 2 хронічної та гострої токсичності не виявлено.

Таким чином, нами показана можливість ефективної очистки річкової води, а також доочистки водопровідної води фільтруванням через деревну мембрану, що обумовлено стеричним механізмом затримки домішок мембраною з одночасним формуванням на поверхні останньої додаткового затримувального шару у вигляді динамічної мембрани із гідроксисполук заліза та малорозчинних сполук мангану.

За результатом комплексного біотестування водопровідна вода, що пройшла обробку методом мікрофільтрації через деревну мембрану, відноситься до категорії «безпечна» та відповідає нормативним вимогам ДСТУ 7525:2014. В то й же час, водопровідна вода, що не проходила відповідної обробки, за цим показником відноситься до категорії «небезпечна».



### Перелік посилань

1. Jiao M., Yao Y., Chen Ch., Jiang B., Pastel G., Lin Z., Wu Q., Cu M., He S., Hu L. Highly Efficient Water Treatment via a Wood-based and Reusable Filter. *ACS Materials Letters*. 2020. V. 2, N. 4, P. 430-437.
2. [Chen Q.](#), [Fei P.](#), [Hu Y.](#) Hierarchical mesopore wood filter membranes decorated with silver nanoparticles for straight-forward water purification. *Cellulose*. 2019. V. 26, N 13-14. P. 8037-8046.].
3. Vitas S., Beckmann P., Skibinski B., Goldhahn Ch., Muff L. F., Cabane E. Rejection of micron-sized particles using beech wood xylem. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2019. **5**, 944-955. doi:10.1039/C8EW00774H.
4. Dulneva, T.Y., Deremeshko, L.A. & Ievleva, O.S. Current State and Prospects of Using Lignocellulose (Wood) Membranes for Water Purification. *J. Water Chem. Technol.* 44, 488-493 (2022). <https://doi.org/10.3103/S1063455X22060030>.

### ВИДАЛЕННЯ ФАРМАЦЕВТИЧНИХ ПРЕПАРАТІВ РІЗНОЇ ХІМІЧНОЇ ПРИРОДИ В ПРОЦЕСАХ НАНОФІЛЬТРАЦІЇ ТА ЗВОРОТНОГО ОСМОСУ

*Мельник Л.О., Хмельницька О.В., Семінська О.О., Балакіна М.М.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
Україна, м. Київ, e-mail: lumel2903@gmail.com*

Проблема видалення фармацевтичних препаратів із водних середовищ набула особливої гостроти в останні десятиліття, після того як в результаті проведених Геологічною службою США досліджень у природних водах було виявлено широкий спектр цих забруднювачів разом із іншими синтетичними органічними сполуками (пестицидами, засобами особистої гігієни та ін.) у діапазоні концентрацій від нг/дм<sup>3</sup> до мкг/дм<sup>3</sup> [1, 2]. Через недостатню ефективність традиційних процесів, що використовуються в галузі питного водопостачання, фармацевтичні препарати детектуються також і в зразках питної води [3].

Враховуючи серйозну небезпеку хронічного впливу фармацевтично-активних сполук (ФАС) на здоров'я людини, Європейська комісія включила нестероїдний протизапальний препарат (НПЗП) диклофенак до 1-го Контрольного списку Водної Рамкової Директиви з метою отримання високоякісних даних моніторингу щодо потенційних забруднювачів води [4]. Як зазначається у [5], диклофенак (а також сульфаметоксазол) найчастіше виявляють у необроблених стічних водах, а також вторинно-очищених стічних водах у всьому світі. Скринінг забруднюючих речовин, що проводився вперше в басейні Дніпра в рамках проекту ЄС "Водна ініціатива Європейського Союзу плюс для країн Східного Партнерства (EUWI+)", виявив у воді на окремих ділянках Дніпра до 1000 нг/дм<sup>3</sup> диклофенаку.

Оскільки басейн р. Дніпро є основним джерелом питної води в Україні, вирішення проблеми наявності ФАС у воді є актуальним і пріоритетним завданням на сучасному етапі. Очевидно, що важливими напрямками для досягнення цієї мети є розробка ефективних альтернативних технологічних схем підготовки питної води, а також створення замкнених

циклів використання води з метою уникнення потрапляння фармацевтичних препаратів у поверхневі води зі стічними водами.

Особливо перспективними технологіями, що забезпечують розвиток вказаних двох напрямків, є мембранні технології високого тиску (нанофільтрація та зворотний осмос) [2, 3, 5, 6], ефективність яких в плані затримки ФАС визначається фізико-хімічними властивостями мембран, хімічною природою токсикантів та впливом фізико-хімічних факторів середовища.

Мета даної роботи полягала в порівняльній оцінці ефективності нанофільтраційного та зворотноосмотичного видалення диклофенаку, парацетамолу, стрептоциду, саліцилової кислоти при обробці їх індивідуальних розчинів з використанням нанофільтраційної мембрани ОПМН-П та зворотноосмотичної мембрани ESPA-1 поліамідного типу. Основні хімічні характеристики зазначених фармацевтичних препаратів наведено у табл. 1.

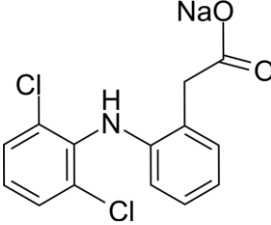
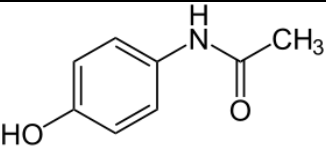
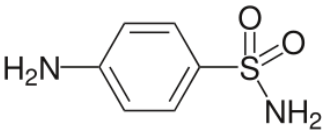
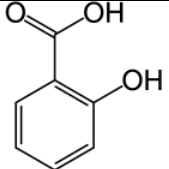
Дослідження здійснювали з використанням непроточної («тупикової») циліндричної комірки ємністю 440 см<sup>3</sup>. Концентрація фармацевтичних препаратів у модельних розчинах складала 1, 5 та 10 мг/дм<sup>3</sup>, концентрація фоновому електроліту (NaHCO<sub>3</sub>) – 3,5 ммоль/дм<sup>3</sup> (модель води р. Дніпро). Процес здійснювати при тиску 1 МПа (нанофільтрація) та 2,5 МПа (зворотний осмос). Ступінь відбору пермеату (СВП) досягав 75%.

Вміст фармацевтичних препаратів у початкових розчинах, пермеатах та концентратах визначали спектрофотометрично за максимумом поглинання в УФ області спектра. Спектри поглинання реєстрували за допомогою спектрофотометра Shimadzu 2450. Довжина хвилі, при якій здійснювали розрахунки для кожного реагента, наведена у таблиці 1. В окремих дослідах вміст фармацевтичних препаратів визначали шляхом визначення загального органічного вуглецю (ЗОВ) на аналізаторі Shimadzu TOC-VCSN. Вміст фоновому електроліту у початкових розчинах, пермеатах та концентратах контролювали портативним кондуктометром HI98304 DIST-4. Коефіцієнт затримки (R, %) відповідного компоненту мембраною розраховували за формулою:

$$R = \left(1 - \frac{C_{\text{п}}}{C_0}\right) \cdot 100\%$$

де:  $C_0$  – концентрація компоненту в вихідному розчині;  $C_{\text{п}}$  – концентрація компоненту в пермеаті.

Таблиця 1. Основні характеристики досліджених фармацевтичних препаратів

Назва	Структурна формула	Молекулярна формула	Молекулярна маса, г/моль	pK <sub>a</sub>	λ, нм
Диклофенак натрію		$C_{14}H_{11}Cl_2NO_2$	296,15	4,15	275
Парацетамол		$C_8H_9NO_2$	151,17	9,7	244
Сульфаніламід (Стрептоцид)		$C_6H_8N_2O_2S$	172,20	10,5	258
Саліцилова кислота		$C_7H_6O_3$	138,12	2,97; 13,8	296

Як видно із таблиці 2, затримка досліджених фармацевтичних препаратів нанофільтраційною мембраною ОПМН-П суттєво відрізняється, складаючи при СВП 25% для диклофенаку та саліцилової кислоти, відповідно, 89,8 та 92,9%, а для парацетамолу та стрептоциду, відповідно, 7,6 та 10,1%. Низька ефективність видалення двох останніх препаратів нанофільтраційною мембраною пояснюється, очевидно, тим, що вони знаходяться у розчині у молекулярному стані (не мають заряду).

Таблиця 2. Коефіцієнт затримки фармацевтичних препаратів нанофільтраційною мембраною ОПМН-П та зворотноосмотичною мембраною ESPA-1 в залежності від ступеню відбору пермеату (початкова концентрація фармпрепарату у модельній воді складала 5 мг/дм<sup>3</sup>, рН – 8,0-8,7).

СВП, %	R, %							
	Диклофенак		Парацетамол		Стрептоцид		Саліцилова кислота	
	НФ	ЗвО	НФ	ЗвО	НФ	ЗвО	НФ	ЗвО
25	89,8	100	7,6	83,9	10,1	86,9	92,9	100
50	82,8	100	0,7	77,1	2,0	82,2	83,2	100
75	70,7	100	0,7	65,1	0	70,7	80,5	100

Ефективність видалення всіх досліджених фармацевтичних препаратів зворотноосмотичною мембраною ESPA-1, як і очікувалося, є суттєво вищою, у порівнянні з нанофільтраційним процесом (табл. 2). При цьому, видалення диклофенаку та саліцилової кислоти досягає 100%, не зменшуючись навіть при зростанні ступеню відбору пермеату до 75%. Це дозволяє сконцентрувати вказані препарати у ретентаті, про що свідчать наведені на рис.1 УФ-спектри поглинання досліджених розчинів, які містять саліцилову кислоту.

Ступінь видалення фонового електроліту в процесах нанофільтрації та зворотного осмосу досягав, відповідно, 45-75% та 97% при СВП 25-75% , зменшуючись суттєво в нанофільтраційному процесі зі зростанням останнього показника, що обумовлено впливом концентраційної поляризації.

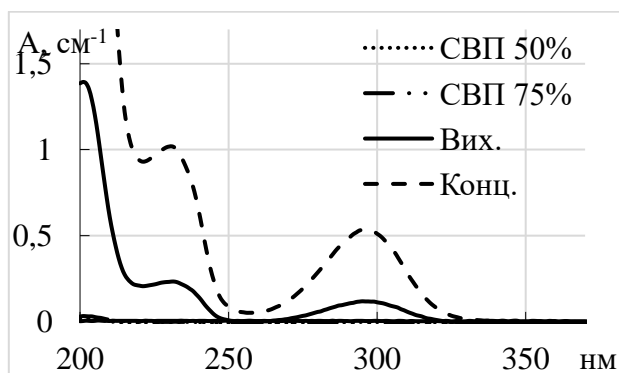


Рис. 1. УФ-спектри поглинання вихідного розчину саліцилової кислоти ( $C_{\text{вих}} = 5 \text{ мг/дм}^3$ ), одержаних фільтратів та концентрату (мембрана ESPA-1,  $P=2,5 \text{ МПа}$ )

Одержані результати можуть слугувати основою для розробки гібридних процесів очищення вод, що містять фармацевтичні сполуки (зокрема, поєднанням мембранної та фотокаталітичної обробки), з метою уникнення негативного впливу вказаних токсикантів на здоров'я населення та довкілля.

## Перелік посилань

1. [Kolpin D. W.](#), [Furlong E. T.](#), [Meyer M. T.](#), [Thurman E. M.](#), [Zaugg S. D.](#), [Barber L. B.](#), [Buxton H. T.](#) Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance. *Environ Sci Technol.* 2002. 36(6):1202-11. doi: 10.1021/es011055j.
2. Liu Y., Wang X., Yang H, Xie Y. F. Adsorption of pharmaceuticals onto isolated polyamide active layer of NF/RO membranes. *Chemosphere.* 2018. V. 200. P. 36-47.
3. Liu T., Aniagor C.O., Ejimofor M.I., Tang K.H.D., Chin B.L.F., Chan Y.H., Yiin C.L. et al. Technologies for removing pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) from aqueous solutions: Recent advances, performances, challenges and recommendations for improvements. *Journal of Molecular Liquids.* 2023. V. 374. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2022.121144>.
4. Simon E., Duffek A., Stahl C., Frey M., Scheurer M., Tuerk J., Gehrman L., Könemann S., Swart K., Behnisch P., [et.al]. Biological effect and chemical monitoring of Watch List substances in European surface waters: Steroidal estrogens and diclofenac – Effect-based methods for monitoring frameworks. *Environment International* 2022. V. 159. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.107033>
5. Gomes D., Cardoso M., Martins R. C., Quinta-Ferreira R. M., Gando-Ferreira L. M. Removal of a mixture of pharmaceuticals sulfamethoxazole and diclofenac from water streams by a polyamide nanofiltration membrane. *Water Science and Technology.* 2020. wst2020166–. doi:10.2166/wst.2020.166.
6. Zhao Y.Y., Kong F.-X.; Wang Z., Yang H.-W.; Wang X. -M., Xie Y. F.; Waite T. D. Role of membrane and compound properties in affecting the rejection of pharmaceuticals by different RO/NF membranes. *Frontiers of Environmental Science & Engineering.* 2017. 11(6): 20. doi:10.1007/s11783-017-0975-x.

**ОБГРУНТУВАННЯ БЕЗПЕЧНОСТІ**  
**ХЛОРИТІВ ТА ХЛОРАТІВ ЯК ПОХІДНИХ ДІОКСИДУ ХЛОРУ**  
**ПРИ ОЧИЩЕННІ ТА ЗНЕЗАРАЖЕННІ ПИТНОЇ ВОДИ**

*Мокієнко А.В., <sup>1</sup>Бондарчук О.Ю., <sup>1</sup>Спасьонова Л.М.,*

*Національний університет «Острозька академія»*

*<sup>1</sup>Національний технічний університет України*

*«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»*

У поточному році в науковій періодиці України почали з'являтися публікації, в яких стверджується небезпечність хлоритів та хлоратів як похідних діоксиду хлору при очищенні та знезараженні питної води. Автор присвятив левову частку свого наукового життя обґрунтуванню діаметрально протилежного, а саме некоректності наукових, методологічних, фізіологічних, біохімічних, медико-біологічних тощо підходів до вирішення цього питання. Це доведено у багаточисленних попередніх публікаціях, присвячених різним аспектам діоксиду хлору як окиснювача та дезінфектанту. Головними є монографії 2005, 2012 та 2020 років. Невідомо, коли у цій проблемі буде поставлено крапку. Принаймні нескоро, якщо зважати на ті колосальні виклики, перед якими постала галузь водопостачання внаслідок війни. Рамки тез передбачають конспективно-покроковий виклад матеріалу.

Як відомо, при очищенні води діоксидом хлору утворюються побічні продукти – хлорити та хлорати. Згідно Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4-171-10) (Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року № 400. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за № 452/17747) 2.2.4-171-10) хлорити нормуються на рівні 0,2 мг/дм<sup>3</sup>, хлорати не визначаються та не нормуються. Міжнародно визнаними нормативними документами щодо якості питної води (Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization; 2017; Directive (EU) 2020/2184 of the EUROPEAN PARLIAMENT and of the COUNCIL on the quality of water intended for human consumption. 16 December 2020) хлорити та хлорати нормуються на однаковому рівні 0,7 мг/дм<sup>3</sup>. Цей норматив відображено у новому документі, який у стислі терміни було розроблено та затверджено після початку війни. Це Державні санітарні норми і правила «Показники безпечності та окремі показники якості питної води в умовах воєнного стану та надзвичайних ситуаціях іншого характеру» (Наказ Міністерства охорони здоров'я України 22 квітня 2022 року № 683. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 25 травня 2022 р. за № 564/37900). Підставою для цього було рішення Комісії з гігієнічного нормування хімічних речовин у воді водоймищ (протокол №1 від 02 лютого 2021 року).

У згаданих публікаціях стосовно небезпечності хлоритів автори безпідставно стверджують наступне: «Нашими дослідженнями на Дніпровському водопроводі м. Києва показано, що в результаті обробки природної води діоксидом хлору, в питну воду надходять небезпечні хлорити, які пронормовані в нашій країні як токсичні речовини з ГДК 0,2 мг/дм<sup>3</sup>.

В останні роки для контролю хлоритів в питній воді ВООЗ пропонується застосовувати в 3,5 рази менш жорсткий норматив – 0,7 мг/дм<sup>3</sup>». Коментар до цього хибного твердження знаходиться у попередньому абзаці. Незрозумілість небезпечності зростає після наступного висновку авторів: «вживання протягом життя питної води із вмістом хлоритів на рівні 0,2 мг/дм<sup>3</sup> та навіть 0,7 мг/дм<sup>3</sup> не створює загрози для здоров'я людини, оскільки ризик знаходиться в межах 1,0 мг/дм<sup>3</sup>, що є допустимим (прийнятним) ризиком за ступенем безпеки». Це чи навряд можна назвати заслугою авторів, оскільки даний норматив вже представлено у вищезазначених міжнародних нормативних документах (у Керівництві ВООЗ це останні три редакції 2004, 2011 та 2017 рр.).

Перш за все слід зазначити, що у науковій літературі взагалі існувала і, на жаль, продовжує існувати необґрунтована аградація токсикологічної значущості хлорит- та хлорат-аніонів як побічних продуктів знезараження води діоксидом хлору.

Насамперед слід акцентувати увагу на наступному. Згідно з даними літератури, проблема хлоритів та хлоратів як забруднювачів питної води є загальною для всіх окиснювачів. Як приклад можна навести результати ідентифікації хлорату в хлорованій воді після її обробки озоном, а також відомості про великі кількості хлорату в готовому (максимально 260 000 мг/дм<sup>3</sup>) та електролітично отриманому на місці споживання (1700 мг/дм<sup>3</sup>) гіпохлориті натрію. Згідно з даними ВООЗ, хлорат є звичайним побічним продуктом дезінфекції при обробці води окиснювачами (гіпохлорит натрію, хлораміни, діоксид хлору, озон).

Обговорюючи токсикологічну значимість діоксиду хлору та її похідних, слід згадати хрестоматійну вітчизняну роботу З. А. Фрідлянда і Р. З. Кагана (1971), яку можна було вважати застарілою і не вартої суттєвої уваги. Якби не одне але. Ці автори в експериментальних умовах на лабораторних щурах встановили, що в середньому в ротовій порожнині тварин зв'язується не більше 30% початкової концентрації діоксиду хлору у воді, а у шлунку (без урахування гіпотетичного вмісту, оскільки експерименти проводилися зі шлунковим соком) практично за перші 5 хвилин зв'язувалося до 93% введеної дози, а після 30 хвилин при всіх випробуваних концентраціях (10 та 100 мг/дм<sup>3</sup>) залишалися сліди цієї сполуки, що знаходяться на межі аналітичного нуля.

Парадокс у тому, що всі численні дослідження, які докладно проаналізовано у книзі по діоксиду хлору 2012 року, цей абсолютно простий та очевидний факт не враховано. Звідси напрашується цілком очевидний висновок, що більш поглиблені токсикологічні дослідження слід проводити після того, коли стане зрозуміло, по-перше, які продукти окислення виникли в результаті реакцій діоксиду хлору в перші хвилини перорального надходження в організм, тобто в шлунку, який у лабораторних щурів, як найпоширеніших тестових токсикологічних моделей, завжди містить залишки їжі; по-друге, з'ясування питання, що власне виявилось у крові та органі – мішені після перебування діоксиду хлору у травному тракті від ротової порожнини до кишечника.

За дивним збігом обставин у цій роботі вибрані концентрації (10 та 100 мг/дм<sup>3</sup>) повністю співпадали з ідентичними дозами діоксиду хлору, які застосовували у закордонних токсикологічних експериментальних роботах. Причому, за незрозумілих причин ці дози не мають абсолютно жодного відношення до реальних умов знезараження будь-якої води (включаючи стічну). Тобто, токсикологічна значимість хлориту та хлорату відсутня, а всі виявлені токсичні ефекти не більш ніж сумнівні.

Слід зазначити, що в основу радянських та українських нормативів покладено роботу (1980 р.) з обґрунтування гранично допустимої концентрації хлориту натрію у воді водойм. Виникають очевидні та закономірні питання: яке відношення цей рибогосподарський норматив має до нормування питної води, що споживається людиною; який зв'язок хлориту натрію як солі з хлоритом як аніоном; де врахування буферних систем антиоксидантного захисту теплокровних і людини, оскільки це норматив для гідробіонтів.

Якщо повернутися до нормування хлоритів та хлоратів, то в ДСанПіН «Показники безпечності та окремі показники якості питної води в умовах воєнного стану та надзвичайних ситуаціях іншого характеру» зроблено застереження Євродирективи 2020, згідно з якою параметричне значення  $0,70 \text{ мг/дм}^3$  застосовується в тих випадках, коли для знезараження води, призначеної для споживання людиною, використовується метод знезараження, у якому утворюється хлорит (хлорат), зокрема діоксид хлору. Там, де це можливо, без шкоди для дезінфекції, держави-члени повинні прагнути більш низьких рівнів. Цей параметр вимірюється лише тоді, коли використовується дезінфекція води.

Ця примітка також з'явилася не випадково, оскільки незадовго до прийняття Євродирективи 2020 Комісія ЄС ухвалила парадоксальне рішення про нормування хлориту та хлорату в питній воді на рівні  $0,25 \text{ мг/дм}^3$  при рекомендованому ще з 2004 року рівні ВООЗ  $0,7 \text{ мг/дм}^3$ .

Реакція була негайною.

European Federation of National Associations of Water Services (EurEau) звертається до членів Європарламенту з проханням підтвердити значення ВООЗ  $0,7 \text{ мг/дм}^3$  для хлорату та хлориту. Держави-члени, не ставлячи під загрозу дезінфекцію, повинні боротися за нижнє значення для ТГМ та бромату. У багатьох державах-членах оператори води не в змозі виконати нормативи  $0,25 \text{ мг/дм}^3$ , запропоновані Комісією, не змінюючи повністю очищення води. В Іспанії, наприклад, водні ресурси (переважно поверхневі води) вимагають обробки діоксидом хлору. Крім того, у багатьох випадках дезінфекція хлором супроводжується озонуванням (через ті ж проблеми якості вихідної води). Озон окислює весь хлорит у хлорат, тому для хлорату норматив  $0,25 \text{ мг/дм}^3$  також нереальний. Якщо члени Європарламенту підтверджують норматив  $0,25 \text{ мг/дм}^3$ , служби водопостачання мають змінити обробку води: це призведе до величезних інвестицій, на які потрібні десятиліття, і це неминуче підвищить тарифи на воду.

Парадоксальність та надуманість проблеми побічних продуктів дезінфекції зростає за умови, що в Україні ще до війни не вирішено більш значущу проблему якості питної води – епідемічну безпечність. Цю проблему докладно розглянуто у монографіях, виданих у різні роки (2008, 2021, 2023). Тут доцільно привести думку одного із провідних експертів N. J. Ashbolt, який у своїй роботі Risk analysis of drinking water microbial contamination versus disinfection by-products (DBPs) (Toxicology. 2004. V.198. P. 255-262) наводить наступний фрагмент.

У 2000 р. вперше представлено ретельний підхід до оцінки тягаря для здоров'я при порівнянні гіпотетичного шкідливого впливу від *Cryptosporidium* у питній воді з його видаленням озонуванням, при якому утворюється канцерогенний DBP бромат. Використано загальний показник DALY для обліку захворюваності та смертності та розроблено теоретичну оцінку на основі статистики охорони здоров'я в Нідерландах.



Ооцисти *C. parvum* мають високу стійкість до обробки води і вважаються водною індустрією одним із найважливіших патогенів, що передаються через воду, після численних спалахів. Проковтування ооцист може спричинити самообмеження гастроентериту в імунокомпетентних осіб, однак може викликати небезпечну для життя діарею у людей з ослабленим імунітетом, особливо у пацієнтів з ВІЛ-СНІДом або у тих, хто страждає від недоїдання в регіонах, що розвиваються.

На відміну від хлору, озон дуже ефективний для інактивації ооцист *Cryptosporidium*. Проблема з озонуванням, однак, полягає в тому, що утворюються різні побічні продукти дезінфекції, з яких бромат вважається найважливішим. Показано, що бромат викликає пухлини в нирках, щитовидній залозі та мезотелії щурів, а також є канцерогеном для нирок у мишей.

Гіпотетичний підрахунок показав, що середній ризик зараження *C. parvum* становить  $10^{-3}$  на людину на рік без озонування. Завдяки озонуванню середній ризик від ооцист був зменшений приблизно в сім разів. При цьому бромат буде утворюватися на рівнях, вищих за поточні рівні ВООЗ. Тим не менш, користь для здоров'я від профілактики гастроентериту в загальній популяції та пацієнтів із синдромом набутого імунодефіциту переважала втрати здоров'я через передчасну смерть від раку ниркових клітин у >10 разів. Тобто, чиста вигода від озонування становила приблизно 1 DALY на мільйон на людину-рік. Слід зазначити, що застосуванню DALY перешкоджає значний ступінь невизначеності, як це характерно для більшості оцінок ризиків. Тобто, зусилля, спрямовані на зниження потенційних ризиків для здоров'я від DBP, не повинні ставити під загрозу контроль патогенів.

Таким чином, є всі підстави вважати безпідставним твердження щодо небезпечності хлоритів при споживанні питної води та терміново необхідним докорінну зміну вектору досліджень з гігієни води з акцентом на вивчення та контроль її епідемічної безпечності. Як показали попередні дослідження, це можливе лише у разі впровадження комбінованих технологій очищення та знезараження питної води.

# ДИСКРЕТНО-ІМПУЛЬСНЕ ВВЕДЕННЯ ЕНЕРГІЇ - ЕФЕКТИВНИЙ МЕТОД ВИДАЛЕННЯ ГІДРОКАРБОНАТУ КАЛЬЦІЮ ТА ЗМЕНШЕННЯ ЖОРСТКОСТІ ВОДИ

*Ободович О.М.<sup>1</sup>, Саблій Л.А.<sup>2</sup>, Сидоренко В.В.<sup>1</sup>, Целень Б.Я.<sup>1</sup>*

<sup>1</sup>Інститут технічної теплофізики НАН України, Україна, м. Київ, e-mail: [tdsittf@ukr.net](mailto:tdsittf@ukr.net)

<sup>2</sup> Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, e-mail: [larisasabliy@ukr.net](mailto:larisasabliy@ukr.net)

Зниження жорсткості води є актуальною проблемою як для муніципальних систем водопостачання, так і для промислових підприємств та теплових станцій. Особливо відчутною дана проблема є там, де для господарсько-питного водопостачання використовують підземні та ґрунтові води з високим показником жорсткості, зумовленим наявністю в них мінеральних домішок, зокрема гідрокарбонатів кальцію і магнію. При нагріванні такої води іони кальцію і магнію, що зумовлюють жорсткість води, утворюють малорозчинні сполуки. Ці сполуки відкладаються на поверхнях теплообмінних апаратів, теплоенергетичних установок, трубопроводів, що призводить до зниження ефективності їх роботи, перевитрати палива, частих зупинок для очищення тощо. Дослідження в даному напрямку проводились багатьма науковцями і дозволили вирішити проблему вилучення з води солей жорсткості, проте досі актуальною є проблема пошуку оптимальних способів її реалізації, спрямованих на зниження енергетичних витрат та інтенсифікацію перебігу процесу пом'якшення води. Зокрема, очищення котлової води здійснюється для мінімізації корозії, відкладень, накипу та переносу в контурах водяної пари [1]. Враховуючи вищевикладене, можна зробити висновок, що видалення гідрокарбонату кальцію та зменшення жорсткості води залишається нагальною потребою не лише в галузі теплоенергетики, а також для підготовки підземних вод для споживання населенням і технологічних потреб.

Метою дослідження є підвищення ефективності видалення гідрокарбонату кальцію і зменшення жорсткості води за рахунок застосування принципу дискретно-імпульсного введення енергії. Це дасть можливість вдосконалити технологію очищення води для муніципальних систем водопостачання, для промислових підприємств та теплових станцій.

Об'єктом досліджень була вода з артезіанської свердловини, що піддавалась обробленню на роторно-пульсаційному апараті з принципом дискретно-імпульсного введення енергії в аераційно-окислювальній установці роторного типу.

Досліджено вплив принципу дискретно-імпульсного введення енергії на процес вилучення з води гідрокарбонату кальцію для зниження її жорсткості.

Визначено, що при обробці води в роторно-пульсаційному апараті без додавання розчину гідроксиду амонію можна знизити вміст іонів кальцію з 77,1 до 57,1 мг/дм<sup>3</sup>, а загальну жорсткість – з 6,7 до 3,8 °Ж. Доведено, що додавання до води, що обробляється, гідроксиду амонію в кількості 0,1 мас% і її обробки в роторно-пульсаційному апараті при швидкості зсуву потоку  $40 \cdot 10^3 \text{ c}^{-1}$  протягом 10 циклів обробки дозволяє знизити вміст іонів кальцію на 99,3 %, а загальну жорсткість зменшити до 0,08 °Ж. Це пояснюється утворенням водоповітряної суміші, яка, проходячи крізь роторно-пульсаційний апарат, зазнає впливу ударних хвиль, міжфазної турбулентності, мікрокавітації та вихорів, що призводить до збільшення швидкості масоперенесення кисню з газової фази в рідину і його транспортування рідиною. Одночасно відбувається і зміна структури води з утворенням вільних водневих зв'язків, що зумовлює її підвищену активність та реагентну спроможність.

Обробку води за принципом дискретно-імпульсного введення енергії в роторно-пульсаційному апараті рекомендовано використовувати при реалізації низки хімічних методів пом'якшення для зменшення витрати реагентів та підвищення ступеня очищення.

#### Висновки

Доведено ефективність видалення гідрокарбонату кальцію і зменшення жорсткості води за рахунок застосування дискретно-імпульсного введення енергії. Експериментально встановлено технологічні параметри обробки води в роторно-пульсаційному апараті.

Доведено можливість використання запропонованого обладнання в технологіях водопідготовки підприємств теплоенергетики та інших галузей промисловості.

#### Література

1. Vakkilainen, E. K. (2017). Availability and Reliability. Steam Generation from Biomass, 180–202. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-804389-9.00008-3>

### **ВИКОРИСТАННЯ ДИСКРЕТНО-ІМПУЛЬСНОГО ВВЕДЕННЯ ЕНЕРГІЇ ДЛЯ ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ І ТЕХНОЛОГІЧНОЇ ВОДИ**

*Ободович О.М., Целень Б.Я., Сидоренко В.В., Степанова О.Є.*

*Інститут технічної теплофізики НАН України, Україна, м. Київ, tdsittf@ukr.net*

Питна вода – один із найцінніших стратегічних ресурсів кожної країни. Від її якості безпосередньо залежить здоров'я та життя людей [1]. Крім збалансованості хімічного складу, питна вода, щоб бути корисною для людини, має бути незабрудненою – тобто, не містити жодних патогенних мікроорганізмів, а також сторонніх продуктів людської діяльності, зокрема радіоактивних і токсичних хімічних речовин. Забезпечення населення і виробництва якісною водою є основою гармонійного соціально-економічного розвитку суспільства. Актуальність даної проблеми зростає під час військової агресії, коли в результаті аварії на Каховській ГЕС, руйнувань енергооб'єктів, водозабірних і водоочисних споруд порушується робота централізованих систем водопостачання, відведення та очищення стічних вод, також внаслідок деградації природних водойм через значний антропогенний тиск.

Близько 80 % води українці споживають з поверхневих джерел (річок, озер та водосховищ; насамперед – з річок Дніпро і Дністер), а 20 % – із підземних. Як вважають експерти, якість дніпровської та дністрової води є доволі низькою. У ці річки, як і в більшості інших українських водойм, скидають велику кількість неочищених стічних вод, побутових і промислових відходів, сюди ж змиваються дощами пестициди, нітрати, нітрити, солі важких металів тощо [2]. Майже всі поверхневі джерела водопостачання в Україні за рівнем забруднення наближаються до 3 класу якості (розбавлені стічні води), а за міжнародною класифікацією – до 4 класу (стічні води) [3].

За словами директора Інституту колоїдної хімії та хімії води імені А.В. Думанського НАН України В.В. Гончарука (академік НАН України), артезіанські підземні води є найбільш надійно захищеним від антропогенного впливу джерелом питної води [3]. Менш схильними до сезонних коливань, краще захищеними від небезпеки забруднення та інфекції, більш рівномірно поширені по території, на відміну від поверхневих вод, являються підземні води. Вони представляють собою складні багатокomпонентні системи,

що містять цілий комплекс неорганічних і органічних речовин, газів, мікрофлори. Концентрація мінеральних солей у цих водах залежить від умов їх утворення.

Водні джерела артезіанського типу знаходяться на глибині 100-1000 м. Артезіанська вода може знаходитись під кількома водоносними шарами [4]. Артезіанська вода міститься в глибоких шарах землі і зазвичай виходить на поверхню під тиском. Запаси артезіанської води зосереджені в западинах, флексурах або інших геологічних структурах, що утворюють артезіанські басейни (рис. 1).

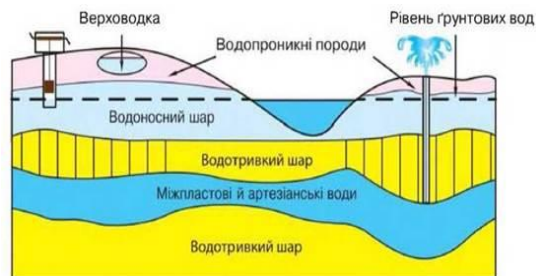


Рис. 1. Схема поширення підземних вод

Склад шарів земної кори і час перебування між ними артезіанської води дуже впливає на її якість. Серед недоліків цього типу води слід відзначити те, що при контакті з підземними мінералами, вона збагачується різними солями, мікро- і макроелементами в концентраціях, які зазвичай перевищують гранично допустимі норми (ГДК). Найчастіше артезіанська вода містить велику кількість заліза, марганцю, сірководню, вуглекислого газу, фтору. Для її очищення від цих сполук зазвичай використовують аераційно-окислювальні методи з подальшою фільтрацією.

До основних методів аерації знезалізнення води відносяться: аерація з наступною фільтрацією через гранульований наповнювач; “глибока аерація” з подальшою фільтрацією; метод “Віредокс” (фільтрування в підземних умовах з попередньою подачею у пласт окислюваної води).

Спрощений спосіб аерації заснований на здатності води, що містить залізо (II) і розчинений кисень, при фільтруванні через зернистий шар (пісок, керамічну крихту, антрацит) виділяти залізо на поверхню зерен, в результаті чого утворюється каталітична плівка гідроксидів двовалентного і тривалентного заліза. Каталітична плівка інтенсифікує процеси окислення та виділення заліза з води [5].

**Мета досліджень** – вдосконалення процесів очищення води від заліза, марганцю, сірководню, вуглекислого газу та інших речовин за рахунок використання методу дискретно-імпульсного введення енергії, що інтенсифікує процеси масо- і теплопереносу. В Інституті технічної теплофізики НАН України розроблено аераційно-окислювальну установку роторного типу (АОРТ), використання якої дозволяє досягти поставленої мети.

Для досліджень використовували воду зі свердловини глибиною 250 м. Очищення води здійснювали в аераційно-окислювальній установці роторного типу (АОРТ), в якій реалізується метод дискретно-імпульсного введення енергії.

Знезалізнення води – процес масообміну, ускладнений хімічними реакціями. Швидкість переносу речовини і теплоти до зони реакції та швидкість реакції визначають параметр швидкості хімічного перетворення. Процеси масо- і теплообміну, що супроводжуються хімічною реакцією, можуть проходити в дифузійній, кінетичній або проміжній областях. В області дифузії процес обмежений швидкістю переносу теплоти і речовини в зоні реакції та реалізується при високих швидкостях хімічної реакції. І навпаки,

процеси в кінетичній області, обмежені швидкістю хімічної реакції і відбуваються при високих швидкостях переносу теплоти та речовини в зону реакції.

Відповідно до зазначеного вище, процес знезалізнення води залежить від швидкості окислення заліза (II) киснем повітря у водному розчині, що, у свою чергу, залежить від швидкості масопереносу (розчинення і транспорт кисню) в області дифузії.

Аналіз літератури показав, що метод дискретно-імпульсного введення енергії інтенсифікує процеси масо- і теплопереносу [6]. Тому, на основі цього методу для вдосконалення процесів очищення води від заліза, марганцю, сірководню, вуглекислого газу та інших речовин в Інституті технічної теплофізики НАН України розроблено роторну аераційно-окислювальну установку роторного типу (АОРТ) (рис. 2) [7].



Рис. 2. Аераційно-окислювальна установка роторного типу (АОРТ):

1 – збірник-накопичувач; 2 – аератор-окислювач; 3 – фільтраційно-окислювальна колона; 4 – розпилювальна головка; 5 – лічильник води; 6 – манометр; 7 – вакуумметр; 8 – кран подачі повітря; 9 – двоходовий кран.

Очищення води за розробленою схемою здійснюється наступним чином (рис. 2). В збірник-накопичувач 1 подається артезіанська вода, яка надходить на очистку. Вода надходить в аератор-окислювач 2 після відкриття двоходового крана. Подача повітря в приймальну трубу приладу здійснюється шляхом відкриття крана 8. Тому, в аератор-окислювач роторного типу надходить водно-повітряна суміш, в якій кисень розчиняється, а також частково реагує з окисненням  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  і гідролізом до  $Fe(OH)_3$ . Після цього водно-повітряна суміш надходить у фільтраційно-окислювальну колону 3, що заповнена піском або вугіллям різних фракцій (знизу крупна, зверху дрібна). У колоні відбуваються процеси остаточного окислення, гідролізу та очищення води від  $Fe(OH)_3$ , що випадає в осад. Після колони вода, що очищена від заліза, проходить через розпилювальну головку для видалення вуглекислого газу. Знезалізована вода з нижньої частини ємності 1 через двоходовий кран 9 надходить у збірник очищеної води, а потім йде на реалізацію.

Звертаємо увагу, що знезалізнення води відбувається прямою чиною за один прохід через роторний аератор-окислювач, фільтраційно-окислювальну колону і розширювальний бак. Для більш високого рівня очищення води від заліза установка може працювати в режимі рециркуляції.

Установка АОРТ випробувана в промислових умовах на Червонослобідському спиртзаводі концерну “Укрспирт”. Для технологічних потреб підприємство використовує

воду з артезіанських свердловин глибиною 200...250 м, яка за фізико-хімічними показниками не відповідає вимогам ДСТУ до води питної. Вміст заліза у досліджуваній воді сягав 3,5 мг/л, а ГДК – 0,3 мг/л. Для зниження вмісту заліза у воді на заводі використовувалася аераційно-окислювальна установка роторного типу.

**Висновки.** Отримані дані переконливо доводять, що використання АОРТ для очищення води порівняно з вищезгаданими пристроями дає змогу зменшити споживання енергії в 15-20 разів. Такий технологічний та енергетичний ефект від очищення води в аераційно-окислювальній установці роторного типу пояснюється тим, що вона працює за методом дискретно-імпульсного введення енергії. Робота АОРТ полягає в тому, що водоповітряна суміш, проходячи через щілини і зазори РПУ аератора-окислювача, зазнає дії ударних хвиль, міжфазної турбулентності, мікрокавітації, кумулятивних струменів, вихорів, які викликають нестійкості Релея-Тейлора або Кельвіна-Гельмгольца на міжфазних поверхнях, що призводить до інтенсивного дроблення повітряних бульбашок, значного збільшення загальної поверхні контакту фаз, інтенсифікації процесів масо- і теплопереносу. Подібних ефектів зазвичай неможливо досягти при використанні традиційних методів обробки дисперсних середовищ, навіть у разі значно більшого рівня питомих енерговитрат.

### Список літератури

1. Значення води в природі та житті людини. Державне агентство водних ресурсів України. – 2021 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://rovrkhm.gov.ua/znachenie-vody-v-prirode-i-zhizni-cheloveka-ee-poleznye-svoystva>.
2. Якісна питна вода – основа здоров'я людини. *Preventive medicine*. № 2 (108). 2014. С. 40-42.
3. Гончарук В.В. Наука о воде. К.: Наук. думка, 2010.
4. Артезіанська вода – найчистіша вода на планеті? – 2021 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <https://waterguide.com.ua/uk/artezianska-voda-najchystisha-voda-na-planeti/>.
5. Драгинский В.Л. Очистка подземных вод от соединений железа, марганца и органических загрязнений. *Водоснабжение и сантехника*. 1997. № 12. С. 16.
6. Долінський А.А. Принцип дискретно-імпульсного введення енергії та його використання в технологічних процесах. *Вісн. АН УРСР*. 1984. № 1. С. 39-46.
7. Пат. України № 114143. Долінський А.А., Ободович О.М., Резакова Т.А., Фіщенко А.М. Установка для аераційного знезалізнення підземних вод. Опубл. 27.02.2017, бюл. № 4.

## ВСТАНОВЛЕННЯ ЗДАТНОСТІ ВИЩИХ ВОДНИХ РОСЛИН ДО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВІД АНТИБІОТИКІВ

Павліченко М.О.<sup>1</sup>, Саблій Л.А.

<sup>1</sup> студ., Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Київ

Повне видалення антибіотиків зі стічних вод на очисних спорудах є важким завданням через їхню можливу стійкість до оброблення хімічними, фізико-хімічними та механічними методами і можливість утворення похідних продуктів. Деякі антибіотики, такі як β-лактами (17–43%), макроліди (40–46%), сульфаніламідні (20–24%) та тетрацикліни (66–90%), можуть бути особливо стійкими до зазначених методів видалення [1].

При виборі рослин для очищення стічних вод від антибіотиків важливо враховувати їх біологічні характеристики, поширеність у природі та їхню здатність до утилізації речовин з води. *Lemna minor* швидко росте на заболочених угіддях та забруднених водоймах. В літературних джерелах [2, 3] описано успішне видалення семи органічних забруднювачів, використовуючи *Lemna minor*. Результати досліджень показали, що диклофенак, триклозан і кофеїн були повністю видалені, а ібупрофен і напроксен були видалені на рівні понад 80% і 60% відповідно. Органічні забруднювачі можуть піддаватися гідролізу, фотодеградації та ін., під час яких сорбція та поглинання є важливими механізмами усунення токсичних сполук за участю ряски [4].

Всі вимірювання були проведені з використанням системи ВЕРХ від Shimadzu. Мас-спектрометричний аналіз був проведений за допомогою гібридного трійного квадрупольно-лінійного іонного лову мас-детектора 4000 QTRAP. Після чого площу піку речовини та внутрішнього стандарту було пораховано у програмі Analyst.

Експериментальний етап включав застосування біологічного методу для очищення модельних розчинів від сульфаметоксазолу. Для цього були використані вищі водні рослини виду *Lemna minor*. Було приготовано модельний розчин із антибіотиком у різних концентраціях: 0,25 мг/дм<sup>3</sup>, 0,5 мг/дм<sup>3</sup> та 3 мг/дм<sup>3</sup>. Також були проведені дослідження для визначення стабільності антибіотика у модельному розчині без рослин.

У цьому дослідженні було виконано два паралельних експерименти, які проводилися протягом 80 годин при однакових умовах. Перший експеримент був спрямований на вивчення можливості поглинання ряскою (*Lemna minor*) антибіотика (сульфаметоксазолу). Другий експеримент спрямовувався на аналіз стабільності антибіотика у водному розчині при таких самих умовах і концентраціях. Для обох експериментів зразки були зібрані в різні моменти часу, включаючи такі часові точки: 0 год, 5 год, 24 год, 30 год, 45 год, 49 год, 52 год, 55 год та 80 год.

Результати показали, що за 80 годин початкова концентрація антибіотика в розчині (початкова концентрація становила 0,5 мг/дм<sup>3</sup>) знизилася до 0,37 мг/дм<sup>3</sup>, що складає 26% загальної втрати антибіотика, яка була поглинута ряскою (див. рисунок). При менших концентраціях антибіотика (0,25 мг/дм<sup>3</sup>) ефективність поглинання становила 20%, тоді як при високих концентраціях (3 мг/дм<sup>3</sup>) - 18% (див. таблицю).

Антибіотик проявив стабільність у водному розчині без участі ряски, що свідчить про можливість подальшого використання сульфаметоксазолу для досліджень.



*Ефективність поглинання сульфаметоксазолу ряскою при концентрації 0,5 мг/дм<sup>3</sup>*

Залежність ефективності видалення сульфаметоксазолу від концентрації  
за тривалості 5-80 год

К-ть годин	0.25 мг/дм <sup>3</sup>	0.5 мг/дм <sup>3</sup>	3 мг/дм <sup>3</sup>
0	0,26	0,53	3,00
5	0,26	0,51	3,03
24	0,24	0,47	2,87
30	0,23	0,45	2,81
45	0,21	0,42	2,51
49	0,22	0,43	2,58
52	0,22	0,42	2,64
55	0,22	0,40	2,58
80	0,21	0,38	2,46

Ряска (*Lemna minor*) виявила здатність до поглинання антибіотику (сульфаметоксазолу) з водних розчинів. Ефективність очищення води від антибіотику залежала від початкової концентрації антибіотику у розчині. При початковій концентрації 0,5 мг/дм<sup>3</sup>, ряска поглинула приблизно 26% антибіотику протягом 80 годин. При інших початкових концентраціях антибіотику (0,25 мг/дм<sup>3</sup> та 3 мг/дм<sup>3</sup>), видалення становило відповідно 20% і 18%.

Результати демонструють потенційну ефективність ряски *Lemna minor* у зменшенні концентрації антибіотику у водних середовищах, що може бути важливим для очищення стічних вод від цього виду забруднення.

Детальніший аналіз і додаткові дослідження можуть допомогти визначити оптимальні умови для максимального видалення антибіотиків за допомогою ряски та оптимізувати процес очищення стічних вод від цих сполук.

**Список використаних джерел:**



1. Garcíagalán M.J., Díazcruz M.S., Barceló D. Occurrence of sulfonamide residues along the Ebro River basin: Removal in wastewater treatment plants and environmental impact assessment. *Environ. Int.* 2011;37:462–473. doi: 10.1016/j.envint.2010.11.011.
2. Hou J., Pan B., Niu X.K., Chen J.Z., Xing B.S. Sulfamethoxazole sorption by sediment fractions in comparison to pyrene and bisphenol A. *Environ. Pollut.* 2010;158:2826–2832. doi: 10.1016/j.envpol.2010.06.023.
3. M. Radke, C. Lauwigi, G. Heinkele, T.E. Múrdter, M. Letzel, Fate of the antibiotic sulfamethoxazole and its two major human metabolites in a water sediment test, *Environ. Sci. Technol.* 43 (2009) 3135–3141, <https://doi.org/10.1021/es900300u>.
4. B. Xu, D. Mao, Y. Luo, L. Xu, Sulfamethoxazole biodegradation and biotransformation in the water–sediment system of a natural river, *Bioresour. Technol.* 102 (2011) 7069–7076, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.04.086>.

## КОМПЛЕКСНА ОЧИСТКА ПРОМИВНИХ СТІЧНИХ ВОД ВІД ІОНІВ ЦИНКУ МАГНІТНИМИ СОРБЕНТАМИ

*Аспіранти Андрій Пузанов, Анастасія Соседко  
Науковий керівник Геннадій Кочетов*

*Київський національний університет будівництва та архітектури  
Україна, Київ, [andrepuzano@gmail.com](mailto:andrepuzano@gmail.com)*

Одним з перспективних шляхів підвищення рівня екологічної безпеки промислових підприємств є використання ефективних феромагнітних сорбентів для очищення промивних стічних вод, зокрема, від сполук важких металів. Створено лабораторну установку для дослідження сорбції іонів важких металів із стічної води. Проведено порівняння сорбційної спроможності матеріалів, які були отримані співосадженням полівалентних сполук феруму, електроерозійним диспергуванням сталеві стружки, а також зразків флотаційного концентрату залізної руди.

Структура порошкових феромагнітних сорбентів досліджена методами гранулометричного та рентгенофазового аналізу. Фазовий аналіз зразків сорбентів, які отримані співосадженням, вказав на вміст в них магнетиту  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  з параметром кристалічної решітки 8,396 Å. Крім того, на дифрактограмах цих зразків виявлено максимуми, які відносяться до проміжної фази моногідрата заліза  $\delta\text{-FeOOH}$  з параметром решітки 2,950 Å. Підтверджена хімічна стійкість фази магнетиту, який при звичайній температурі не розчиняється у воді та в розбавлених розчинах сильних кислот і лугів на відміну від оксигідроксидів заліза. Це обумовлено особливістю будови кристалічної решітки  $\text{Fe}_3\text{O}_4$  шпінельного типу. Крім того, була досліджена структура зразків сорбентів, які отримані методом електроерозійного диспергування сталеві стружки, та концентрату залізної руди. За результатами рентгенофазового аналізу ці зразки сорбуючих магнітних порошоків, мають більш високу кристалічність в порівнянні з осадами феритизаційного співосадження. На це вказує висока інтенсивність вузьких рефлексів на рентгенограмах. В цих зразках

ідентифікована тільки фаза магнетиту. Гранулометричний аналіз показав, що розміри частинок порошків усіх сорбційних матеріалів знаходяться в межах від 1,9 до 67,5 мкм.

В процесі досліджень сорбенти використовувались як у вигляді порошків так і водної суспензії. Досліджено вплив ультразвукової обробки реакційної суміші в процесі феритизації, а також швидкості перемішування суспензії сорбенту на якість очистки стічної води від іонів цинку. Обробка реакційної суміші ультразвуком в процесі феритизації призводить до збільшення фази магнетиту в осадах на 25,4%. Аналіз отриманих даних показав, що найкращі результати сорбції іонів цинку досягнуті при використанні свіжеотриманої суспензії сорбенту, який одержано методом електроерозійного диспергування сталєвої стружки та при швидкості перемішування суспензії 1200 об/хв. Ступінь вилучення іонів цинку із промивної стічної води лінії цинкування гальванічного виробництва становив 98,1%.

Очищена стічна вода відповідає діючим нормативам щодо вмісту іонів цинку при її повторному використанні для промивки деталей на гальванічному виробництві. Разом з цим були намічені напрямки подальшого використання відпрацьованих сорбентів, які мають феромагнітні властивості. Застосування результатів цього дослідження на промислових підприємствах може запобігти забрудненню довкілля важкими металами, запровадити ефективні виробничі технології та забезпечити раціональне використання води та сировини на гальванічному виробництві.

## ГАЗОХРОМАТОГРАФІЧНЕ ВИЗНАЧЕННЯ ЕКОТОКСИКАНТІВ (ЛЕТКИХ ГАЛОГЕНООРГАНІЧНИХ СПОЛУК) У ПИТНІЙ ВОДІ

*Пупкова О.Б.*

*Інститут колоїдної хімії та хімії води ім. А.В. Думанського НАН України,  
[oligapupkova@gmail.com](mailto:oligapupkova@gmail.com)*

У практиці водопідготовки способи знезараження води умовно поділяють на реагентні (хімічні), безреагентні (фізичні) та комбіновані. Хлорування води на великих водопровідних станціях здійснюється переважно газоподібним хлором або речовинами, що містять активний хлор (хлорним вапном, гіпохлоритами, хлорамінами, діоксидом хлору, сумішшю оксидантів та ін.). В Україні в технології підготовки водопровідної води найчастіше використовується хлор-газ (36%), хлораміачна вода (29%) та гіпохлорити (20%), а в останні роки на окремих водопроводах нашої країни почали використовувати діоксид хлору (8%) [1]. Використання хлору для забезпечення епідемічної безпеки питної води супроводжується погіршенням її якості через утворення з органічними домішками природної води токсичних хлорорганічних сполук (ХОС), яким притаманні канцерогенні, мутагенні та інші небезпечні властивості, головними попередниками яких є природні гумінові та фульвокислоти, а іноді і органічні сполуки антропогенного походження.

На теперішній час опубліковано багато даних по забрудненню хлорорганічними сполуками (ХОС) водопровідної води питного призначення, встановлено закономірності та фактори, що зумовлюють їх утворення. Показано, що при хлоруванні природних вод на процес утворення величезної кількості галогенвмісних сполук впливають не тільки

кількісний вміст природних органічних речовин – гумінових та фульвокислот, танінів, хінонів, фенолів, але і доза і природа хлоруючого агента, рН і температура природної води [2,3]. Серед таких ХОС найбільш відомі хлорпохідні вуглеводнів: для алканів – хлороформ, чотирьохлористий вуглець та ін., ненасичених вуглеводнів – хлоретилен, трихлоретилен; циклоалкани і циклоалкени та ін..

Дослідження, виконані у Нідерландах та США в 70-х роках 20-ого століття, показали, що при 9 ÷ 20% поглиненого хлору утворюються хлорорганічні сполуки, в тому числі 2÷5% тригалометани (ТГМ), 2,5÷5% галооцтові кислоти, 0,1÷0,2% трихлорацетон; 0,01÷0,13% дихлорацетонітріл. Із 1 мг загальних органічних речовин утворюється від 50 до 300 мкг ХОС, в тому числі 40-136 мкг ТГМ і стільки ж галооцтових кислот [4]. ХОС знезараженої води ідентифіковано лише ~50% від загального вмісту побічних продуктів хлорування, інші галогенорганічні сполуки, які також є небезпечними для здоров'я населення, неідентифіковані.

Утворені при хлоруванні ТГМ (хлорформ, бромдихлорметан, дибромхлорметан та бромформ), трихлоретилен, тетрахлорвуглець – продукти заміщення атомів водню в вуглеводнях на атоми галогенів і є токсичними органічними сполуками і віднесені до II класу небезпеки. Тому оцінка вмісту цих речовин необхідна для вибору якісної питної води, обґрунтованого управління технологією доочистки з метою зниження їх кількості у воді для отримання води питної якості, оскільки часто знезаражена вода стає непридатною для питних цілей.

Відповідно до чинних нормативних документів (ДСанПіН 2.2.4-171-10) [5], ДСТУ 7525:2014 [6] з 2015 року вміст ХОС необхідно обов'язково контролювати у водопровідній воді, отриманій з поверхневих джерел водопостачання, а також у питній фасованій воді, з пунктів розливу та бюветів – у разі, якщо вода хлорується в процесі водопідготовки, або використовується хлорована вихідна вода. Їх ГДК у водопровідній воді дорівнює, мкг/дм<sup>3</sup>: 60 (СНСІ<sub>3</sub>), 10 (СНВr2Сl), 100 (□ТГМ), 10 (трихлор-і тетрохлоретилен), 2 (ССl<sub>4</sub>). Для фасованої води значення ГДК на порядок нижчі або нормуються на рівні "відсутність".

Для визначення летких ХОС розроблено багато методик, які використовуються в санітарно-гігієнічній практиці та в дослідних роботах. Аналіз таких сполук базується виключно на затосуванні хроматографічних методів. Для одержання високої чутливості визначення на рівні ГДК і нижче в рутинному аналізі застосовується електронно-захоплюючий детектор, а при проведенні дослідницьких робіт з метою ідентифікації побічних продуктів процесів обробки води – мас-спектрометричний детектор. Для вибору оптимальних умов розділення досліджено закономірності утримання летких ХОС на нерухомих фазах різної природи. Основні способи підготовки проби полягають в екстракції органічними розчинниками, твердими сорбентами, різних видах статичного та динамічного аналізу рівноважної парової фази. Статичний парофазний аналіз найбільш широко використовується в серійних аналітичних вимірюваннях завдяки простоті виконання, досить високій продуктивності, відсутності заважаючого впливу неорганічних та нелетких органічних сполук, можливості його автоматизації. Методики парофазного аналізу поєднують одностадійну підготовку проб з наступним газохроматографічним визначенням. Можливе досить просте проведення аналізу з використанням термостатування проби в герметично закритому посуді, ручного відбору проби (1-2 см<sup>3</sup>) парогазової фази шприцем та введенням її в хроматографічну колонку. Для забезпечення необхідної точності та відтворюваності результатів необхідно враховувати такі фактори: сталість температури термостатування, тривалість встановлення міжфазової рівноваги для різних сполук,

можливість сорбції матеріалом обладнання, вплив матриці, втрати при відборі проб та дозуванні.

В Україні для визначення високолетких галогенованих вуглеводнів використовують національний стандарт ДСТУ ISO 10301:2004 [3] та Методичні вказівки №0052-98 [7].

В нашому дослідженні використано парофазне виділення нормованих високолетких галогенованих вуглеводнів та газової хроматографії з електронно-захоплюючим детектором для визначення їх рівня в водопровідній воді м. Києва та оцінки ефективності очищення води від продуктів знезараження побутовими фільтрами. Нами застосовано газохроматографічний метод на набивних колонках відповідно до МВ № 0052-98 [7]. Цей метод розроблений в основному для визначення СНСІЗ у хлорованій воді з використанням газового хроматографу Цвет-500М. Додаткові дослідження показали, що метод можна використовувати для розділення і кількісного визначення не тільки хлороформу, але й дибромхлорметану, трихлоретилену, тетрахлоретилену, чотирихлористого вуглецю з межею виявлення (1-5 мкг/дм<sup>3</sup>). Серед утворених в процесі водопідготовки тригалогенметанів вміст СНСІЗ складає 70-90%, саме тому він може бути індикатором забруднення води ТГМ. Слід зазначити, що для визначення легких домішок у воді застосовували метод газової хроматографії в поєднанні з концентруванням проб. Пробу води об'ємом 20 см<sup>3</sup> поміщали в герметично зачинений посуд об'ємом 40 см<sup>3</sup> і термостатували при температурі 60 0С 30 хв. При цьому відбувалося концентрування компонентів, оскільки при нагріванні проби води рівноважна пара збагачувалася легкими домішками. Після термостатування нагрітим до 60 0С шприцем вводили 1,0 см<sup>3</sup> газопарової фази в випарник хроматографу для подальшого аналізу. Розділення проводили на набивній хроматографічній колонці (хромосорб W-HP 0,200-0,250 мм +15% SE-30) довжиною 2 м. Як газ-носії використовували азот «о.с.ч.», швидкість його проходження через колонку складала 30 см<sup>3</sup>/хв, температури колонки – 50 0С, випарника – 110 0С, детектора – 150 0С, час утримання (ЧУ) хлороформу – 43 сек; чотирихлористого вуглецю – 56,5 сек; трихлоретилену – 68 сек; дибромхлорметану – 143 сек. Межа виявлення (МВ) хлороформу у воді – 5 мкг/дм<sup>3</sup>, чотирихлористого вуглецю – 1 мкг/дм<sup>3</sup>, трихлоретилену – 5 мкг/дм<sup>3</sup>, дибромхлорметану – 1 мкг/дм<sup>3</sup>. Після розділення компонентів проби на хроматографічній колонці легкі галогенвмісні сполуки фіксували детектором електронного захвату та ідентифікували їх за ЧУ, враховуючи МВ. Зразки водопровідної води було відібрано в кількох районах Києва, вміст токсикантів, що визначалися, складав, мкг/дм<sup>3</sup>: (20-58) для СНСІЗ, <1 для СНВr2Сl, ССl4 та (20-59) для трихлоретилену. В окремих зразках води вміст СНСІЗ наближався до ГДК, а вміст трихлоретилену у всіх пробах перевищував ГДК в 4-5 разів. Хімічний аналіз "розливної питної води", що пропонується споживачам в Києві, показав, що ця вода підготовлена з водопровідної, доочищеної методом зворотнього осмосу від практично всіх мінеральних солей – сухий залишок складав <30 мг/дм<sup>3</sup>. Було проаналізовано 5 зразків такої води: в 4-х був виявлений СНСІЗ на рівні (19-34) мкг/дм<sup>3</sup>, що значно вище ГДК для доочищеної питної води відповідно до ДСанПіН 2.2.4-171-10 та ДСТУ 7525:2014.

Досліджена також ефективність видалення легких галогеновмісних сполук з водопровідної води побутовими фільтрами «Брита», «Аквафор», «Наша вода», «Вугільний фільтр з УФ», «Еко 2000» та установки «Вега». Останні три фільтри найбільш ефективно видаляють ТГМ з питної води: ≤ (80-96)% хлороформу і (86-93)% трихлоретилену. Показано, що ефективність фільтрів «Брита», «Аквафор» та «Наша вода» дещо нижча, оскільки вони видаляли з водопровідної води до 67% хлороформу і (65-85)% трихлоретилену. Найменша ефективність доочистки досягається методом зворотного

осмосу: у досліджених зразках «розливної питної води» з кіосків, розташованих в різних районах м. Києва, ефективність видалення хлорформу і трихлоретилену досягала лише 37% і 60% відповідно.

1. Прокопов В.О., Зоріна О.В., Гуленко С.В., Труш Е.А. та ін./Хлорована питна вода та ризики для здоров'я населення //Гігієна населених місць. - 2012. - Т.1, №60. - С.76-87.
2. Благодарная Г.И. Канцерогенность питьевой воды // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури - Вип. 19. - Одеса: ОДАБА. - 2005. - С.41-46.
3. ДСТУ ISO 10301:2004 Якість води. Визначення високолетких галогенованих вуглеводнів методом газової хроматографії.
4. Basic information about disinfection Byproducts in drinking water: total trihalomethanes, haloacetic acids, bromate and chlorite: Environmental Protection Agency (EPA). Електронний ресурс: [http://water/epa/gov/drink/contaminants/basicinformation/disinfection byproducts.cfm](http://water/epa/gov/drink/contaminants/basicinformation/disinfection%20byproducts.cfm).
5. Державні санітарні норми та правила "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" (ДСанПіН 2.2.4-171-10) (Із змінами, внесеними згідно з наказами Міністерства охорони здоров'я від 18.02.2022 № 341).
6. ДСТУ 7525:2014 Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості – 2014 – Київ – Мінекономрозвитку України – 26 с. Принято і надано чинності: наказ Мінекономрозвитку України від 23 жовтня 2014 р. №1257.
7. Методичні вказівки №0052-98. Газохроматографічне визначення тригалогенметанів (хлороформу) у воді (Затверджено наказом міністерства охорони здоров'я України від 01 лютого 1999 року №2).

## ПРОБЛЕМИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ОЛІЄПЕРЕРОБНИХ ЗАВОДІВ

*Радуга О.С., ст., Саблій Л.А. д.т.н., проф.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», Україна, м. Київ, [raduga.olexandr@lil.kpi.ua](mailto:raduga.olexandr@lil.kpi.ua)*

Стічні води, які утворюються на олійних заводах, представляють собою серйозну екологічну проблему через обсяги цієї промисловості та недостатньо високу якість очищення. Ця проблема створює значне забруднення водойм.

Головним джерелом утворення стічних вод є процеси промивання сирової олії на олійних заводах. Цей процес призводить до утворення кислих і лужних стічних вод, які містять великі кількості жирних кислот.

Очевидно, що необхідно вдосконалити технології очищення цих стічних вод, оскільки вони містять компоненти, які можуть бути шкідливими для навколишнього середовища. Можливі шляхи вирішення цієї проблеми включають в себе впровадження більш ефективних методів очищення та строгіших нормативів для якості очищення стічних вод. Такі заходи допоможуть зменшити негативний вплив олійної промисловості на довкілля і підвищити якість води у природних водоймах в нашій країні.

Мета цієї роботи полягає в аналізі методів та проблем очищення стічних вод, які утворюються на олійних заводах, для зменшення негативного впливу забрудників цих стічних вод на довкілля та підвищення якості води в природних водоймах в нашій країні.

При маслоекстракції, температура стічних вод зазвичай коливається від 60 до 85 градусів Цельсія, водне середовище відрізняється слабо кислим або нейтральним рН в діапазоні від 7 до 9. Показник БСК може варіювати від 200 до 1200 мг/дм<sup>3</sup>, а ХСК - від 500 до 2000 мг/дм<sup>3</sup>. Також важливо відзначити вміст завислих речовин у стічних водах від 200 до 2000 мг/дм<sup>3</sup>, жири присутні у кількості 200 мг/дм<sup>3</sup>, концентрація поверхнево-активних речовин становить приблизно 0,5 мг/дм<sup>3</sup>, а феноли присутні в кількості від 0,005 до 0,1 мг/дм<sup>3</sup>. Також в стічних водах маслоекстракції можуть міститися фосфати у кількості 5 мг/дм<sup>3</sup>, амонійний азот - 8 мг/дм<sup>3</sup>, нітрати - 9,9 мг/дм<sup>3</sup> та нітрити - 0,49 мг/дм<sup>3</sup> [1].

При рафінації температура стічних вод зазвичай нижча і коливається від 50 до 65 градусів Цельсія. Рідина має високий рівень лужності з рН в діапазоні від 9 до 10. БСК і ХСК в стічних водах можуть сягати значень від 300 до 1500 мг/дм<sup>3</sup> та від 700 до 2500 мг/дм<sup>3</sup> відповідно. ПАР в цьому виробництві може досягати значень від 5 до 15 мг/дм<sup>3</sup>. Амонійний азот може досягати 1 мг/дм<sup>3</sup>, а нітрати та нітрити мають значення близько 0,72 мг/дм<sup>3</sup> і 0,0147 мг/дм<sup>3</sup> відповідно [1].

Наведені характеристики стічних вод свідчать про важливість ретельного контролю і обробки стічних вод у виробництві маслоекстракції та рафінації, з огляду на різницю у складі та властивостях цих стічних вод. Такий контроль є важливим для забезпечення дотримання екологічних стандартів та зниження впливу цих стічних вод на довкілля.

Загалом, стічні води від галузі виробництва олій спочатку піддаються обробці фізико-хімічними методами, а потім біологічній очистці. Біологічні методи важливі для видалення емульгованих жирів, які засмічують каналізаційні труби і насоси. Біологічні методи поділяються на аеробні та анаеробні, які використовуються окремо або разом.

Аеробні методи можуть використовуватись для видалення органічних забруднень в стічних водах олійних заводів. Обробка може проводитися при температурі 25-35°C та близьких до нейтральних рН. Хоч аеробна обробка дозволяє видалити органічні забруднення, проте існують недоліки, пов'язані з високими енерговитратами для аерації. Крім того, можуть виникати проблеми, такі як налипання та надмірний ріст біомаси.

Анаеробний процес передбачає відсутність кисню і характеризується повільним ростом біомаси та малою швидкістю процесу. Для очистки стічних вод з високим вмістом органічних речовин, анаеробне очищення з виробництвом біогазу виявляється ефективною альтернативою. Крім того, порівняно з аеробним, анаеробні методи більш ефективні з точки зору економічних витрат і енергонезалежності [2].

Для обробки стічних вод від олії, також використовується система анаеробних ставків. Система включає в себе кілька ставків з різними функціями, включаючи холодильний ставок, кислотний ставок, змішувальний ставок, анаеробний ставок та аеробний ставок. Вони складаються з земляних споруд, та потребують велику площу землі. Система ставків анаеробної обробки потребує найбільший час утримання від 20 до 200 діб. Максимальна ефективність видалення ХСК та БСК досягалася на рівні 54,5% та 78% відповідно [3].

Реактори UASB ефективні і економічно доцільні для очистки стічних вод в галузі харчової промисловості в тому числі при виробництві олії. При підвищеному вмісті органічних речовин реактор UASB здатен очищати нерозведені стічні води. У порівнянні з анаеробними методами, особливість UASB - утворення гранульованого мулу [3].

Для підвищення ефективності очищення стічних вод є багато методів, однак на сьогоднішній день одним з найбільш перспективних підходів є використання аеробного методу з іммобілізацією мікроорганізмів. Цей метод спрямований на збільшення біомаси в одиниці об'єму очисних споруд, що відзначається високою ефективністю.

Було виявлено, що системи з іммобілізованими клітинами мають багато переваг перед системою очищення з активним мулом. Наприклад, іммобілізація клітин підвищує стабільність мікробних клітин, забезпечує безперервну роботу, спрощує розділення твердої та рідкої фази та підвищує стійкість до несприятливих умов навколишнього середовища. Протягом багатьох років було проведено ряд досліджень, щоб встановити ефективність іммобілізованих клітин для біодеградації різних типів забруднень стічних вод. Різні мікроорганізми показали здатність біологічно розкласти ці забруднення. Для іммобілізації мікроорганізмів використовують інертні носії, якими заповнюють об'єм біореактора, утворюючи таким чином високорозвинену поверхню для прикріплення і утримування біомаси мікроорганізмів. Під час очищення стічних вод, які утворюються в процесі виробництва олії, виявлено, що використання активного мулу дозволило знизити концентрацію ХСК на 61% протягом 2 годин аерації та 14 годин регенерації мулу. У порівнянні із цим, використання іммобілізованих мікроорганізмів привело до майже такого ж самого ефекту зниження ХСК - 63%, і цей результат було досягнуто за 4 години аерації, без потреби в регенерації біомаси (яка необхідна для активного мулу). Подовження тривалості аерації до 8 годин дало можливість підвищити ефективність зниження ХСК до 79%. Таким чином, використання іммобілізованих клітин суттєво зменшує споживання електроенергії в процесі очищення стічних вод [4, 5, 6].

Враховуючи вищесказане, технологія з використанням іммобілізованих клітин є багатообіцяючою темою для подальших досліджень з метою розробки нових ефективних і недорогих носіїв, збільшення концентрації біомаси та подовження терміну служби носіїв іммобілізації.

1. Emmanuel O.A. Biodegradation of vegetable oils: a review / O.A. Emmanuel, O.O. Kessington, Mudiakoghene Ori –Jesu /Scientific Research and Essay. -2009./ – Vol. 4. №6 – p 543-548

2. Ahmad, T., Belwal, T., Li, L., Ramola, S., Aadil, R. M., Abdullah, ... Zisheng, L. (2020). Utilization of wastewater from edible oil industry, turning waste into valuable products: A review. Trends in Food Science & Technology.

3. Дзюбій О.А., Саблій Л.А. Порівняння біологічних методів очистки стічних вод заводу по переробці сапостоків. «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти»: Міжнар. науково-практ. конф., м.Київ, 25 лип 2021р.

4. Саблій Л.А. Фізико-хімічне та біологічне очищення висококонцентрованих стічних вод: монографія. – Рівне:НУВГП.–291с.

5. Ahmed, Y., Yaakob, Z., Akhtar, P., & Sopian, K. (2015). Production of biogas and performance evaluation of existing treatment processes in palm oil mill effluent (POME). Renewable and Sustainable Energy Reviews, 42, 1260–1278.

6. Bouabidi, Z. B., El-Naas, M. H., & Zhang, Z. (2018). Immobilization of microbial cells for the biotreatment of wastewater: A review. Environmental Chemistry Letters.

## **ПЕРСПЕКТИВИ ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ ОЧИЩЕННЯ ПРОМИСЛОВИХ СТІЧНИХ ВОД З ВИСОКИМ ВМІСТОМ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН**

*Саблій Л.А.*

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені  
Ігоря Сікорського», Україна, larisasabliy@ukr.net*

В Україні більшість промислових підприємств станом на сьогодні не мають власних очисних споруд для локального або повного очищення сильно забруднених виробничих стічних вод, що спричиняє вкрай негативні наслідки у разі відведення таких стічних вод на міські очисні станції або у природні водойми. В нормативних документах, що стосуються очищення стічних вод від забруднень, на відміну від нормативних документів країн ЄС, США та Канади, не враховано кілька важливих показників складу стічних вод, що напряду впливають на ефекти очищення стічних вод, властивості активного мулу та залишкові концентрації екологічно небезпечних забруднень в очищених стічних водах, які скидають у природні водойми. Серед таких показників - вміст специфічних речовин: антибіотиків, СПАР (синтетичних поверхнево-активних речовин), нафти та нафтопродуктів, жирів та жирних кислот тощо, а також вміст загального азоту і загального фосфору. Оскільки джерелом забруднення стічних вод такими речовинами є діяльність промислових підприємств, то необхідно проводити їх залучення до вирішення проблем очищення стічних вод шляхом впровадження технологій локального очищення найбільш забруднених виробничих стічних вод, зокрема, фармацевтичних, машинобудівних підприємств, підприємств деревообробної, легкої (шкірзаводи, заводи по виробництву шерстяних ковдр), харчової (олійні, м'ясопереробні та молокопереробні заводи) галузей.

Ефективність роботи міських очисних споруд (швидкість, ефекти очищення й глибина вилучення окремих забруднень, склад продуктів їх окиснення та ін.) залежить від багатьох чинників, серед яких одним з основних є хімічний склад стічних вод. Найчутливішою ланкою до негативного впливу виробничих стічних вод є активний мул аеротенків, а саме його основні технологічні властивості – здатність до окиснення забруднюючих речовин та до седиментації й відділення від очищеної води в процесі відстоювання. Цей вплив не завжди враховують при контролі складу промислових стічних вод, які відводяться в міську каналізацію, а також не враховують наявність в стічних водах біологічно активних сполук - антибіотиків, біоцидів, інгібіторів та ін. Нехтування вказаними характеристиками спричиняє цілу низку вкрай негативних наслідків саме для водоканалів - зниження ефективності очищення міських стічних вод і збільшення експлуатаційних витрат для досягнення необхідних показників, перевищення ГДС (гранично допустимих скидів) при скиданні очищених стічних вод у природні водойми (показники, які жорстко контролюються екологічними службами), “спухання” активного мулу з перспективою його подальшої втрати.

В Україні є підприємства, які забезпечують локальне очищення стічних вод після виробництва рідких медпрепаратів, наприклад, ПАТ “НВЦ “Борщагівський хіміко-фармацевтичний завод” (м. Київ), а також підприємства, які розпочали роботи, що спрямовані на вирішення проблеми локального очищення стічних вод від антибіотиків (цефалоспоринової групи), зокрема ПАТ Хімфармзавод «Червона зірка» (м. Харків). Окрім фармацевтичних заводів локальне очищення почали впроваджувати підприємства з таким видом діяльності, як машинобудування, виробництво шерстяних ковдр, харчові виробництва: м'ясопродуктів, олії, та ін. Низка підприємств пішла далі та запровадила



комплексну технологію, що включає попереднє фізико-хімічне та наступне біологічне очищення з використанням запропонованих нами сучасних технологічних рішень з глибоким видаленням органічних забруднюючих речовин, сполук азоту і фосфору та доведенням концентрацій забруднювачів у очищеній воді до нормативних вимог для її відведення у природні водойми. Як приклад, можна навести шкіряний завод «Світ шкіри» в м. Болехів Івано-Франківської області, де за нашими рекомендаціями впроваджено технологію послідовного аноксидно-аеробного біологічного очищення з використанням нітратного рециклу в діючому аеротенку. Також, на картонно-паперовій фабриці в м. Понінка Хмельницької області за результатами наших досліджень впроваджено в проєкт та виконано реконструкцію первинних відстійників в біокогулятори з попередньою аерацією в якості I ступеня очищення і запропоновано наступну біологічну стадію з продовженою аерацією стічних вод та активного мулу в аеротенку та регенераторі для очищення стічних вод підприємства (за продуктивності очисної станції 7000 м<sup>3</sup>/добу). Як додаткове джерело азоту і фосфору (за відсутності таких елементів у стічних водах) було запропоновано введення реагентів, які містять ці елементи. В результаті впровадження розробленої нами технології було досягнуто зниження показників стічних вод фабрики за ХСК (хімічне споживання кисню), мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, від початкових значень 840-1760 до 70-80; за БСК<sub>5</sub> (біологічне споживання кисню протягом 5 діб), мг О<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup>, від 510-700 до 10-15. Очевидно, що показники очищеної води не перевищують встановлені нормативи для скидання в річку.

В КПІ ім. Ігоря Сікорського на кафедрі біоенергетики, біоінформатики та екобіотехнології науковою групою під керівництвом д.т.н., професора Саблій Л.А. у складі: Жукова В.С., к.т.н., доц.; Козар М.Ю., к.т.н., доц.; Коренчук М.С., PhD, були проведені дослідження (з практичним впровадженням) у двох напрямках: 1 – дослідження процесів фізико-хімічного очищення виробничих стічних вод низки промислових підприємств (результати впроваджені на фармацевтичному, машинобудівному заводах, фабриці по виробництву шерстяних ковдр, олійному та м'ясопереробному заводах у м. Харкові в 2020–2022 рр.) від антибіотиків, іонів важких металів та ін. забруднювачів, які перешкоджають біологічному процесу, та розробка технологій локального очищення перед скиданням попередньо очищених стічних вод в мережу водовідведення міста [1-3]; 2 – дослідження процесів біологічного очищення стічних вод низки промислових підприємств з глибоким видаленням сполук азоту і фосфору за використанням іммобілізованих мікроорганізмів для високоефективного очищення стічних вод і безпечного відведення їх у природні водойми [4] (результати впроваджено на шкіряному заводі в Івано-Франківській обл., картонно-паперовій фабриці в Хмельницькій обл., молокопереробному заводі в Рівненській обл., на газовидобувній станції в Полтавській області).

Як показали результати досліджень, проведених, згідно першого напрямку, на прикладі очищення виробничих стічних вод фармацевтичного підприємства (АТ «Біолік», м. Харків) [1], найбільше зниження показника ХСК спостерігали в процесах коагуляції забруднюючих речовин, що містяться в стічних водах, і відстоювання. Для коагуляції використовували мінеральні коагулянти на основі сульфату заліза III і сульфату алюмінію з коректуванням показника рН для досягнення ізоелектричної області для найбільш повного утворення гідроксидів заліза III й алюмінію, їх коагуляції та очищення стічних вод від органічних забруднюючих речовин. Ефекти очищення за показником ХСК в результаті коагуляції та відстоювання стічних вод у випадку використання сульфату заліза III становили 76,0% і 72,2% за початкових значень показника ХСК неочищених стічних вод, відповідно, 90 і 120 мг/дм<sup>3</sup>.

Результати досліджень за використання сульфату алюмінію показали менші ефекти очищення за показником ХСК – 71,9 і 65,5%, коли початкові ХСК були, відповідно, 90 і 120 мг/дм<sup>3</sup>. Отже, певну перевагу має коагулянт на основі сульфату заліза III проти сульфату алюмінію. Збільшення початкової величини показника ХСК в неочищеній стічній воді зменшує ефект видалення органічних речовин за ХСК при використанні коагулювання і відстоювання на 4-6,5%.

Використання інших процесів очищення за технологічною схемою, яку досліджували, дозволило знизити ХСК на 25-33,3% після аерації, на 58-61% після окиснення пероксидом водню, до 100% в результаті фільтрування.

На основі отриманих результатів розроблено технологію, встановлено параметри процесів (тривалість, витрата повітря на аерацію, доза реагентів, швидкість фільтрування, висота фільтрувального завантаження, режим промивки фільтрів, кількість утвореного осаду та ін.). Технологія включає послідовні процеси фізико-хімічного очищення стічних вод – усереднення, коагуляцію, відстоювання, окиснення пероксидом водню, фільтрування.

Використання розробленої технології локального очищення стічних вод від антибіотиків та супутніх їм речовин фармацевтичними підприємствами призведе до суттєвого зниження небезпеки перевищення ГДС в місці скиду стічних вод, очищених на міських очисних станціях, зниження експлуатаційних витрат на досягнення ГДС, зменшення загрози “спухання” активного мулу та пов'язаних з ним експлуатаційних та економічних витрат.

Згідно другого напрямку, нами було проведено дослідження з іммобілізації мікроорганізмів активного мулу на носіях та встановлення технологічних параметрів біологічного очищення стічних вод промислових підприємств з використанням іммобілізованих мікроорганізмів в різних кисневих умовах (анаеробних, аноксидних, аеробних).

Одним із шляхів підвищення ефективності біологічного очищення стічних вод (від органічних речовин, сполук азоту, фосфору та ін.) є збільшення концентрації активного мулу в об'ємі аеробного біореактора (аеротенка), що дозволяє підвищити окисну потужність споруди, зменшити тривалість процесу та забезпечує зниження економічних витрат на очищення стічних вод. Для цього запропоновано використання іммобілізованих, прикріплених до носіїв мікроорганізмів. Як носії слугують інертні, не розчинні у воді структури, якими заповнюють об'єм очисної споруди або його частину. Носії повинні мати високорозвинену поверхню, яка є ідеальною для прикріплення й утримання активного мулу.

Як носії іммобілізованих мікроорганізмів було використано капронові волокна (в джгутах) з питомою площею поверхні – 4000-5000 м<sup>2</sup>/м<sup>3</sup>, діаметром джгута – 1,5-2,5 мм, середнім діаметром мікрОВОлокна – 100 мкм.

Для очищення промислових стічних вод з високим вмістом органічних речовин (шкірзаводів, м'ясопереробних та молокозаводів) було запропоновано двохстадійну технологію біологічного очищення з використанням іммобілізованих мікроорганізмів в послідовних анаеробних і аеробних умовах. Дослідження параметрів проводили на стічних водах молокозаводу на експериментальних моделях анаеробного та аеробного біореакторів з іммобілізованими мікроорганізмами. В результаті було встановлено такі раціональні параметри роботи анаеробного біореактора за початкового ХСК стічної води 4000-4500 мг/дм<sup>3</sup>: гідравлічне навантаження – 2-3 м<sup>3</sup>/(м<sup>3</sup>·добу); окисна потужність – 7200-8000 г ХСК/(м<sup>3</sup>·добу); питома швидкість деструкції – 40-45 мг ХСК/(г·год); тривалість – 10-12 год (в метантенках потрібно 10-20 діб); концентрація іммобілізованої біомаси – 15-20 г/дм<sup>3</sup>, що забезпечують ступінь очищення за ХСК до 70%. Для окиснення органічних речовин, які

залишились в стічній воді після проходження анаеробного процесу, було використано аеробний метод очищення з іммобілізованими мікроорганізмами. Експериментальну перевірку аеробної стадії виконували в моделі аеробного біореактора. В аеробних умовах відбувається не тільки окиснення залишкових органічних речовин, а й процеси нітрифікації та дефосфатації. Амонійний азот окиснюється до нітритів і нітратів. В результаті було встановлено такі раціональні параметри аеробного процесу за початкового ХСК стічної води 1200-1350 мг/дм<sup>3</sup>: гідравлічне навантаження – 1,5-2 м<sup>3</sup>/(м<sup>3</sup>·добу); окисна потужність – 500-1300 г ХСК/(м<sup>3</sup>·добу); питома швидкість деструкції – 18-23 мг ХСК/(г·год); тривалість – 12-14 год; концентрація іммобілізованої біомаси - до 10 г/дм<sup>3</sup> (в аеротенках 2-3 г/дм<sup>3</sup>), що забезпечують ступінь очищення за ХСК до 94-96%. В результаті очищення стічних вод на виході з аеробного біореактора було отримано показники: ХСК - 50-80 мг/дм<sup>3</sup>; БСК<sub>повн</sub> – 15-20 мг/дм<sup>3</sup>; завислі речовини – до 15 мг/дм<sup>3</sup>; сполуки азоту і фосфору - в межах норми для відведення у природні водойми. В результаті перебігу процесів очищення в послідовних анаеробних і аеробних умовах спостерігали зростання мінеральної складової активного мулу, про що свідчило збільшення зольності біомаси, %, в анаеробних умовах – від 30 до 40%, в аеробних – до 60%.

В анаеробному та аеробному біореакторах спостерігали утворення біообростань на носіях, в анаеробному за тривалої роботи (протягом 2 років) відбувалось формування гранульованого мулу, в аеробному був присутній також вільноплаваючий активний мул.

В біообростаннях носіїв спостерігали зооглейні скупчення бактерій на поверхні волокна завтовшки 0,1-0,6 мм. Серед бактерій були численні представники родів: *Pseudomonas*, *Bacterium*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Corinebacterium*, *Thiobacillus*. У вільноплаваючому активному мулі в аеробних умовах були присутні бактерії родів *Nitrosomonas*, *Nitrobacter*, також спостерігали гідробіонтів вищих трофічних рівнів: раковинні кореніжки, кругловічасті інфузорії, коловертки та ін., – типових представників активного мулу. За стабільного режиму роботи відбувалось саморегулювання чисельності популяцій гідробіонтів в результаті виїдання їх у харчових ланцюгах по типу «хижак-жертва». Внаслідок виїдання бактеріальної частини біомаси гідробіонтами вищих трофічних ланок харчових ланцюгів біоценозу очисної споруди відбувається зменшення біомаси та збільшення мінеральної частини, що було підтверджено результатами досліджень.

Гідродинамічний режим, утворений в анаеробному біореакторі, сприяв формуванню гранульованого активного мулу з розміром гранул 2-2,5 мм, високою концентрацією сухої речовини – до 50 г/дм<sup>3</sup> і малим муловим індексом – до 57 см<sup>3</sup>/г. Утворення гранульованого активного мулу дозволяє збільшити концентрацію активного мулу в споруді, ефективність очищення від органічних речовин і полегшує відокремлення гранул мулу від очищеної води.

На підставі отриманих результатів розроблено методики іммобілізації на носіях мікроорганізмів з активного мулу, відібраного на діючих очисних спорудах, приготування сухих препаратів іммобілізованих мікроорганізмів і досліджено процес біологічного очищення стічних вод з використанням сухих препаратів. Результати були використані під час пуску в роботу аеротенків, для відновлення роботи споруд після перерви (наприклад, на очисних спорудах підприємств із сезонною роботою, баз відпочинку, санаторіїв та ін.) та для реконструкції очисних споруд населених пунктів і баз відпочинку Шацького національного природного парку (з проектною організацією ТОВ «ОСТВА», м. Рівне).

На підставі проведених досліджень було розроблено та впроваджено на промислових підприємствах ефективні технології попереднього локального очищення промислових

стічних вод з використанням фізико-хімічних методів (видалення антибіотиків, іонів важких металів тощо) і біологічного очищення з використанням іммобілізованих мікроорганізмів з високими ефектами видалення органічних речовин за показниками ХСК і БСК, завислих речовин, сполук азоту, фосфору та ін., економією енергетичних витрат до 40-45%, забезпеченням високої якості очищеної води у відповідності з чинними нормами скиду в міську систему водовідведення та у природні водойми.

Література

1. Sabliy L., Zhukova V. Effective technology of pharmaceutical enterprises wastewater local treatment from antibiotics / *Biotechnologia acta*, v. 13, No 3, 2020. – P. 81-88.

2. Sabliy L., Zhukova V., Konontsev S., Obodovych O., Sydorenko V. Problems of soapstock treatment of vegetable oil productions and their solutions / *Biotechnologia acta*. 2021, V. 14, No 4, P. 80-88.

3. Sabliy L., Zhukova V. Improvement of the thechnology of local wastewater treatment of the meat plants / *Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: колективна монографія / за ред. проф. Мальованого М.С. - Київ, Яроченко Я.В., 2022, 566 с. – С. 400-410.*

4. Sabliy L., Kuzminskiy Y., Zhukova V., et al. New approaches in biological wastewater treatment aimed at removal of organic matter and nutrients / *Ecol. Chem. Eng. S.*, 2019; 26 (2): 331-343.

## ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РОБОТИ ФІЛЬТРІВ СТАНЦІЙ ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ

*Сироватський О.А., Карагяур А.С., Гайдучок О.Г., Тітов А.А.*

*Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, Україна,  
Харків, [oleksandr.syrovatskyi@kname.edu.ua](mailto:oleksandr.syrovatskyi@kname.edu.ua)*

**Вступ.** На сьогоднішній день в зв'язку із зростаючим антропогенним впливом на воду природних водоймищ, загальним погіршенням якості води джерел водопостачання, актуальним стає питання інтенсифікації процесів фільтрування освітленої води на станціях очистки.

Фільтрування води крізь зернистий шар завантаження – один з найважливіших технологічних процесів, які використовуються в господарсько-питному та промисловому водопостачанні. Фільтруючий зернистий матеріал як технологічна структура характеризується низкою параметрів, що впливають як на ефективність процесу очистки природної води, так і на експлуатаційні показники роботи фільтру (тривалість фільтроциклу, інтенсивність промивання і т. ін.). Змінюючи ці параметри можна досягти найбільш ефективної роботи фільтру [1].

Одним з таких шляхів є пошук ефективного і сучасного фільтруючого завантаження, яке відповідає вимогам очисних станцій.

**Основна частина.** В технологічних процесах глибокої очистки природних вод від дрібнодисперсних завислих і колоїдних часток важливе місце відводиться фільтрам із зернистим завантаженням. Геометрична структура і фізико-хімічні властивості обраного завантаження визначають ефективність технологічного процесу кондиціонування води.

Згідно сучасним теоретичним уявленням, найбільшу затримуючу здатність має зернисте завантаження з максимально розвиненою поверхнею часток, які контактують з водою, і найменшою гідродинамічною силою відриву, а також найбільшою міжзерною пористістю [1]. С іншого боку, фільтруюче завантаження повинне мати підвищену стійкість до механічного зносу у водних середовищах.

Традиційно на міських станціях очистки питного водопостачання використовується кварцовий пісок як самостійно (одношарове завантаження), так і сумісно з антрацитом, керамзитом, активованим вугіллям (двошарове завантаження). Піщане завантаження разом з безперечними перевагами (дешевість, доступність) має і певні недоліки (невисока ефективність при затриманні органічних і токсичних речовин, відносно невелика швидкість фільтрування і ефективність використання всього об'єму завантаження). Використання традиційних методів очистки, при наявності у воді таких специфічних забруднень, не забезпечує гарантованої якості води, відповідно діючим нормативам.

Найбільш розповсюдженим сорбентом у вітчизняній та закордонній практиці для глибокої очистки господарчо-питних вод є активовані вугілля: гранульовані та порохоподібні. Разом з тим, сорбційні властивості активованого вугілля виявляються лише у відношенні до органічних забруднень, а їх широке використання на практиці стримується високою вартістю та дефіцитністю, що унеможливило використання таких завантажень на станціях великої продуктивності.

Дослідження останніх років дозволили встановити, що крім активованого вугілля сорбційними властивостями володіють природні цеоліти. Ці властивості у цеолітів виявляються не тільки у відношенні до органічних забруднень, які надають воді присмаки і запахи, але й у відношенні до ряду іонів важких металів і радіонуклідів.

Природні цеоліти – відносно новий клас мінеральної сировини, що використовується в технологічних процесах очищення і доочищення вод, відносяться до класу каркасних алюмосилікатів, їм належить лідерство за сукупністю таких властивостей, як сорбційні, селективно-іонообмінні, молекулярно-ситові та каталітичні. Розвинена питома поверхня, високі адгезійні, адсорбційні і іонообмінні властивості цеолітів дають можливість ефективно вилучати за їх допомогою з води завислі, колоїдні і розчинені забруднюючі речовини органічного і неорганічного походження, у тому числі іони амонію, важкі метали та радіонукліди. Щільність матеріалу 1900 – 2800 кг/м<sup>3</sup>, об'ємна вага 1,02 – 1,2 г/см<sup>3</sup>, пористість 55-62% [2].

Висока механічна міцність цього природного мінералу дозволяє виключити операцію гранулювання сорбенту. В результаті вартість цеоліту, яка визначається витратами на здобування, помел та розсів в декілька разів менше вартості синтетичних типів завантаження та активованого вугілля.

Перевагою цеолітового завантаження, у порівнянні з піщаною, є й те, що щільність цеоліту у воді нижче кварцу в 1,5 – 2 рази, що суттєво покращує промивку фільтру при менших швидкостях промивного розчину. В той же час, щільності цеоліту достатньо при фільтруванні тонких часток забруднень. Зовнішня поверхня цеоліту складає 18 м<sup>2</sup>/г, з них на долю макропор приходить 1 – 2 м<sup>2</sup>/г, що також є важливим при фільтруванні води, яка містить дрібнодисперсні частки забруднень [3].

Метою наших досліджень є якісне і кількісне порівняння завантаження швидких фільтрів водоочисних станцій з кварцового піску і цеоліту Сокирицького родовища (Україна, Закарпаття). Також нами проведено оцінку можливості використання цеолітових завантажень при водопідготовці в умовах підвищення вимог до якості питної води (каламутність – 1 НОК, забарвленість – 20 градусів). Проведені нами дослідження дозволили отримати таке порівняння [4].

При цьому нами використана теоретична залежність для визначення товщини фільтруючого зернистого завантаження, отримана Мінцем Д.М.:

$$L = \frac{(H-h)d_e^2}{\Psi \cdot V} - \gamma \varphi T_n \sqrt{d_e} \quad (1)$$

де  $(H - h)$  – відносний приріст втрат напору у фільтруючому завантаженні, м;  $d_e$  – еквівалентний діаметр часток завантаження, мм;  $V$  – швидкість фільтрування, м/год;  $\Psi$  – коефіцієнт, який ураховує пористість ( $m$ ) та форму ( $\alpha$ ) часток завантаження, а також в'язкість води ( $\eta$ );  $\gamma$  – параметр, який ураховує властивості забруднень у воді;  $\varphi$  – коефіцієнт, що ураховує неоднорідність завантаження;  $T_n$  – термін роботи фільтру до моменту досягнення граничної втрати напору, год.

Коефіцієнт  $\Psi$  визначили з формули:

$$\Psi = \frac{\alpha^2 \varphi (1-m)^2}{1,9 m^3} \quad (2)$$

Для піщаного завантаження  $\alpha = 1,2$ ;  $m = 46\%$  [4]. Для цеолітового завантаження за даними авторів [2]  $\alpha = 2,4$ , а  $m = 62\%$ . За інших рівних умов експлуатації швидкого фільтру (висота шару завантаження, тривалість фільтроциклу, температура води та гранулометричний склад завантаження є однаковими), підставимо до рівняння (1) значення коефіцієнта  $\Psi$ , визначеного за формулою (2) для піску і цеоліту (відповідно  $\Psi_{\text{пісок}} = 2,3 \times 10^{-3}$  та  $\Psi_{\text{цеоліт}} = 1,8 \times 10^{-3}$ ).

Визначимо для кожного матеріалу з рівняння висоту шару завантаження  $L$  і порівняємо. В результаті отримаємо залежність:

$$V_{\text{ц.з.}} = 1,28 V_{\text{п.з.}} \quad (3)$$

де  $V_{\text{ц.з.}}$  і  $V_{\text{п.з.}}$  – відповідно швидкості фільтрування при використанні цеолітового і піщаного завантаження.

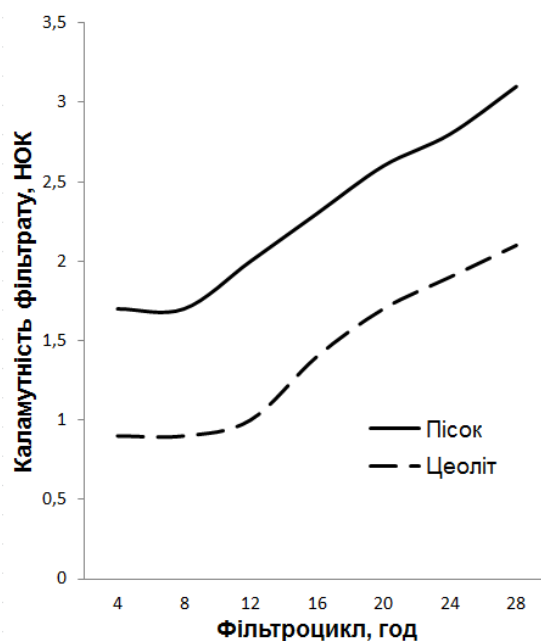


Рисунок 1 – Залежність каламутності фільтрату від тривалості фільтроциклу при використанні піщаного і цеолітового завантаження

Залежність (3) показує, що за інших рівних умов проектування і експлуатації фільтрів тільки заміна завантаження дає 28% підвищення продуктивності фільтру.

Розглянуту тут методику порівняння завантажень можна використовувати і для інших параметрів роботи фільтрів, наприклад, за інших рівних умов експлуатації використання цеолітових завантажень дозволить збільшити фільтроцикл в 1,9 – 2,8 рази.

Отриману нами експериментальну залежність мутності фільтрату від тривалості фільтроциклу при порівнянні піщаного і цеолітового завантаження наведено на рисунку 1 [4].

З рисунку видно, що у разі використання цеолітового завантаження забезпечується якість фільтрату на рівні вимог ДСТУ «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» (2014) - 1 НОК (0,5 мг/л) при фільтроциклі у 8 годин, а піщане завантаження такої якості забезпечити не може. Крім того, каламутність в 2,6 НОК при цеолітовому завантаженні забезпечується при фільтроциклі більше 24 годин, а піщане тільки близько 20 годин.

Таким чином, цеолітове завантаження може бути використане на будь-якій станції очистки, яка має в своєму складі фільтрувальні споруди. Дроблений цеоліт може використовуватись замість кварцового піску та інших зернистих матеріалів як при проектуванні нових, так і при реконструкції існуючих станцій водопідготовки. Переваги даного типу завантаження у порівнянні з традиційними полягають в наступному: коефіцієнт форми зерен вдвічі більше, ніж для піску; фільтроцикл підвищується більше, ніж в 2 рази, брудоемність на 20-50%; площа зовнішньої поверхні часток цеоліту майже в 10 разів більша за поверхню часток піску.

**Висновки.** Використання фільтрувальних споруд з цеолітовим завантаженням в технологічних процесах кондиціонування природної води дозволяє: По-перше, покращити технологічні параметри процесу фільтрування на швидких фільтрах: збільшити швидкість фільтрування до 11-12 м/год, фільтроцикл збільшити до 16 годин. По-друге, скоротити витрату води на промивання фільтрів на 10-13% за рахунок збільшення брудоемності фільтруючого шару і збільшення фільтроциклу. По-третє, покращити якість води за головними органолептичними, фізико-хімічними та біологічними показниками.

Список використаної літератури:

1. Bibhabasu M., Gosai B., Patel K. Design and Construction of a Modified Rapid Sand Filter for Treatment of Raw Water // Journal for Research.- Vol. 3, Issue 3.- 2017.- P. 9 - 13
2. Karmen Margeta, Nataša Zabukovec Logar, Mario Šiljeg and Anamarija Farkaš. Natural Zeolites in Water Treatment - How Effective is Their Use // Water Treatment.- InTech, 2013.- P. 81 – 112.
3. Басараба Ю.Б., Засадний Т.М. Перспективи застосування цеолітів Сокирницького родовища для очищення природної води // Екологічна безпека та збалансоване природокористування. Науково-технічний журнал. - 2015.- № 1 (11).- С. 46-51.
4. Сироватський О.А., Черабай О.Л. Інтенсифікація фільтрування освітленої природної води за допомогою цеолітового завантаження // Науковий вісник будівництва.- 2010.- № 56.- С. 67-75.

## ПОРІВНЯЛЬНА ХАРАКТЕРИСТИКА СОРБЕНТІВ ІЗ ПРИРОДНОЇ СИРОВИНИ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ІЗ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ

*Сорока О.В., Іванченко А.В.*

*Дніпровський державний технічний університет,  
вул. Дніпробудівська, 2, 51918, м. Кам'янське, Україна  
sorokaola828@gmail.com, ivanchenkodgtu@gmail.com*

*Науковий керівник: Іванченко А.В.*

Розробка нових технологій вилучення важких металів зі стічних вод є важливим завданням хімічної інженерії. В останні десятиліття забруднення природних вод в більшій мірі відбувається в результаті господарської діяльності людини. Основний внесок складають скиди кадмію, свинцю, міді і цинку від підприємств металургійної, металообробної, хімічної промисловості, гальванічних виробництв, а також виробництв мінеральних фарб, добрив, штучних волокон [1]. Однак основним джерелом важких металів у природних водах є антропогенні забруднювачі, особливо промислові стічні води. Тому постає потреба у розробленні нових ефективних та доступних методів очищення стічних вод. Перспективними методами очищення є природні сорбенти на основі широко розповсюджених карбонатомісних бентонітових глин. Ефективність поглинання іонів залежить від багатьох факторів, зокрема внаслідок зовнішньо та внутрішньо-дифузійного перенесення. Іонообмінний процес відбувається тоді, коли концентрація сорбованого катіону є рівною або меншою за концентрацію обмінних катіонів. Із зростанням концентрації посилюється адсорбційне поглинання [2,3]. Перевагою таких сорбентів із природної сировини є те, що вони дозволяють ефективно ліквідувати іони важких металів, безпечні у використанні, їх складові є доступними матеріалами, а виготовлення не потребує значних матеріальних та енергетичних витрат.

Природними дисперсними сорбентами є гірські породи та мінерали, які мають високі адсорбційні та іонообмінні властивості. До них відносяться природні цеоліти, бентонітові та палигорські глини, діатоміти та деякі інші гірські породи та мінерали. Їхні властивості визначаються в основному специфічною будовою в каркасі кристалічної решітки або розвинутою міжфазовою поверхнею. За характером виявлення сорбційних властивостей і будовою природні сорбенти можна розділити на дві групи: з кристалічною структурою мінералів та з аморфною гелево-пористою структурою.

Сучасні технології не забезпечують достатньою мірою ефективного очищення стічних вод від іонів важких металів. Вміст іонів важких металів у стічних водах у 10–20 разів перевищує гранично допустиму концентрацію. Після реагентної обробки, яка найчастіше застосовується на підприємствах, залишкове вміст металів становить 1–5 мг/дм<sup>3</sup>, при гранично допустимій концентрації для більшості металів 0,1–0,001 мг/дм<sup>3</sup>. Для доочищення таких низько концентрованих вод також застосовуються сорбційні методи. Глинисті мінерали, завдяки значній дисперсності часточок та наявності великої кількості сорбційних центрів на їх поверхні, проявляють добрі адсорбційні властивості, а також здатність до катіонного обміну. При цьому найвищі сорбційні властивості мають мінерали монтморилонітової та палигорської груп, великі поклади яких розвідані та розробляються в Україні.

Для вилучення важких металів нами випробувано лігноцелюлозний сорбент із шкаралупи волоського горіха. Хімічний склад шкаралупи волоського горіха складаються з лігніну (35,0%), целюлози (30,4%), полісахаридів (12%) та геміцелюлози (12,6%). Найбільш характерними функціональними групами лігноцелюлозних матеріалів є метоксильні –



ОСНЗ (до 22 %), карбоксильні – COOH (до 16 %), карбонільні – CO (до 7 %), гідроксильні (спиртові та фенольні) – OH (до 11 %). Лігнін є клубкоподібним, термопластичним полімером сітчастої структури. Виявлено оптимальні технологічні параметри сорбції металів Fe(III) та Zn на сорбенті лігноцелюлозному, а саме час контактування 3 год. Досягнуто залишкової концентрації Fe(III) з 200 мг/дм<sup>3</sup> до 11,16 мг/дм<sup>3</sup> (ефективність очищення складала 82,5 %) та Zn з 200 мг/дм<sup>3</sup> до 30,7 мг/дм<sup>3</sup> (ефективність очищення складала 84,65 %), при витраті сорбенту – 1 г/дм<sup>3</sup> [4,5].

Для вилучення іонів феруму та цинку з водних середовищ нами випробувано адсорбенти із природної сировини: цеоліт, глауконіт, бентоніт на сорбент лігноцелюлозний. Досліджено процес вилучення Zn і Fe при застосуванні природних сорбентів витратою 4 г/дм<sup>3</sup> та тривалістю обробки водних середовищ 10–120 хв. Встановлено, що ефективність вилучення цинку протягом 120 хв складає: при використанні цеоліту – 35,37 %, глауконіту – 41,5 %, бентоніту – 23,58 %, лігноцелюлозного сорбенту – 33,96 %. Виявлено, що ефективність видалення іонів феруму(III) при застосуванні цеоліту через 2 години контактування становить 12,8 %, бентоніту – 56,4 %, глауконіту – 73,9 %, лігноцелюлозного сорбенту – 99,79 %. Досягнуто практично повне вилучення іонів феруму(II) при обробці лігноцелюлозним сорбентом у кількості 4 г/дм<sup>3</sup>[6].

Перспективним вбачається отримання сорбенту з рослинної сировини на основі пшеничних висівок, які є відходами сільськогосподарського виробництва та проведення його випробування для вилучення важких металів з водних середовищ. Цікавими є дослідження, пов'язані із отримання сорбенту з рослинної вуглецевмісної сировини шляхом її обробки неорганічними лугами із подальшою сушкою та карбонізацією. Дані напрямки закладені в основу подальших досліджень

Завдяки високій доступності та дешевизні сировини такі біосорбенти легко утилізуються без регенерації. Вміст целюлози, геміцелюлози, лігніну, екстрактивних і мінеральних компонентів у біосорбентах впливає на здатність до набухання у воді. Ця особливість дуже важлива, тому її необхідно враховувати при розробці методів утилізації.

### Список використаної літератури

1. Долина Л. Ф. Стічні води підприємств чорної металургії і способи їх очищення. Довідковий посібник. Дніпропетровськ: «Зелений світ». 2000. 44 с.
2. Ramesh, V., George, J. (2020). Carbon and Nutrient Sequestration Potential of Coal-Based Fly Ash Zeolites. *In Circular Economy and Fly Ash Management*. pp. 47–55.
3. Coignet P. A., Kratzer D. W., Kulkarni S. S., Sanders Jr. E. S. (2020). U.S. Patent No. 10,525,400. Washington, DC: U.S. Patent and Trademark Office.
4. Ivanchenko A. V., Soroka O. V., Voronov V. V. Peculiarities of extraction of ferrum(II), zinc, nickel(II) and lead(II) from model solutions by natural lignocellulosic sorbent. *Scientific research in the modern world. Proceedings of the 2nd International scientific and practical conference*. Perfect Publishing (December 7–9, 2022) Toronto, Canada. 2022. pp. 219–223.
5. Ivanchenko A.V., Soroka O.V., Sokol O.D. Removal ions of ferrum(III) and zinc from aqueous environments by chemically activated sorbents from natural raw materials. *Journal of Chemistry and Technologies*. 31 (2). 2023. pp. 344–352.
6. Іванченко А.В., Сорока О.В., Єлатонцев Д.О., Ткаченко Е.Е., Чупринов Є.В., Яцен Т.Г., Ревак О.А. Дослідження технології вилучення цинку та феруму із водних середовищ сорбентами на основі природної сировини. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. (технічні науки)*. Т. 32 (71) № 6, 2021. С. 167–171.

## **ВЗАЄМОЗВ'ЯЗОК МІЖ ПРИНЦИПАМИ, ЩО ЛЕЖАТЬ В ОСНОВІ ФОРМУВАННЯ ЗАКОНОДАВЧИХ АКТІВ, І ЯКІСТЮ ОЧИСТКИ ВОДИ**

*Степова Н.Г.<sup>1</sup>, Кушка О.М.<sup>2</sup>*

<sup>1</sup>*Університет Британської Колумбії, Канада, м. Ванкувер, nataliia.stepova@ubc.ca*

<sup>2</sup>*Київський національний університет будівництва і архітектури, Україна, м. Київ*

При створенні законодавчих актів у галузі водопостачання і водовідведення можна виділити чотири принципових підходи:

1) перспективний (спрямований на досягнення й підтримку гарного екологічного стану водойм і на забезпечення населення водою, яка не містить шкідливих для здоров'я речовин);

2) стверджувальний (який лише констатує поточний стан галузі, навіть якщо рівень очищення води не задовольняє сучасним міжнародним стандартам);

3) корупційно-орієнтований (коли необґрунтовано завищені або неоднакові для аналогічних суб'єктів законодавства стандарти створюють можливість для зловживань);

4) корумпований (коли стандарти встановлюють або намагаються встановлювати на вимогу певних «замовників», а не з огляду на їхній вплив на довкілля чи здоров'я людини).

Якщо для країн ЄС характерним є лише перший підхід, в Україні, на жаль, присутні ознаки й трьох останніх. Така ситуація не тільки не сприяє поліпшенню стану водопровідних і каналізаційних мереж та очисних споруд (який, на жаль, є в переважній більшості населених пунктів незадовільним), але й створює ситуацію, коли деякі нормативні акти суперечать не лише міжнародним стандартам, але й один одному або навіть самі собі.

У лютому 2023 року Європейська економічна комісія ООН у співпраці зі Світовим банком і іншими міжнародними організаціями створила міжвідомчу групу для оцінки впливу військових дій в Україні на довкілля і створення рекомендацій щодо відновлення екологічної інфраструктури. Проте проектування й експлуатація конкретних очисних споруд завжди ґрунтується на існуючому законодавстві, яке для України має спиратись також на чинні європейські нормативи, оскільки незважаючи на поточну ситуацію, наша держава продовжує впевнено рухатись у напрямку ЄС. Тому аналіз кожного окремого стандарту в галузі екології щодо принципів його формування та внесення необхідних змін у випадках, коли він не базується на забезпеченні здорового довкілля, – є наразі нагальною потребою.

Зупинимось більш докладно на останніх трьох підходах до формування законодавчих актів та проілюструємо їх конкретними прикладами.

**СТВЕРДЖУВАЛЬНИЙ ПІДХІД** є досить типовим для нашого законодавства. Він виник як наслідок «окозамилуваної» політики, успадкованої від радянських часів. При застосуванні такого підходу нормативні вимоги базуються не на принципах мінімізації потенційної шкоди, яка може бути заподіяна здоров'ю людини чи довкіллю, а на констатації тих концентрацій забруднюючих речовин, які зазвичай присутні у питній чи стічній воді після очищення. Стверджувальний підхід дозволяє формувати заспокійливі звіти про те, що якість води задовольняє існуючим нормативам. При цьому замовчується факт, що окремі показники можуть суттєво перевищувати міжнародні стандарти. Типовим прикладом такого підходу у галузі очистки стічних вод є зафіксована у додатку 5 [1] орієнтовна ефективність видалення біогенних речовин – нетоксичних сполук Нітрогену і Фосфору, що викликають «цвітіння» водойм: для фосфатів вона не нормується, а для амонійного азоту становить лише 20%-60%.

Загальновідомо, що протягом останнього десятиріччя «цвітіння» води спостерігається не лише в каскаді водосховищ Дніпра, а навіть у Чорному морі. Тому в ЄС існують єдині рамкові нормативи, які зобов'язують муніципальні очисні споруди видаляти біогенні речовини зі стічних вод. Сполуки Нітрогену, наприклад, видаляються двостадійно. Спочатку відбувається нітрифікація, тобто переведення амонійного азоту в нітрати через нітрити (проміжну форму). На другому етапі, який носить назву денітрифікація, нітрати переводяться в газ азот, що видаляється в атмосферу. На тих вітчизняних очисних спорудах, які експлуатуються більше 30 років (а це майже всі населені пункти), денітрифікації немає, а є лише часткова нітрифікація, після якої стоки, що містять суміш амонійного азоту, нітритів і нітратів скидаються до водойми. Фосфати зі стоків теж окремо не видаляються. Це і зафіксовано в додатку 5[1].

На стверджувальних засадах ґрунтується і низка вимог до питної води [2]. Згідно Концепції Загальнодержавної цільової соціальної програми «Питна вода України» на 2022-2026 роки, послугами централізованого водопостачання охоплено лише 69% населення. Це означає, що 31% українців споживають воду з індивідуальних джерел, переважно більшість яких становлять колодязі. Через близькість до вигрібних ям у колодязній воді майже всюди спостерігається підвищений вміст бактеріальних забруднень, амонійного азоту, нітритів і нітратів (порівняно з нормами ЄС). Крім того, притаманне для сільської місцевості близьке розташування до сільськогосподарських угідь є додатковим джерелом сполук Нітрогену і пестицидів. Аби не констатувати непридатність колодязної води до цілей питного водопостачання, в Україні встановлені різні вимоги до якості водопровідної та колодязної води. Так, якщо у водопровідній воді пестициди (які є канцерогенами) не можуть перевищувати сумарно 0,5 мкг/л, у колодязній воді їх не потрібно визначати взагалі, як і ентерококи, які з великою ймовірністю можуть бути там присутніми [2]. Цей підхід стосується також цілої низки інших параметрів, хоча він і суперечить статті 21 Конституції України, яка визначає, що всі люди є рівні у правах. Особливе занепокоєння викликає дозвіл використовувати в якості питної воду, що містить 3,3 мг/л нітритів. Цей норматив є чинним для колодязної води в мирний час, а також для будь-якої води в умовах воєнного стану та інших надзвичайних ситуаціях. Відомо, що нітрити у кількості більшій ніж 0,4 мг/кг ваги можуть викликати метгемоглобінемію у немовлят [3]. Тобто, якщо одномісячна дитина має вагу 4 кг, вона не може безпечно спожити більше 1,6 мг нітритів на добу. Якщо така дитина знаходиться на штучному вигодовуванні і за добу споживає 0,8 л води, то безпечна для неї концентрація нітритів становить  $1,6/0,8 = 2$  мг/л. ВООЗ рекомендує забезпечувати вразливі групи населення бутильованою водою, коли концентрація нітритів перевищує 3 мг/л вже протягом кількох днів [3]. Крім того, в певних умовах (перебування води в закритій ємності протягом певного часу тощо), у нітрити можуть переходити присутні у воді нітрати. Стандарти ЄС передбачають таку можливість введенням вимоги  $[\text{нітрати}]/50 + [\text{нітрити}]/3 \leq 1$ . Наші норми [2], засновані на стверджувальному підході, такої вимоги не містять і дозволяють одночасну присутність у колодязній воді до 50 мг/л нітратів і до 3,3 мг/л нітритів протягом невизначеного часу, попри офіційно зафіксовані летальні випадки серед немовлят, спричинені метгемоглобінемією.

**КОРУПЦІЙНО ОРІЄНТОВАНИЙ ПІДХІД** виникає тоді, коли вимоги є необґрунтовано завищеними, і суб'єкти законодавства не в змозі їх дотримуватись; або ж вимоги можуть бути послабленими (зміненими) для конкретних підприємств рішенням вузького кола осіб.

Приклад 1. В Україні відсутні єдині вимоги до концентрацій біогенних речовин у стічних водах, які скидаються до природних водойм після каналізаційних очисних станцій

(КОС). Такі скиди регулюються лише дозволами на спеціальне водокористування, які видаються кожній КОС окремо і яких не можна побачити у загальному публічному просторі.

Приклад 2. Правила [1] забороняють скидати до міської каналізації більше 5 мг/л загального фосфору (ЗФ) і 50 мг/л загального азоту за Кельдалем (ЗАК), який являє собою суму органічного і амонійного азоту (без азоту нітритів і нітратів). Проте лише з фізіологічними відходами до каналізаційної мережі за добу від кожної людини надходить 1,7-1,8 г ЗФ і 11 г загального азоту (ЗА) [4, 5]. Згідно зі Схемою оптимізації систем водопостачання та водовідведення міста Києва, «фактичне питоме водоспоживання на 1 людину для категорії «населення»... у 2017-2020 рр. збільшилося зі 104 до 114 л/добу». Це означає 16-17 мг/л ЗФ і 96 -106 мг/л ЗА у побутовій каналізації м. Києва виключно за рахунок людських фізіологічних відходів. Відповідно, усі підприємства, які використовують оборотні схеми водопостачання або мають незначне споживання води на виробничі потреби, автоматично стають порушниками законодавства. При чому, у Львові, наприклад, встановлена норма 10 мг/л фосфатів (3,3 мг/л ЗФ), яка є обов'язковою також для населення. Для порівняння, правила приймання стічних вод Парижа, Ніци, Тулузи, Берліна, Гановера, Дрездена, Дюсельдорфа дозволяють скидати до каналізації 50 мг/л ЗФ (у 10 разів більше, ніж в Україні). Щодо азоту: Париж і Тулуза – 150 мг/л ЗА, Ніца – 150 мг/л ЗА (в тому числі 100 мг/л ЗАК), Берлін – 250 мг/л ЗА, ГанOVER – 100 мг/л амонійного азоту і 10 мг/л азоту нітритів, Дрезден – 200 мг/л ЗАК, Дюсельдорф – 80 мг/л амонійного азоту і аміаку, 10 мг/л азоту нітритів і 80 мг/л органічного азоту. Ванкувер (Канада) наразі взагалі не нормує скид біогенних речовин до каналізації.

Приклад 3. ДСанПіН дозволяє до 0,1 мг/л нітритів у обробленій питній (крім обробленої хлоруванням з преамонізацією), негазованій фасованій і воді з пунктів розливу та бюветів. Це в 5 разів менше норм ЄС і в 33 рази менше, ніж ДСанПіН [2] дозволяє мати у колодязній воді.

Приклад 4. Фосфати не є шкідливими для людини (шкідливими вони є лише для водойм, оскільки сприяють надмірному росту біомаси, яка й обумовлює «цвітінні» води). Більш того, кожна людина для забезпечення фізіологічних процесів має щодня споживати близько 1500 мг фосфатів. Тому в ЄС фосфати в питній воді не нормуються. ДСанПіН [2] нормує їх на рівні 3,5 мг/л і вимагає, щоб у фасованій негазованій воді їх вміст не перевищував 0,6 мг/л.

КОРУМПОВАНИЙ ПІДХІД лобіює чийсь приватні інтереси всупереч інтересам суспільства. Наведемо кілька прикладів з потенційно можливим корумпованим підходом.

Приклад 1. Додаток 5 [1] дозволяє мати у стічних водах, що надходять на біологічне очищення до 100 мг/л ( $100 \text{ г/м}^3$ ) формальдегіду і 40 мг/л трикрезолфосфату (ТКФ) з ефективністю очистки відповідно 0,8 і 0,4 (80% і 40%), хоча типові їх концентрації у міських стічних водах становлять 0,1-10 мг/л для формальдегіду і 0,0005 мг/л для ТКФ. Зауважимо, що 100 мг/л формальдегіду гальмують, а 300 мг/л – повністю припиняють процеси біологічного очищення. Щодо ТКФ, то згідно з даними Департаменту праці США, 40 мг/л є рівнем IDLH (Immediate Danger To Life Or Health), тобто становлять пряму загрозу життю або здоров'ю людини. Цікаво, що додаток 5 [1] дозволяє присутність лише 10 мг/л нетоксичних фосфатів (3,3 мг/л у перерахунку на ЗФ) і 40 мг/л токсичного ТКФ (3,4 мг/л у перерахунку на ЗФ).

Приклад 2. Незважаючи на наявність Постанови КМУ №717 «Про затвердження технічного регламенту мийних засобів», до ВР регулярно подавались законопроекти аналогічного змісту (№ 5182 від 26.09.2016, № 8138 від 15.03.2018 і № 1170 від 29.08.2019),

де замість терміну «загальний фосфор», який охоплює всі нетоксичні фосфоровмісні сполуки, вживався термін «фосфати» (слід зауважити, що більшість виробників в Україні додають у свою продукцію фосфонати, які враховуються як ЗФ, але не є фосфатами). На щастя, всі ці законопроекти були відхилені з посиланням на існування вищезгаданої постанови КМУ. Проте 02.06.2021 до неї були внесені зміни. Окрім іншого, при нормуванні мийних засобів у побутових пральних і посудомийних машинах термін «загальний фосфор» був замінений на «загальний вміст фосфору». Оскільки жодних роз'яснень немає, цілком успішно при судовому розгляді можна довести, що «загальний вміст фосфору» не нормує вміст фосфонатів чи навіть фосфатів, оскільки на відміну від збірного поняття «загальний фосфор», який не є хімічним терміном, фосфор, фосфати і фосфонати є конкретними хімічними елементами чи сполуками.

#### ЛІТЕРАТУРА

1. Правила приймання стічних вод до систем централізованого водовідведення (наказ МінРРБЖКГ № 316 від 01.12.2017).
2. ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».
3. WHO. Guidelines for Drinking-water Quality, fourth edition, 2011.
4. ДБН В.2.5-75:2013 «Каналізація. Зовнішні мережі та споруди», Київ, 2013.
5. Kroiss H. Betrieb von Kläranlagen. Technische Universität Wien, Band 202, Wien, 2007.

### **КІЛЬКІСНЕ ВИЗНАЧЕННЯ МОРФОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ПЛАСТІВЦІВ АКТИВНОГО МУЛУ В БІОЛОГІЧНИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ**

*Ткаченко С.О., Юрченко В.О.*

*Харківський національний університет міського господарства ім. О. М. Бекетова,  
Україна, м. Харків, e-mail: tkachenkosvetlana98@gmail.com*

Однією з ключових властивостей активного мулу, яка впливає на ефективність біологічної очистки, є його здатність утворювати міцні, швидко осідаючі пластівці [1]. Для седиментації мулу значущими факторами є морфологічні властивості його пластівців (структура, міцність, форма) та стан популяції нитчастих мікроорганізмів [2-4].

Круглі та компактні пластівці осаджуються краще, ніж ті, що мають неправильну форму, міцні пластівці осаджуються швидше, ніж відкриті скупчення. Молодий активний мул, в якому ще не сформувалися міцні та великі пластівці, має низьку седиментаційну здатність. З часом, коли мул дозріває, пластівці стають більш компактними, збільшуються в розмірі, і в них накопичується біополімерний гель, який захищає клітини в пластівцях від токсичних речовин і утримує клітини мікроорганізмів. Такі пластівці легше виділяються з очищеної води у вторинних відстійниках [1, 5, 6].

Виявлення змін у седиментаційних властивостях активного мулу на ранніх етапах, визначення впливів, які керують цими властивостями, та їх використання є важливою науковою та практичною задачею, що дозволить інтенсифікувати біологічну очистку, підвищити її ефективність та надійність [5-7].

Для характеристики якості активного мулу (добра, середня та недостатня) була запропонована схема діагностування якості активного мулу Д. Ейкельбума (табл. 1) [1].

Проте в діагностиці активного мулу, запропонованій Д. Ейкельбумом, такі важливі показники його якості, як структура, міцність, форма та наявність нитчастих мікроорганізмів характеризуються не кількісно, а лише якісно, що надзвичайно ускладнює їх практичне застосування на діючих очисних спорудах.

Таблиця 1. Критерії для встановлення якості активного мулу (за Eikelboom D. [1])

Показники	Добра	Середня	Недостатня
Індекс нитчастих	< 3	3-4	4-5
Структура пластівців	компактна	відкрита	-
Міцність пластівців	міцна	слабка	-
Форма пластівців	кругла	неправильна	-

Для моніторингу стану активного мулу та контролю технологічних процесів очищення стічних вод на діючих очисних спорудах в Україні використовують морфологічні характеристики пластівців (структура, міцність, форма). Проте ці характеристики оцінюються тільки якісно, візуально, і мають суб'єктивний характер, не піддаються статистичному аналізу.

Метою роботи було кількісне визначення морфологічних параметрів пластівців активного мулу, таких як структура, форма і міцність, а також індексу нитчастих мікроорганізмів, за допомогою програмного забезпечення ImageJ.

В програмі кількісно визначали форму через коефіцієнт округлості Circ, структуру - як відношення довжини частинки до її проєктованого діаметру, міцність - через визначення контрастності між пластівцем та оточуючим водним середовищем, індекс нитчастих - через визначення відсотка площі, що займають в полі зору нитчасті структури.

В якості еталонів для визначення структури, міцності, форми пластівців та індексу нитчастих мікроорганізмів використали мікрофотознімки мулу з роботи Д. Ейкельбума, для яких автор візуально оцінив ці морфологічні показники. На підставі отриманих даних розроблено шкали для кількісного визначення структури, міцності, форми пластівців активного мулу та індексу нитчастих мікроорганізмів. Побудову шкал здійснювали в 3 етапи за розробленим алгоритмом. Результати проведених розрахунків дозволили перетворити візуальні показники в числові значення. В дужках наведені візуальні характеристики індексу нитчастих, структури, міцності та форми пластівців, надані Д. Ейкельбумом (табл. 2).

Таблиця 2 - Геометричні характеристики пластівців активного мулу, розраховані за фотознімками Д. Ейкельбума з візуально визначеною якістю пластівців та індексу нитчастих

Показники	Добра	Середня	Недостатня
Індекс нитчастих	< 7,1 % (< 3)	7,1-14,4 % (3-4)	>14,5 % (4-5)
Структура пластівців	< 1,41 (компактна)	1,42-1,85 (відкрита)	> 1,86 -
Міцність пластівців	>28,1 % (міцна)	8,1-28,0 % (слабка)	< 8,0 %
Форма пластівців	>0,456 (кругла)	0,06-0,455 (неправильна)	< 0,05

Розроблений метод кількісної оцінки технологічних характеристик пластівців активного мулу дозволяє кількісно охарактеризувати показники структури, міцності,

форми та індексу нитчастих мікроорганізмів. Раніше ці параметри визначалися лише якісно, шляхом візуального спостереження. Крім того, ця комп'ютеризована методика дозволяє значно деталізувати та уточнити результати візуальної оцінки і не просто констатувати погіршення седиментаційних властивостей мулу, але й виявляти його причину.

#### **Література:**

1. Eikelboom D.H. Process Control of Activated Sludge Plants by Microscopic Investigation. - London: IWA Publishing, 2000. – 163 p <https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/9781900222297.pdf>.
2. Karczmarczyk A., Kowalik W. Combination of microscopic tests of the activated sludge and effluent quality for more efficient on-site treatment. *Water*. 2022. Vol. 14, no. 3. P. 489. <https://doi.org/10.3390/w14030489> (date of access: 01.05.2023).
3. Mikkelsen L. H., Keiding K. The shear sensitivity of activated sludge: an evaluation of the possibility for a standardised floc strength test. *Water Research*. 2002. Vol. 36. P. 2931–2940. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00518-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00518-8).
4. Van Dierdonck J., den Broeck R., Vansant A., Van Impe J., Smets I. Microscopic image analysis versus sludge volume index to monitor activated sludge bioflocculation: a case study. *Separation Science and Technology*. 2013. Vol. 48. P. 1433–1441. <https://doi.org/10.1080/01496395.2013.767836>
5. Jenneé R., Banadda E., Smets I., Van Impe, J. Monitoring activated sludge settling properties using image analysis. *Water Science Technology*. 2004. 50(7). P.281–285. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0471>.
6. Paździor Katarzyna, Bilińska Lucyna. Microscopic analysis of activated sludge in industrial textile wastewater treatment plant. *AUTEX Research Journal*, Vol. 22, No 3, September 2022, DOI 10.2478/aut-2020-0050.
7. Motta, M. Da, Pons, M. N., Roche, N., Vivier, H. (). Characterisation of activated sludge by automated image analysis. *Biochemical Engineering Journal*. 2001. 9, 165–173. [10.1016/S1369-703X\(01\)00138-3](https://doi.org/10.1016/S1369-703X(01)00138-3)

## **СТАН ОБ'ЄКТІВ ВОДОПОСТАЧАННЯ ТА ВОДОВІДВЕДЕННЯ В УМОВАХ ВОЄННОГО СТАНУ**

**Федін В.М., студент гр. ЛЕ-31мп, Трус І.М., к.т.н., доц., Твердохліб М.М., к.т.н., Гомеля М.Д., д.т.н., проф.**

*Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»*, Україна, Київ, [inna.trus.m@gmail.com](mailto:inna.trus.m@gmail.com)

**Анотація** – у наукових тезах розглянуто серйозну проблему стану об'єктів водопостачання та водовідведення в Україні, обумовлену вторгненням Російської Федерації та бойовими діями. Руїнування і порушення роботи цих об'єктів створюють загрозу для доступу до питної води та призводять до серйозної екологічної кризи, особливо в південних регіонах. Масштабні наслідки включають забруднення водоїм нафтопродуктами та іншими

*забруднюючими речовинами, втрату доступу до ресурсів води для енергетичних станцій та загрозу радіоційного розповсюдження внаслідок припинення подачі води на атомну електростанцію. Робиться акцент на необхідності ефективних методів очищення води та швидкого відновлення інфраструктури для забезпечення населення питною водою.*

***Ключові слова** – водопостачання, екологічна криза, забруднення води, водовідведення, ефективність очищення води, енергетичні станції.*

## **1. Вступ**

Стан об'єктів водопостачання та водовідведення в Україні стає все більш серйозною проблемою у сучасному світі. Через повномасштабне вторгнення Російської Федерації в Україну, об'єкти водопостачання та водовідведення зазнали руйнувань та порушень в роботі в багатьох регіонах. Всі ці дії, що спрямовані на обстріли об'єктів водопостачання та водовідведення спричиняють умисне створення гуманітарної та екологічної катастрофи, що веде за собою знеструмлення критичної інфраструктури водопостачання й водовідведення та загрожує доступу людей до питної води, а також стану довкілля.

Вода включає в себе важливу складову життєвої підтримки нашої планетарної екосистеми та суттєвим ресурсом для збалансованого функціонування суспільства.

## **2. Постановка проблеми, мета роботи**

За інформацією територіальних органів в період з 10 лютого 2022 року по 30 червня 2022 року під наглядом Держпродспоживслужби спостерігається зменшення об'єктів водопостачання на 528 од., а об'єктів водовідведення на 34 од.

Найбільших пошкоджень та руйнувань об'єктів водопостачання та водовідведення зазнали території, на яких раніше проводились, і в теперішній час проводяться активні бойові дії (Київська область, Миколаївська область, Одеська область, Сумська область, Харківська область, Донецька область, Чернігівська область, Запорізька область, Херсонська область, Дніпропетровська область).

Масштабні наслідки та екологічна катастрофа для півдня України (Одеська, Миколаївська, Дніпропетровська, Запорізька та Херсонська області) та цілої частини Чорноморського регіону було підривання Каховської ГЕС, як наслідок: забруднення нафтопродуктами Чорного моря, потрапляння з масою прісної води до моря величезної кількості біогенних елементів та важких металів, обміління Каховського водосховища, втрата зрошення на Херсонщині, забруднена екосистема, знищене біорізноманіття гирлового регіону пониззя Дніпра.

Вода з Каховського водосховища необхідна для того, щоб станція отримувала підживлення для конденсаторів турбін і систем безпеки на ЗАЕС. МАГАТЕ та влада України кожного дня слідкує за ситуацією на ЗАЕС, але якщо воду припинять подавати на ЗАЕС є ризик вибуху та розповсюдження радіації не тільки в країні, а навіть і в усьому світі.

Проблема з водопостачанням в Кривому Розі після руйнування Каховської ГЕС спричинила велику проблему для людей, адже зараз Кривий Ріг має два джерела водопостачання, які надають питну воду місту: Карачунівське водосховище (річка Інгулець) та Південне водосховище (річка Дніпро). Важливо усвідомлювати небезпеку для здоров'я людини вживання неочищеної або без спеціальної обробки води з Карачунівського водосховища.

У перші дні після затоплення внаслідок руйнування Каховської ГЕС морська та річкова вода з водойм за бактеріологічними показниками не відповідала санітарним нормам у всіх 35% випадках. З часом цей рівень знижується до 15%, але все ще залишається небезпечною для купання, використання у господарських цілях та вилову риби в подальшому для вживання.

## **3. Результати дослідження**

Для того щоб покращити бактеріологічний показник який буде відповідати санітарним нормам, потрібно застосовувати сучасні технології очищення води, які повинні відповідати



сучасним стандартам безпеки та якості води. Одним із варіантів може бути очищення водопровідної води за допомогою методу зворотного осмосу.

Використання таких фільтрів є економічно вигідним та ефективним на сьогоднішній день у світі. Цей метод є досить ефективним у видаленні домішок з води таких, як тверді речовини, каламутність, азбест, свинець, радій, та інші важкі метали. Перевагами методу зворотного осмосу є: ефективне видалення всіх типів забруднень та мінімальне обслуговування.

Правильне впровадження цього методу допоможе швидко та якісно очищувати забруднену воду та подавати її через об'єкти водопостачання для загальних потреб населення.

На теперішній час за підтримки USAID Дитячий фонд ООН (ЮНІСЕФ) надає допомогу у ремонті пошкодженої системи водопостачання та прокладає додаткові способи забезпечення водогону, в Балаклії, в місті де проходили бойові дії. У 2022 році на початку повномасштабного вторгнення Російської Федерації в Україну у ЮНІСЕФ вийшло забезпечити доступ до очищеної води для 4 649 974 людей. Їх підтримка полягала в забезпеченні реагентами для очищення води, а також внаслідок руйнувань, відновлення пошкодженої інфраструктури.

У Миколаєві для вирішення нагальної проблеми нестачі води, яка була спричинена військовими діями так само як і USAID Дитячий фонд ООН (ЮНІСЕФ) надає Європейський інвестиційний банк (ЄІБ). Їх мета полягає в тому, щоб відновити міську інфраструктуру водопостачання та забезпечити Миколаїв надійним чистим джерелом питної води, а також відновити каналізаційні споруди. В їх планах є: заміна старих водяних насосів на насосній станції на більш енергоефективні та заміна насосних агрегатів на енергоощадні сучасні насоси.

#### **4. Висновки**

Відновлення насосних станцій, водоочисних споруд, водопроводів, каналізаційних мереж та станцій очищення стічних вод потребує багато часу, а доступ до питної води для людей, що проживають на цих територіях необхідно забезпечити вже зараз. Рішенням проблеми може бути розробка модульних систем очищення води, що забезпечать належну якість води, в першу чергу в епідемічному та хімічному відношенні. В подальшому при відбудові об'єктів водопостачання та водовідведення слід врахувати сучасні технічні рішення та впроваджувати ефективні методи очищення води, а також враховувати резервне водопостачання на випадок надзвичайних ситуацій.

## **ГРАНУЛЬОВАНІ СОРБЕНТИ ДЛЯ ОЧИЩЕННЯ ВОД ВІД ЗАБРУДНЕННЯ ІОНАМИ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ**

*Фоменко О.В., Бондарєва А.І., Тобілко В.Ю.*

Національний технічний університет України

«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» Україна, м. Київ

[olya.fomenko\\_2013@ukr.net](mailto:olya.fomenko_2013@ukr.net)

Вилучення іонів важких металів (Pb, Cd, Ni, Zn, Cu) із поверхневих та підземних вод є важливим екологічним завданням сьогодення. Потрапляння таких неорганічних токсикантів до потенційних джерел питного водопостачання можливе як за рахунок природного вилугування із рудоутворюючих мінералів, так і зі стічними водами гальванічних, металургійних, хімічних виробництв, підприємств легкої промисловості тощо. При очищенні великих об'ємів вод, які містять іони важких металів, важливими є економічні аспекти пропонувані технологічних рішень. Суттєві переваги повинні мати

технології водоочищення з використанням матеріалів на основі дешевої та доступної сировини. Застосування глинистих мінералів, які поєднують достатньо високу ефективність з низькою вартістю, доступністю, механічною міцністю та хімічною стійкістю, є перспективним напрямком у процесах сорбційного очищення вод від забруднення іонами важких металів [1]. Значною перевагою використання таких «low cost» матеріалів є також можливість утилізації відпрацьованих сорбентів за керамічною технологією. Поряд з цим, для створення безперервних технологічних процесів доцільно проводити гранулювання природних глин. Одним із простих методів одержання гранульованих сорбентів на основі дисперсних матеріалів є застосування альгінату натрію в якості зв'язуючого компоненту. При цьому можна отримати міцні сферичні гранули, які ефективно видаляють іони важких металів із забруднених вод [2, 3].

Метою роботи було одержання гранульованого сорбенту на основі монтморилоніту та вивчення особливостей видалення іонів міді із модельних розчинів. Для одержання гранул до суспензії Na-форми монтморилоніту додавали розчин альгінату натрію. Масове співвідношення глинистого мінералу до біополімеру становило 14,6. Отриману суміш за допомогою перистальтичного насоса подавали у 0,2М розчин хлориду кальцію. При цьому утворювались сферичні гранули, які після витримки впродовж доби, відмивали дистильованою водою від надлишку солей та висушували при температурі 80°C. На рис. 1 представлені вологі (а) та висушені (б) гранули.

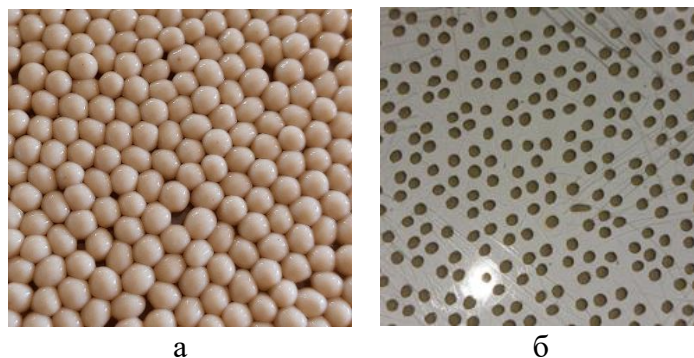


Рисунок 1 – Вологі (а) та висушені (б) гранули на основі монтморилоніту

Адсорбційну здатність отриманого сорбенту вивчали на модельних розчинах, які містили іони міді. Проведеними дослідженнями встановлено, що на величину сорбції  $\text{Cu}^{2+}$  суттєво впливає час взаємодії гранул із водним середовищем. Визначено, що для досягнення рівноважного стану необхідно не менше 4 годин. При цьому, рН розчину не впливає на процес видалення міді в діапазоні 3,0 – 5,5 та вихідній концентрації 5 мг/дм<sup>3</sup>. Максимальна величина сорбції  $\text{Cu}^{2+}$  одержаними гранулами складає 10 мг/г при рН = 5,5.

Таким чином, одержані гранульовані сорбенти ефективно видаляють іони міді із забруднених вод, але необхідно детально дослідити умови синтезу, за яких відбуватиметься значне покращення фізико-хімічних властивостей гранул.

Список використаної літератури:

1. Aboudi Mana, S. C., Hanafiah, M. M., Chowdhury, A. J. K. (2017). Environmental characteristics of clay and clay-based minerals. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1(3), 155-161.

2. Zetty Azalea Sutirman, Mohd Marsin Sanagi, Wan Ibrahim et al. (2021). Alginate-based adsorbents for removal of metal ions and radionuclides from aqueous solutions: A review. *International Journal of Biological Macromolecules*, 174, 216–228.

3. Christine Hood, Erica Pensini (2022). Alginate-Bentonite Clay Composite Porous Sorbents for Cu(II) and Zn(II) Removal from Water. *Water Air Soil Pollut.*, 233:137.

## **АКТИВАЦІЯ ПЕРІОДАТІВ СПОЛУКАМИ ЗАЛІЗА ДЛЯ ЗМЕНШЕННЯ СЕЛЕКТИВНОСТІ ОКИСНЕННЯ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЧІВ ВОДНИХ СЕРЕДОВИЩ**

**Цимбалюк В.В., Дмитренко Т.С., Сухацький Ю.В.**

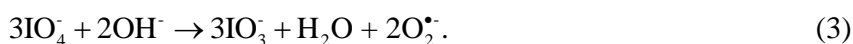
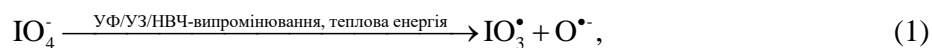
*Національний університет “Львівська політехніка”, Україна, м. Львів,  
yurii.v.sukhatskyi@lpnu.ua*

Періодати – це потужні окисники з окиснювальним потенціалом 1,6 eV, які володіють високою хімічною стабільністю. Вони перебувають у твердому стані, а тому зручні для довготривалого зберігання, їх легко транспортувати на великі відстані. Недоліком окиснення періодатами є його селективність: використовують для окиснення сполук з віцинальними групами (зокрема, –ОН, –СНО, =СО, або –СООН), залежно від їх структури, до альдегідів або кетонів. Для усунення цього недоліку періодати активують.

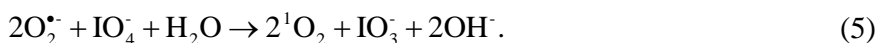
Розрізняють методи гомогенної і гетерогенної активації періодатів. Для гомогенної активації періодатів застосовують водню пероксид, ультрафіолетове/ультразвукове/НВЧ-випромінювання, дію високих або низьких температур. До методів гетерогенної активації належать: фотокаталітична активація, активація гранульованим активованим вугіллям, d-елементами та їх сполуками. Основними недоліками методів гомогенної активації періодатів, а також фотокаталітичної активації є великі енерговитрати та значні витрати реагентів. Тому на сьогодні багато дослідників акцентують увагу на використанні і розвитку малотоксичних, високоефективних та дешевих активаторів періодатів, таких як матеріали на основі заліза. Крім того, комбінації методів гомогенної та гетерогенної активації періодатів можуть виявляти синергетичний ефект.

Можливі шляхи окиснювальної деградації органічних сполук, індуковані активацією періодатів, включають окиснення радикалами, синглетним киснем, трансфер (перенесення) електронів та окиснення, зумовлене комплексами металів з високою валентністю.

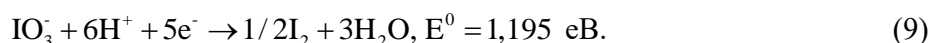
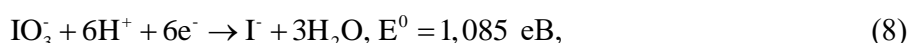
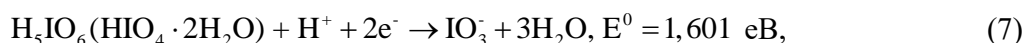
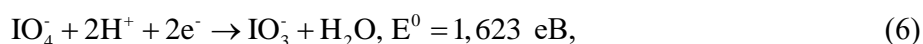
Щодо шляху деградації, зумовленого окисненням радикалами, то введення енергії у реакційне середовище ззовні (наприклад, у формі ультрафіолетового/ультразвукового/НВЧ-випромінювання, теплової енергії) зумовлює активацію періодатів з утворенням йодильних радикалів ( $\text{IO}_3^\bullet$ ) та радикал-аніона атомарного Кисню ( $\text{O}^\bullet$ ) (рівняння 1). Генерування гідроксильних радикалів ( $^\bullet\text{OH}$ ) та супероксидного радикал-аніона ( $\text{O}_2^\bullet$ ) описано за допомогою рівнянь (2) і (3) відповідно.



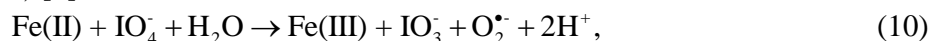
$\text{O}_2^{\bullet-}$  – це прекурсор синглетного кисню ( $^1\text{O}_2$ ), який утворюється в лужних умовах відповідно до рівнянь (4) і (5):



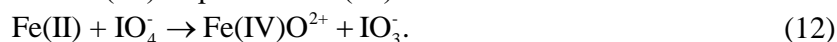
Внаслідок трансферу електронів від органічних забруднювачів до перйодат-йонів ( $\text{IO}_4^-$ ) формуються  $\text{IO}_3^-$ ,  $\Gamma$  і  $\text{I}_2$  (рівняння 6-9):



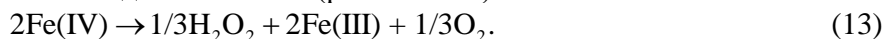
Залізо(II) окиснюється перйодат-йоном або розчиненим у водному середовищі киснем до заліза(III) (рівняння 10-11) [1]:



Крім того, можливе утворення  $\text{Fe(IV)}$  за рівнянням (12)



Значення стандартних окисно-відновних потенціалів ( $E^0$ ) для систем, що містять  $\text{Fe(IV)}$ , дорівнювали відповідно [2]:  $E^0(\text{FeO}^{2+}/\text{FeO}^+) = 1,30 \text{ eB}$ ;  $E^0(\text{FeO}^{2+}/\text{FeOH}^{2+}) = 1,95 \text{ eB}$ ;  $E^0(\text{FeO}^{2+}/\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}) = 2,00 \text{ eB}$ . Форми  $\text{Fe(IV)}$ , на відміну від гідроксильних радикалів, характеризуються великою “тривалістю життя” – період напіврозпаду становить 7 с. Саморозклад  $\text{Fe(IV)}$  [3] призводить до утворення Фентон-подібних систем (рівняння 13).



Відносно велика кількість  $\text{Fe(II)}$  може призвести до “ефекту поглинання”  $\text{Fe(IV)}$  (рівняння 14).



Отже, внаслідок активації перйодатів сполуками заліза(II) утворюється комплекс окисників, який містить йодильні, перйодильні радикали (результат “захоплення” гідроксильних радикалів перйодат-йонами), радикал-аніон атомарного Кисню, гідроксильні радикали, синглетний кисень, сполуки  $\text{Fe(III)}$  і  $\text{Fe(IV)}$ . Це підтверджує можливість нівелювання селективності перйодатного окиснення і, відповідно, суттєвого підвищення його ефективності та розширення спектра органічних забруднювачів, які піддаються деградації.

На основі аналізу впливу основних факторів – початкового рН водного розчину діазобарвника конго червоного (КЧ), мольного співвідношення  $\text{KЧ}:\text{KIO}_4:\text{FeSO}_4$ , питомої потужності ультразвукового кавітаційного оброблення – на ефективність деградації КЧ з використанням передового процесу окиснення “ультразвукова кавітація/ $\text{KIO}_4/\text{FeSO}_4$ ” було визначено найкращі умови окиснювальної деградації [4]: рН=3,00; мольне співвідношення  $\text{KЧ}:\text{KIO}_4:\text{FeSO}_4=1:10:5$ ; питома потужність ультразвукового кавітаційного оброблення –

68,0 Вт/дм<sup>3</sup>. За таких умов ступінь деградації КЧ дорівнював 97,2 %, константа швидкості деградації –  $9,071 \cdot 10^{-3} \text{ c}^{-1}$ , а синергетичний коефіцієнт ультразвукової кавітації та процесу “КІО<sub>4</sub>/FeSO<sub>4</sub>” – 2,57.

### Список використаних джерел інформації

1. He L., Yang S., Yang L. et al. Ball milling-assisted preparation of sludge biochar as a novel periodate activator for nonradical degradation of sulfamethoxazole: Insight into the mechanism of enhanced electron transfer // *Environmental Pollution*. – 2023. – Vol. 316. – Article ID 120620.
2. Yang B., Ma Q., Hao J. et al. Periodate-based advanced oxidation processes: A review focusing on the overlooked role of high-valent iron and manganese species // *Chemosphere*. – 2023. – Vol. 337. – Article ID 139442.
3. Xiang L., Almatrafi E., Yang H. et al. Coupled carbon structure and iron species for multiple periodate-based oxidation reaction // *Chemical Engineering Journal*. – 2023. – Vol. 455. – Article ID 140560.
4. Сухацький Ю.В., Шепіда М.В., Дмитренко Т.С. та ін. Залізний купорос як активатор розкладу перйодатів у передових процесах окиснення // XIII Всеукраїнська науково-практична конференція “Вода в харчовій промисловості”, (Одеса, 17-18 листопада 2022 р.): Збірник тез доповідей. – Одеса: ОНТУ, 2022. – с. 109-110.

## ВСТАНОВЛЕННЯ ГІДРОТЕХНОЛОГІЧНИХ І ГІДРОІЗОЛЯЦІЙНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ДІЮЧОГО БІОПЛАТА БЕЗ ЙОГО ЗУПИНКИ

*Чарний Д.В.*

*ДУ «ІГНС НАН України», Україна м. Київ, dmitriych10@gmail.com*

Досліди проведено на Constructed Wetlands – біоінженерна споруда – біоплато далі (БІС) яка розрахована на доочищення дренажних вод кар’єру Полтавського ГЗК. БІС була збудована у 2000-2001 рр. Ця споруда являє собою фільтруючу товщу з гравію фракцій головним чином 40/70 та в суттєво менших обсягах 20/40, потужністю 1 м та розмірами у плані, приблизно, 200 x 180 м. Гравійна відсіпка розміщена у виємці ложа, гідроізоляція ложа зроблена з глауконітової глини. По всій поверхні фільтруючої товщі висаджено очерет південний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud.). Очищена вода відводиться до річки Сухий Кобенячок яка впадає у Кам'янське водосховище. Проектна продуктивність до 70 м<sup>3</sup>/добу, проектом передбачена ефективна робота БІС протягом 10-15 років безперервної роботи.

Каскад БІС складається з наступних карт фільтрації: БІС-1а, БІС-1б, БІС-2, БІС-3, БІС-4 та БІС-5. Вода з дренажного каналу окремо подається насосною станцією на карти: БІС-1а та БІС-1б далі інфільтрується крізь водопроникну дамбу до карт БІС-2, БІС-3, а далі через перепускні трубопроводи в водонепроникній дамбі до карт БІС-4 та БІС-5 з

яких самопливом надходить до річки Сухий Кобенячок. Схема і розміри карт та місця відбору проб наведені на рис. 1.

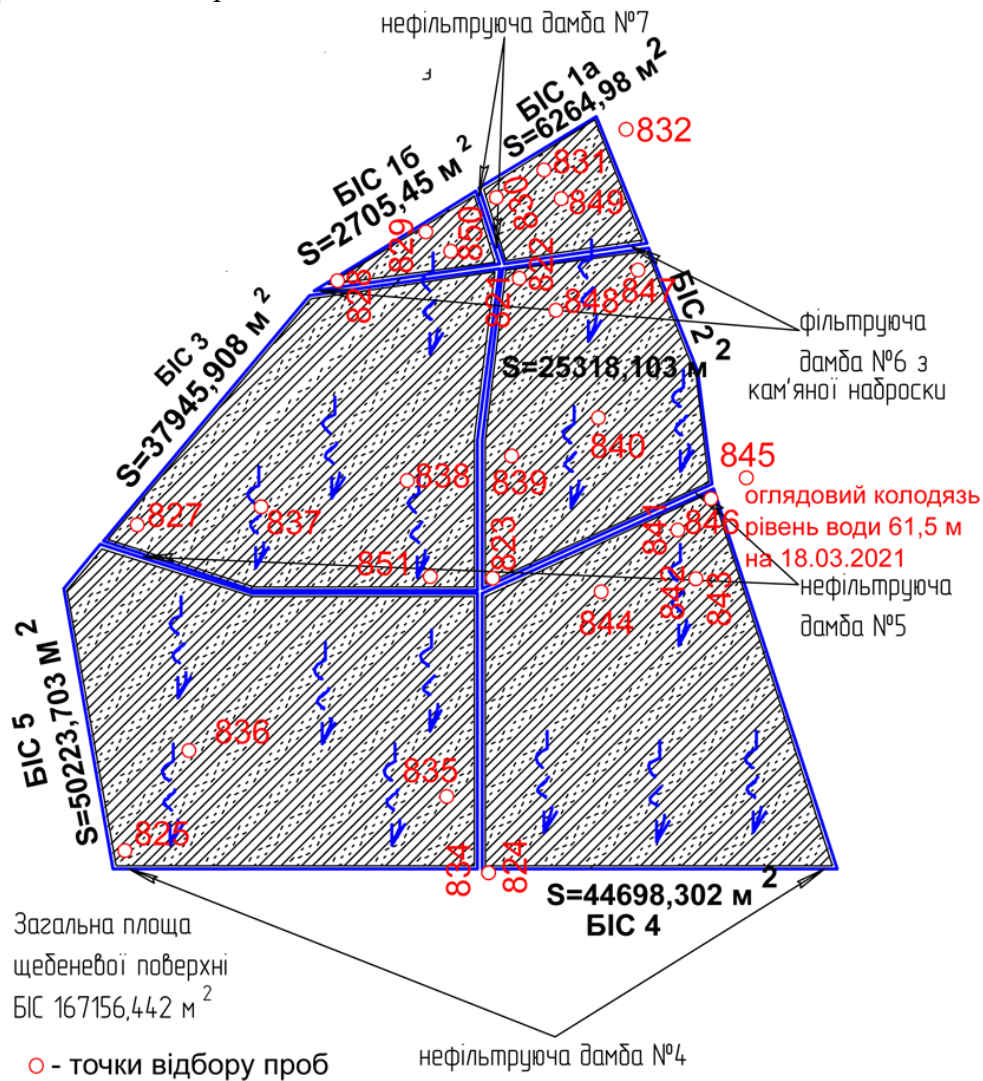


Рис. 1. Схема БІС, їх площі та точки відбору проб на території БІС

Для визначення реальних технологічних характеристик діючої системи БІС було застосовано методи натурального експерименту по встановленню гідродинамічних характеристик БІС, а також надійності функціонуванні гідроізоляційного захисту ложа споруди.

Для цього був обраний метод внесення флуоресцентної мітки з вихідною водою. Даний метод дозволяє встановити чи існує гідравлічний зв'язок діючих БІС з навколишніми ґрунтовими водами, тобто дозволяє встановити ефективність гідроізоляційного захисту. Також він дозволяє встановити реальний час перебування води у споруді та відповідно встановити швидкість проходження вихідної води у картах споруди.

Для проведення натурального експерименту флуоресцентний реагент вносився в сухі карти БІС 1а і БІС 16 біля труб надходження вихідної води на споруди. Далі насосна станція починала подавати вихідну воду. Досліди провадилися з 10 по 12 жовтня 2021 р., за цей

період на БІС було подано 56000 м<sup>3</sup> води: 10 жовтня – 17 600 м<sup>3</sup>, 11 жовтня 22 400 м<sup>3</sup>, 12 жовтня – 16000 м<sup>3</sup>. В процесі надходження води через рівні проміжки часу відбиралися проби. Точки відбору проб наведено на рис. 1. Серед всіх точок відбору проб виділяються дві контрольні точки. Точка №845 це оглядовий колодязь визначення рівнів ґрунтових вод за межами БІС проби з якого було використано для контролю поширення флуоресцентного реагенту в ґрунтових водах за межами БІС. Ще однією контрольною точкою є точка №К35 це оглядовий колодязь на колекторі збору очищеної води з БІС. Проби з якої були необхідні для встановлення часових характеристик перебування вихідної води у інфільтраційних спорудах БІС. Відібрані проби консервувались і накопичувались в процесі експерименту. Після проведення аналізу концентрацій флуоресцентного реагенту у пробах провадився статистичний аналіз отриманих результатів.

Також на базі отриманих результатів і статистичного аналізу будуються карти розповсюдження флуоресцентного реагенту по площі БІС в часі які відтворюють розповсюдження забруднень по площі споруд.

Зміни концентрації флуоресцентного реагенту в часі в точках відбору проб наведено на рис. 2.

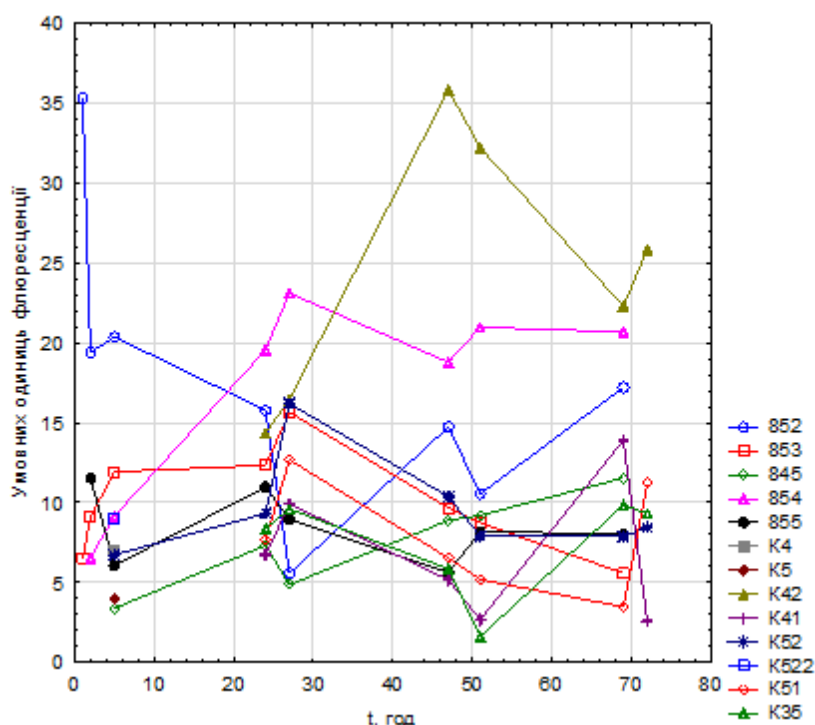


Рис. 2. Зміни концентрації флуоресцентного реагенту в часі в точках відбору проб

глиняного замку (антифільтраційного екрану) ложа БІС.

Згідно з графіком на рис. 4 флуоресцентний реагент в концентраціях доступних для виявлення в оглядовому колодязі збірного колектору очищеної води БІС з'явився на 24 годину після введення реагенту. Тобто ми можемо стверджувати, що час перебування стічних вод у картах БІС становить близько доби. Тобто швидкість проходження води в БІС

Згідно з графіком на рис. 3 флуоресцентний реагент в концентраціях доступних для виявлення в оглядовому колодязі поза межами БІС починає проявлятися на п'яту годину після її внесення і вони були присутні всі 69 годин спостереження за змінами його концентрації в картах БІС і в колодязі. Характер (кут піднесення прямої) лінійної моделі свідчить про суттєвий гідралічний зв'язок між всіма картами БІС і навколишніми ґрунтовими водами. Тобто ми статистично достовірно можемо стверджувати про незадовільну якість роботи

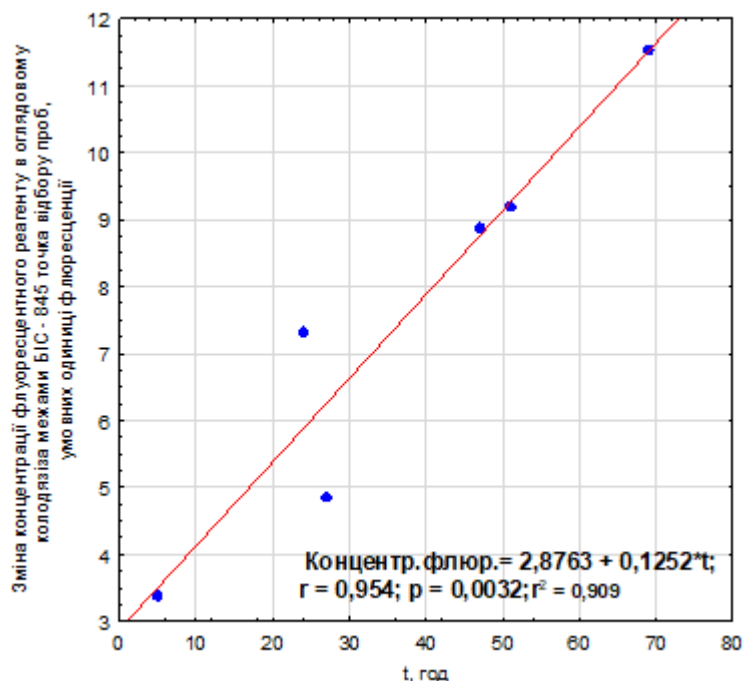


Рис. 3. Зміни концентрація флуоресцентного реагенту в оглядовому колодязі поза межами БІС, точка відбору проб №845 та лінійна емпірична модель, що описує зміну концентрацію і її характеристики

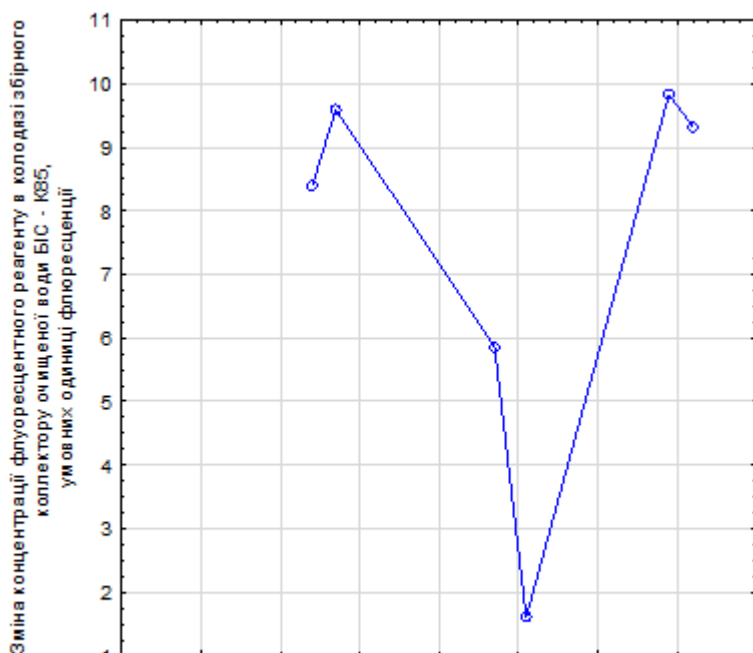


Рис. 4. Зміни концентрація флуоресцентного реагенту в оглядовому колодязі збірного колектору очищеної води БІС, точка відбору проб К35.

становить близько 20 м/год, що є занадто високим показником для фітореMediaційних споруд.

Враховуючи порівняну простоту застосованого методу його можливо рекомендувати як якісну методику встановлення гідротехнологічних характеристик діючих БІС без їх зупинки і складних та витратних робіт пов'язаних з фізичним оголенням гідроізоляційного екрану. Також запропонований метод дозволяє реально встановити швидкість проходження води в БІС, а це у свою чергу свідчить про ефективність інфільтраційних потоків в ризосфері БІС. Відповідно в нашому випадку згідно цих викладок в БІС потік води проходив головним чином по поверхні БІС. Тобто коренева система *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud стала слугувати своєрідним гідроізоляційним екраном і лише незначна кількість води потрапляла в глибинні шари фільтруючого завантаження. Такі аналітичні викладки підтверджені візуальними спостереженнями.

Відповідно все це свідчить про необхідність покращення роботи даних БІС



## БІОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ ОЗОНУВАННЯ ТА АРГОНУВАННЯ ВОДИ

*Щербатюк Т.Г., Новикова Я.С., Андреева О.А.*

*Київський національний університет технологій та дизайну, Україна, Київ,*

*shcherbatiuk.th@knutd.edu.ua*

Якість питної води та її збалансоване вживання є найважливішим чинником підтримки водного гомеостазу, що визначає здоров'я людини. У зв'язку з цим проблема питної води вимагає спільних зусиль фахівців багатьох наукових областей і сфер діяльності.

На наш погляд, дослідження біологічних ефектів озонування і аргонирования води може суттєво пролити світло на можливість цих методів в поліпшенні якості питної води.

Озон (O<sub>3</sub>) уявляє собою триатомний газ у вигляді алотропної форми кисню з характерним різким запахом. При температурі –112 °С відбувається конденсація озону з утворенням темно-синьої рідини з вибуховими властивостями. Фізичні та хімічні властивості озону ґрунтовно описані у книзі Разумовського С. Д. та Заїкова Г. Е. «Озон та його реакції з органічними сполуками» (1974 р.), а деякі підсумовані в огляді колективу авторів з Великої Британії та США [1]. Озон менш стабільний, ніж атмосферний кисень; він швидко розкладається на кисень як у повітрі, так і у воді, з окиснювальним потенціалом 2,07 В, причому швидкість розкладання озону в розчині у 5-8 разів більша, ніж у газовій фазі. Ця нестабільність свідчить про те, що озон не накопичується й повинен генеруватися на вимогу через систему генерації озону [1]. Відомо, що висока окиснювальна здатність та швидке розкладання робить його ефективним проти широкого спектру мікроорганізмів, звідси його поширене застосування для знезараження приміщень, матеріалів/поверхонь, продуктів харчування та води. Озонування застосовується для очищення води вже більше століття, спочатку для дезінфекції, а потім для окислення неорганічних та органічних забруднювачів. В останні роки озон все частіше застосовується для покращення очищення міських стічних вод з метою захисту екосистем та повторного використання питної води [2].

Озонотерапевти України, керуючись Методичними рекомендаціями «Методики озонотерапії», затвержені МОЗУ 11.01.2001р., застосовують озонування води з терапевтичною метою [3].

Результати власних досліджень, виконані на різних експериментальних майданчиках, показали, що озонування та аргонування води призводить до статистично значущого збільшення рН порівняно з водневим показником водопровідної води та зниження окислювально-відновного потенціалу води. У той час як відомо, що навіть незначне підлужування водного середовища супроводжується активізацією обміну речовин. Зокрема, зміна рН на 0,5 одиниці помітно стимулює клітинний поділ (S.I. Aksyonov et al., 1990).

Нами встановлено, що активація води шляхом барботації озоном та аргоном супроводжується інтенсифікацією її дисоціації, у результаті якої генеруються активні форми кисню (АФК). АФК надалі беруть участь у реалізації сигнальних та метаболічних шляхів. Переважна більшість відновників визначає негативний редокс-потенціал активованих вод і робить їх більш фізіологічними і легко засвоюваними.

При вживанні озонованої та аргонованої води протягом 2 тижнів відбувається підвищення антиоксидантного статусу організму, що призводить до зниження концентрації продуктів перекисного окислення ліпідів в еякуляті та посилення проліферації сперматозоїдів.

При тривалому вживанні аргонової води здоровими тваринами протягом 2 місяців статистично значимих відмінностей функціональних параметрів еякуляту від показників самців, що пили водопровідну воду, не було встановлено.

В умовах онкогенезу вживання активованих вод призводить до зниження оксидативного навантаження на організм. При цьому вживання аргонової води протягом 2 місяців є більш ефективним впливом для корекції порушень сперматогенезу, спричинених зростанням злоякісної пухлини.

Тривале вживання аргонової води протягом 1,5 місяців змінювало інтенсивність вільно-радикальних процесів в організмі інтактних тварин і модулювало їх при зростанні злоякісної пухлини, викликаючи різні відповіді, а саме: у інтактних тварин посилювало вільно-радикальну активність і пригнічувало сперматогенез, а у тварин зі злоякісними пухлинами збільшувало антиоксидантні ресурси та стимулювало сперматогенез.

Таким чином, важливо продовжити дослідження для встановлення оптимальних умов активації води газами озоном та аргоном, а також визначення тривалості вживання такої води.

Також ми вважаємо важливим кроком повернути увагу інженерів, здатних запропонувати технічне рішення використання озону не тільки для централізованого очищення води в масштабах населених пунктів, а й для активації питної води безпосередньо перед вживанням для профілактики захворювань та покращення здоров'я людей.

#### **Література**

1. Ozone application in different industries: A review of recent developments / [E. Epelle, A. Macfarlane, M. Cusack та ін.]. // Chemical Engineering Journal. – 2023. – №454.
2. Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review /Sungeun Lim, Jiaming Lily Shi, Urs von Gunten, та ін. // Water Research. 2022.-V.213.
3. Методики озонотерапії (методичні рекомендації).- Харків, 2001.- 67 с.

## **ТЕСТУВАННЯ ФЕНОЛДЕСТРУКТИВНОЇ ЗДАТНОСТІ АКТИВНОГО МУЛУ ПРИ БІОЛОГІЧНІЙ ОЧИСТЦІ СТІЧНИХ ВОД КОКСОХІМІЧНИХ ВИРОБНИЦТВ**

*<sup>1</sup>Юрченко В.О.,<sup>2</sup>Банніков Л.П.,<sup>1</sup>Нестеренко С. В.,<sup>1</sup>Мельнікова О.Г.*

*<sup>1</sup>Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова, Україна, м. Харків, e-mail: yurchenko.valentina@gmail.com*

*<sup>2</sup>Державне підприємство «Український державний науково-дослідний вуглехімічний інститут (УХІН)», Україна, м. Харків*

Стічні води коксохімічного виробництва є шкідливими і небезпечними забруднювачам. На коксохімічних підприємствах, що є одними із найбільших забруднювачів оточуючого середовища, утворюються мільйони кубічних метрів на рік виробничих (так званих «фенольних») стічних вод. Фенол та його похідні становлять значну частину поллютантів, що надходять зі стоками та відходами коксохімічних підприємств у навколишнє середовище - водойми, а також в атмосферу за рахунок випаровування та дифузії забруднюючих речовин з забруднених рідин в повітря робочих

зон та в атмосферне повітря прилеглих територій. На цих підприємствах, що є одними з найбільш екологічно небезпечних забруднювачів оточуючого середовища, утворюються на рік мільйони кубічних метрів виробничих (так званих «фенольних») стічних вод.

Вміст органічних речовин в виробничих стічних водах коксохімічних підприємств становить 0,8–3 г/л (фенольні води хімічних цехів). Концентрація конкретних забруднень в стічних водах коксохімічних виробництв становить: феноли (0,4–1,8 г/л), завислі речовини (0,3–0,5 г/л), смоли і мастила (0,3–0,5 г/л), аміак (0,2–3 г/л і більше), ціаніди і роданіди (0,1–0,4 г/л). Загалом при виробництві коксу утворюються стічні води об'ємом 0,4 - 0,6 м<sup>3</sup>/т коксу. Ці стічні води піддаються фізико-хімічним, механічним та біологічним методам очищення [1, 2]. Виділяється вода, що забруднена хімічними продуктами коксування: розчинними і нерозчинними ароматичними вуглеводнями (похідними бензолу, нафталіну, антрацену); одно- і багатоатомними фенолами, аміаком та солями амонію; ціанід-, роданід- і сульфід-іонами [1-3]. На більшості діючих коксохімічних підприємств очищені стічні води використовуються для гасіння коксу. Але перед мокрим гасінням коксу стічні води повинні бути очищені від летючих шкідливих речовин і не містити сполуки, які при контакті з розпеченим коксом можуть розкладатися з виділенням шкідливих летючих компонентів. Високі вимоги по захисту повітряного басейну від забруднень підвищують і вимоги до якості очищення стічних вод,

Для очистки стічних вод коксохімічного виробництва від фенолів, роданідів та деяких інших високо токсичних та екологічно небезпечних сполук, що мають значно нижчі концентрації, широко застосовують біохімічний метод – обробку активним мулом [2, 3]. Активний мікробіоценоз – специфічний активний мул, який здійснює окиснення фенолів та роданідів, має особливий видовий склад мікрофлори та мікрофауни, морфологічні та технологічні особливості флоків. Серед бактеріальної флори домінують хемоорганогетеротрофні фенолоокиснюючі бактерії та хемолітоавтотрофні роданідоокиснюючі бактерії. Контроль стану такого мулу потребує спеціальних методів, оскільки типовий гідробіологічний аналіз, що застосовується для технологічного контролю роботи міських очисних споруд, в даному випадку не характеризує окиснюючу здатність цього мікробіоценозу по відношенню до основних забруднювачів – фенолу та роданідів. Концентрацію фенолоокиснюючих бактерій можна оцінити мікробіологічним методом при посіві на елективні щільні живильні середовища. Проте цей метод дуже трудоміський, не експресний, потребує спеціального обладнання, устаткування, реагентних матеріалів та кваліфікованих фахівців мікробіологів.

Біохімічний аналіз процесу окиснення фенолів фенолоокиснюючими бактеріями свідчить, що цей процес каталізується ферментом поліфенолоксидазою (ПФО). Цей фермент широко розповсюджений серед рослинних організмів і притаманний певним бактеріальним культурам [4].

Метою роботи була оцінка придатності біохімічного методу тестування поліфенол оксидазної активності (ПФОА) для визначення фенолоокиснюючої здатності активного мулу різних біологічних очисних споруд.

Об'єкт досліджень – активні мули установок біохімічної очистки (БХО) різних коксохімічних підприємств України: ПРАТ «ЮЖКОКС», ПРАТ «ДНІПРОКОКС», ПРАТ «ЗАПОРІЖКОКС», ПРАТ «КАМЕТ-СТАЛЬ», міських біологічних очисних споруд м.

Харкова, лабораторних очисних установок. В якості методики визначення ПФОА обрали методику, розроблену для визначення ПФОА рослинної біомаси [5].

Результати проведених досліджень представлені в табл.

Таблиця – Біохімічні та технологічні показники очистки стічних вод

Очисні споруди	Концентрація фенола, мг/л	Ефект очистки, %	ПФОА, ум.од/Г <sub>сух</sub> хв	Доза мулу, г/л
БХУ ПРАТ «ЮЖКОКС»:				
аеротенк № 2	450	97-99	1,23-1,55	2,48
аеротенк № 3	600	96-99	2,0	
БХУ ПРАТ «ЗАПОРІЖКОКС»		0-10	0,012	41,63
БХУ ПРАТ «КАМЕТ-СТАЛЬ»		50	1,26	1,37
БХУ ПРАТ «ДНІПРОКОКС»	570	90	0,53	н/в
Лабораторна установка	200	95-98	0,11	н/в
Міські очисні споруди	≤2,0	98-100	0,016	1,8

На підставі дослідження зразків активних мулів можна зробити висновок, що біохімічний показник активного мулу - поліфенолоксидазна активність (ПФОА), відбиває концентрацію фенолів у стічних водах, стабільно корелює з ефективністю видалення цим мулом мономерних фенольних сполук з реальних та модельних стічних вод. Визначення ПФОА є простим, оперативним та не потребує висококваліфікованих виконавців. Отже показник ПФОА може слугувати зручним кількісним критерієм фенолоксилюючої здатності активного мікробіоценозу в очисних спорудах.

### Література:

1. Тищук В.Ю. Кривенко Т.А., Кривенко Т.А., Розвиток основ біохімічного очищення стічних вод коксохімічних виробництв Гірничий вісник, 2018, вип. 103, С. 203-208.
2. Клименко І.В. Розробка ефективної технології очистки фенольних стічних вод/ І.В. Клименко, Д. О. Єлатонцев, А.В.Іванченко та ін. - Восточно-Европейский журнал передовых технологий 3/10 ( 81 ) 2016. С.50-57.
3. Іванченко О.В., Дупенко О.О., Жарова О.В. Удосконалення технології біологічного очищення стічних вод коксохімічного підприємства з використанням хімічних добавок. Збірник наукових праць Дніпродзержинського державного технічного університету. Технічні науки 2. 2015. С. 178-182.

4. Писаренко П.В., Самойлік М.С., Диченко О.Ю., Цьова Ю.А. Вплив пробіотичних препаратів на мікробіологічну та ферментативну активність ґрунту. Таврійський науковий вісник № 127. С.384-391. DOI <https://doi.org/10.32851/2226-0099.2022.127.49>.

5. Єрмаков А.І., Арасимович В.В., Ярош Н.П., Перуанський Ю.В., Луковнікова Г.А., Іконнікова М.І. Методи біохімічного дослідження рослин.-Л.: Агропромиздат, 1987. С.45-47.

**ВАЖЛИВИЙ АКЦЕНТ ПРОЄКТУ  
АВТОНОМНИХ БЮВЕТІВ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ  
В ОСОБЛИВИЙ ПЕРІОД У М. ХАРКІВ**

*Яковлев В. В., д.геол.н., проф., Дмитренко Т. В., к.т.н., доц.*

*Харківський національний університет міського господарства імені О. М. Бекетова,  
Україна, Харків*

*[yakovlev030157@gmail.com](mailto:yakovlev030157@gmail.com), [tetyana.dmytrenko@kname.edu.ua](mailto:tetyana.dmytrenko@kname.edu.ua)*

Система автономного питного водопостачання міста на базі підземних вод на випадок техногенних катастроф, терористичних актів і воєнних дій була запропонована у 1999 р. на прикладі м. Харкова у дисертації Яковлева В.В. В умовах, коли системи централізованого водопостачання знаходяться під ризиком пошкодження, а джерела постачання з поверхневих вод знаходяться під загрозою отруєння, необхідно мати захищені підземні джерела питної води. Такими джерелами є артезіанські свердловини, які розосереджені по території міста та можуть діяти автономно, незалежно від централізованого водопроводу і подачі електроенергії.

У мирний час Харків, в основному, використовує воду з Печенізького і Краснопавлівського водосховищ, але на глибині 600-700 м має запаси високоякісної питної води, достатні для покриття суто питних потреб населення міста на декілька століть.

Система передбачає забезпечення децентралізованого питного водопостачання шляхом облаштування автономно працюючих бюветів на базі артезіанських свердловин з пішим доступом до них населення до 1 км. Принципово передбачалося облаштування наземних бюветів у мирний час з відпуском води за плату, і на тій же площі спеціально облаштувати підземні пункти безкоштовного розбору води – на випадок надзвичайних умов з руйнуванням будівель і відключенням електричної мережі. Всі робочі приміщення з системою видобування, водопідготовки, резервуарами чистої питної води й системою розбору води населенням знаходяться у захищеному підземному приміщенні. Автономність роботи насосів забезпечується генератором від дизельного приводу. Принципова конструкція бювету доволі проста. В поточних умовах надзвичайної ситуації доцільно спочатку побудувати підземну частину бюветів, що скоротить час і витрати на проєктування і будівництво вкрай необхідної системи життєзабезпечення у порівнянні з варіантом поверхневих павільйонів бюветів.

Згідно з діючими нормами площа, необхідна для зони санітарної охорони свердловини з бюветом, становить 30х40 м.

Особливістю проєкту є економічна спроможність, яка була доведена практикою комерційної діяльності у м. Харків, де система децентралізованого водопостачання

працювала на базі 2-х артезіанських свердловин приватних підприємств «ГАЛС» і «Кулінічі», з яких вода розвозилася у спеціальні кіоски та автомати. Вартість 1 л питної води на поточний час складає 1,76 грн. Цією системою користуються широкі верстви населення, включно й пенсіонери, що підтверджує економічну спроможність запропонованого авторами проєкту. Необхідно зазначити, що в умовах воєнних дій недоліком існуючої системи розвезення води є потенційні проблеми з доставлянням води до кіосків і залежність від електроенергії. Також на початку 2022 р. відбулася руйнація гаражів і пошкодження значної частини автоцистерн, що є наслідком незахищеності такої системи децентралізованого питного водопостачання у воєнний період.

Значний попит на артезіанську якісну воду у мирний час, навіть при значно меншій відпускній ціні, ніж вищевказана, забезпечить прибуток від діяльності перших стаціонарних бюветів, що покриє як топочні витрати, так і витрати на будівництво нових бюветів.

За обґрунтуванням, яке було зроблене одним з авторів ще у 1999 р., кількість свердловин, які необхідно облаштувати у місцях щільного проживання населення Харкова (у мікрорайонах) – 28. Також до цієї системи можливо залучити близько 20 відомчих глибоких артезіанських свердловин, які вже існують у місті, але останні здебільшого знаходяться у промислових зонах і місцях нещільного проживання населення, тому головне навантаження буде на вище згадані 28 свердловин.

Розглянуто доцільність створення п'яти піонерних бюветів, діяльність яких забезпечить подальший розвиток системи запасного децентралізованого водопостачання. Розроблені орієнтовні етапи робіт, їх терміни та вартість робіт. Пропозиція щодо створення вказаної системи питного водопостачання Харкова на початку 2022 р. направлена керівництву міста. При цьому необхідно наголосити, що зустрічна пропозиція КП «Харківводоканал» про облаштування семи артезіанських свердловин на так званих «насосних станціях», які розташовані на віддалені від місць щільного проживання населення, не витримує критики, бо передбачається доставляння води населенню автоцистернами, що має вказаний вище недолік – незахищеність системи в умовах воєнних дій.

Наукове видання

**ЧИСТА ВОДА.  
ФУНДАМЕНТАЛЬНІ,  
ПРИКЛАДНІ ТА ПРОМИСЛОВІ  
АСПЕКТИ**

Матеріали VIII Міжнародної  
науково-практичної конференції,  
присвяченої 125-річчю з дня  
заснування КПІ ім. Ігоря Сікорського

9-10 листопада 2023 р.,  
Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»

*Тези доповідей учасників конференції  
подаються в авторській редакції*