

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
Київський національний університет
будівництва і архітектури

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
Інститут телекомунікацій
і глобального інформаційного простору

Екологічна безпека та природокористування

Environmental safety and natural resources

Збірник наукових праць

ВИПУСК 43

2022

**Міністерство освіти і науки України
Київський національний університет будівництва і архітектури
Національна академія наук України
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору**

**Ministry of Education and Science of Ukraine
Kyiv National University of Construction and Architecture
National Academy of Sciences of Ukraine
Institute of Telecommunications and Global Information Space**

**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ТА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**

**ENVIRONMENTAL SAFETY AND
NATURAL RESOURCES**

Збірник наукових праць

Випуск 3 (43), липень-вересень 2022 р.

Заснований у 2008 р.
Виходить 4 рази на рік

Academic journal

Issue 3 (43), July-September 2022

Founded in 2008
The journal is published 4 times a year

КИЇВ 2022

KYIV 2022

ГОЛОВНИЙ РЕДАКТОР:

О.М. ТРОФИМЧУК, д-р техн. наук,
проф., чл.-кор. НАНУ

ЗАСТУПНИКИ ГОЛОВНОГО РЕДАКТОРА:

О.С. ВОЛОШКІНА, д-р техн. наук, проф.

Н. КАСАГЛІ, професор, Італія

Н. МАРГВЕЛАШВІЛІ, PhD, Австралія

Ю.І. КАЛЮХ, д-р техн. наук, проф.

ВИКОНАВЧИЙ РЕДАКТОР:

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

В.О. ВАСЯНИН, д-р техн. наук

О.М. ГУНЧЕНКО, канд. техн. наук, проф.

С.О. ДОВГИЙ, д-р фіз.-мат. наук, проф.,
академік НАНУ

В.Б. ЄГОРОВ, д-р техн. наук

С.В. ЗАЙЦЕВ, д-р техн. наук, проф.

Н.В. КАСАТКІНА, д-р техн. наук

О.В. КОПІЙКА, д-р техн. наук, проф.

Г.М. КОЧЕТОВ, д-р техн. наук, проф.

Т.І. КРИВОМАЗ, д-р техн. наук, проф.

О.Є. КРУЖИЛКО, д-р техн. наук

В.О. МІЛЕЙКОВСЬКИЙ, д-р техн. наук, проф.

Т.О. НЕГРІЙ, канд. техн. наук

О.В. НЕСТЕРЕНКО, д-р техн. наук

Д.В. СТЕФАНИШИН, д-р техн. наук

С.В. СУКАЧ, д-р техн. наук, проф.

О.М. ТЕРЕНТЬЄВ, д-р техн. наук

О.М. ТИХЕНКО, д-р техн. наук, проф.

Т.М. ТКАЧЕНКО, д-р техн. наук

В.М. ТРИСНЮК, д-р техн. наук

В.О. УСТИМЕНКО, д-р фіз.-мат. наук, проф.

В.Ф. ФРОЛОВ, д-р техн. наук, проф.

Д.І. ЧЕРНІЙ, д-р техн. наук

С.Й. ШАМАНСЬКИЙ, д-р техн. наук

Є.О. ЯКОВЛЄВ, д-р техн. наук

МІЖНАРОДНА РЕДАКЦІЙНА РАДА

М.-Й. ВАЛЕРІ, проф., Польща

Д. МІНТЕР, проф., Великобританія

А. МШО, дослідник, Франція

М.Г. МУСТАФАЄВ, д-р с.-г. наук, Азербайджан

Я. ПЕКУТІН, проф., Польща

ПІНГ ЛУ, проф., Китай

Рекомендовано до друку Вченою радою
Київського національного університету будівництва і архітектури
(протокол № 2 від 11.11.22)

Збірник наукових праць включено до Переліку наукових фахових видань України (категорія "Б"), в яких можуть публікуватися результати дисертаційних робіт на здобуття наукових ступенів доктора наук та доктора філософії за напрямом "технічні науки" за спеціальностями 101, 183 (Наказ Міністерства освіти і науки України від 02.07.2020 № 886), 263 (Наказ Міністерства освіти і науки України від 15.11.2022 № 1026)

ОСНОВНІ ТЕМАТИЧНІ РОЗДІЛИ ЗБІРНИКА

- Екологічна безпека та основи природокористування
- Цивільна безпека
- Інформаційні ресурси та математичне моделювання
- Дискусійні повідомлення

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ

03186, м. Київ, Чоколівський бульв., 13,
Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України
Телефони: (044) 245-87-97
(044) 524-22-62

E-mail: e.voloshki@gmail.com

Свідоцтво про державну реєстрацію
КВ № 14146-3117 Р від 27.05.2008 р.

Електронна версія збірника в Інтернеті
<http://www.es-journal.in.ua> українською
та англійською мовами



Creative Commons «Attribution» 4.0 WorldWide

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Олійник О.Я., Телима С.В., Калугін Ю.І., Олійник Є.О. Моделювання і розрахунки параметрів сумісної очистки органічних забруднень (ОЗ) і сполук азоту (N) в біореакторах з використанням закріпленого біоценозу (біоплівки).....	5
Самченко Д.М., Кочетов Г.М., Васильєв О., Дереча Д.О., Скирта Ю.Б., Ластівка О.В. Енергоощадна технологія переробки відпрацьованих травильних розчинів з одержанням феромагнітних сполук.....	22
Мандрик О.М., Охарєв В.О., Триснюк Т.В., Михайлюк Р.Й. Моніторинг забруднення басейну Дністра внаслідок підтоплень та інших надзвичайних ситуацій.....	35
Кравченко М.В., Василенко Л.О. Дослідження основних властивостей зворотноосмотичних мембран та їх вплив на зміну фізико-хімічного складу водних розчинів.....	43
Qurbanov E.A., Mustafayev M.G. Assessment of degradation of semidesert and arid steppe field landscapes and pasture lands under the condition of modern climate change.....	56
Жукова О.Г., Негода Н.В. Прогноз змін кліматичних факторів міста Київ та їх вплив на життєвий цикл будівель.....	64

ЦИВІЛЬНА БЕЗПЕКА

Biruk Y. Designing finishing materials with a gradient of electrophysical properties...	73
---	----

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ

Stefanyshyn D.V. What could we have learnt from the previous flood data to predict losses caused by the 1980, 1986, and 1998 catastrophic floods in Ukrainian Transcarpathian?	81
Зорін Д.О. Електронні картографічні ГІС-моделі екологічного стану Дністровського каньйону	110
ДО ВІДОМА АВТОРІВ.....	119

CONTENTS

ENVIRONMENTAL SAFETY AND NATURAL RESOURCES

- Oliynyk O.Ya., Telyma S.V., Kalugin Yu.I., Oliynyk Ye.O.**
Modeling and calculations of parameters of the joint treatment of organic contaminations (OC) and nitrogen (N) compounds in bioreactors with using of the fixed biocenosis (biofilm)..... 5
- Samchenko D.N., Kochetov G.M., Vasiliev A., Derecha D.A., Skirta Y.B., Lastivka O.V.**
Energy-saving technology for processing of exhausted etching solutions with obtaining of ferromagnetic compounds..... 22
- Mandryk O.M., Okhariev V.O., Trysnyuk T.V., Mykhailyuk R.Y.**
Monitoring of Dniester watershed pollution by reason of flooding and other environmental disasters..... 35
- Kravchenko M.V., Vasylenko L.O.**
Investigation of the main properties of reverse osmosis membranes and their influence on changes in the physico-chemical composition of aqueous solutions..... 43
- Qurbanov E.A., Mustafayev M.G.**
Assessment of degradation of semidesert and arid steppe field landscapes and pasture lands under the condition of modern climate change..... 56
- Zhukova O., Nehoda N.**
Forecast of changes in climate factors of the city of Kyiv and their impact on the life cycle of buildings..... 64

CIVIL SAFETY

- Biruk Y.**
Designing finishing materials with a gradient of electrophysical properties.... 73

INFORMATION RESOURCES AND MATHEMATICAL MODELING

- Stefanyshyn D.V.**
What could we have learnt from the previous flood data to predict losses caused by the 1980, 1986, and 1998 catastrophic floods in Ukrainian Transcarpathian? 81
- Zorin D.O.**
Electronic cartographic GIS models of the environmental state of the Dniester canyon..... 110
- INFORMATION FOR AUTHORS**..... 119

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ENVIRONMENTAL SAFETY AND NATURAL RESOURCES

УДК 628.35

Oleksandr Ya. Oliynyk, Corresponding member of NASU, D.S. (Technical), Professor, Chief of the Department of Applied Hydrodynamics

Sergiy V. Telyma, PhD, Senior Research Associate
ORCID ID: 0000-0003-0109-0696 *e-mail*: sertelyma@gmail.com

Yuriy I. Kalugin, PhD, Senior Research Associate
ORCID ID: 0000-00030720-0665 *e-mail*: forkalugin@ukr.net

Yevheniy O. Oliynyk, Principal engineer

Institute of Hydromechanics of NASU, Kyiv, Ukraine

MODELING AND CALCULATIONS OF PARAMETERS OF THE JOINT TREATMENT OF ORGANIC CONTAMINATIONS (OC) AND NITROGEN (N) COMPOUNDS IN BIOREACTORS WITH USING OF THE FIXED BIOCECENOSIS (BIOFILM)

***Abstract.** The mathematical models and the parameter calculations of the simultaneous waste water treatment from the organic contaminants and ammonium nitrogen compounds in the bioreactors-aerotanks with additional fixed biocenosis as a biofilm in their volume are proposed. The questions connected with heterogeneous structure of biofilm from different bacteria and the substantiation of the balance equations system with kinetic reactions for following their realization which are describing of the simultaneous removing organic contaminations (OC) and nitrogen (N) in biofilm taking into account on the oxygen regime O_2 are considered. Detailed analysis of aerotank operation with additional fixed biocenosis shown about the possibility of creation of the new conditions for simultaneous removing of the OC and nitrogen by the suspended and fixed biocenosis. At the same time the arrangement of the aerotank-mixture from the three sections where the simultaneous treatment have a place is recommended taking into account on the theoretical substantiation of these sections in one reactor. It is shown that on the different loads the complex heterogeneous structure of the biofilm is formed which consist of from different bacteria. So near the biofilm surface it consists of the heterotrophs during the removing of OC and at during of removing of nitrogen from the autotrophs. At the same time more active heterotrophs may to grow as in anaerobic as in anoxic conditions and the processes that have a place in the biofilm at the simultaneous treatment are connected with the growing of the competition between the heterotrophs and autotrophs in the fight to oxygen. Heterotrophy that*

© О.Я. Олійник, С.В. Телима, Ю.І. Калугін, Є.О. Олійник, 2022

are situated are near surface of the biofilm are using of more oxygen than autotrophy that are in the lower part of one. As a result of realization of the created models taking into account on the influence of the different factors on the simultaneous waste water treatment from OC and N processes the recommendations to parameter calculations are proposed. Besides of the boundary conditions of necessary bacteria presence at which the simultaneous removing of the OC and N are occurred and at which conditions some of substrates will limit the waste water treatment processes are determined.

Key words: simultaneous waste water treatment; organic contaminations (OC), N, O₂ compounds; model; biofilm; concentration; bacteria; bioreactor-aerotank

О.Я. Олійник, С.В. Телима, Ю.І. Калугін, Є.О. Олійник

Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ, Україна

МОДЕЛЮВАННЯ І РОЗРАХУНКИ ПАРАМЕТРІВ СУМІСНОЇ ОЧИСТКИ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЕНЬ (ОЗ) І СПОЛУК АЗОТУ (N) В БІОРЕАКТОРАХ З ВИКОРИСТАННЯМ ЗАКРІПЛЕНОГО БІОЦЕНОЗУ (БІОПЛІВКИ)

Анотація. Запропоновано математичні моделі та розрахунки параметрів сумісної біологічної очистки стічних вод від органічних забруднень і амонійного азоту в біореакторах-аеротенках з додатковим облаштуванням в їх об'ємі закріпленого біоценозу у вигляді біоплівки. Розглянуто питання, пов'язані з формуванням гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій, і обґрунтовано для подальшої реалізації балансові рівняння з кінетичними реакціями, що описують сумісне вилучення органічних забруднень (ОЗ) і азоту (N) в біоплівці із врахуванням кисневого режиму O₂. Детальний аналіз роботи аеротенків з додатковим закріпленням біоценозом показав можливість створення нових умов сумісного вилучення ОЗ та азоту зваженим та закріпленням біоценозом. При цьому рекомендується облаштовувати аеротенки-змішувачі у вигляді трьох секцій, в кожній із яких відбувається сумісна очистка згідно з обґрунтованими трьома стадіями в одному реакторі. Показано, що на різному завантаженні формується складна гетерогенна структура біоплівки, що складається з різних бактерій. Так, ближче до поверхні біоплівки при вилученні ОЗ вона складається із гетеротрофних бактерій, а при вилученні азоту – із автотрофних бактерій. При цьому більш активні гетеротрофні бактерії можуть зростати як в аеробних, так і в аноксичних умовах, і процеси, що відбуваються в біоплівці при сумісній очистці, пов'язані із зростанням конкуренції між гетеротрофами та автотрофами в боротьбі за кисень. При цьому гетеротрофи, що знаходяться у верхній частині біоплівки, значно більше використовують кисень, ніж автотрофи, що знаходяться в нижній частині біоплівки. В результаті реалізації розроблених моделей із врахуванням різних факторів впливу на процеси сумісної очистки ОЗ і N запропоновані рекомендації з розрахунку параметрів сумісної очистки, зокрема, встановлені граничні умови існування потрібних бактерій, при яких відбувається одночасне вилучення ОЗ і N, і який із субстратів – ОЗ, N чи O₂ – буде лімітувати процес очистки.

Ключові слова: сумісна очистка; сполуки органічних забруднень (ОЗ), N, O₂; модель; біоплівка; концентрації; бактерії; біореактор-аеротенк

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.5-21>

Вступ

В останні роки в практику очистки стічних вод від забруднень різного походження інтенсивно стали впроваджуватись сучасні технології, серед яких найбільшого поширення набули біологічні методи очистки [1–4]. Особливість такої очистки в існуючих біореакторах полягає в тому, що вилучення забруднень, зокрема ОЗ і азоту, відбувається як окремий процес. При цьому окреме вилучення цих забруднень зваженим біоценозом (активним мулом) відбувається в аеротенках-змішувачах і аеротенках-витискувачах. Аналіз їх роботи показав, що ефективність очистки в них можна значно збільшити за допомогою додаткового облаштування в їх об'ємі завантаження у вигляді різних сіток, насадків і т. ін., на поверхні яких утворюються біоплівки з високою концентрацією мікроорганізмів (закріплений біоценоз) [3–6].

В статті розглянуто та обґрунтовано доцільність застосування інших ефективних технічних способів очистки в найбільш поширених на практиці біореакторах-аеротенках шляхом сумісного вилучення ОЗ і N зваженим і, головне, закріпленим біоценозом. Для таких умов запропоновано технічно облаштувати аеротенки-змішувачі у вигляді трьох секцій, де в кожній із них відбувається очистка ОЗ і N згідно з обґрунтованими трьома стадіями (рис. 1). При цьому, головний технічний процес очистки полягає у тому, що сумісне вилучення ОЗ і N відбувається в одному реакторі при знаходженні в його об'ємі також зваженого біоценозу (активного мулу). Розглянуто особливості формування гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій, представлені балансові рівняння з кінетичними реакціями, що описують сумісне вилучення забруднень із врахуванням кисневого режиму в біореакторах, а також наведено рекомендації щодо розрахунку параметрів сумісної очистки та вплив кожного із них на даний процес.

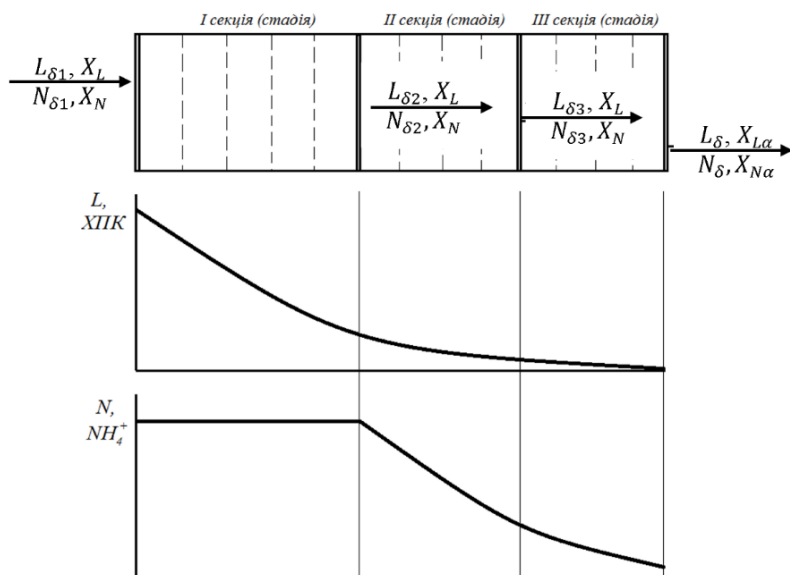


Рис. 1. Технологічна схема аеротенка із закріпленим біоценозом при сумісній очистці від забруднень ОЗ та N (при достатньому забезпеченні киснем у всіх секціях)

Результати досліджень

При надходженні в біореактор забруднених органічними речовинами та сполуками азоту стічних вод концентрація забруднень (OЗ) L буде, як правило, значно більшою, ніж концентрація азоту N . В зв'язку з цим з різних причин, які будуть зазначені нижче, в першій секції біореактора-змішувача при $L \gg N$ вилучення азоту N (нітрифікація) не відбувається. Невелика частина невилученого OЗ разом з азотом N надходять в другу секцію, в якій паралельно відбувається одночасне вилучення N і OЗ. В третій секції реактора OЗ практично повністю вилучено і проходить тільки процес вилучення N (нітрифікації). При цьому процеси біологічної очистки від OЗ і N майже у всіх випадках повинні бути забезпечені киснем O_2 в достатній кількості. Відмітимо, що основні обґрунтовані наукові результати з розробки методів розрахунку технологічних параметрів окремої очистки від сполук OЗ і N в аеротенках-змішувачах, яка відбувається в секціях 1 і 3, наведені детально в наших роботах [4–6].

При сумісному вилученні OЗ і N закріпленим біоценозом на різному завантаженні формується складна гетерогенна структура біоплівки, що складається із різних бактерій. Так, ближче до поверхні біоплівки, а саме, при вилученні OЗ, вона складається із гетеротрофних бактерій, а при вилученні N – із автотрофних бактерій. Питання, пов'язані з вивченням темпів їх зростання, розташування і процесів взаємодії в умовах аеробних процесів очистки і т. ін., потребують проведення окремих досліджень. Слід зазначити, що концентрація автотрофних бактерій X_N буде значно меншою, ніж концентрація гетеротрофних бактерій X_H , і з різних причин автотрофи розташовуються в нижній частині біоплівки.

У всіх випадках процеси очистки від OЗ і N повинні бути забезпечені киснем O_2 в достатній кількості. Проте, на відміну від окремого вилучення OЗ і N , розглянутого, наприклад, в роботах [5, 6], в першій і третій секціях процеси сумісного вилучення OЗ і N в умовах гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій характеризуються суттєвими особливостями щодо забезпечення очистки киснем O_2 , що потребує додаткового вивчення в обґрунтуванні надійних оцінок і необхідних критеріїв. Одним із важливих питань в цьому випадку буде встановлення, який із компонентів (OЗ, N чи O_2) і в яких умовах буде лімітувати цей процес очистки. Тобто, потрібно оцінити і врахувати взаємодію трьох субстратів, а саме: розчиненого кисню O_2 , розчинених органічних речовин і амонію N . При цьому, як буде показано нижче, більш активні гетеротрофні бактерії можуть зростати при двох різних умовах в секції 2, а саме, в аеробних і аноксичних умовах. При цьому, для більшості гетеротрофних бактерій для їх зростання при вилученні OЗ кисень є основним і при його наявності в достатній кількості аноксидного процесу (денітрифікації) при вилученні OЗ майже не відбувається. Так, встановлено, що спочатку у верхній ділянці біоплівки відбувається вилучення OЗ за рахунок кисню, а в нижній ділянці біля її основи формується безкиснева зона, в якій вилучення OЗ відбувається за рахунок нітратів NO_3 . Слід зазначити, що для утворення нітратів кисень O_2 , як донор, заздалегідь забезпечує процес денітрифікації в реакторі.

Таким чином, процеси, що відбуваються в біоплівці при сумісній очистці, пов'язані зі зростанням конкуренції між бактеріями гетеротрофами і автотрофами в боротьбі за кисень. Тому гетеротрофи, які розташовуються у верхній частині біоплівки, значно більше використовують кисень, ніж автотрофи, які використовують незначну частину кисню, що пройшов через шар гетеротрофних бактерій, і два види бактерій можуть існувати при незначних концентраціях ОЗ.

Як показав проведений аналіз, розробка методів розрахунку параметрів сумісної очистки стічних вод закріпленим біоценозом (біоплівкою) найбільш предметно може бути здійснена на підставі лише загальних математичних моделей. При складанні таких моделей, в першу чергу, необхідно звернути увагу на обґрунтування складної гетерогенної структури біоплівки із різних бактерій, їх геометричних розмірів і розташування в об'ємі біоплівки. Деякі рекомендації з визначення зазначених факторів можна знайти в роботах [2, 7, 8].

Оцінка ефективності роботи таких біоплівки на основі математичних методів полягає у реалізації балансових рівнянь з кінетичними реакціями, які описують сумісне вилучення ОЗ і N в біоплівці із врахуванням кисневого режиму. В цих рівняннях повинен бути відображений і врахований масовий баланс зміни речовин ОЗ, N і O₂ в біоплівці.

В загальному випадку кінетика (швидкість) реакцій при сумісному вилученні гетерогенною біоплівкою з різним біоценозом забруднень ОЗ і N при забезпеченні процесу киснем в секції 2 має наступний вигляд:

1) Аеробне зростання гетеротрофних мікроорганізмів (вилучення ОЗ)

$$R_{V_i} = V_{L_i} \mu_{m_L} \frac{L}{K_L + L} \cdot \frac{C}{K_{C_L} + C} \cdot \frac{N}{K_N + N} X_L = V_{L_i} p_L, \quad (1)$$

де значення відповідних стехіометричних коефіцієнтів V_{L_i} при визначенні розрахункових концентрацій L, C, N, X_L приймається: при $R_L = L$ маємо $V_L = -\frac{1}{Y_L}$; при $R_C = C$ маємо $V_C = -\frac{Y_C - 1}{Y_C}$; при $R_N = N$ маємо $V_N = -i_N$; при $R_{X_L} = X_L$ маємо $V_{X_L} = 1$.

2) Аноксидне зростання гетеротрофних мікроорганізмів (вилучення ОЗ)

$$R_{a_L} = p_L \frac{K_C}{C} \frac{N_{NO_3}}{K_{NO_3} + N_{NO_3}} \eta_L V_{NO_3}, \quad (2)$$

де N_{NO_3} – концентрація нітрату, при визначенні якої використовується рівняння

$$V_{NO_3} = \frac{Y_L - 1}{2,86Y_N}. \quad (3)$$

$\eta_L \approx 0,5$ – аноксидний (зменшуючий) фактор.

3) Аеробне зростання автотрофних мікроорганізмів (нітрифікація вилучення амонійного азоту $N - NH_4^+$ автотрофними мікроорганізмами концентрацією X_N)

$$R_{V_N} = V_N \mu_{m_N} \frac{N}{K_N + N} \frac{C}{K_{C_N} + C} X_N. \quad (4)$$

Як і в попередньому випадку, при визначенні відповідних розрахункових концентрацій при R_N маємо $V_N = -i_N - \frac{1}{Y_N}$; при R_C маємо $V_C = -\frac{Y_N - 3,43}{Y_N}$; при R_{NO_3} маємо $V_{NO_3} = \frac{1}{Y_N}$; при R_{X_N} при визначенні концентрації автотрофних мікроорганізмів концентрацією X_N приймаємо $V_{X_N} = 1$.

Проведений аналіз наведених рівнянь кінетичних реакцій показав, що при виконанні інженерних розрахунків їх можна дещо спростити і для подальших розрахунків і аналізу застосовувати у наступному вигляді:

$$R_{V_L} = V_X \mu_{\max_L} \frac{L}{K_L + L} \cdot \frac{C}{K_C + C} X_L, \quad (5)$$

де $V_X = V_L = \frac{1}{Y_L}$ при визначенні L ; $V_X = V_{O_2} = -\frac{(1 - Y_{LO_2})}{Y_{LO_2}}$ при визначенні кисню C ,

$$R_{a_L} = V_y \mu_{\max_L} \frac{L}{K_L + L} \cdot \frac{N_{NO_3}}{K_{NO_3} + N_{NO_3}} \cdot \frac{K_{C_L}}{K_{C_L} + C} \eta_L X_L, \quad (6)$$

де $V_y = V_{a_L} = -\frac{1}{Y_L}$ при визначенні L ; $V_y = V_{NO_3} = -\frac{(1 - Y_L)}{2,86 \cdot Y_L}$.

При використанні зазначених вище кінетичних рівнянь безпосередньо необхідно враховувати зменшення біомаси в біоплівці за рахунок її розпаду (інактивації і ендогенної респірації дихання). Так, в роботах [8–10] для визначення цього процесу при сумісному вилученні L і N в практичних розрахунках пропонуються наступні залежності розпаду гетеротрофів R_L від X_L

$$R_L = b_L X_L, \quad (7)$$

розпаду автотрофів R_N від X_N ,

$$R_N = b_N X_N, \quad (8)$$

де значення констант b_L і b_N наводяться в роботах [1, 2, 8].

У роботі [2] у якості прикладу наведені результати сумісної очистки від O_3 і N в секціях реактора з крупними дисками (таблиця 1). В першій секції нітрифікація майже не відбувається в зв'язку з наявністю значної концентрації O_3 і за час її вилучення залишається ще настільки значною, що процеси нітрифікації ще не можуть відбуватись. В другій секції вилучення O_3 і N відбувається паралельно. Тут для забезпечення процесів вилучення як O_3 , так і N потрібно забезпечити необхідний кисневий режим. В третій секції реактора O_3 практично повністю вилучено, проходить тільки процес нітрифікації, який може бути обмежений киснем і тому повинен бути забезпечений ним повністю. Можливе існування додаткової, четвертої секції, в якій концентрація амонію $NH_4^+ - N$ буде настільки незначною, що швидкість процесу вже буде лімітуватись не киснем, а амонієм.

Таблиця 1 – Результати проведених розрахунків процесів сумісного вилучення O_3 і N в 4 секціях при завантаженні $B = 5$ гБПК/м²доба

Q витрата, рециркуляція	м ³ /доба	40 000	Секції			
			1	2	3	4
Об'єм	м ³	Стічна вода	100	100	100	100
Площа поверхні	м ²		30 000	30 000	30 000	30 000
K_2a	1/доба		600	600	600	600
Кисень O_2	г/м ³	2,0	6,3	7,4	7,7	9,3
ХПК розчинене	г/м ³	150	34,7	7,9	2,1	1,5
$NH_4^+ - N$	г/м ³	25,0	20,1	11,8	2,7	0,6
$NO_2^- - N$	г/м ³	0,5	0,5	0,5	0,3	0,2
$NO_3^- - N$	г/м ³	1,0	0,6	7,9	17,2	19,8
HCO_3	моль/м ³	6,0	5,7	4,6	3,3	2,9
ХПК інертне	г/м ³	30,0	32,9	34,2	35,3	30,1
Гетеротрофна біомаса	г/м ³	120	107	175.1	170.6	163.0
Nitrosomonas	г/м ³	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1
Nitrobacter	г/м ³	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0

Таким чином, в наведених умовах сумісної очистки O_3 і N концентрація амонію зменшилась з 25,0 до 0,6 г $NH_4^+ - N$ /м³, а концентрація нітрату NO_3^- збільшилась з 1,0 до 19,8 г $NO_3^- - N$ /м³. Крім того, в 1-й секції маємо

відношення $\frac{L_{БПК}}{C_{O_2}} > 5$, а в 2-й секції – $\frac{L_{БПК}}{C_{O_2}} > 5$ і $\frac{N_{NH_4}}{C_{O_2}} > 0,4$, в 3-й –

$\frac{N_{NH_4}}{C_{O_2}} > 0,4$, а в 4-й секції – $\frac{N_{NH_4}}{C_{O_2}} < 0,4$. Наведені відношення будуть

використані далі при аналізі, який із компонентів лімітує процес окислення (БПК \approx 0,80 ХПК).

В загальному випадку на процеси і механізми очистки стічних вод закріпленим біоценозом значно впливають *pH* (лужність), температура і наявність в стічній воді токсичних і інших речовин, які інгібують (гальмують) процес очистки. Деякі питання, пов'язані із врахуванням зазначених факторів при реалізації рівнянь кінетичних реакцій при сумісній очистці стічних вод від ОЗ і N, наведені, наприклад, в роботах [2, 7, 10].

В окремих випадках при сумісній очистці комунальних стічних вод можуть знаходитись речовини, зокрема органічного походження, які за своїми розмірами не можуть дифундувати (поступати) в біоплівку. Тому умовні вилучення недифундованих речовин потрібно проводити розкладанням їх до речовин, які можуть дифундувати всередину біоплівки, де вони будуть вилучені під час окислення. Таке внутрішньоклітинне розкладання називають загальним терміном «гідроліз» [1]. Слід зазначити, що існують особливості врахування процесу гідролізу зваженим біоценозом (активним мулом) і закріпленим біоценозом (біоплівкою), що показано в роботах [9, 10]. При необхідності процеси гідролізу можуть бути враховані при сумісній очистці стічних вод від сполук ОЗ і N при окремій очистці в секціях 1 і 3 [2, 10].

В результаті проведеного аналізу можна констатувати, що в секції 2 при сумісному вилученні органічних забруднень і сполук азоту відбуваються значно складніші конверсійні процеси у порівнянні з процесами при їх окремому вилученні в секціях 1 і 3. Так, при сумісній очистці ОЗ і N для зростання гетеротрофних (X_L) і автотрофних (X_a) бактерій в загальному випадку потрібно оцінити і врахувати взаємодію трьох субстратів, а саме: розчиненого кисню O_2 , розчинених органічних речовин концентрацією L і амонію концентрацією N.

Деякі результати цих досліджень, одержані на основі моделювання процесів розповсюдження кисню і біомаси по товщині біоплівки при різних значеннях їх концентрацій X_L , X_N , X_I і при різних значеннях концентрацій субстратів $L_{ХПК}$, L_{NH_4} , L_{O_2} в реакторі згідно з наведеними в таблиці 2 варіантами, представлені на рис. 2.

Таблиця 2 – Результати моделювання розповсюдження кисню і біомаси по товщині біоплівки

Варіанти	A	B	C	D
$L_{O_{NH_4}}, \frac{zN}{m^3}$	13,0	13,0	13,0	13,0
$L_{O_{ХПК(COD)}}, zХПК_{(COD)}/m^3$	0	3,0	13,0	30,0
$I_N, \frac{zN}{m^2 \text{ доба}}$	3,2	2,3	0,8	0
$I_{ХПК}, zХПК/m^2 \text{ доба}$	0	1,3	7,2	13,2
$I_O, zХПК/m^2 \text{ доба}$	13,8	11,0	7,9	8,3

На основі аналізу проведених досліджень з'ясовано, що гетеротрофне зростання і вилучення ОЗ (ХПК, COD) лімітується автотрофним зростанням і що автотрофне зростання та окислення амонію пов'язані з нестачею кисню, що відбирають бактерії гетеротрофи.

Із розподілу біомаси видно, що гетеротрофи і автотрофи можуть існувати лише у тому випадку, коли концентрація O_3 (COD) в реакторі буде менше 30 мг/л, тобто, при концентрації більше, ніж 30 мг/л, нижче гетеротрофного шару кисню для автотрофного шару вже не буде (рис. 2). Таким чином, існування гетеротрофних і автотрофних бактерій можливе лише тоді, коли окислення O_3 обмежується значенням ХПК (COD), а не киснем [1]. Аналогічні дані отримано відносно критичних значень ХПК (COD) також при дослідженні сумісної очистки O_3 і N в різних реакторах. При цьому більш активні гетеротрофні бактерії можуть зростати при двох різних умовах в секції 2, а саме, при аеробних і аноксидних умовах, хоча для їх зростання при вилученні O_3 основну роль відіграє кисень і при його наявності в достатній кількості аноксидного процесу (денітрифікації) майже не відбувається. Як видно із рис. 3, на якому показано процеси масообміну, що відбуваються всередині біоплівки при вилученні O_3 за рахунок кисню, при окисленні відбувається також і денітрифікація [1].

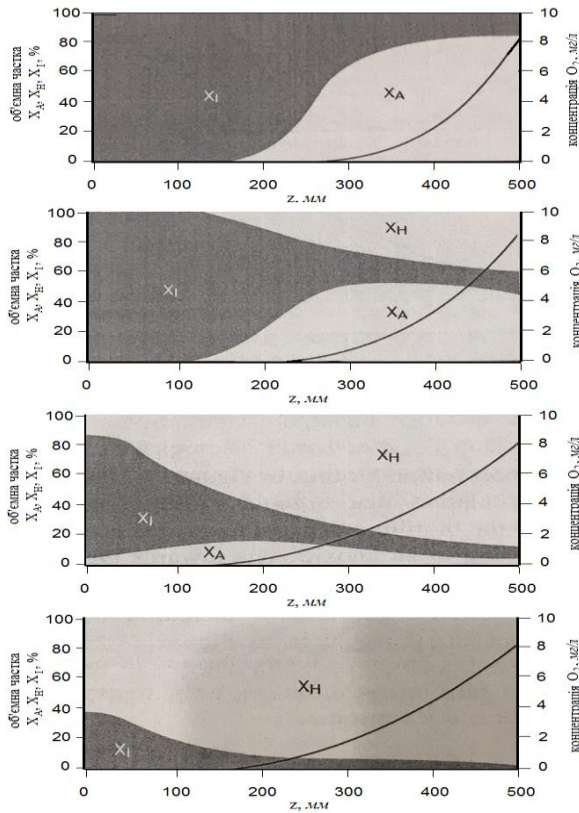


Рис. 2. Концентрація кисню по глибині біоплівки і відповідний розподіл гетеротрофних бактерій (X_H), автотрофних бактерій (X_A) і інертної біомаси (X_I) для різних концентрацій субстрату O_3 (COD) в реакторі (0(A), 3(B), 13(C) і 30 мг/л (D)). Концентрація кисню і амонію в реакторі складає відповідно 8 мг O_2 /л і 13 мг N/л для прийнятих варіантів [12]

Згідно з рис. 3, спочатку на верхній ділянці біоплівки відбувається вилучення O_3 за рахунок кисню, а на нижній ділянці біля її основи формується

безкиснева зона, де вилучення O_3 відбувається за рахунок нітратів NO_3 . Слід відмітити, що для утворення нітратів кисень, як донор, заздалегідь забезпечує процес денітрифікації в реакторі.

Таким чином, процеси, що відбуваються в біоплівці при сумісній очистці, у цьому випадку в основному пов'язані із зростанням конкуренції між бактеріями гетеротрофами і автотрофами в боротьбі за кисень. Тому суттєвим питанням, пов'язаним з міграцією кисню всередині складної структури біоплівки, є вивчення темпів зростання і розташування гетеротрофних і автотрофних бактерій в об'ємі біоплівки. Так як гетеротрофні бактерії значною концентрацією X_L розташовуються у верхній частині біоплівки, то вони використовують значно більше кисню, ніж автотрофи значно меншою концентрацією X , які будуть використовувати лише незначну частину кисню, що пройшов через шар гетеротрофних бактерій (рис. 3). Оскільки кисень витрачається переважно на окислення O_3 , то існування гетеротрофних і автотрофних бактерій можливо тільки тоді, коли вилучення O_3 буде обмежуватись переважно концентрацією O_3 , а не киснем O_2 . Такий вплив O_3 при сумісному вилученні O_3 і N в біореакторі з біоплівкою в основному можна пояснити тим фактором, що кількість кисню, який проходить через шар гетеротрофів, зменшується зі збільшенням O_3 в реакторі і все менше кисню O_2 залишається для автотрофних бактерій, тобто, при сумісній очистці O_3 і N процес вилучення N буде лімітуватись O_2 і O_3 і при високих концентраціях O_3 вилучення амонійного азоту N відбуватись не буде. Так, встановлено, що в умовах достатнього забезпечення процесу окислення O_3 киснем граничні значення концентрацій O_3 на поверхні біоплівки наближено відповідають

відношенню $\frac{L_\delta}{C_\delta} > 5$. При концентрації в біоплівці менше граничних можуть

існувати гетеротрофні і автотрофні бактерії і відбувається одночасне вилучення O_3 і N . Так, в роботах [1, 2, 8] граничні значення концентрації L приймались відповідно 30, 33, 35 мгХПК/л.

При сумісному вилученні O_3 і N потоки забруднень I_L і I_N , які поступають в біоплівку, у загальному випадку залежать від їх концентрації L_0 , тобто, значення потоку I_L в біоплівку буде залежати від значення потоку I_N в біоплівку, про що свідчать результати експериментальних досліджень, представлені на рис. 4, де значення концентрації L_N знаходились в межах

$$L_N = 4-20 \frac{мгN}{л}.$$

Слід відмітити, що значення потоків I_N і I_L одержано за умов використання кінетики реакції нульового порядку при відсутності лімітування киснем і неврахуванні при визначенні потоків зовнішнього масопереносу субстратів через пограничний шар (рідинну плівку).

Але і в цьому випадку, на основі рис. 4, можна зробити висновок, що потік амонію в біоплівку значною мірою більше контролюється концентрацією O_3 , ніж потоком амонію I_N , особливо при концентрації поступаючого амонію

$$\text{більше ніж } 5 \frac{мгN}{л}.$$

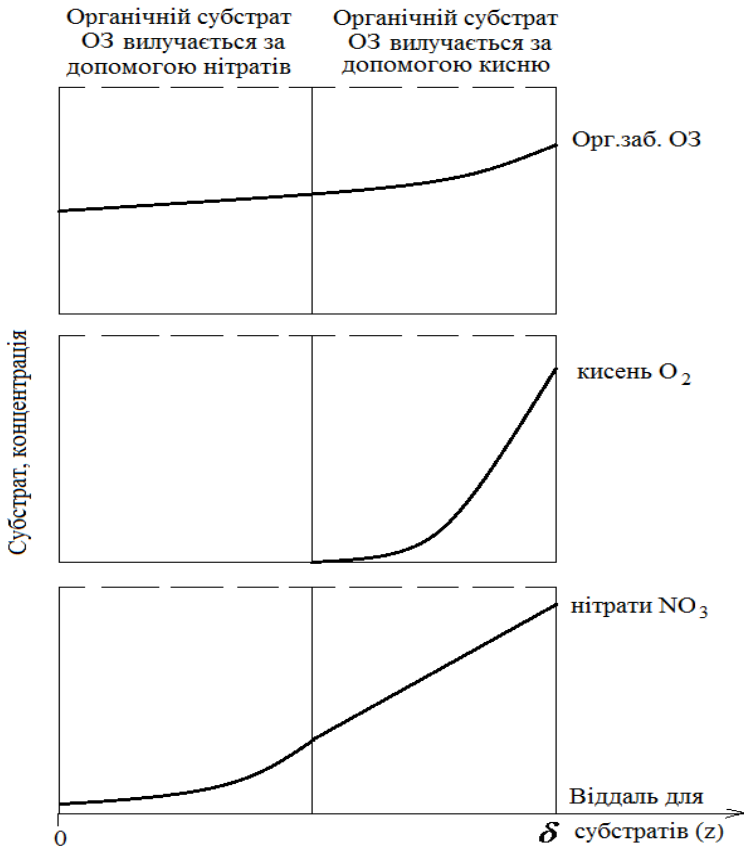


Рис. 3. Зміни концентрації органічних забруднень (O3) по товщині біоплівки при їх вилученні за допомогою кисню O₂ і нітратів NO₃

На підставі проведених експериментальних досліджень при значенні концентрації кисню $C_{O_2} = \frac{6\text{мг}O_2}{\text{л}}$ і при значенні потоку у вигляді ацетата

$I_{La} = (7,5 \div 8,0) \frac{2\text{ХПК}}{\text{м}^2 \text{доба}}$, потік амонію в біоплівку складав

$I_N = (1,5 \div 1,7) \frac{2\text{N}}{\text{м}^2 \text{доба}}$, а при значенні потоку $I_{La} = 15 \frac{\text{гХПК}}{\text{м}^2 \text{доба}}$ вилучення азоту

майже припинялось [8].

Так як, згідно з наведеними кінетичними рівняннями, зростання гетеротрофів може бути обмежене киснем і тому процеси вилучення азоту при сумісній очистці O₃ і N, які значно обмежені O₃, будуть також обмежені киснем O₂. При цьому величину обмеження киснем на зростання гетеротрофних бактерій можна визначити за формулою [9–11]:

$$\gamma_{LO_2} = \left(1 - \gamma_{\text{НЕТТО } O_2}\right) \frac{D_L}{D_{O_2}} \frac{L_\delta}{C_{O_2\delta}}, \quad (9)$$

де $\gamma_{\text{НЕТТО } O_2}$ – аеробний гетеротрофний приріст біоплівки, D_L і D_{O_2} – коефіцієнти дифузії для O_3 і O_2 в біоплівці, L_δ і $L_{\infty O_2}$ – концентрації O_3 і O_2 на поверхні біоплівки. Так, значення $\gamma_{LO_2} > 1$ свідчить про те, що існує обмеження по кисню для гетеротрофних бактерій і відсутність конкуренції для нітрифікаторів. При значенні O_3 відповідно 10 і $35 \frac{\text{мгХПК}}{\text{л}}$ значення γ_{i_2} відповідно будуть 0,3 і 1,1, які відповідають значенням, одержаним експериментально [1, 2].

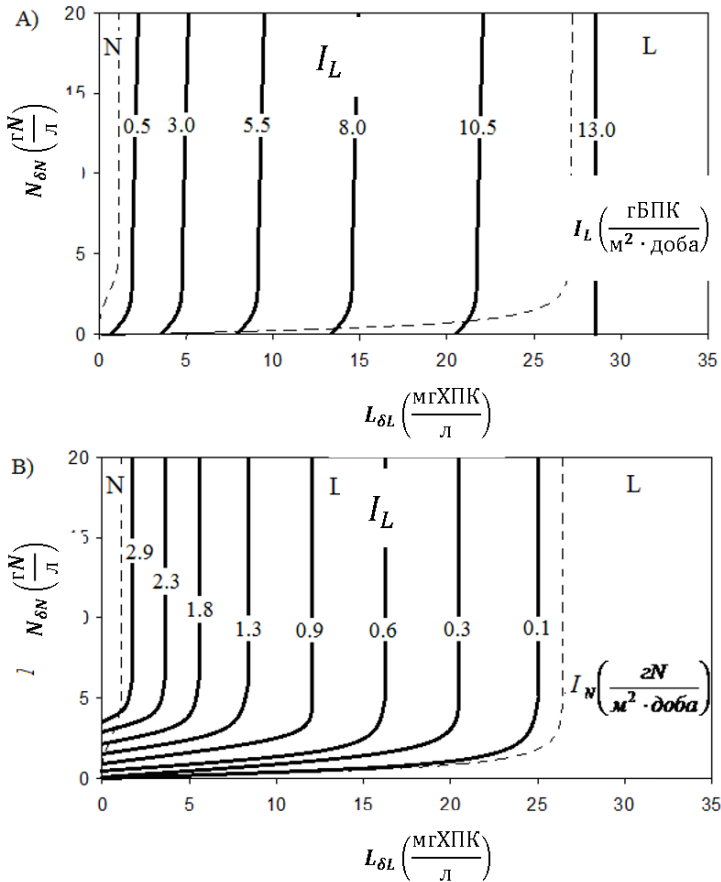


Рис. 4. Потоки органічного забруднення (А) і амонію (В), визначені через концентрацію O_3 в реакторі [2]

У випадку дифузійного переносу всередині біоплівки при стехіометричному зв'язку та утилізації одного із електронних донорів O_3 (секція 1) чи N (секція 3) в присутності електронного акцептора (O_2), зв'язок між ними можна визначити за наступним рівнянням [1, 2]:

$$I_L/V_L = I_C/V_C, I_N/V_N = I_C/V_C. \quad (10)$$

Наприклад, стехіометричний коефіцієнт для ОЗ $V_L = -\frac{1}{Y_L}$, а для кисню

$$V_C = -\frac{Y_C - 1}{Y_C}.$$

Таким чином, необхідний потік кисню I_C при вилученні ОЗ можна визначити за формулою:

$$I_C = (V_C/V_L) I_L = (1 - Y) I_L, Y = 0.4, \quad (11)$$

а в умовах нітрифікації (вилучення амонію) маємо:

$$I_C = (V_C/V_N) I_N = (4.57 - Y_N) I_N, Y_N = 0.22. \quad (12)$$

Слід відмітити, що основною умовою використання рівняння (10) є те, що всі процеси в біоплівці будуть стехіометричними [1].

В загальному випадку потоки в біоплівку залежать від концентрації субстратів, які поступають в біоплівку, тому значення потоку амонію в біоплівку I_N також буде залежати від значення потоку I_L в біоплівку, а значить, і від концентрації O_2 , про що свідчать результати експериментальних досліджень, наведені в табл. 3 [1, 2].

Таблиця 3 – Оцінка впливу на значення потоку в біоплівці при сумісній очистці ОЗ, O_2 і N в умовах лімітування процесу концентраціями ОЗ і O_2

$I_{NH_4} / I_{NH_{max}}$	1,0	0,95	0,85	0,70	0,55	0,45	0,30	0,25	0,15	0
$(1 - \gamma_{LO_2}) \frac{D_L L_\delta}{D_{O_2} C_{O_2}}$	0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,9	1,0

В роботі [12] наведено результати теоретичних досліджень сумісного вилучення ОЗ (ХПК) і амонію N біоплівкою в біореакторі-змішувачі в умовах нестационарного режиму очистки. Зазначимо, що вилучення проведено при вхідних концентраціях ОЗ $L_\delta = 30 \frac{\text{г ХПК}}{\text{м}^3}$, $N_\delta = 30 \frac{\text{г N}}{\text{м}^3}$, $\delta_0 = 10 \text{ мкм}$,

$$X_{L_0} = 8700 \frac{\text{г ХПК}}{\text{м}^3}, X_{N_0} = 400 \frac{\text{г ХПК}}{\text{м}^3}.$$

В умовах стаціонарного режиму, який настає приблизно після 10 діб, маємо: $X_L = 13000 \frac{\text{г ХПК}}{\text{м}^3}$, $X_{N_0} = 7000 \frac{\text{г ХПК}}{\text{м}^3}$.

Як видно з таблиці 4, стаціонарний режим в біоплівці формується при вилученні ОЗ після 5 діб, а при вилученні N – приблизно після 10 діб роботи реактора. В цьому випадку значення для потоків буде:

$$I_{L\text{ХПК}} = -2,7 \frac{\text{гХПК}}{\text{м}^2 \text{доба}}, \quad I_{N\text{NH}_4} = -8,30 \frac{\text{гN}}{\text{м}^2 \text{доба}},$$

$$I_{N\text{NO}_3} = -8,30 \frac{\text{гN}}{\text{м}^2 \text{доба}}, \quad I_{L\text{O}_2} = 12 \frac{\text{гO}_2}{\text{м}^2 \text{доба}}.$$

Таблиця 4 – Результати проведених розрахунків сумісної очистки стічних вод від органічних забруднень ОЗ і сполук амонійного азоту з використанням кінетичної реакції Моно при концентрації кисню $C_{\text{O}_2} = 8 \frac{\text{мгO}_2}{\text{м}^3}$

δ , мкм	10	30	50	70	85	100	120	150	200
час t, доба	0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	8,0	>10
L_δ	30	27	20	7,5	5,5	4,0	3,2	3,12	3,10
N_{NH_4}	30	29,5	23,0	23,0	20,0	18,0	13,0	8,0	5,5
N_{NO_3}	0	0,05	2,0	7,0	10,0	12,0	18,0	17,0	22,5

Таким чином, результати проведеного аналізу теоретичних і експериментальних досліджень сумісної біологічної очистки стічних вод від органічних забруднень ОЗ (ХПК) і сполук амонійного азоту N (NH_4^+) дозволяють зробити наступний висновок, що при значенні амонійного азоту близько $N < 40 \frac{\text{мгN}}{\text{л}}$ і при достатньому забезпеченні процесу вилучення киснем O_2 , коли процес очистки не лімітується киснем, тобто, переважно при умовах $C_{\text{O}_2} > 6 \div 8 \frac{\text{мгO}_2}{\text{л}}$, процес очистки азоту буде лімітуватись органічними речовинами ОЗ, а вилучення азоту N в біоплівці почне відбуватись при вхідних концентраціях ОЗ в біоплівку при їх значеннях на її поверхні в межах $L_\delta < 30 \div 35 \frac{\text{мг ХПК}}{\text{л}}$.

Окрім того, слід зауважити, що при сумісному вилученні органічного і азотного субстратів (ОЗ і N) згідно з кінетикою реакцій в загальному випадку при органічному субстраті в умовах гетерогенної біоплівки високої концентрації, цей процес може відбуватись за рахунок двох електронних акцепторів кисню і нітратом (нітритом). В цілому для більшості гетеротрофних бактерій, як це було показано вище, кисень є основним акцептором і в його присутності вилучення ОЗ за рахунок сполук азоту N, тобто денітрифікація, може не відбуватись.

Як відомо, загальне рівняння матеріального балансу забруднень ОЗ і N в секції 2 аеротенка-змішувача має наступний вигляд:

$$V_a \frac{dS}{dt} = Q_a(S_0 - S_a) - A_\delta I_S - P_{a0} V_a. \quad (13)$$

Так як вилучення субстратів в цьому випадку переважно відбувається закріпленим біоценозом, то рівняння (10) можна спростити і для подальшого використання і аналізу прийняти у наступному вигляді:

$$QS_0 - I_S A_F = QS_a, \quad (14)$$

де S_a – концентрація субстрату у вхідній рідині, S_0 – концентрація субстрату на виході, A_F – загальна площа поверхні біоплівки в секції 2 аеротенка, I_S – потік субстрату в біоплівку.

Для визначення значень потоків субстрату на поверхні біоплівки із об'єму рідини, що відбувається через рідинну плівку (пограничний шар), для подальшої їх реалізації закріпленим біоценозом (біоплівкою) можна використовувати наступне рівняння [4, 5, 7]:

$$I_S = -D_S \frac{\partial S}{\partial z} = K_C (S_a - S|_{z=0}), \quad S|_{z=0} = S_\delta \quad \text{при } z = 0. \quad (15)$$

Для умов прийнятої кінетичної реакції нульового порядку для визначення потоків I_N і I_L при сумісній очистці забруднень, коли лімітуючим фактором буде концентрація органічного субстрату, рекомендується використовувати наведені на рис. 4 дані розрахунків потоків I для ОЗ і N, а також параметри біоплівки S_δ для інших кінетик реакцій. Детально методика застосування модельних розрахунків представлена в роботах [3–7].

Висновки

В результаті проведених досліджень можна зробити наступні узагальнюючі висновки: обґрунтована можливість і технологічна доцільність сумісного вилучення органічних забруднень ОЗ і сполук амонію N шляхом біологічної очистки в біореакторі-змішувачі закріпленим біоценозом (біоплівкою). При цьому, біореактор-змішувач необхідно конструктивно облаштувати у вигляді кількох секцій, в яких відбувається очистка ОЗ і N, згідно з обґрунтованими трьома стадіями.

Запропоновано критеріальні параметри та інженерні методи розрахунку з визначення концентрацій органічних забруднень ОЗ, амонійного азоту N і їх потоків I_N і I_L , при яких відбувається сумісне вилучення ОЗ і N в 2-й секції біореактора біоплівкою складної гетерогенної структури із різних мікроорганізмів.

Проведена оцінка різних факторів та процесів, у тому числі, субстратів ОЗ, N, O_2 , які впливають та лімітують процеси сумісної очистки органічних забруднень і азоту.

Розроблена комплексна методика кількісної оцінки процесів масопереносу в біоплівках при очистці стічних вод від органічних забруднень та сполук азоту в біореакторах-аеротенках та біореакторах-змішувачах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Henze M., van Loosdrecht M.E., Ekama G.A., Brdjanovic D. Biological Wastewater Treatment. London: IWA Publishing London. 2008. 511 p.
2. Henze M., Harremoës P., Jansen C., Arwin E. Wastewater Treatment. Berlin, New York: Springer. 2002. 430 p.
3. Олійник О.Я., Айрапетян Т.С. Моделивання очистки стічних вод від органічних забруднень в біореакторах-аеротенках зі зваженим (вільно плаваючим) і закріпленим біоценозом. *Допов. нац. акад. наук України*. 2015, № 5. С. 55-60.
4. Olyinik A., Kalugin Yu., Airapetian T. The use of nonlinear Mono kinetics in modeling a mixing tank with a biofilm on additional loading. *J. Enterprise Technologies*. 2017. 6/10 (90). P. 17-23.
5. Айрапетян Т.С., Телима С.В., Олійник О.Я. Моделивання кисневого режиму в біореакторах-аеротенках при очистці стічних вод від органічних забруднень. *Допов. нац. акад. наук України*. 2017. №6. С. 21-27.
6. Олійник О.Я., Телима С.В., Калугін Ю.І., Олійник Є.О. Моделивання і розрахунки очистки стічних вод від сполук азоту в біореакторах з використанням біоплівкових моделей. *Допов. нац. акад. наук України*. 2021. №5. С. 39-49.
7. Келарева Д.А., Кравчук А.М., Олійник О.Я. Моделивання сумісного вилучення органічних забруднень і азоту при очистці стічних вод біофільтрацією. *Допов. нац. акад. наук України*. 2012, №5. С. 179-183.
8. Elenter D., Milferstedt K., Zhang W., Hausner M., Morgenroth E. Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm. *Nat. Res.* 2007. 41. P. 4657-4671.
9. Violi P., Erano B., Boni M.R. et. al. Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process. *Advan. Envir. Res.*, №7, 2002. pp. 11-33.
10. Wanner O., Ebert N.I., Rittman B.E. Mathematical modeling of biofilms. *Scientific and Technical report*. 2006. №18. 208 p.
11. Tsuno H., Hidaka T., Nishimura F. A simple biofilm model of bacterial competition for attached surface. *Water. Res.*, vol. 36, 2002. pp. 996-1006.
12. Lee M.W., Park J.M. One-dimensional mixed – culture biofilm considering different space occupancies of particle components. *Water Res.* 2007, 4. P. 4317-4328.

Стаття надійшла до редакції 24.05.2022 і прийнята до друку після рецензування 02.09.2022

REFERENCES

1. Henze, M., van Loosdrecht, M.E., Ekama, G.A., & Brdjanovic, D. (2008). Biological Wastewater Treatment. London: IWA Publishing London.
2. Henze, M., Harremoës, P., Jansen, C., & Arwin, E. (2002). Wastewater Treatment. Berlin, New York: Springer.
3. Olyinik, O.Ya., & Airapetyan, T.S. (2015). Modeling of water treatment from organic contaminations in bioreactors-aerotanks with suspended (free floating) and fixed biocenosis. *Dopov. nac. akad. nauk Ukr.*, 5, 55-60 [in Ukrainian].
4. Olyinik, A., Kalugin, Yu., & Airapetian, T. (2017). The use of nonlinear Mono kinetics in modeling a mixing tank with a biofilm on additional loading. *J. Enterprise Technologies*, 6/10(90), 17-23.
5. Airapetyan, T.S., Telyma, S.V., & Olyinik, O.Ya. (2017). Modeling of the oxygen regime in bioreactors-aerotanks during waste water treatment from the organic contaminations. *Dopov. nac. akad. nauk Ukr.*, 6, 21-27 [in Ukrainian].

6. Oliynyk, O.Ya., Telyma, S.V., Kalugin, Yu.I., & Oliynyk, Ye.O. (2021). Modeling and calculations of waste water treatment from nitrogen compounds in bioreactors with the use of biofilm models. *Dopov. nac. akad. nauk. Ukr.*, 5, 39-49 [in Ukrainian].
7. Kelareva, D.A., Kravchuk, A.M., & Oliynyk, O.Ya. (2012). Modeling of the joint removing of the organic contaminations and nitrogen at the waste water treatment by biofiltration. *Dopov. nac. akadem. nauk. Ukr.*, 5, 179-183 [in Ukrainian].
8. Elenter, D., Milferstedt, K., Zhang, W., Hausner, M., & Morgenroth, E. (2007). Influence of detachment on substrate removal and microbial ecology in a heterotrophic/autotrophic biofilm. *Nat. Res.*, 41, 4657-4671.
9. Violi, P., Erano, B., Boni, M.R. et. al. (2002). Development and calibration of a mathematical model for the simulation of the biofiltration process. *Advan. Envir. Res.*, 7, 11-33.
10. Wanner, O., Ebert, N.I., & Rittman, B.E. (2006). Mathematical modeling of biofilms. *Scientific and Technical report*, 18, 208.
11. Tsuno, H., Hidaka, T., & Nishimura, F. (2002). A simple biofilm model of bacterial competition for attached surface. *Water Res.*, 36, 996-1006.
12. Lee, M.W., & Park, J.M. (2007). One-dimensional mixed – culture biofilm considering different space occupancies of particle components. *Water Res.*, 4, 4317-4328.

The article was received 24.05.2022 and was accepted after revision 02.09.2022

Олійник Олександр Якович

член-кореспондент Національної академії наук України, доктор технічних наук, професор, завідувачий відділом прикладної гідродинаміки Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст, 8/4

Телима Сергій Васильович

кандидат технічних наук, старший науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст 8/4

ORCID ID: 0000-0003-0109-0696 **e-mail:** sertelyma@gmail.com

Калугін Юрій Іванович

кандидат фіз.-мат наук, старший науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст, 8/4

ORCID ID: 0000-00030720-0665 **e-mail:** forkalugin@ukr.net

Олійник Євген Олександрович

провідний інженер Інституту гідромеханіки НАН України

Адреса робоча: 03057, Україна, м. Київ, вул. М. Капніст, 8/4

УДК 628.4

Dmitry N. Samchenko¹, PhD, Senior Researcher
ORCID ID: 0000-0003-3305-8180 *e-mail*: sama30071988@gmail.com

Gennadii M. Kochetov¹, D. S. (Engineering), Professor
ORCID ID: 0000-0003-0041-7335 *e-mail*: gkochetov@gmail.com

Aleksey Vasiliev², Dr., Professor
ORCID ID: 0000-0003-2687-0672 *e-mail*: vasiliev@etsu.edu

Dmitry A. Derecha³, PhD, Senior Researcher
ORCID ID: 0000-0002-2442-3759 *e-mail*: dderecha@gmail.com

Yurii B. Skirta^{3,4}, PhD, Senior Researcher
ORCID ID: 0000-0002-6881-2983 *e-mail*: skirtayuri@ukr.net

Oles V. Lastivka¹, PhD, Associate Professor
ORCID ID: 0000-0002-3670-0020 *e-mail*: oles.lastivka@gmail.com

¹ Kyiv National University of Construction and Architecture, Kyiv, Ukraine

² East Tennessee State University, Johnson City, USA

³ Institute of Magnetism, Kyiv, Ukraine

⁴ National Technical University of Ukraine “Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute”, Kyiv, Ukraine

ENERGY-SAVING TECHNOLOGY FOR PROCESSING OF EXHAUSTED ETCHING SOLUTIONS WITH OBTAINING OF FERROMAGNETIC COMPOUNDS

***Abstract.** Exhausted etching solutions are the waste of industrial enterprises and contain toxic pollutants that have a detrimental effect on the environment. Currently, the processing of these solutions to obtain marketable products is important. The paper presents the results of research on the application of the ferritization method for processing of exhausted etching solutions of steel surfaces. Energy-saving activation of the process by alternating magnetic fields was used, which has undeniable advantages compared to traditional thermal activation. The influence of the initial concentration of iron ions in the reaction mixture of ferritization process and the methods of its activation on the treatment quality of exhausted etching solutions was studied. It was established that the best degree of extraction of heavy metal ions from exhausted etching solutions by ferritization is achieved when the reaction mixture is activated by alternating magnetic fields at an initial concentration of iron ions of 6.6 g/dm³. At the same time, the residual concentration of iron ions in purified solutions does not exceed 0.03 mg/dm³, that corresponds to degree of purification of solutions of 99.999%. Those solutions can be reused in situ. The qualitative and quantitative composition of ferritization sediments was studied. Phases of ferroxigite δ -FeOOH, magnetite Fe₃O₄ and maghemite γ -Fe₂O₃ were detected by X-ray phase analysis in the sediments. It was established that at the initial concentration of iron ions of 26.6 g/dm³ with thermal activation of the reaction mixture and 16.6 g/dm³ with alternating magnetic fields activation, the sediment exclusively contains the magnetite phase. The results of the study indicate the possibility of further use of sediments for the production of*

© Д.М. Самченко, Г.М. Кочетов, О. Васильєв, Д.О. Дереча, Ю.Б. Скірта, О.В. Ластівка, 2022

important industrial products and materials containing ferromagnetic compounds. The implamitation of improved ferritization process in industrial enterprises will allow to achieve decrease of energy consumption compared to known technologies of exhausted etching solutions processing.

Keywords: *exhausted etching solutions; waste processing; ferritization; alternating magnetic fields; magnetite*

Д.М. Самченко¹, Г.М. Кочетов¹, О. Васильєв², Д.О. Дереча³,
Ю.Б. Скірта^{3,4}, О.В. Ластівка¹

¹ Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ, Україна

² Державний університет Східного Теннессі, США

³ Інститут магнетизму, м. Київ, Україна

⁴ Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського», м. Київ, Україна

ЕНЕРГООЩАДНА ТЕХНОЛОГІЯ ПЕРЕРОБКИ ВІДПРАЦЬОВАНИХ ТРАВІЛЬНИХ РОЗЧИНІВ З ОДЕРЖАННЯМ ФЕРОМАГНІТНИХ СПОЛУК

Анотація. Відпрацьовані травільні розчини – відходи промислових підприємств – містять токсичні забруднення, які згубно впливають на довкілля. Наразі важливою є переробка цих розчинів з отриманням товарних продуктів. В роботі представлені результати досліджень із застосування методу феритизації для переробки відпрацьованих травільних розчинів сталевих поверхонь. Використовувалась енергоощадна активація процесу змінними магнітними полями, яка має беззаперечні переваги в порівнянні з традиційною термічною активацією. Вивчено вплив вихідної концентрації іонів феруму в реакційній суміші процесу феритизації та способів його активації на якість очищення травільного розчину. Встановлено, що найкращий ступінь вилучення іонів важких металів з травільних розчинів феритизацією досягається при застосуванні активації реакційної суміші змінними магнітними полями при вихідній концентрації іонів феруму $6,6 \text{ г/дм}^3$. При цьому залишкова концентрація іонів феруму в очищених розчинах не перевищує $0,03 \text{ мг/дм}^3$, що відповідає ступеню очищення розчинів $99,999\%$. Такі розчини можна повторно використовувати на виробництві. Досліджено якісний і кількісний склад осадів феритизації травільних розчинів. Методом рентгенофазового аналізу в осадах виявлені фази фероксигіту $\delta\text{-FeOOH}$, магнетиту Fe_3O_4 та маггеміту $\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$. Встановлено, що при вихідній концентрації іонів феруму $26,6 \text{ г/дм}^3$ і термічній активації реакційної суміші, а також $16,6 \text{ г/дм}^3$ і активації змінними магнітними полями осад містить виключно фазу магнетиту. Результати дослідження свідчать про можливість подальшого використання осадів для виготовлення важливих промислових виробів і матеріалів з вмістом феромагнітних сполук. Використання удосконаленого феритизаційного процесу на виробництві дозволить досягнути менших енерговитрат в порівнянні з відомими технологіями переробки відпрацьованих розчинів.

Ключові слова: *травільні розчини; переробка відходів; феритизація; змінні магнітні поля; магнетит*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.22-34>

Вступ

В цей час особлива увага приділяється заходам з переробки та знешкодження рідких феровмісних відходів гальванічних, металургійних і хімічних виробництв з отриманням товарних продуктів. Щорічно на промислових підприємствах Східної Європи утворюється сотні мільйонів тонн токсичних відпрацьованих висококонцентрованих травильних розчинів, які підлягають знешкодженню та переробці [1]. Такі заходи дозволять вирішити одночасно дві проблеми: екологічну – утилізацію відходів і сировинну – для виробництва цінних матеріалів. До феровмісних відходів можна віднести відпрацьовані сірчаноокислотні розчини травлення сталевих поверхонь, які практично не утилізуються на виробництві. Це призводить до їх накопичення та завдає значної шкоди навколишньому середовищу. В результаті із недостатньо очищеними промисловими стічними водами у водні об'єкти щороку потрапляють тисячі тонн токсичних сполук, які містять іони феруму та інших важких металів. Таким чином, в результаті травлення сталі із стічними водами безповоротно втрачається значна кількість цих сполук. Іони феруму володіють високою міграційною рухомістю та здатністю акумулюватися в живому організмі та викликати різноманітні фізіологічні порушення, в тому числі на генетичному рівні [2]. Надлишок солей феруму в живому організмі може призводити до гострих кишкових отруєнь з нудотою та погіршенням роботи імунної системи [3]. Крім того, солі важких металів перешкоджають біологічному самоочищенню водоймищ, що пов'язано з порушенням біологічної рівноваги мікроелементів і кисневого режиму водойми [4]. Екологічна небезпека відпрацьованих травильних розчинів показана в табл. 1.

Таблиця 1 – Інтервали значення екологічної небезпеки травильних розчинів

Найменування технологічного процесу травлення	Інтервал значення екологічної небезпеки технологічних розчинів
Сталевих сплавів	$0,2 \cdot 10^3 \div 11 \cdot 10^6$
Корозійно-стійких сплавів	$0,3 \cdot 10^3 \div 1 \cdot 10^6$
Хромистих та хромнікелевих сплавів	$8 \cdot 10^3 \div 70 \cdot 10^6$
Алюмінію і його сплавів	$0,1 \cdot 10^3 \div 3 \cdot 10^6$
Міді і її сплавів	$1,5 \cdot 10^3 \div 27 \cdot 10^6$

Тому постає завдання розробки ефективних методів очистки цих токсичних стічних вод, що містять сполуки феруму. Повторне використання вилучених із травильних розчинів матеріалів дозволить підприємству знизити плату за зберігання небезпечних відходів, отримати додаткову економічну вигоду від реалізації нової продукції та знизити навантаження на екосистему. Актуальними є дослідження, спрямовані на отримання високоякісної сировини з промислових стічних вод, які містять іони феруму, з раціональним використанням води, сировини та енергії в системі промислового виробництва.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Аналіз робіт вчених з переробки феро-місних стічних вод показав актуальність і доцільність досліджень в напрямку отримання матеріалів з нанорозмірною структурою. Особливу зацікавленість представляють магнітні наночастинки полівалентних оксидів феруму [5]. Вони використовуються в біотехнології [6], при виготовленні магнітних носіїв [7], датчиків [8], сорбентів [9], колоїдних допоміжних речовин лікарських засобів [10], каталізаторів [11], скла [12], пігментів [13], будівельних матеріалів [14, 15] тощо.

Існують два основних напрямки переробки відпрацьованих розчинів травлення сталевих поверхонь: регенерація цих розчинів та вилучення іонів феруму у вигляді твердофазних хімічно стійких сполук [16, 17]. Одним із перспективних методів регенерації відпрацьованих травильних розчинів є метод гідрофазної феритизації [18]. Суть цього методу полягає у створенні у відпрацьованих сірчаноокислотних травильних розчинах умов, які сприяють швидкому формуванню дисперсних речовин з магнітними властивостями. Суттєвим недоліком гідрофазної феритизації є тривале нагрівання значних об'ємів вихідних розчинів при температурі вище 75 °С. У роботі [19] показано, що альтернативою термічній гідрофазній феритизації є активація процесу змінними магнітними полями (ЗМП) при кімнатній температурі. В цих дослідженнях [19] отримувалися феромагнітні наночастинки різного фазового складу, в структурі яких містяться іони нікелю, цинку та міді.

Перебіг процесу гідрофазної феритизації залежить від наступних факторів, що визначають тип первинних зародкових феро-місних структур, їх подальше формування та розвиток з утворенням стійких сполук: вихідна концентрація іонів важких металів [20], значення рН [21], температура [22], тривалість процесу [23], витрати окисника [24] та спосіб активації реакційної суміші [25]. Крім того, перераховані вище фактори впливають або на стійкість тієї чи іншої модифікації моногідратів та оксидів важких металів в цих умовах, або ініціюють їх трансформацію в інші більш стійкі сполуки в лужному середовищі [26].

Мета цієї роботи полягає в тому, щоби визначити вплив вихідної концентрації іонів феруму в реакційній суміші процесу феритизації та способів його активації на ступінь вилучення цих іонів з відпрацьованих травильних розчинів, а також на структуру отриманих осадів.

Методика дослідження

В роботі досліджувалась переробка методом феритизації відпрацьованого сірчаноокислотного розчину травлення сталевих поверхонь, який отримано на одному з промислових підприємств м. Києва. Концентрація основних хімічних сполук у цьому розчині, який має величину рН = 1,41: FeSO_4 – 126,5, H_2SO_4 – 21,0 г/дм³. Процес феритизації проводився при вихідних концентраціях іонів феруму в розчині, що змінювались в межах 6,6 ÷ 46,6 г/дм³. Для досягнення необхідних нам значень концентрацій травильний розчин розбавлявся водопровідною водою. Коригування величини рН провадили 25% розчином гідроксиду натрію до значення 11,5. Тривалість проведення процесу феритизації становила 15 хв. Часткове окислення Fe^{2+} в Fe^{3+} здійснювалось аерацією реакційної суміші киснем повітря зі швидкістю 0,15 м³/год.

Досліджувався процес феритизаційної переробки відпрацьованих травильних розчинів з отриманням кристалічних феро-вімісних сполук, як з традиційною термічною активацією реакційної суміші при температурі 75 °С [19], так і з активацією реакційної суміші в змінному магнітному полі при кімнатній температурі [25]. В експериментах використовувався реактор з робочим об'ємом 1 дм³. Для створення змінного магнітного поля було розроблено керований генератор прямокутних імпульсів на основі плати мікроконтролера АТmega328р. Вихідна напруга імпульсів на 8 цифрових виходах плати контролера становила 5 В, максимальний струм – 20 мА.

Зміна амплітуди магнітної індукції величиною 0,1 Тл в робочій зоні установки проводилася блоком живлення UTP3305С через інтерфейс RS-232. Сталими були також інші параметри генерації змінного магнітного поля: частота імпульсів 1 Гц, період між імпульсами 100 мс, тривалість імпульсу 1000 мс.

Концентрацію іонів феруму відпрацьованого травильного розчину визначали на спектрофотометрі DR3900 (Hach, США). Величина рН реакційної суміші в процесі феритизації визначалась на рН-метрі PL-700AL (Польща).

Осад феритизаційної переробки травильного розчину зневоднювався протягом 2 хв на центрифугі СМ-5 (Micromed, Україна) з фактором розділення 3600 та висушувався при температурі 105 °С протягом доби в електросушильній шафі СНОЛ 67/350 (Україна).

Фазовий аналіз порошку висушених осадів здійснювався методом рентгенівської дифракції на дифрактометрі Ultima IV (Rigaku, Японія) з використанням Cu-K α випромінювання. Зйомка проводилась в інтервалі кутів 2 θ від 6 до 65° з кроком сканування 0,05° та часом експозиції в точці 2 с.

Для вивчення мікроструктури зразків осадів використовували скануючий електронний мікроскоп-аналізатор РЕММА-101А (SELMІ, Україна).

Результати дослідження

Результати дослідження впливу одного з ключових параметрів процесу феритизації травильних розчинів, а саме, вихідної концентрації іонів феруму на ступінь вилучення цих іонів показано в таблицях 2 та 3. Отримані дані феритизації з використанням ЗМП активації порівнювали з відповідними для традиційної термічної. Як видно з табл. 2, залишкові концентрації іонів Fe²⁺, Fe³⁺ в розчині після феритизації з термічною активацією знаходяться в межах 0,26–2,20 мг/дм³. При використанні ЗМП активації реакційної суміші відповідні значення концентрацій становлять 0,03–2,80 мг/дм³ (табл. 3). Слід відмітити, що при феритизації з ЗМП активацією розчину залишковий вміст іонів феруму має більші значення в порівнянні з термічною активацією при вихідній концентрації реакційної суміші ≥ 20 г/дм³. Очевидно, це обумовлено тим, що при високих вихідних концентраціях феруму в реакційній суміші електромагнітних розрядів із вивчаємими характеристиками недостатньо для формування щільної шпінельної кристалічної структури феритів. В процесі феритизації спостерігається часткове утворення в дисперсійному середовищі проміжних нестійких твердофазних сполук моногідратів важких металів.

В результаті дослідження встановлено, що процес феритизації забезпечує високий ступінь вилучення іонів феруму в екологічно безпечні нерозчинні

сполуки. Він сягає значень більш ніж 99,992%. Таким чином, найкращі умови проведення процесу досягаються при вихідній концентрації іонів феруму 6,6 г/дм³ із ЗМП активацією. При цьому залишкові концентрації іонів феруму мають значення менш ніж 0,03 мг/дм³. Очевидно, це обумовлено тим, що така вихідна концентрація іонів важких металів в реакційній суміші феритизації сприяє утворенню переважно стійких феромагнітних частинок [27].

Таблиця 2 – Вилучення іонів феруму з відпрацьованих травильних розчинів феритизацією з термічною активацією

№ серії дослідів	Концентрація іонів феруму, мг/дм ³		Ступінь вилучення (α), %
	реакційна суміш	розчин після феритизації	
1	46 600	2,20	99,995
2	36 600	2,01	99,994
3	26 600	1,63	99,993
4	16 600	0,84	99,994
5	6600	0,26	99,996

Таблиця 3 – Вилучення іонів феруму з відпрацьованих травильних розчинів феритизацією з активацією змінними магнітними полями

№ серії дослідів	Концентрація іонів феруму, мг/дм ³		Ступінь вилучення (α), %
	реакційна суміш	розчин після феритизації	
1	46 600	2,80	99,993
2	36 600	2,62	99,992
3	26 600	2,04	99,992
4	16 600	0,78	99,995
5	6600	0,03	99,999

Слід зазначити, що при вихідній концентрації іонів феруму 6,6 г/дм³ очищену воду після феритизації при застосуванні обох способів активації можна повторно використовувати на виробництві в промивних операціях, оскільки вона задовольняє діючим вимогам до вмісту в ній іонів феруму (менш ніж 0,3 мг/дм³). Крім того, при феритизації з ЗМП активацією досягається ефективність вилучення іонів феруму, що відповідає вимогам води 2 категорії для гальванічного виробництва. Така вода може застосовуватись як в промивних операціях, так і для приготування технологічних розчинів (ГДК іонів феруму – 0,1 мг/дм³).

Результати структурних досліджень осадів (табл. 4 та рис. 1, 2) добре узгоджуються з даними хімічного аналізу розчинів після процесу феритизації (табл. 2, 3), що дає можливість більш повно зрозуміти процеси, які відбуваються при перебігу феритизації. При досліджених способах активації реакційної суміші та вихідних концентраціях іонів феруму формується дисперсна чорна суспензія, яка в подальшому кристалізується з утворенням, головним чином, щільних феромагнітних структур. Проведений

рентгенофазовий аналіз зразків осадів переробки відпрацьованих травильних розчинів феритизацією (табл. 4) показує, що кількісний фазовий склад осаду значною мірою залежить від вихідної концентрації іонів металу та способу активації реакційної суміші.

Таблиця 4 – Фазовий склад осадів феритизації

Вихідна концентрація іонів феруму в розчині, г/дм ³	Фазовий склад осадів, %					
	Термічна активація			ЗМП активація		
	δ -FeOOH	Fe ₃ O ₄	γ -Fe ₂ O ₃	δ -FeOOH	Fe ₃ O ₄	γ -Fe ₂ O ₃
46,6	29,2	70,8	–	55,8	44,2	–
36,6	14,1	85,9	–	35,5	4,5	–
26,6	–	100	–	10,9	89,1	–
16,6	–	81,1	18,9	–	100	–
6,6	–	–	100	–	50,8	49,2

В результаті дослідження фазового складу зразків осадів (табл. 4) ідентифіковано феромагнітні фази фероксигіту – δ -FeOOH, магнетиту Fe₃O₄ та маггеміту γ -Fe₂O₃ з параметрами решітки 2,95; 8,36 і 8,34 Å, відповідно. Слід відмітити, що при ЗМП активації з вихідною концентрацією феруму 46,6 г/дм³ в реакційній суміші в осаді містяться твердофазні проміжні продукти, зокрема фероксигіт із значною масовою часткою цієї фази більш ніж 50%. Це, вірогідно, обумовлено низьким ступенем кристалічності структури. Крім того, для формування в дисперсному середовищі магнетита при термічній активації необхідна вихідна концентрація іонів феруму в реакційній суміші 26,6 г/дм³. Для ЗМП активації концентрація іонів феруму, при якій утворюється виключно фаза магнетиту, складає 16,6 мг/дм³. Кінцевими продуктами процесу фазоутворення при вихідній концентрації іонів феруму 6,6 г/дм³ є фази маггеміту (100%) з термічною активацією та магнетиту (50,8%) та магнетиту (49,2%) з ЗМП активацією.

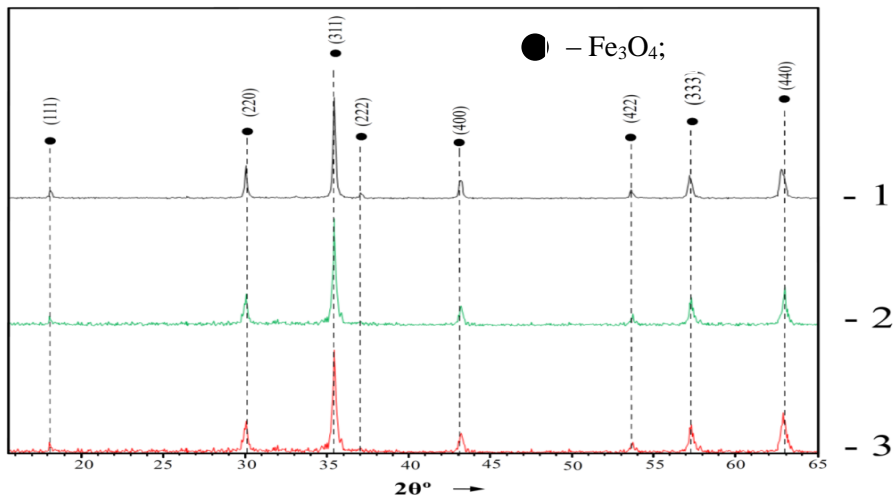


Рис. 1. Рентгенограми зразків магнетиту: 1 – кваліфікації «ч» та осадів феритизації; 2 – ЗМП, 3 – термічна активація

В результаті аналізу фазового складу досліджених зразків осадів (табл. 4) були визначено зразки, які мають виключно фазу магнетиту. Це зразки з вихідною концентрацією іонів феруму в розчині 26,6 і 16,6 г/дм³ для феритизації з термічною і ЗМП активацією, відповідно. Порівняння дифрактограм цих зразків із магнетитом кваліфікації «ч» свідчать про те, що вони ідентичні за структурними параметрами (рис. 1).

Дані фазового аналізу зразка осаду (рис. 1) добре корелюють з результатами скануючої електронної мікроскопії зразка, який отримано в результаті феритизації із ЗМП активацією (рис. 2).

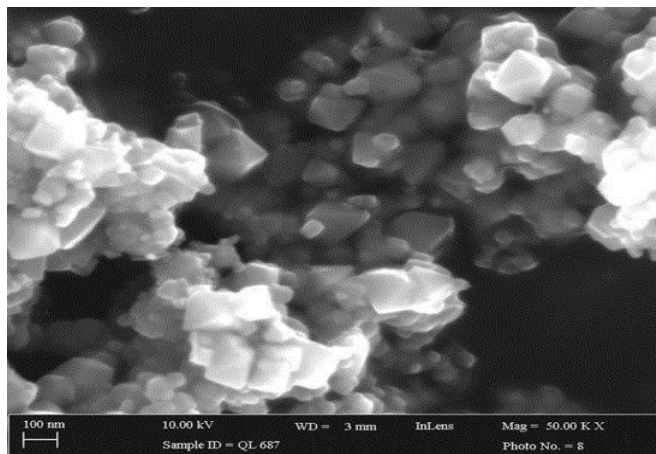


Рис. 2. Мікрофотографія зразка осаду магнетиту, отриманого ЗМП активацією процесу феритизації

Цей мікропористий зразок містить кристали магнетиту неправильної кубічної форми, які розміщені хаотично. Така структура забезпечує високу сорбційну здатність цих матеріалів як до іонів важких металів, так і до органічних речовин.

Висновки та перспективи подальших досліджень

В результаті проведених досліджень визначено вплив вихідної концентрації іонів феруму в реакційній суміші для переробки відпрацьованих травильних розчинів феритизацією та способів її активації на ступінь вилучення цих іонів з розчину та структурний склад отриманих осадів. Встановлено, що найкращий ступінь вилучення іонів важких металів з травильних розчинів феритизацією досягається при застосуванні її активації змінними магнітними полями при вихідній концентрації іонів феруму 6,6 г/дм³. При цьому залишкова концентрація іонів феруму не перевищує 0,03 мг/дм³, що відповідає ступеню очищення розчинів 99,999% та дає змогу їх повторного використання на гальванічному виробництві згідно з нормами діючих стандартів щодо іонів феруму.

На основі даних рентгенофазового аналізу визначено якісний і кількісний склад осадів, які отримані в результаті феритизаційної переробки відпрацьованих травильних розчинів при різних значеннях вихідної концентрації іонів феруму в реакційній суміші та способах активації процесу.

Фазовий аналіз зразків осадів виявив присутність у структурі ферумвмісних сполук δ -FeOОН, Fe₃O₄ та γ -Fe₂O₃. Визначено значення вихідних концентрацій іонів феруму в розчині феритизації, при яких досягається формування в однофазних осадах магнетиту: 26,6 і 16,6 г/дм³ з термічною і ЗМП активацією, відповідно.

Результати цієї роботи свідчать про те, що ЗМП активація в порівнянні з термічною уповільнює перебіг процесу трансформації проміжних ферумвмісних фаз в більш стійкі феритні сполуки. Проте використання ЗМП активації суттєво впливає на техніко-економічні показники отримання феромагнітних сполук за рахунок значної енергоощадності ініціювання реакції феритоутворення. Цей спосіб активації дає можливість більш ніж на 60% зменшити витрати електроенергії в порівнянні з традиційною термічною, а отже, зробити цю технологію інвестиційно привабливою. Крім того, така енергоощадна активація процесу при дотриманні певних технологічних параметрів феритизації сприяє утворенню осаду цінної феромагнітної фази магнетиту.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Обращение с отходами / Челноков А.А., Ющенко Л.Ф., Жмиков И.Н., Юращик К.К. // Высшая школа, 2018. С. 457.
2. A study of different strategical views into heavy metal(oid) removal in the environment / Ramezani M., Enayati M., Ghorbani A. // Arabian Journal of Geosciences. 2021 Vol. 14(21), 2225. URL: <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08572-4>.
3. Тугай А.М., Кочетова Г.М., Самченко Д.М. Вивчення стійкості відходів очищення стічних вод, які містять сполуки міді // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки, 2012. Вип. 20, С. 66–70.
4. Clean & environmentally friendly regeneration of Fe-surface cleaning pickling solutions / Liu Q., Pan D., Ding T., Ye M., He F. // Green Chemistry. 2020. Vol. 22(24). С. 8728–8733. URL: <https://doi.org/10.1039/d0gc03297b>.
5. Chen Y., Hou S. Application of magnetic nanoparticles in cell therapy // Stem Cell Research and Therapy. 2022. Vol. 13(1), 135. URL: <https://doi.org/10.1186/s13287-022-02808-0>.
6. Immobilized peptide-N-glycosidase F onto magnetic nanoparticles: A biotechnological tool for protein deglycosylation under native conditions / Bidondo L., Festari F., Freire T., Giacomini C. // Biotechnology and Applied Biochemistry. 2022. Vol. 69(1), С. 209–220. URL: <https://doi.org/10.1002/bab.2099>.
7. Aslan T.N. Relaxivity properties of magnetoferritin: The iron loading effect // Journal of Bioscience and Bioengineering. 2022. Vol. 133(5), С. 474-480. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2022.01.005>.
8. Microwave-assisted facile synthesis of layered reduced graphene oxide-tungsten disulfide sandwiched Fe₃O₄ nanocomposite as effective and sensitive sensor for detection of dopamine / Rana D.S., Kalia S., Kumar R., (...), Singh D., Singh R.K. // Materials Chemistry and Physics. 2022. Vol. 287, 126283. URL: <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.126283>.
9. Esmailian A., Dionysiou D.D., O'Shea K.E. Incorporating simultaneous effect of initial concentration and sorbent dose into removal prediction model using glyphosate experimental data and theoretical analysis // Chemical Engineering Journal. 2022. Vol. 445, 136667. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.136667>.
10. Appropriate Size of Fe₃O₄ Nanoparticles for Cancer Therapy by Ferroptosis / Tian X., Ruan L., Zhou S., (...), Zhang X., Shen S. // ACS Applied Bio Materials. 2022. Vol. 5(4), С. 1692-1699. URL: <https://doi.org/10.1021/acsabm.2c00068>.
11. Photothermal catalytic degradation of textile dyes by laccase immobilized on Fe₃O₄@SiO₂ nanoparticles / Zhu Q., Song J., Liu Z., (...), Chen Z., Pang H. // Journal of Colloid and Interface Science. 2022. Vol. 623, С. 992–1001. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2022.05.083>.

12. Anigrahawati P., Sahar M.R., Sazali E.S. Physical, structural and spectroscopic analysis of tellurite glass containing natural magnetite Fe_3O_4 nanoparticles // *Materials Chemistry and Physics*. 2022. Vol. 286, 126183. URL: <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.126183>.
13. Pfaff G. Iron oxide pigments // *Physical Sciences Reviews*. 2021. Vol. 6(10), C. 535–548. URL: <https://doi.org/10.1515/psr-2020-0179>.
14. Study of the stability of industrial wastewater treatment waste in alkaline cements / Kolodko A., Kochetov G., Samchenko D., Pasko A. // *Problems of water supply, sewerage and hydraulic*, 2016. Vol. 28, P. 180–186.
15. Kovalchuk O., Kochetov G., Samchenko D. Study of service properties of alkali-activated cement using wastewater treatment residues // *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 2019. Vol. 708, Is. 1, 012087.
16. Reis M.T.A., Ismael M.R.C. Electroplating wastes // *Physical Sciences Reviews*. 2019. Vol. 3(6). 20180024. URL: <https://doi.org/10.1515/psr-2018-0024>.
17. Reuse of Waste Pickling Acid for the Production of Hydrochloric Acid Solution, Iron(II) Chloride and Magnetic Iron Oxide: An Eco-Friendly Process / Cunha T.N.D., Trindade D.G., Canesin M.M., Costa Junior I.L., Bail A. // *Waste and Biomass Valorization*. 2021. Vol. 12(3), C. 1517–1528. URL: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01079-1>.
18. Кочетов Г.М., Науменко І.В., Самченко Д.М. Феритизаційна переробка відпрацьованих технологічних розчинів, що містять сполуки цинку та нікелю // *Проблеми водопостачання та гідраліки*, 2014. Вип. 24, С. 59–66.
19. Кочетов Г.М., Самченко Д.М. Удосконалення феритизаційної технології переробки стічних вод: електромагнітна імпульсна активація процесу // *Водопостачання та водовідведення*, 2015. Вип. 3, С. 20–26.
20. The extraction of chromium (III) from concentrated solutions by ferrite method / Frolova L. A., Pivovarov A. A., Anisimova L. B., Yakubovskaya Z. N., Yakubovskii A. I. // *Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii*, 2017. Vol. 6, P. 110–115.
21. The two-step neutralization ferrite-formation process for sustainable acid mine drainage treatment: Removal of copper, zinc and arsenic, and the influence of coexisting ions on ferritization / Igarashi T., Herrera P. S., Uchiyama H., Hashimoto K., Tabelin C. B. // *Science of the Total Environment*, 2020. Vol. 715, 136877.
22. Evolution of microstructure and mechanical properties of Cr ferrite/martensite steels with different Si content after long-term aging at 550 °C / Zhang Y., He H., Wang H., Chen G., An X., Wang Y. // *Journal of Alloys and Compounds*, 2021. Vol. 873, 159817.
23. Recovery of Ag and Au from synthetic and industrial wastewater by 2-step ferritization and Lt-delafoosite process via precipitation / John M., Heuss-Assbichler S., Tandon K., Ullrich A. // *Journal of Water Process Engineering*, 2019. Vol. 30, 100532.
24. Ємчура Б.М., Кочетов Г.М., Самченко Д.М. Феритна очистка стічних вод від іонів цинку: вплив швидкості аерації // *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*, 2018. Вип. 30, С. 14–22.
25. Kochetov G., Prihna T., Kovalchuk O., Samchenko D. Research of the treatment of depleted nickel-plating electrolytes by the ferritization method // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2018. Vol. 3 (6–93), C. 52–60.
26. Structure, magnetic and microwave absorption properties of NiZnMn ferrite ceramics / Zhou X., Wang J., Zhou L., Wang Y., Yao D. // *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 2021. Vol. 534, 168043.
27. Kochetov G., Kovalchuk O., Samchenko D. Development of technology of utilization of products of ferritization processing of galvanic waste in the composition of alkaline cements // *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2020. Vol. 5/10 (107), P. 6–13.

Стаття надійшла до редакції 08.06.2022 і прийнята до друку після рецензування 31.08.2022

REFERENCES

1. Chelnokov, A.A., Jushhenko, L.F., Zhmikov, I.N., & Jurashhik, K.K. (2018). Waste management. Kyiv: Vyshcha shkola [in Russian].
2. Ramezani, M., Enayati, M., & Ghorbani, A. (2021). A study of different strategical views into heavy metal(oid) removal in the environment. *Arabian Journal of Geosciences*, 14(21), 2225. URL: <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08572-4>.
3. Tuhai, A.M., Kochetova, H.M., & Samchenko, D.M. (2012). Study of the stability of waste water treatment containing copper compounds. *Problems of water supply, sewerage and hydraulic*, 20, 66-70 [in Ukrainian].
4. Liu, Q., Pan, D., Ding, T., Ye, M., & He, F. (2020). Clean & environmentally friendly regeneration of Fe-surface cleaning pickling solutions. *Green Chemistry*, 22(24), 8728-8733. URL: <https://doi.org/10.1039/d0gc03297b>.
5. Chen, Y., & Hou, S. (2022). Application of magnetic nanoparticles in cell therapy. *Stem Cell Research and Therapy*, 13(1), 135. URL: <https://doi.org/10.1186/s13287-022-02808-0>.
6. Bidondo, L., Festari, F., Freire, T., & Giacomini, C. (2022). Immobilized peptide-N-glycosidase F onto magnetic nanoparticles: A biotechnological tool for protein deglycosylation under native conditions. *Biotechnology and Applied Biochemistry*, 69(1), 209-220. URL: <https://doi.org/10.1002/bab.2099>.
7. Aslan, T.N. (2022). Relaxivity properties of magnetoferritin: The iron loading effect. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 133(5), 474-480. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2022.01.005>.
8. Rana, D.S., Kalia, S., Kumar, R., (...), Singh, D., & Singh, R.K. (2022). Microwave-assisted facile synthesis of layered reduced graphene oxide-tungsten disulfide sandwiched Fe₃O₄ nanocomposite as effective and sensitive sensor for detection of dopamine. *Materials Chemistry and Physics*, 287, 126283. URL: <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.126283>.
9. Esmaeilian, A., Dionysiou, D.D., & O'Shea, K.E. (2022). Incorporating simultaneous effect of initial concentration and sorbent dose into removal prediction model using glyphosate experimental data and theoretical analysis. *Chemical Engineering Journal*, 445, 136667. URL: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.136667>.
10. Tian, X., Ruan, L., Zhou, S., (...), Zhang, X., & Shen, S. (2022). Appropriate Size of Fe₃O₄ Nanoparticles for Cancer Therapy by Ferroptosis. *ACS Applied Bio Materials*, 5(4), 1692-1699. URL: <https://doi.org/10.1021/acsabm.2c00068>.
11. Zhu, Q., Song, J., Liu, Z., (...), Chen, Z., & Pang, H. (2022). Photothermal catalytic degradation of textile dyes by laccase immobilized on Fe₃O₄@SiO₂ nanoparticles. *Journal of Colloid and Interface Science*, 623, 992-1001. URL: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2022.05.083>.
12. Anigrahawati, P., Sahar, M.R., & Sazali, E.S. (2022). Physical, structural and spectroscopic analysis of tellurite glass containing natural magnetite Fe₃O₄ nanoparticles. *Materials Chemistry and Physics*, 286, 126183. URL: <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2022.126183>.
13. Pfaff, G. (2021). Iron oxide pigments. *Physical Sciences Reviews*, 6(10), 535-548. URL: <https://doi.org/10.1515/psr-2020-0179>.
14. Kolodko, A., Kochetov, G., Samchenko, D., & Pasko, A. (2016). Study of the stability of industrial wastewater treatment waste in alkaline cements. *Problems of water supply, sewerage and hydraulic*, 28, 180-186.
15. Kovalchuk, O., Kochetov, G., & Samchenko, D. (2019). Study of service properties of alkali-activated cement using wastewater treatment residues. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 708, 1, 012087.
16. Reis, M.T.A., & Ismael, M.R.C. Electroplating wastes (2019). *Physical Sciences Reviews*, 3(6), 20180024. URL: <https://doi.org/10.1515/psr-2018-0024>.

17. Cunha, T.N.D., Trindade, D.G., Canesin, M.M., Costa Junior, I.L., & Bail, A. (2021). Reuse of Waste Pickling Acid for the Production of Hydrochloric Acid Solution, Iron(II) Chloride and Magnetic Iron Oxide: An Eco-Friendly Process. *Waste and Biomass Valorization*, 12(3), 1517-1528. URL: <https://doi.org/10.1007/s12649-020-01079-1>.
18. Kochetov, H.M., Naumenko, I.V., & Samchenko, D.M. (2014). Ferritization processing of spent technological solutions containing zinc and nickel compounds. *Problems of water supply, sewerage and hydraulic*, 24, 59-66 [in Ukrainian].
19. Kochetov, H.M., & Samchenko, D.M. (2015). Improvement of the ferritization technology of wastewater treatment: electromagnet impulse activation of the process. *Water supply and drainage*, 3, 20-26 [in Ukrainian].
20. Frolova, L.A., Pivovarov, A.A., Anisimova, L.B., Yakubovskaya, Z.N., & Yakubovskii, A.I. (2017). The extraction of chromium (III) from concentrated solutions by ferrite method. *Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii*, 6, 110-115.
21. Igarashi, T., Herrera, P. S., Uchiyama, H., Hashimoto, K., & Tabelin, C. B. (2020). The two-step neutralization ferrite-formation process for sustainable acid mine drainage treatment: Removal of copper, zinc and arsenic, and the influence of coexisting ions on ferritization. *Science of the Total Environment*, 715, 136877.
22. Zhang, Y., He, H., Wang, H., Chen, G., An, X., & Wang, Y. (2021). Evolution of microstructure and mechanical properties of Cr ferrite/martensite steels with different Si content after long-term aging at 550 °C. *Journal of Alloys and Compounds*, 873, 159817.
23. John, M., Heuss-Assbichler, S., Tandon, K., & Ullrich, A. (2019). Recovery of Ag and Au from synthetic and industrial wastewater by 2-step ferritization and Lt-delafoosite process via precipitation. *Journal of Water Process Engineering*, 30, 100532.
24. Yemchura, B.M., Kochetov, H.M., & Samchenko, D.M. (2018). Ferrite treatment of wastewater from zinc ions: effect of aeration rate. *Problems of water supply, sewerage and hydraulic*, 30, 14-22 [in Ukrainian].
25. Kochetov, G., Prihna, T., Kovalchuk, O., & Samchenko, D. (2018). Research of the treatment of depleted nickel-plating electrolytes by the ferritization method. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3(6-93), 52-60.
26. Zhou, X., Wang, J., Zhou, L., Wang, Y., & Yao, D. (2021). Structure, magnetic and microwave absorption properties of NiZnMn ferrite ceramics. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 534, 168043.
27. Kochetov, G., Kovalchuk, O., & Samchenko, D. (2020). Development of technology of utilization of products of ferritization processing of galvanic waste in the composition of alkaline cements. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 5/10(107), 6-13.

The article was received 08.06.2022 and was accepted after revision 31.08.2022

Самченко Дмитро Миколайович

кандидат технічних наук, старший науковий співробітник науково-дослідної частини Київського національного університету будівництва і архітектури
Адреса робоча: 03037 Україна, м. Київ, пр. Повітрофлотський, 31
ORCID ID: 0000-0003-3305-8180 **e-mail:** sama30071988@gmail.com

Кочетов Геннадій Михайлович

доктор технічних наук, професор кафедри хімії Київського національного університету будівництва і архітектури
Адреса робоча: 03037 Україна, м. Київ, пр. Повітрофлотський, 31
ORCID ID: 0000-0003-0041-7335 **e-mail:** gkochetov@gmail.com

Васильєв Олексій

доктор, професор, Державний університет Східного Теннесі
Адреса робоча: PO Box 70695, Johnson City, TN 37614, USA
ORCID ID: 0000-0003-2687-0672 **e-mail:** vasiliev@etsu.edu

Дереча Дмитро Олександрович

кандидат фізико-математичних наук, завідувач лабораторії Інституту магнетизму

Адреса робоча: 03142 Україна, м. Київ, бульв. Акад. Вернадського, 36-б

ORCID ID: 0000-0002-2442-3759 *e-mail:* dderecha@gmail.com

Скирта Юрій Борисович

кандидат фізико-математичних наук, провідний науковий співробітник Інституту магнетизму

Адреса робоча: 03142 Україна, м. Київ, бульв. Акад. Вернадського, 36-б

ORCID ID: 0000-0002-6881-2983 *e-mail:* skirtayuri@ukr.net

Ластівка Олесь Васильович

кандидат технічних наук, доцент кафедри технології будівельних конструкцій, виробів і матеріалів Київського національного університету будівництва і архітектури

Адреса робоча: 03037 Україна, м. Київ, пр. Повітрофлотський, 31

ORCID ID: 0000-0002-3670-0020 *e-mail:* oles.lastivka@gmail.com

УДК 502.51:504.5

Oleg M. Mandryk¹, Doctor of Technical Sciences, Professor
ORCID ID: 0000-0002-2689-7165 *e-mail*: o.mandryk@nung.edu.ua

Vyacheslav O. Okhariev², Candidate of Technical Sciences, Senior Researcher
ORCID ID: 0000-0001-6270-6293 *e-mail*: okhariev.vo@gmail.com

Taras V. Trysnyuk², Candidate of Technical Sciences, Senior Researcher
ORCID ID: 0000-0002-3672-8242 *e-mail*: taras24t@gmail.com

Roman Y. Mykhailyuk¹, Department of Ecology, Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas
ORCID ID: 0000-0002-1810-2211 *e-mail*: Mromann2016@gmail.com

¹ Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ivano-Frankivsk, Ukraine

² Institute of Telecommunications and Global Information Space of National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

MONITORING OF DNIESTER WATERSHED POLLUTION BY REASON OF FLOODING AND OTHER ENVIRONMENTAL DISASTERS

Abstract. *The work is about the solution of the scientific and practical task of substantiating the construction of geomodels of zones of probable flooding of the Dniester River on the basis of aerospace and contact measurements. In order to localize flooded areas and predict the dynamics of changes in geometric characteristics, natural and man-made factors that cause the rise of the groundwater level were analyzed. The main types of activity and load on the water resources of the Dniester basin are: residential and communal economy, industry, agriculture, including fisheries, hydropower and flood protection. Among the main cross-border problems typical for the Dniester River are: pollution by organic, biogenic and dangerous substances; hydromorphological changes; pollution by plastic and other household waste of the coastal strip of the river; spread of invasive species. The transboundary Dniester river is used for electricity generation. Dubossar hydroelectric power plant (HPP) (1954) in Moldova and Dnistrovsk HPP (1987) and Dnistrovsk HPP-2 (2000) in Ukraine were built on the river. Their activities led to hydromorphological changes of the river and its regulation. The main role in the pollution of the waters of the Dniester basin by biogenic substances on the territory of Ukraine and Moldova belongs to diffuse sources of agricultural origin. Water management activities and intensive chemicalization of agricultural land significantly affect the water quality of the Dniester River. The possibility of using available satellite images makes it possible to reduce the time and material costs of conducting additional contact measurements when determining zones of probable flooding, without reducing the accuracy of forecast parameters. The developed cartographic geomodels of areas of probable flooding make it possible to determine and visually assess the degree of flooding under different modes of operation of pressure horizons that have a hydraulic connection with groundwater.*

Keywords: *environmental safety of the territory; cartographic-graphic model; man-made load; remote methods; contact methods*

О.М. Мандрик¹, В.О. Охарєв², Т.В. Триснюк², Р.Й. Михайлюк¹

¹ Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, м. Івано-Франківськ, Україна

² Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ, Україна

МОНІТОРИНГ ЗАБРУДНЕННЯ БАСЕЙНУ ДНІСТРА ВНАСЛІДОК ПІДТОПЛЕНЬ ТА ІНШИХ НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ

***Анотація.** Роботу присвячено розв'язанню науково-практичного завдання з обґрунтування побудови геомodelей зон ймовірних підтоплень річки Дністер на основі аерокосмічних та контактних вимірювань. Для локалізації підтоплених зон і прогнозування динаміки змін геометричних характеристик проаналізовано природні й техногенні фактори, що спричиняють підйом рівня ґрунтових вод. Основними видами діяльності та навантаження на водні ресурси басейну р. Дністер є: житлово-комунальне господарство, промисловість, сільське господарство, включаючи рибне господарство, гідроенергетика та протипаводковий захист. Серед основних транскордонних проблем характерними для р. Дністер є: забруднення органічними, біогенними та небезпечними речовинами; гідроморфологічні зміни; забруднення пластиком та іншими побутовими відходами прибережної смуги річки; поширення інвазивних видів. Транскордонна р. Дністер використовується для виробництва електроенергії. На річці споруджено Дубоссарську ГЕС (1954 р.) в Молдові та Дністровську ГЕС (1987 р.) і Дністровську ГЕС-2 (2000 р.) в Україні. Їх діяльність призвела до гідроморфологічних змін річки та її зарегульованості.*

Основна роль в забрудненні вод басейну Дністра біогенними речовинами на території України та Молдови належить дифузним джерелам сільськогосподарського походження. Суттєво впливає на якість води р. Дністер водогосподарська діяльність та інтенсивна хімізація сільгоспугідь. Можливість використання доступних космоснімків дає змогу зменшити часові й матеріальні витрати на проведення додаткових контактних вимірювань при визначенні зон ймовірних підтоплень, не знижуючи при цьому точності прогнозних параметрів. Розроблені картографічні геомodelі зон ймовірних підтоплень дають змогу визначити й візуально оцінити ступінь підтоплення при різних режимах експлуатації напірних горизонтів, що мають гідравлічний зв'язок із ґрунтовими водами.

***Ключові слова:** екологічна безпека території; картографічно-графова модель; техногенне навантаження, дистанційні методи; контактні методи*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.35-42>

Вступ

У даний час річка Дністер є суттєво антропогенно трансформованою та знаходиться під впливом складного комплексу природних та антропогенних факторів, а саме: забруднення вод, зміна гідрологічного режиму, трансформація прилеглих територій тощо. З огляду на важливість Дністра як джерела питної води для великих міст, наприклад Одеси, ситуація, що склалася, загрожує не тільки навколишньому середовищу, а й здоров'ю людей. Дністер – це транскордонна річка, друга за розмірами в Україні та дев'ята в Європі, яка належить до важливих водних артерій України, а для Республіки

Молдова є головною водною артерією. Ріка перетинає територію шести областей Західної України (Львівської, Івано-Франківської, Тернопільської, Чернівецької, Хмельницької, Вінницької), Молдову та на рівнинах Одещини розливається Дністровським лиманом, через який сполучається з морем. На території України розташовано 73% загальної площі басейну Дністра, на території Молдови – 26,4% [1]. Дослідження екологічного стану та техногенного навантаження показує, що все частіше активізуються небезпечні процеси паводкових явищ. З метою своєчасного прийняття рішень щодо запобігання або ліквідації можливих негативних наслідків активно використовуються дистанційні аерокосмічні методи. Розроблення нових і вдосконалення наявних методів побудови геомodelей, визначення зон потенційних підтоплень є можливим тільки на основі комплексного використання даних аерокосмічних і контактних досліджень з урахуванням різноманіття гідрогеологічних умов і специфіки ділянки, що вивчається. Щороку загострюється проблема підтоплення підземними водами нових територій, що призводить до погіршення санітарно-епідеміологічних умов, зміни хімічного складу підземних вод і ґрунтів, підвищення їх корозійної активності відносно фундаментів інженерних споруд та комунікацій, активізації небезпечних геологічних явищ та ін.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Експериментальні дослідження техногенних чинників, пов'язаних із підтопленням території річки Дністер, ґрунтуються на використанні методики експертної оцінки та інформаційних технологій. На даній території в роботах О.М. Адаменка, О.М. Мандрика, Л.М. Архипової, А.М. Яцишина, С. Рудницького, Е. Ромера проведено геоморфологічні дослідження, вивчення історії розвитку долин Дністра, основних етапів формування терас Дністра. Сучасна екологічна ситуація на території Дністровського протипаводкового полігону розглядається в роботах Я. Адаменка, Д. Зоріна, Я. Семчука та ін. Наукометричний огляд показав, що на даній території існує низка екологічних проблем, які потребують вирішення.

Мета роботи. Метою роботи є екологічна оцінка якості води річки Дністер та аналіз впливу окремих природних та антропогенних джерел.

Виклад основного матеріалу дослідження

Одним з найбільш небезпечних проявів шкідливої дії вод в Західній Україні стали катастрофічні паводки, повені та підтоплення території. Соціально-економічні збитки від цих явищ за середньостатистичними даними становлять близько 220 млн грн, а екологічні – близько 77 млн грн на рік. За останні 30 років надзвичайні ситуації, пов'язані з підтопленням, відбувалися у 1979, 1985, 1998, 2003, 2008, 2020 роках. Подібні явища траплялися і раніше, оскільки головною причиною цього процесу є кліматичний фактор і періодичність аномальних опадів, що пов'язана із сонячною активністю. Слід зазначити, що пріоритетними тематичними напрямками робіт у цій сфері можуть бути: моніторинг руслових та ерозійних процесів, моніторинг повеней та підтоплення, складання цифрових карт басейнів річок різного масштабу,

моніторинг забруднення ґрунтів та водних об'єктів, оцінки ефективності використання водних ресурсів та снігового і льодового режимів.

За умов відмови від регулювання русел річки Дністер та збереження цієї території під високим природоохоронним статусом, можуть відбутися у випадку проходження катастрофічних паводків незворотні руслові деформації, пов'язані з розмивом берегів (особливо на згинах і перед мостовими переходами), замуленням або руйнуванням меліоративних заплавних каналів, пошкодженням дамб, мостів, автомобільних і залізничних доріг. Разом з тим така ситуація може бути загрозливою для населених пунктів, розташованих в потенційних зонах затоплення.

За відмови від розчищення русла вище мостових переходів високою є ймовірність розвитку складних розгалужень (в результаті акумуляції наносів) і зростання бокового розмиву корінних берегів. Це в свою чергу може призвести до збільшення шорсткості русла на ділянці, що зменшить його водопропускну здатність, особливо під час проходження активних паводків. Така ситуація може негативно позначитись на технічному стані захисних дамб.

За відмови від розширення міждамбового водопропускового коридору існує висока ймовірність руйнації певних ділянок існуючих дамб під час проходження високих паводків. Активно проявлятимуться як вертикальні, так і горизонтальні руслові деформації.

Як показує досвід, в таких ситуаціях виникають значні екологічні (затоплення площ, змив ґрунтів, зсуви), економічні (руйнація інженерних споруд і комунікацій) і соціальні (втрата житла, вилучення сільськогосподарських угідь) збитки.

Техногенне навантаження та природне середовище залежить від транскордонних, регіональних і локальних потоків забруднюючих речовин.

Водні ресурси басейну Дністра інтенсивно використовуються в економічній діяльності, що значно впливає на стан водної екосистеми річки. Нафтохімічна, целюлозно-паперова галузі та підприємства харчової промисловості є найбільш великими забруднювачами. На берегах Дністра та його приток розташовані такі промислові підприємства, як Дрогобицький та Надвірнянський нафтопереробні заводи, Калуський «Хлорвініл», Жидячівський целюлозно-паперовий комбінат. Крім того, у водозбірному басейні річки функціонують великі цукроварні та м'ясокомбінати. Забруднення органічними речовинами від промислових точкових джерел склали 0,095 тис. т за БСК (з них 0,082 тис. т – Україна та 0,013 тис. т – Молдова) та 1058 тис. т за ХСК (з них 606 тис. т – Україна та 452 тис. т – Молдова) [6]. Загальний об'єм водовідведення у басейні Дністра склав 242,50 млн м³, з них 89,4 млн м³ припадає на Республіку Молдова та 153,1 млн м³ – на Україну. Серед галузей економіки надходження стічних вод розподілене наступним чином: комунальне господарство: Україна – 56%, Молдова – 44%; промисловість: Україна – 84%, Молдова – 16%; сільське господарство: Україна – 71%, Молдова – 29% [6, 7]. Значну частину забруднення органічними сполуками генерують великі міста Молдови та України з населенням більше 100 тис. чоловік, а саме: Кам'янець-Подільський, Львів, Івано-Франківськ, Тернопіль в Україні та Бельці, Кишинів, Сороки, Кам'янка, Рибниця, Дубоссари в Молдові. Всі ці населені пункти мають застарілі очисні споруди, після очистки на яких стоки потрапляють безпосередньо у Дністер. Через це рівень антропогенного впливу на

екосистему річки від витоків до гирла дуже високий. Зі стічними водами цих міст надходить до 60% органічних сполук за показником БСК та 70% – за ХСК (рис. 1) [3].

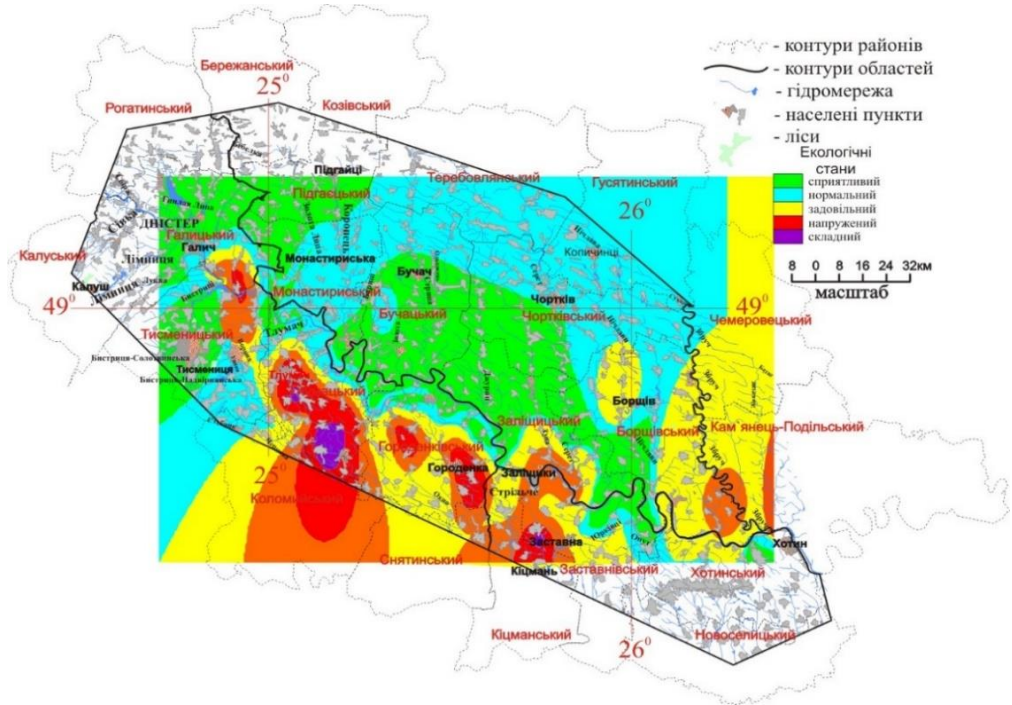


Рис. 1. Карта забруднення на відрізьку річки Дністер

Екологічна небезпека паводкових явищ має місце у ландшафтних місцевостях терасованих днищ річкових долин у вигляді руйнівної берегової ерозії, а у передгір'ях у межах місцевостей заплав і низьких терас – у вигляді паводкового затоплення. Серед геоморфологічних процесів значним ступенем екологічної небезпеки характеризуються зсувні явища, притаманні місцевостям ерозійно-зсувних межиріч і пологосхилого низькогір'я, обвали і осипища – в крутосхилому середньогір'ї [4].

Хімічне забруднення території не має чіткої ландшафтної приуроченості і тяжіє до локальних джерел впливу, навколо яких формуються техногенні геохімічні аномалії. Всього в регіоні Дністровського каньйону, що проходить по межі Тернопільської області, нараховується близько 18 техногенних аномалій.

Контактні методи дають змогу з високою точністю вимірювати глибину залягання підземних вод, але мають місце похибки під час встановлення їх меж. Ці методи потребують значних матеріальних і трудових витрат [5].

Використання інтервальних оцінок при визначенні ступеня ризику для формування ієрархічної структури геомоделей робить можливим прийняття оперативних рішень щодо запобігання наслідкам небезпечних інженерно-геологічних процесів в умовах невизначеності. Усе це потребує встановлення залежностей між параметрами моделей, які характеризують різноманітні можливі стани досліджуваних ділянок місцевості, із використанням експертних оцінок і статистичних даних. Такий підхід сприяє підвищенню точності локалізації підтоплених зон із різними ступенями небезпеки.

Геоінформаційні системи досліджуваної території включають просторову прив'язку гідрологічних елементів і точок спостереження, підготовку цифрової моделі рельєфу, виділення басейнів водозбору, моделювання площ підтоплення (рис. 2).

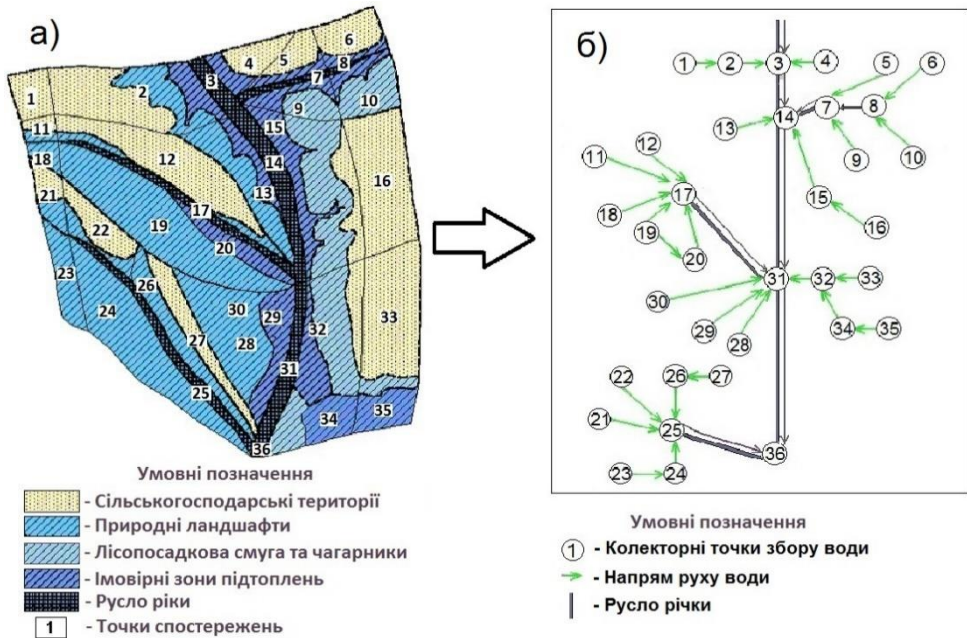


Рис. 2. Картографічно-графова модель взаємодії підтоплення геосистем при дощовій погоді на відрізку річки Дністер: а) картографічне представлення підтоплення, б) графове представлення моделі

Запропоноване картографічне представлення підтоплення та графове представлення моделі досліджуваного регіону базується на використанні аерокосмічного та наземного знімання, включає обробку матеріалів з метою отримання топографічних або спеціальних карт, побудову цифрової моделі рельєфу.

Побудований граф відображає точки дослідження та особливості розгалуженості водозборів території. Кінцевою метою запропонованої методики є оцінка та розгляд заходів протидії повеневим та деформаційним явищам русла.

Для локалізації підтоплених зон і прогнозування динаміки зміни геометричних характеристик встановлено природні й техногенні фактори, що спричиняють підйом рівня ґрунтових вод. Визначено можливі несприятливі процеси в підтоплених зонах залежно від призначення території. Обґрунтовано виділення чотирьох категорій підтоплення залежно від рівня залягання підземних вод, факторів, що їх спричиняють, і можливих наслідків. I та II категорія відповідають територіям із глибиною залягання ґрунтових вод менше 2,5 м, де виникають небезпечні явища, III категорія – потенційно підтоплені території з глибиною 2,5...4,0 м, де існує тенденція до підйому рівня ґрунтових вод. До IV категорії «непідтоплені» належать ділянки з рівнем підземних вод глибше 3 м, де немає передумов до підтоплення.

Висновки

В результаті досліджень зазначено, що існують невирішені питання удосконалення моніторингу і управління природоохоронними системами, зокрема відсутня інфраструктура оперативного моніторингу динаміки антропогенних та ренатуралізаційних процесів на основі новітніх інформаційних технологій. Досліджувані території поділяються на 3 категорії в залежності від необхідних стабілізаційних заходів: 1) території, що знаходяться в нормальному екологічному стані і тому не потребують втручання, а вимагають лише проведення локального екологічного моніторингу для прогнозування можливих екологічних змін; 2) території із задовільним екологічним станом, де необхідно діяти згідно з довгостроковими екологічними програмами; 3) території з напруженим і складним екологічними станами, які потребують термінових заходів, щоб запобігти подальшому руйнуванню довкілля і виникненню надзвичайних ситуацій. На основі розробленої моделі організації інформаційної системи природно-заповідних територій та рекреаційних ресурсів запропоновано систему управління екологічною безпекою природно-заповідних територій в умовах інтенсивного забруднення навколишнього середовища, яка базується на використанні інформаційних технологій.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. V. Trysnyuk, T. Trysnyuk, V. Okhariev, V. Shumeiko, A. Nikitin. Cartographic Models of Dniester River Basin Probable Flooding. *Centrul Universitar Nord Din Bala Mare – UTPRESS ISSN 1582-0548, №1, 2018. С. 61–67.*
2. Trofymchuk, O., Kalyukh, Y., Hlebchuk, H. [2013] Mathematical and GIS-modeling of landslides in Kharkiv region of Ukraine. *Landslide Science and Practice: Spatial Analysis and Modelling.* – Springer, Berlin, Heidelberg. 347–352.
3. Адаменко О.М. Екологічна безпека територій. Монографія / О.М. Адаменко, Я.О. Адаменко, Л.М. Архіпова та ін. – Івано-Франківськ : Супрун, 2014. – 456 с.
4. Триснюк В.М. Система управління екологічною безпекою природних і антропогенно-модифікованих геосистем. Системи обробки інформації. – 2016. – №12. – С. 185–188.
5. Trysnyuk, V.M., Okhariev, V.O., Trysnyuk, T.V., Zorina, O.V., Kurylo, A.V., Golovan, Y.V., Smetanin, K.V., Radlowska, K.O. [2019] Improving the algorithm of satellite images landscape interpretation. 18th International Conference Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects, Extended Abstracts.

Стаття надійшла до редакції 10.05.2022 і прийнята до друку після рецензування 25.08.2022

REFERENCES

1. Trysnyuk, V., Trysnyuk, T., Okhariev, V., Shumeiko, V., & Nikitin, A. (2018). Cartographic Models of Dniester River Basin Probable Flooding. *Centrul Universitar Nord Din Bala Mare*, 1, 61-67.
2. Trofymchuk, O., Kalyukh, Y., & Hlebchuk, H. (2013). Mathematical and GIS-modeling of landslides in Kharkiv region of Ukraine. In *Landslide Science and Practice: Spatial Analysis and Modelling* (pp. 347-352). Springer, Berlin, Heidelberg.

3. Adamenko, O.M., Adamenko, Ya.O., Arkhipova, L.M. et al. (2014). Ecological safety of territories. Ivano-Frankivsk: Suprun [in Ukrainian].
4. Trysnyuk, V.M. (2016). Environmental safety management system of natural and anthropogenically modified geosystems. *Information processing systems*, 12, 185-188 [in Ukrainian].
5. Trysnyuk, V.M., Okhariev, V.O., Trysnyuk, T.V., Zorina, O.V., Kurylo, A.V., Golovan, Y.V., Smetanin, K.V., & Radlowska, K.O. (2019). Improving the algorithm of satellite images landscape interpretation. In *18th International Conference Geoinformatics – Theoretical and Applied Aspects*, Extended Abstracts.

The article was received 10.05.2022 and was accepted after revision 25.08.2022

Мандрик Олег Миколайович

доктор технічних наук, професор, перший проректор Івано-Франківського інституту нафти і газу

Адреса робоча: Україна, м. Івано-Франківськ, вул. Карпатська, 15

ORCID ID: 0000-0002-2689-7165 **e-mail:** o.mandryk@nung.edu.ua

Охарєв Вячеслав Олександрович

кандидат технічних наук, старший науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору Національної академії наук України

Адреса робоча: Україна, м. Київ, Чоколівський бульвар, 13

ORCID ID: 0000-0001-6270-6293 **e-mail:** okhariev.vo@gmail.com

Триснюк Тарас Васильович

кандидат технічних наук, старший науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору Національної академії наук України

Адреса робоча: Україна, м. Київ, Чоколівський бульвар, 13

ORCID ID: 0000-0002-3672-8242 **e-mail:** taras24t@gmail.com

Михайлюк Роман Йосипович

начальник Дністровського басейнового управління водних ресурсів, аспірант Івано-Франківського інституту нафти і газу

Адреса робоча: Україна, м. Івано-Франківськ, вул. Академіка Сахарова, 23

ORCID ID: 0000-0002-1810-2211 **e-mail:** Mromanm2016@gmail.com

UDC 628.16.08

Marina V. Kravchenko, Cand. Sc. (Tech.), Associate Professor
ORCID ID: 0000-0003-0428-6440 *e-mail*: marina-diek@ukr.net

Lesya O. Vasylenko, Cand. Sc. (Tech.), Associate Professor
e-mail: lesya.kiev@ukr.net

Kyiv National University of Construction and Architecture, Kyiv, Ukraine

INVESTIGATION OF THE MAIN PROPERTIES OF REVERSE OSMOSIS MEMBRANES AND THEIR INFLUENCE ON CHANGES IN THE PHYSICO-CHEMICAL COMPOSITION OF AQUEOUS SOLUTIONS

Abstract. *The article discusses the relevance and features of the use of reverse osmosis when adjusting the physico-chemical composition of aqueous solutions and especially the composition of drinking water. The main element of any reverse osmosis plant is a semi-permeable membrane, which is a polymer composite material of uneven density. It has been shown that reverse osmosis membranes must meet certain requirements, the main of which are selectivity to the components that are removed at this functional stage, compliance with a high level of permeability, i.e. stable physical and chemical properties during their operation. The main physicochemical properties of membranes (selectivity, specific productivity, concentration reduction factor, separation factor) and methods for their calculation are described. The effect of temperature on the change in the selectivity and specific productivity of a semipermeable membrane for $MgCl_2$ and $CaCl_2$ salts has been experimentally studied. It has been proven that an increase in the temperature of the solution leads to an increase in the selectivity of the membrane and a linear decrease in the specific productivity. Experimental studies were carried out on model solutions to study the effect of pressure on the change in membrane selectivity. It is shown that the shrinkage of the membrane structure is especially noticeable in the first hours of its operation, which leads to a decrease in the selectivity of the membrane. A practically steady state in terms of selectivity usually occurs in 4–5 hours. It was studied that with an increase in the concentration of salts in the initial solution, a decrease in the specific productivity of the membrane and an increase in selectivity occur. It is shown that the selectivity of the studied membrane in the presented range of concentrations is higher for electrolytes of the 2:2 type than for electrolytes of the 2-1 type. The parametric dependences of the change in selectivity and the concentration reduction factor of the Filmtec TW30-1812-50 membrane over time for the components of a “model multicomponent solution” at a pressure of $P = 18$ atm are given.*

Keywords: *aqueous solution; reverse osmosis; membrane; membrane properties; selectivity; specific productivity; concentration reduction factor; osmotic pressure; temperature; aqueous solution concentration; dependence*

© М.В. Кравченко, Л.О. Василенко, 2022

М.В. Кравченко, Л.О. Василенко

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

ДОСЛІДЖЕННЯ ОСНОВНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ЗВОРотноОСМОТИЧНИХ МЕМБРАН ТА ЇХ ВПЛИВ НА ЗМІНУ ФІЗИКО-ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ВОДНИХ РОЗЧИНІВ

***Анотація.** В статті розглянуто актуальність та особливості використання зворотного осмосу при коригуванні фізико-хімічного складу водних розчинів і, особливо, складу питної води. Основним елементом будь-якої установки зворотного осмосу є напівпроникна мембрана, що являє собою композитний полімерний матеріал нерівномірної щільності. Показано, що мембрани для зворотного осмосу повинні задовольняти певним вимогам, основними з яких є селективність до компонентів, які видаляються на даному функціональному етапі, відповідність високому рівню проникності, тобто мати високу питому продуктивність та володіти стійкою структурою, фізичною міцністю і хімічною стійкістю до середовища та стійкими фізико-хімічними властивостями в процесі їх експлуатації. Описано основні фізико-хімічні властивості мембран (селективність, питома продуктивність, коефіцієнт зниження концентрації, коефіцієнт розділення) та наведено методи їх розрахунку. Експериментально досліджено вплив температури на зміну селективності і питомої продуктивності напівпроникної мембрани для солей $MgCl_2$ та $CaCl_2$. Доведено, що збільшення температури розчину призводить до зростання селективності мембрани та лінійного зменшення її питомої продуктивності. Проведено експериментальні дослідження на модельних розчинах з вивчення впливу тиску на зміну селективності мембрани. Показано, що усадка структури мембрани особливо помітна в перші години її роботи, що призводить до зниження селективності мембрани. Практично сталий режим за селективністю зазвичай настає через 4–5 год. Досліджено, що зі збільшенням концентрації солей у вихідному розчині відбувається зниження питомої продуктивності мембрани та зростання селективності. Представлено, що селективність досліджуваної мембрани в представленому діапазоні концентрацій є вищою для електролітів типу 2:2, ніж для електролітів типу 2-1. Наведені параметральні залежності зміни селективності та коефіцієнта зниження концентрації мембрани Filmtec TW30-1812-50 з часом для компонентів «модельного багатокомпонентного розчину» при тиску $P = 18$ атм.*

***Ключові слова:** водний розчин; зворотний осмос; мембрана; властивості мембрани; селективність; питома продуктивність; коефіцієнт зниження концентрації; осмотичний тиск; температура; концентрація водного розчину; залежність*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.43-55>

Вступ

В якості стадії демінералізації в системах підготовки питної води, особливо на локальному рівні, мембранні технології набувають все більш широкого використання як в світовій практиці, так і в Україні. Перш за все проблема водопідготовки та водоочистки набуває актуальності в умовах воєнного стану та відновлення країни для попередження цілої низки інфекційних захворювань (вірусний гепатит А, черевний тиф, дизентерія, холера, ротавірусні інфекції,

лептоспіроз тощо) і хвороб, що пов'язані з хімічним забрудненням води (водно-нітратна метгемоглобінемія, флюорози, отруєння токсинами синьо-зелених водоростей тощо).

Мембрани є основними елементами мембранних установок, у конструктивні особливості яких входить напівпроникна перегородка, що забезпечує при створенні рушійної сили (осмотичний тиск) розділення початкової суміші на два потоки – *пермеат*, або фільтрат (потік речовин, що пройшли через напівпроникну мембрану) і *концентрат* (потік речовин, що не пройшли через напівпроникну мембрану в процесі розділення).

Найбільшого поширення набули мембранні процеси, що протікають під дією тиску (баромембранні процеси). За розміром затримуваних частинок баромембранні процеси розділяються на: зворотний осмос, нанофільтрація, ультрафільтрація, мікрофільтрація. Групи відрізняються один від одного величиною робочого тиску, інтервалом розмірів пор у мембрані, величиною питомої продуктивності мембран.

Енергія A в цих процесах розділення складається з роботи стискання A_c і роботи продавлювання $A_{пр}$:

$$A = A_c + A_{пр} . \quad (1)$$

Робота стискання рідини дуже мала і нею можна знехтувати. $A_{пр}$ можна знайти за формулою:

$$A_{пр} = \Delta P \cdot V, \quad (2)$$

де ΔP – перепад тиску на мембрані;

V – кількість рідини, що продавлюється.

Мембранні методи в останні роки почали широко використовуватися в низці розвинених країн, таких як США, Японія, Франція, Саудівська Аравія, Кувейт, інші країни Близького та Середнього Сходу, як в промислових масштабах, так і на побутовому рівні.

При виборі мембранного методу очистки водопровідної води в домашніх умовах важливу роль відіграє значення тиску води у водопровідній мережі, який в містах України в середньому не перевищує 0,05–1,5 МПа [1].

Мікро- і ультрафільтрація (робочий тиск 0,05–0,5 МПа) та частково нанофільтрація (робочий тиск 0,4–1,0 МПа) відповідають цим вимогам і можуть бути використані без додаткових пристроїв (насосів) для доочистки водопровідної води. Оскільки внаслідок мікрофільтрації вода очищується тільки від механічних забруднень і завислих частинок, то для очистки від полімерних сполук, колоїдів, важких металів, солей жорсткості ефективними є ультра- і нанофільтрація.

Зворотноосмотичні установки та апарати, які працюють при значеннях тиску 1,5–2,0 МПа, видаляють із води всі домішки, в тому числі і різні солі, коригуючи тим самим склад питної води на фізико-хімічному рівні.

Процес зворотного осмосу – це процес фільтрування розчинів під тиском через напівпроникні мембрани, які пропускають розчинник (воду) і повністю або частково затримують молекули або іони розчинених речовин. В основі цього мембранного процесу лежить явище осмосу – самовільного

проникнення розчинника крізь мембрану в розчин. Тиск, за якого встановлюється динамічна рівновага потоку розчинника крізь мембрану, відповідає осмотичному тиску розчину даної концентрації. Якщо з боку розчину прикласти тиск, який перевищує осмотичний, то переніс розчинника буде здійснюватися у зворотному напрямку, що і дало назву процесу зворотного осмосу [2].

Із такої спрощеної схеми випливає, що рушійною силою зворотного осмосу являється різниця між прикладеним гідростатичним тиском і осмотичним тиском розчину, яка є наслідком різниці концентрацій з обох боків мембрани, що приводить до явища дифузії.

На відміну від інших типів фільтрів, побутова установка зворотного осмосу – ефективний і практичний метод доочистки питної води в домашніх умовах, яку можна приєднати безпосередньо до водопровідного крану або встановити під мийкою, на стіні, в шафах тощо [3].

Зазвичай у комплектацію зворотноосмотичної побутової установки входять: фільтри попередньої очистки, зворотноосмотична мембрана, фільтр фінішної очистки та накопичувальний резервуар.

Фільтри попередньої очистки дозволяють звільнити воду від грубодисперсних домішок, від розчинених речовин, які можуть або пошкодити мембрану (активний хлор), або стати причиною відкладень на її поверхні органічних речовин, що є небажаним для мембранних процесів і може призвести до отруєння, розпаду і виділення органічних речовин в питну воду (значення перманганатної окислюваності води, яка подається на мембрану, допускається до 3,0 мгО₂/дм³).

У типових побутових системах зворотного осмосу найчастіше встановлюються три елементи для попередньої очистки води:

1. Фільтр механічної фільтрації для видалення крупних механічних суспензій і домішок, розміром більше 5 мкм.
2. Фільтр адсорбційної очистки з використанням вугільного наповнювача, що видаляє з води залишковий вміст хлору, низькомолекулярні органічні речовини і пестициди.
3. Елемент для видалення дрібних механічних домішок, розміром менше 1 мкм.

Стадія попередньої очистки має важливе значення для установки в цілому, тому що дозволяє значно збільшити термін основного циклу роботи мембрани до циклу її відновлення.

Відомими виробниками у світовому рейтингу зворотноосмотичних побутових установок на сьогодні є: Ecosoft (Україна), Fito Filter (Ізраїль), BlueFilters (Німеччина), Puricom (Іспанія), Aqualine (Тайвань), BWT (Австрія), Zepher (Швейцарія).

Основним елементом будь-якої установки зворотного осмосу є напівпроникна мембрана, що являє собою композитний полімерний матеріал нерівномірної щільності. Цей полімер утворений з декількох шарів, що нерозривно пов'язані між собою. Мембрана діє як перепона для всіх розчинених солей, органічних і неорганічних молекул з молекулярною масою більше 100, але молекули води вільно проходять крізь неї, створюючи потік [4].

Мембрани для зворотного осмосу повинні задовольняти наступним основним вимогам [5]:

- мати основну властивість мембран – селективність до компонентів, які видаляються на даному функціональному етапі, і дозволяти зберігати співвідношення компонентів в оброблюваній воді при використанні їх для підготовки питної води заданої якості;

- відповідати високому рівню проникності, тобто мати високу питому продуктивність;

- володіти стійкою структурою, фізичною міцністю і хімічною стійкістю до середовища та стійкими фізико-хімічними властивостями в процесі їх експлуатації.

Щоб мати змогу ефективно використовувати метод зворотного осмосу для коригування складу водних розчинів і, особливо, питної води, необхідні знання щодо розрахунку одного із основних параметрів цих процесів – осмотичного тиску та дослідження основних фізико-хімічних властивостей мембран і їх залежності від різних чинників.

В роботі [6] наведено методику теоретичного розрахунку коефіцієнта активності γ в широкому діапазоні концентрацій для всієї гама компонентів, які присутні у водах джерел водопостачання, що дозволяє значно вдосконалити і розширити застосування баромембранних методів, зокрема методу зворотного осмосу, при коригуванні складу водних розчинів.

Теоретичний розрахунок коефіцієнтів активності відкриває принципово нові, ефективно та економічно виправдані, можливості в області розрахунку параметрів установок і використання баромембранних методів в процесі коригування складу водних розчинів в широкому діапазоні концентрації і, особливо, в області високих концентрацій [6].

До основних фізико-хімічних властивостей мембран відносять наступні.

Селективність – здатність мембрани мати різну проникність по відношенню до різних компонентів суміші, що розділяється. Мірою селективності зворотноосмотичних мембран є коефіцієнт затримки речовини ϕ , що характеризує зміну співвідношення компонентів суміші до і після мембрани.

Селективність ϕ (%) процесу розділення через напівпроникні мембрани визначають наступним чином:

$$\phi = \left(\frac{C_{\text{вх}} - C_{\text{вих}}}{C_{\text{вх}}} \right) \cdot 100\% = \left(1 - \frac{C_{\text{вих}}}{C_{\text{вх}}} \right) \cdot 100\%, \quad (3)$$

де $C_{\text{вих}}$ – концентрація суміші (компонента суміші) на виході із мембрани (концентрація фільтрату або пермеату);

$C_{\text{вх}}$ – концентрація суміші (компонента суміші) на вході в мембрану [5].

На механізм селективної проникності мембран впливають такі фактори, як тиск, температура, гідродинамічні умови, електричні і магнітні поля, ультразвукові хвилі та ін. Вибір робочого тиску залежить від виду процесу, природи і концентрації розчину, що розділяється, типу мембрани, конструкції апарату, гідравлічного опору міжмембранного каналу і дренажу і т. д.

Для мембран, які застосовуються в баромембранних процесах, використовують таку характеристику, як *питома продуктивність (проникність мембрани)* – об'ємний потік, що проходить через одиницю поверхні мембрани за одиницю часу і чисельно виражається:

$$G = \frac{V}{F \cdot \tau}, \quad (4)$$

де V – кількість фільтрату, отриманого за одиницю часу τ з одиниці робочої поверхні F мембрани (в $\text{дм}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$, $\text{дм}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{добу})$, $\text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$).

Така властивість напівпроникних мембран, як *коефіцієнт зниження концентрації*, розраховується наступним чином:

$$K_{\text{ЗК}} = \frac{C_{\text{ВК}}}{C_{\text{ВИХ}}}. \quad (5)$$

Коефіцієнт розділення (фактор розділення) розчинених речовин через напівпроникну мембрану розраховується:

$$K_{\text{Р}} = \left(\frac{C_{\text{А1}}}{C_{\text{А2}}} \right) / \left(\frac{C_{\text{В1}}}{C_{\text{В2}}} \right), \quad (6)$$

де $C_{\text{А1}}$, $C_{\text{А2}}$, $C_{\text{В1}}$, $C_{\text{В2}}$ – концентрації компонентів А і В у розчині на вході в мембрану і на виході з мембрани.

Пористість (об'ємна частка пор) в загальному випадку є важливою характеристикою мембрани, так як гідродинамічна проникність тим вища, чим більша пористість. Найбільш важливий розмір пор, так як він визначає селективність і в значній мірі проникність мембрани. Проте, не лише середній розмір пор впливає на селективність. Як теорія, так і експеримент показують на можливість збереження високої селективності при збільшенні розмірів пор з одночасним наданням мембрані електричного заряду і гідрофільності. Для характеристики цієї можливості необхідно розглядати зворотний осмос з позиції теоретичної електрохімії мембран [7].

Метою представленої роботи є дослідження основних характеристик (проникності, селективності, коефіцієнта зниження концентрації) зворотноосмотичних мембран, залежність їх від різних чинників та вплив на зміну фізико-хімічного складу розбавлених водних розчинів.

Експериментальна частина

Для експериментальних досліджень були використані зворотноосмотичні мембрани виробництва США фірми Filmtec типу TW30-1812-50. Це зворотноосмотична мембрана на основі поліаміду, з робочим тиском до 2,0 МПа (максимальний тиск – 6 МПа), мікрорізок структури якої представлений на рис. 1.

Температура є одним з основних параметрів, що впливають на показники будь-якого процесу переносу маси, зокрема й у процесі зворотного осмосу.

Аналіз даних про вплив температури на селективність і проникність напівпроникних мембран при розділенні розчинів неорганічних речовин показує, що з підвищенням температури до 50°C проникність мембрани зменшується [8]. Однак при розділенні розчинів органічних речовин підвищення температури призводить до збільшення рухливості молекул води і не впливає на дисперсійні сили, що призводить до зростання селективності. Це є результатом підвищення температури і збільшення ймовірності зіткнення неполярних молекул, що є наслідком утворення великих молекулярних

комплексів внаслідок додаткової гідрофобної взаємодії. Утворені комплекси, міцно зв'язуючись з поверхнею полімеру, блокують пори, зменшуючи в них поперечний переріз потоку рідини і питому проникність мембрани.

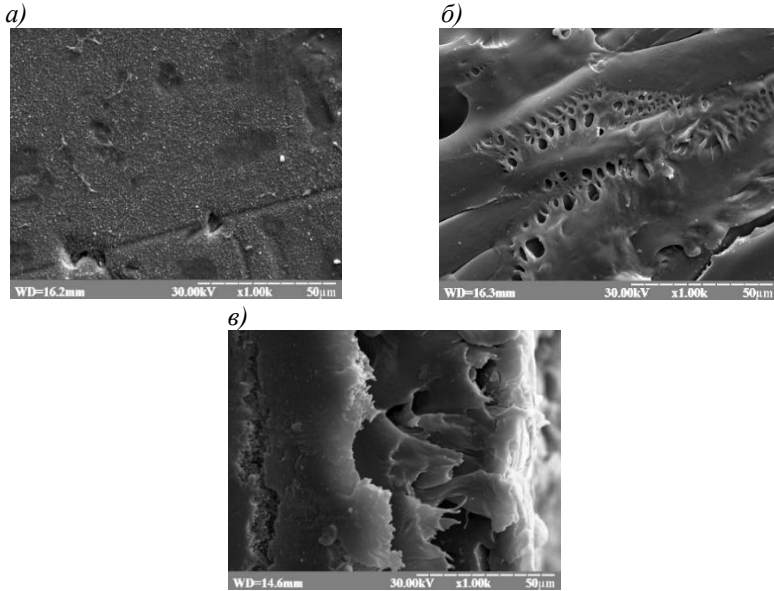


Рис. 1. Мікронімок структури мембрани Filmtec TW30-1812-50: верх мембрани (а); низ мембрани (б); ребро мембрани (в)

Вплив температури на зміну селективності мембрани можна пояснити взаємодією трьох складових масопереносу в процесі зворотного осмосу – конвективно-фільтраційної, дифузійної та електростатичної.

Для вивчення впливу температури на зміну селективності і питомої продуктивності напівпроникної мембрани було проведено експеримент для солей $MgCl_2$ та $CaCl_2$, результати якого зображено на рис. 2.

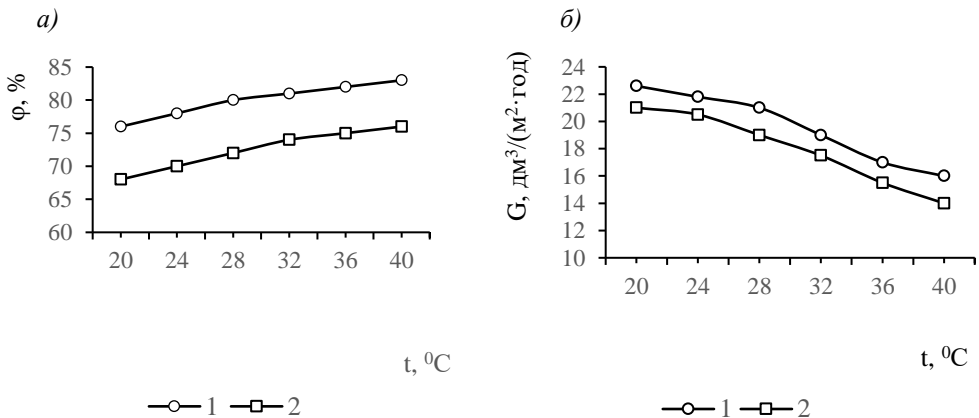


Рис. 2. Залежність селективності (φ , %) (а) та питомої продуктивності (G , $dm^3/(m^2 \cdot год)$) (б) полімерної мембрани Filmtec типу TW30-1812-50 від зміни температури (t , $^{\circ}C$) на прикладі модельних розчинів а): 1 – $MgCl_2$; 2 – $CaCl_2$. $C(Mg^{2+}) = 3$ мг-екв/ dm^3 ; $C(Ca^{2+}) = 3$ мг-екв/ dm^3 при робочому тискові $P = 1,8$ МПа

Збільшення температури розчину призводить до зменшення товщини шару «зв'язаної» води та порушення упорядкованості її молекул у структурі цього шару, а також збільшення конвективного потоку через мембрану, що викликає зростання селективності мембрани. Збільшується коефіцієнт дифузії та, відповідно, проникність катіонів через мембрану зростає. Крім того, зі збільшенням температури зменшується щільність поверхневого заряду, що робить мембрану більш проникною для розчинених у воді іонів. Як видно із рис. 2, питома продуктивність мембрани зі зростанням температури лінійно зменшується, що також не суперечить літературним даним [8].

Таким чином, вплив температури на мембранне розділення залежить від природи розчинених компонентів, причому швидкість проникнення цих компонентів через мембрану, в порівнянні зі швидкістю течії води, зі зміною температури може відрізнятися. Це явище можна використовувати для більш повного розділення сумішей на їх складові компоненти. З огляду на це, зворотний осмос доцільно проводити при температурі навколишнього середовища (звичайно 20–25°C) [8].

Важливим фактором, що впливає на процес зворотного осмосу, є робочий тиск, який забезпечує зворотноосмотичну фільтрацію. Із збільшенням робочого тиску збільшується рушійна сила процесу і, відповідно, зростає величина ефективної проникності мембрани по відношенню до розчинника (пермеату). У тих випадках, коли мембрана не змінює своєї структури під дією тиску, то її проникність лінійно зростає із збільшенням тиску, і, оскільки проникність мембрани для розчиненої речовини мала порівняно з її проникністю для розчинника (води), то загальна проникність зворотноосмотичної мембрани добре описується рівнянням:

$$G = A \cdot (P - \Delta\pi), \quad (7)$$

де G – проникність мембрани для води;

A – константа для системи «мембрана – розчин» при певних зовнішніх умовах;

P – величина робочого тиску;

$\Delta\pi$ – різниця осмотичних тисків розчинів по обидва боки мембрани.

Але при підвищених тисках полімерні мембрани не зберігають своєї первісної структури і ущільнюються. Це відбивається на величині константи « A » у рівнянні (7). Тобто, при постійному впливові тиску на полімерні мембрани спостерігаються значні залишкові деформації. Зі збільшенням перепаду робочого тиску через мембрану зростає рушійна сила зворотного осмосу і збільшується питома продуктивність мембран. Однак при високих тисках полімерні мембрани піддаються ущільненню, що при визначеному значенні тиску, який залежить від структури мембрани, може нейтралізувати ефект, пов'язаний з підвищенням рушійної сили. Крім того, при високих тисках мембрани швидше піддаються забрудненню зваженими в розчині мікрочастинками, оскільки в цих умовах забруднюючим часткам легше проникнути через пори мембрани, а на поверхні мембрани утвориться більш щільний осад затриманих мікрочастинок.

Як показують експериментальні дослідження, усадка структури мембрани особливо помітна в перші години її роботи, що призводить до зниження селективності мембрани. Практично сталий режим за селективністю зазвичай настає через 4–5 год (рис. 3).

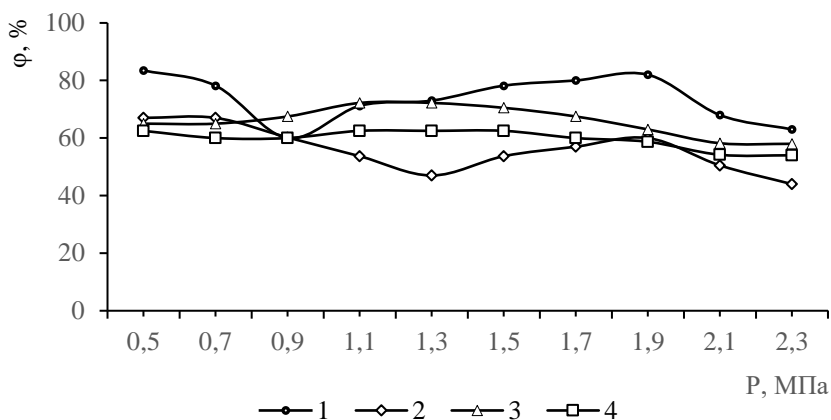


Рис. 3. Залежність селективності (ϕ , %) полімерної мембрани Filmtec типу TW30-1812-50 від зміни тиску (P , МПа) на прикладі модельних розчинів: 1 – NaCl (5,0 г/дм³); 2 – Na₂CO₃ (4,0 г/дм³); 3 – Mg(NO₃)₂ (4,0 г/дм³); 4 – CdCl₂ (4,0 г/дм³)

На робочі характеристики мембран (питома продуктивність і селективність) впливає **концентрація розчинених речовин**. Зі збільшенням концентрації солей у вихідному розчині відбувається зниження питомої продуктивності мембрани. Це пояснюється зменшенням рушійної сили процесу розділення внаслідок зростання осмотичного тиску в розчині. Внесок у зниження питомої продуктивності вносить і ефект концентраційної поляризації (КП). Вплив концентраційної поляризації на процеси мембранного розділення негативний, тому що підвищення концентрації розчиненої речовини біля поверхні викликає збільшення осмотичного тиску розчину і знижується рушійна сила процесу розділення. Відомо, що у концентрованих розчинах розвиток шару КП відбувається швидше і ефект блокування пор сильніший [9].

Крім того, при високих концентраціях вихідного розчину зростає осмотичний тиск і зменшується частка вільної води біля поверхні мембрани. Тому правильний вибір робочого інтервалу концентрацій – найважливіша передумова нормальної експлуатації мембранних апаратів. Криві, що характеризують залежність селективності полімерної зворотноосмотичної мембрани від концентрації розчинених речовин, наведено на рис. 4, з якого випливає, що в області невисоких концентрацій селективність мембрани залишається практично постійною, а потім із зростанням концентрації – знижується. В цілому, як для солей кальцію, так і магнію питома продуктивність мембрани зменшується практично вдвічі зі збільшенням жорсткості вихідного розчину від 2 до 50 мг-екв/дм³.

В результаті проведених експериментів щодо впливу концентрації та природи солі на селективність зворотноосмотичної мембрани Filmtec типу TW30-1812-50 (рис. 4, а, б) встановлено, що селективність по відношенню до кальцію нижча, ніж по солях магнію. Таку закономірність можна пояснити з позицій капілярно-фільтраційної складової процесу переносу. Катіон магнію Mg²⁺ має більш високу ентальпію гідратації порівняно з іоном кальцію Ca²⁺ ($\Delta H(\text{Mg}^{2+}) = 1955$ кДж/моль; $\Delta H(\text{Ca}^{2+}) = 1616$ кДж/моль), отже, гідратна

оболонка катіону магнію міцніша. Таким чином, катіон кальцію легше проникає в шар зв'язаної води на поверхні і всередині пор мембрани, тому і селективність щодо його солей нижча.

Як представлено на рис. 4, селективність досліджуваної мембрани в представленому діапазоні концентрацій є вищою для електролітів типу 2:2, ніж для електролітів типу 2:1. Цей факт можна пояснити як із позицій капілярно-фільтраційної, так і електростатичної складової переносу (взаємодія між мембраною і розчином). Радіус сульфат-іону більше, ніж радіуси нітрату та хлориду, завдяки чому, він краще затримується мембраною ($r(\text{SO}_4^{2-}) = 0,230$ нм; $r(\text{Cl}^-) = 0,181$ нм). Заряд SO_4^{2-} вище, ніж у нітрату та хлориду, а визначальну роль у загальну затримуючу здатність напівпроникної мембрани вносить електростатичний механізм, згідно з яким чим більший заряд іона, тим вища селективність мембрани.

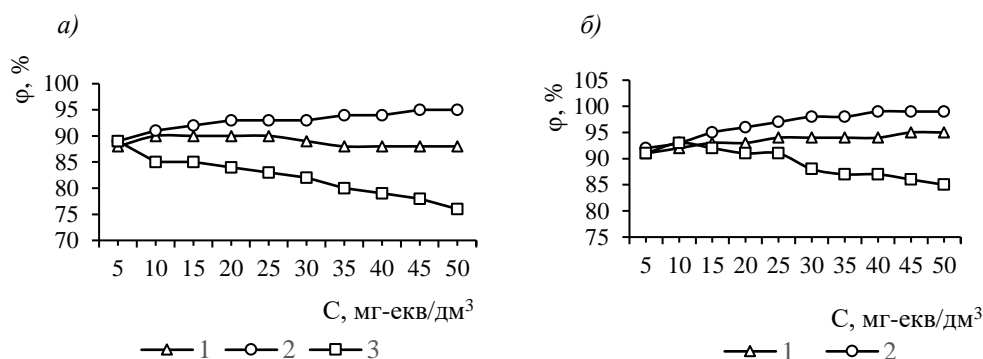


Рис. 4. Залежність селективності (ϕ , %) полімерної мембрани Filmtec типу TW30-1812-50 від впливу природи аніону та зміни концентрації (C , мг-екв/дм³) солі на прикладі модельних розчинів: а) 1 – CaCl_2 ; 2 – CaSO_4 ; 3 – $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$; б) 1 – MgCl_2 ; 2 – MgSO_4 ; 3 – $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$, при робочому тискові $P = 1,8$ МПа

Також можна відзначити, що селективність щодо нітрат-іонів нижча, ніж щодо хлорид-іонів. Незважаючи на те, що аніони Cl^- та NO_3^- мають однаковий заряд, радіус нітрат-іону більший. Отже, щільність заряду NO_3^- нижче, ніж у хлориду. Виходячи з цього, знижується електростатичне відштовхування NO_3^- від подвійного електричного шару, що пояснює знижену селективність мембрани за нітратами.

Параметральна залежність селективності мембрани (ϕ) від часу (τ) (рис. 5, а) передається вихідними кривими зі зміною ряду: $\text{Mg}^{2+} > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^-$. Вихідні криві процесу, в залежності від значень концентрації розчину, носять лінійний характер (крива для Mg^{2+}), або зі спадаючим періодичним ступінчастим їх зниженням в часі (криві HCO_3^- , Ca^{2+} , Cl^-).

Аналогічна до вищеописаних параметральна залежність коефіцієнта зниження концентрації K_{K3} , розрахованого за рівнянням 5, з часом τ (рис. 5, б) з тою різницею, що ряд аніонів і катіонів приймає наступний вигляд: $\text{Mg}^{2+} > \text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} > \text{Cl}^-$ і ця параметральна залежність для іонів HCO_3^- , Ca^{2+} і Cl^- носить лінійний характер, а для Mg^{2+} – різко ступеневий, що доводить необхідність, при розділенні стадії зворотного осмосу на етапи по коригуванню компонента Mg^{2+} , підбирати відповідні мембрани, які б

вирівнювали залежність K_{K3} від τ і дозволяли відповідно технологічно оформлювати цей процес.

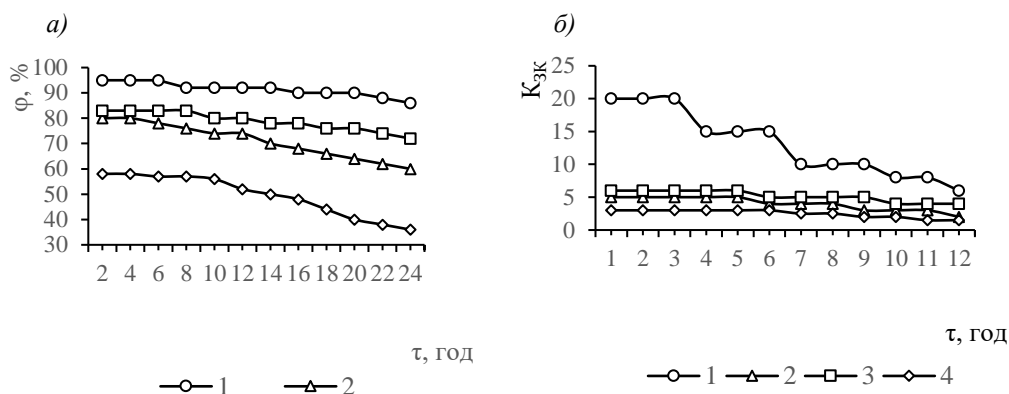


Рис. 5. Зміна селективності (ϕ , %) (а) та коефіцієнта зниження концентрації (K_{K3}) (б) мембрани Filmtex TW30-1812-50 з часом (τ , год) для компонентів «модельного багатокомпонентного розчину» при тиску $P = 18$ атм: 1 – Mg^{2+} ; 2 – Ca^{2+} ; 3 – HCO_3^- ; 4 – Cl^-

Висновок

У результаті проведених експериментальних досліджень визначено залежність основних характеристик (селективність, питома продуктивність, коефіцієнт зниження концентрації) напівпроникної зворотноосмотичної мембрани Filmtex TW30-1812-50 від таких факторів, як зміна температури розчину, тиску, концентрації розчину та часу.

Необхідно зазначити, що фільтраційні процеси дзеркально відображують вплив селективності мембран в баромембранних процесах, а при визначенні механізмів процесу та методу їх розрахунку одержані результати досліджень показали, що на них впливають такі фактори, як особливості якісного і кількісного складу вихідних розчинів, зміна робочого тиску та тривалість фільтрувального процесу.

Доведено, що підвищення температури розчину призводить до зростання селективності мембрани, при цьому питома продуктивність мембрани лінійно зменшується.

Як показали експериментальні дослідження, підвищення робочого тиску призводить до усадки структури мембрани, яка, особливо, помітна в перші години її роботи, що є наслідком зниження селективності мембрани. Практично сталий режим за селективністю зазвичай настає через 4–5 год.

Практика застосування зворотного осмосу показує, що в умовах тривалої експлуатації оптимальний перепад тиску для напівпроникних полімерних мембран складає 1,5–6 МПа, а для мембран у виді порожніх волокон – 2–3 МПа.

Внаслідок збільшення концентрації солей у вихідному розчині відбувається зниження питомої продуктивності мембрани. В області невисоких концентрацій селективність мембрани залишається практично постійною, а потім із зростанням концентрації – знижується.

Експериментальні дані дозволяють зробити висновок про те, що в більшості випадків зворотний осмос можна ефективно використовувати при концентрації електролітів, що не перевищує 5–10% для одновалентних солей, 10–15% – для двовалентних і 15–20% – для багатовалентних солей.

Важливим висновком є те, що для пари таких фундаментальних компонентів, як Ca^{2+} та Mg^{2+} , селективність мембрани Filmtec по відношенню до магнію значно вища, ніж до кальцію, результатом чого є дуже важливий висновок про зміну природного співвідношення в питних водах $\text{Ca}^{2+} : \text{Mg}^{2+}$ з 2:1 на значення 1:2 відповідно, що різко впливає на якість розбавленого водного розчину та вимагає обґрунтування і вдосконалення циклу зворотного осмосу на розподіл його на етапи з окремим регулюванням видалення із води Ca^{2+} та Mg^{2+} і доведенням його до природної норми, тобто співвідношення концентрацій як 2:1.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Брик М.Т. Питна вода і мембранні технології (огляд) / М.Т. Брик, Р.Р. Нігатуллін, А.Л. Алпатова // Наукові записки НаУКМА. Спецвипуск. – 1999. – Т.9, Ч. II. – С. 409–411.
2. Дытнерский Ю.И. Обратный осмос и ультрафильтрация / Ю.И. Дытнерский. – М.: Химия, 1978. – 351 с.
3. Кравченко М.В. Застосування методу зворотного осмосу для доочистки питної води / М.В. Кравченко, О.С. Волошкіна, Л.О. Василенко // Екологічна безпека та природокористування: збірник наукових праць / Київський національний університет будівництва і архітектури; відп. ред. О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук. – Київ: КНУБА, 2021. – №4 (40). – С. 32–45.
4. Кравченко М.В. Зворотний осмос – як метод доочистки питної води на локальному рівні / М.В. Кравченко // Актуальні проблеми, пріоритетні напрямки та стратегії розвитку України : тези доповідей IV Міжнародної науково-практичної онлайн-конференції, м. Київ, 10 лютого 2022 р. ; редкол. : О.С. Волошкіна (гол. ред.) [та ін.] – Київ. : ІТТА, 2022. – С. 113–116.
5. Праценко С.А. Химическая и термическая стабильность мембран / С.А. Праценко, Л.В. Ларченко, А.В. Бильдюкевич // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 14, №10. – С. 764–768.
6. М. Kravchenko, Y. Bereznytska, O. Hunchenko, L. Vasylenko, K. Naba. The theoretical calculation of activity coefficients in the use of baromembrane methods for water treatment. International Conference of Young Professionals «GEOTERRACE-2021». European Association of Geoscientists & Engineers, Oct 2021, Volume 2021, p. 1–5. DOI: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20215K3028>
7. Духин С.С. Электрохимия мембран и обратный осмос / С.С. Духин, М.П. Сидорова, А.Э. Ярошук. – Л.: Химия, 1991. – 192 с.
8. Лейси Р.Е. Основы электромембранных процессов // Технологические процессы с применением мембран / Пер. с англ. под ред. Ю.А. Мазитова. – М.: Мир, 1976. – С. 11–28.
9. Кочаров Р.Г. Теоретические основы обратного осмоса. Учебное пособие / Р.Г. Кочаров – М: РХТУ им. Д. И. Менделеева, 2007. – 143 с.

Стаття надійшла до редакції 09.04.2022 і прийнята до друку після рецензування 29.07.2022

REFERENCES

1. Brick, M.T., Nihatullin, R.R., & Alpatova, A.L. (1999). Drinking water and membrane technologies (review). *Scientific notes of NaUKMA. Special issue*, 9, 409-411 [in Ukrainian].
2. Dytner, Yu.I. (1978). Reverse osmosis and ultrafiltration: A textbook. Moscow: Himija [in Russian].
3. Kravchenko, M.V., Vasylenko, L.O., & Voloshkina, O.S. (2021). Application of reverse osmosis method for post-treatment of drinking water. *Ecological safety and nature management: collection of scientific works*, 4(40), 32-45 [in Ukrainian].
4. Kravchenko, M.V. (2022). Reverse osmosis – as a method of purification of drinking water at the local level. In *Current issues, priorities and development strategies of Ukraine: abstracts of the IV International scientific-practical online conference*, (pp. 113-116). Kyiv, Ukraine: ITTA [in Ukrainian].
5. Protsenko, S.A., Larchenko, L.V., & Bil'djukevich, A.V. (1992). Chemical and thermal stability of membranes. *Chemistry and technology of water*, 14(10), 764-768 [in Russian].
6. Kravchenko, M., Berezhnytska, Y., Hunchenko, O., Vasylenko, L., & Haba, K. (2021). The theoretical calculation of activity coefficients in the use of baromembrane methods for water treatment. In *International Conference of Young Professionals «GEOTERRACE-2021»*. European Association of Geoscientists & Engineers, (pp. 1–5). doi: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.20215K3028>
7. Dukhin, S.S., Sidorova, M.P., & Jaroshuk, A.Je. (1991). Electrochemistry of membranes and reverse osmosis: A textbook. Leningrad: Himija [in Russian].
8. Lacey, R.E. (1976). Fundamentals of electromembrane processes. In *Technological processes with the use of membranes* (pp. 11–28). Moscow: Mir [in Russian].
9. Kocharov, R.G. (2007). Theoretical foundations of reverse osmosis: A textbook. Moscow: RHTU im. D. I. Mendeleeva [in Russian].

The article was received 09.04.2022 and was accepted after revision 29.07.2022

Кравченко Марина Василівна

кандидат технічних наук, доцент кафедри охорони праці та навколишнього середовища Київського національного університету будівництва і архітектури
Адреса робоча: 03037 Україна, м. Київ, пр. Повітрофлотський, 31
ORCID ID: 0000-0003-0428-6440 **e-mail:** marina-diek@ukr.net

Василенко Леся Олексіївна

кандидат технічних наук, доцент кафедри охорони праці та навколишнього середовища Київського національного університету будівництва і архітектури
Адреса робоча: 03037 Україна, м. Київ, пр. Повітрофлотський, 31
e-mail: lesya.kiev@ukr.net

UDC 631

Eldar A. Qurbanov¹, Doctor of Agrarian Sciences

Mustafa G. Mustafayev², Doctor of Agrarian Sciences

ORCID ID: 0000-0003-2071-3078 *e-mail*: meliorasiya58@mail.ru

¹ Azerbaijan University of Architecture and Construction, Baku, Azerbaijan

² National Academy of Sciences of the Azerbaijan Republic Institute of Soil Science and Agrochemistry, Baku, Azerbaijan

ASSESSMENT OF DEGRADATION OF SEMIDESERT AND ARID STEPPE FIELD LANDSCAPES AND PASTURE LANDS UNDER THE CONDITION OF MODERN CLIMATE CHANGE

Abstract. *It was determined that degradation of pasture soils in semi-desert and arid field landscapes of the Kur depression intensified under the condition of modern climate changes. Temperature rose 1,2°C, the precipitations amount was 65,7 mm in 1995–2015 in comparison with 1970–1994. These changes are resulted in landscape desertification and soils degradation. Main criteria were adopted for degradation assessment, and plant cover degradation, water erosion, deflation and salinization are concerned here. The features of these processes were defined depending on desertification degrees. The pastures were divided into 3 parts: useful, limited useful, useless. The relief of the useful zone occupies the zones with unchanged morphological signs less than 7° of inclined degree, and not exposed to negative processes, with the precipitations amount more than 300 mm. The limited useful pastures are: morphological signs changed to a mean degree (inclination of soils is 17–15°), exposed to changed negative processes to a weak and mean degree, precipitation number is 300–250 mm. The useless soils are: inclination is more than 15°, morphological features are fully disturbed, strongly exposed to negative processes, the precipitation number is less than 250 mm.*

Key words: *climate changes; arid landscapes; semi-desert and dry field climate; soil degradation; soil usefulness*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.56-63>

Introduction

In the last half century the natural complexes were mostly exposed to transformation under the condition of the arid climate. Especially the quantitative and qualitative indicators of the pasture areas mostly weakened depending on climatic changes. But the traces of the anthropogenic impacts can show itself in the pastures prominently in arid climate. Under these effects, especially intensive grazing intensified the negative transformation of soil and grass cover [1, 2].

Intensive grazing in the natural pastures under the arid condition intensified erosion, defoliation and salinization processes in the soil, weakened botanical composition, density of grass cover and covering the soil surface, intensified degradation [3]. Taking into account these processes, the assessment of soils degradation in arid landscapes under the climate changes is one of the main problems in its utilization and protection. Study of these processes, definition of its mechanism, assessment of degradation under the climate changes condition are scientifically and empirically very actual.

After the 90s years of the last century in our country the climatic changes affected some areas, including pastures, fertility of soil cover [2]. Taking into account these conditions we conducted assessment of pasture soil degradation in the physical-geographical province of the Kur depression in the semi-desert and arid field Landscapes.

Material and Methods

The researches were conducted in the physico-geographical province of the Kur depression in the Azerbaijan Republic. Bioclimate of this country is mainly arid and it is one-third of the territory. The areas of the unirrigated tillage soils are used as a pasture in the zone, these soils are in the state property. An area of these soils reaches 740 000 hectares in general. These pasture areas are situated in Jeyranchol, Ajinohur, Bozdagh-Gazanbulag, Shirvan, South-Eastern Shirvan and Mughan plains.

Sedimentary rocks of the Cenozoic period are superior in the research zone. An age of the rocks rejuvenates towards the East. The surroundings of the Kur river, including rivers flowing into it in all directions are covered with alluvial deposits, the rocks in the high areas are covered with deluvial and proluvial, but the zones near the Caspian Sea are covered with the rocks of marine origin [4, 5, 6].

The plains dominate in the relief, but it is selected by its complexity, the absolute height changes by 28–1000 m. Inclination is from west to east. The west and north-west of the province becomes shattered by a ravine-gorge network. The ancient river valleys in the Kur-Araz lowland and pools near them are characteristic. Ajinohur massive is concerned the lowfront mountainous around water storehouse of Jeyranchol and Mingachevir [7, 8].

The climate of the research zone is semi-desert-arid field [4]. In general it is characterized as arid subtropics. An average annual temperature is 13,1–14,5°C. An average annual temperature is 13,1–14,5°C. A quantity of the annual rainfalls vibrates by 250–400 mm [1].

The plant-cover of the zone is worm-wood-ephemeral, blackberry, saline grass, concubine-wormwood formations dominate and they are considered a main forage base for animals in the winter months.

Gray-brown, grey, gray-brown, meadow-grey and different salinities are characteristic for arid landscapes. Zonality takes a main place in soils expansion [4]. Durability of these soils against erosion is weak and very sensible against salinity [5]. The modern methods have been used in researches performance. The geographical comparison and half-stationary research methods were applied during the field work.

The mathematic-statistics and GIS were used in collection and analysis of the data. The aridical index of the climate was calculated with the formula of $\alpha_{in} = P/T + 10$ according to Marton. Here, P – a quantity of rainfalls is measured by cm, T – average annual temperature – by % [9].

Results and Discussion

The climate changes show themselves in quantitative indicators of the temperature and rainfall. These indicators of the climate are different in 1970–1994 and in 1995–2015. An analysis of the temperature was performed on the basis of the meteorological stations in the physico-geographical province. It is known from the analysis that increase of the temperature in the winter is observed in all other stations (Table 1).

Table 1 – Difference between the temperatures on seasons in 1970–1994 and 1995–2015

№	Metrological station	Height, m	Winter	Spring	Summer	Autumn	Annual
1	Kurdamir	2	+1,1	-0,5	+1,6	+1,8	+1,1
2	Mingachevir	93	4,4	-0,5	-0,1	+1,1	+1,2
3	Imishli	-3	-0,1	-0,1	+1,8	+1,9	+0,9
4	Beylaqan	55	+1,0	-0,2	+1,8	+1,8	+0,9
5	Goychay	94	+0,5	-0,1	+1,1	+1,7	+0,8
6	Zardab	-5	+1,1	-0,4	+1,7	+1,9	+1,1
7	Bilasuvlar	4	+0,6	-0,2	+1,2	+1,6	+0,8
8	Salyan	-22	+0,8	+0,2	+1,3	+1,8	+1,0
9	Shamkir	165	+0,9	-0,1	+0,9	-1,0	+0,2
10	Ganja	309	+0,8	-1,2	+1,2	+1,3	+0,6
11	Aghstafa		+0,9	-0,2	+1,1+	+1,2	+1,0

Increase of the temperature is 4,4°C in Mingachevir, the least one is 0,5°C in Goychay. The temperature gets decreased 0,1–1,2°C in all other stations of Salyan in the spring months. The temperature gets increased in all other stations except Mingachevir station in the summer season.

The temperature is high in all the stations in autumn except Shamkir. The most temperature increase is observed in the autumn season [10, 11].

An average annual increase of temperature is noted in all the stations in autumn. The highest indicator was 1,2°C in Mingachevir, the least one was 0,2°C in Shamkir. We can come to such a conclusion that the temperature which is a main element of the climate rose in the zone.

Increase of the temperature is 4,4°C in Mingachevir, the least one is 0,5°C in Goychay. The temperature gets decreased 0,1–1,2°C in all other stations of Salyan in the spring months. The temperature gets increased in all other stations except Mingachevir station in the summer season.

The temperature is high in all the stations in autumn except Shamkir. The most temperature increase is observed in the autumn season.

An average annual increase of temperature is noted in all the stations in autumn. The highest indicator was 1,2°C in Mingachevir, the least one was 0,2°C in Shamkir. We can come to such a conclusion that the temperature which is a main element of the climate rose in the zone.

Table 2 – Difference between the rainfalls on seasons in 1970–1994 and 1995–2015

№	Metrological station	Height, m	Winter	Spring	Summer	Autumn	Annual
1	Kurdamir	2	-7,0	+30,9	-18,5	-20,1	-14,7
2	Mingachevir	93	-12,6	+25,6	-3,3	-65,8	-65,7
3	Imishli	-3	+5,3	+43,0	-18,2	-19,9	+10,2
4	Beylaqan	55	+12,3	+36,5	-19,4	-29,3	-0,1
5	Goychay	94	+5,1	+17,6	-22,7	-36,6	-30,5
6	Zardab	-5	+5,8	+6,2	-23,5	-20,1	-31,7
7	Bilasuvlar	4	+10,5	+34,6	-12,1	-39,6	-6,6
8	Salyan	-22	+1,5	25,7	-19,3	-24,6	-16,7
9	Shamkir	165	-12,1	+0,1	+7,6	-44,7	-49,1
10	Ganja	309	-1,6	+27,3	-1,9	-19,8	+4,0
11	Aghstafa	340	-13,4	+21,2	-18,9	-23,5	-34,6

It is seen from Table 2 that reduction of average annual quantity of rainfalls was observed in all the stations except two stations (Imishli and Ganja). Reduction of rainfalls happened in summer and autumn. A quantity of annual reduction of rainfalls was 4,0–65,7 mm (Table 2). The change indicators of the temperature and rainfalls are a reason for natural degradation development for the semi-desert and arid field landscape.

At present the bioclimate parameters of the semi-desert and arid field landscape zones in the Kur valley were shown on Table 3.

Table 3 – Bioclimate parameters of the semi-desert and zones with arid field landscape

Metrological station	Height, m	Annual number of rainfall, mm	Average temperature of air, °C			Aridity index	Type of natural plant cover
			January	July	Annual		
Kurdamir	2	308	3,2	25,8	14,5	1,25	wormwood-ephemer
Mingachevir	93	289	2,5	24,9	13,7	1,22	wormwood-ephemer
Imishli	-3	306	3,8	25,3	14,5	1,25	wormwood-blackberry-saksual
Beylaqan	55	321	2,7	24,8	13,8	1,35	wormwood-ephemer, wormwood-blackberry
Zardab	-5	305	3,2	25,2	14,2	1,26	wormwood-ephemer
Salyan	-22	285	2,8	25,1	14,0	1,19	wormwood-ephemer-sirkan
Bilasuvar	4	312	2,7	24,7	13,7	1,31	wormwood-ephemer-blackberry-concubine
Goychay	94	466	2,6	24,2	13,4	1,99	arid bushes, mountain xerophytes, ephemer concubine-wormwood
Shamkir	165	384	3,0	23,8	13,4	1,64	mountain xerophytes, ephemer concubine-wormwood
Ganja	309	287	3,1	24,1	13,6	1,21	arid bushes, mountain xerophytes, ephemer-concubine
Aghstafa	340	363	2,3	23,9	13,1	1,57	thin arid forest, bushes, ephemers

Here, an annual number of the rain-falls changes by 285–466 mm. The average annual temperature vibrates by 13,1–14,5°C. The highest temperature is observed in Kurdamir and Imishli (14,5°C), the lowest one (13,15°C) in Aghstafa. Addition index is 1,19–1,99. A type of the natural plant cover in the zone is wormwood-ephemeric, wormwood-ephemer-blackberry, concubine, arid bushes and mountain xerophytes (Table 3).

Criteria of the soil degradation assessment is defined in connection with landscape desertification in the Kur valley. The results are shown on Table 4. Change of the plant cover degradation was analyzed depending on desertification degree. The weak changes of the local and corresponding plants happen under the climate changes, slight transformation of the plants in mild desertification, transformation of the plants in mild desertification, transformation of a great part of the plants in strong one, transformation of all the plants in the strongest one except ephemers. Covering

of plant cover the soil surface in this criterion and forage loss of the pastures were shown as a criterion.

Table 4 – Assessment criteria of soil degradation in connection with landscapes desertification in the Kur depression

Modern state of the assessment criteria	Desertification rate			
	weak	mild	strong	very strong
I	Degradation of plant cover			
Character of plant cover	Plant conforming to climate condition weakly changed	Plants are slightly transformed	A great part of plants is transformed	All the plants except ephemers are transformed
Change of local plants according to climatic conditions, %	<75 <25	75-50 25-50	50-25 50-75	<25 >75
Plants cover the surface, %				
Fodder loss of pastures, %	<25	25-50	50-75	>75
II	Water (rain erosion)			
Erosion type	Weak surface washing	Surface washing formation of furrows	Surface washing, formation of ravines	Strong surface washing, formation of ravines, hollows, furrows
Washing of a horizon, %	<25	25-50	50-75	75-100
Turf layer spilling in the pastures, %	<25	25-50	50-100	100
III	Defoliation process			
Defoliation development, (for general zone), %	Very weak development of defoliation	Zone is exposed to defoliation 10-25%	25-50% of the zone is deflated	Plants cover spoiled surface was covered with absorbed sediment
Change of granulometric composition on the soil surface	Clayey and heavy loamy	Mean and light loamy	Sandy	Covered with sand
IV	Salinization process of the soil			
Salinity of the soil up to 0-10 cm, %	<0,5	0,5-1,0	1,0-2,0	>2,0
Middle depth of subsoil waters, cm	>200	150-200	100-150	<100
Mineralization of subsoil waters, g/l	<1,0	1,5-5,0	5,0-10	>10

The main indicators of degradation are erosion, defoliation and salinization processes in the soil. These factors are also degradation criteria as desertification degrees. A ratio of the areas to total area included in the criteria as a percentage.

Prolonged drought and intensity of sudden precipitation intensify erosion under the condition of climate change. Weak soil surface cover increases amount of the washed soil. The development degree of defoliation process has a great role in soil degradation assessment. The winds in the arid condition blows away a thin part of the soil and reduces fertility and pasture production. The main criterion is the

percentage of the area where deflation develops and its effect on changes in the granulometric composition. The indicators of these changes depend on development rate of desertification is taken into account.

Table 5 – Assessment of pastures fitness based on main morphological features

Morphological features of soils and main indicators of landscape	Fitness rate of pastures		
	Useful	Limited useful	Useless
Inclined indicators of the zone and slopes	0,0-7°	7-15	>15
Granulometric composition	Mainly light and mean loamy	Sandy and heavy loamy	Clayey and sandy
Thickness of humic layer, cm	50-70	30-50	<30
Humus amount, on the upper horizon, cm	1,5-70	1,0-1,5	<1,0
Structural index-amount of water-resistant aggregates, calcareous, CaCO, %	28-30 <8	18-28 8-12	<18 >12
Upper horizon of salinization, cm	no	10-25	>25
Amount of precipitations, mm	>300	300-250	<250
Production of grass cover (dry mass), cen ha	>7,0	7,0-1,5	<1,5

Salinization process is one of the main reasons of degradation of the Kur depression soils. There is no need for proof that the modern climate changes, i.e. increase of temperature and evaporation, reduction of rainfalls intensify salinization process. From this point of view, we can say that a main criterion of soils degradation is salinization under the condition of the climate changes.

The pasture soils assessment was performed depending on abovementioned indicators. The results of this assessment have been given on Table 5. We divided the suitability rates of pasture soils into 3 degrees based on morphological characters: useful, limited useful, useless.

a) Useful pasture soils.

The surface of the useful pasture soils must be higher than inclined 7°. Erosion accumulation process is weak in such surface. In suitable pastures with disturbed morphological features of the soil, the granulometric composition of the soil is required to be light and medium clayey. Thickness of humic horizon can't be less than 50 cm and humus content is required to be 28–30% and carbonate content to be less than 8%. Salinization of such soils mustn't be more than 7,0 centner as a dry mass in a hectare. The useful pasture soils are situated in Jeyranchol, Ajinohur, Mughan.

b) Limited useful pasture soils.

The soils concerning this usefulness rate are on the slopes with 7–15° inclination. Potential riskiness of the development of erosion-accumulation process is higher in this inclination. They are distinguished with sandness and heavy loamness of granulometric composition. Thickness of humic layer is 30–50 cm, humus amount is 1,0–1,5% on upper horizon, a quantity of water-resistant aggregates is 18–28%, calcareous 8–12%, upper horizon of salinization is 10–25 cm. Production of grass cover is up to 7,0–1,5 in a hectare with the amount of precipitation 300–250 mm. Limited useful soils widespread in Shirvan, Mughan, South-eastern Shirvan, Ajinohur and Jeyranchol.

c) Useless pasture soils.

The slope of such plots of land covers areas with complex relief conditions of 15° high fragmentation. Granulometric composition is sandy and clayey. Thickness of humic horizon in soil profile is less than 30 cm, humus amount on the upper layer is less than 1,0%. Its quantity is less than 18%, calcareous is higher than 12% on water-resistant upper horizon. Upper border of salinization is 25 cm. Precipitations are less than 250 mm in such zones. Such soils are in Jeyranchol, Ajinohur and south-eastern Shirvan.

Conclusion and Recommendation

We can come to such a conclusion that the pasture soils in the Kur depressions lose their usefulness under the condition of modern climate changes and under anthropogenic effect. This is a reason for desertification and soils degradation. A development level of these processes was shown to prepare fight measures against soil degradation-desertification. The criteria of soil degradation assessment in the pasture soils was defined depending on climate changes. They are divided into 3 rates according to degradation development in pasture soils: useful, limited useful, useless.

REFERENCES

1. Shikhlinsky, A. (1991). Agroclimate map of the Azerbaijan Republic. Scale 1:600000. Baku: Academician.
2. Babayev, M.P., & Gurbanov, E.A. (2008). Investigation of desertification-soil degradation. Baku: "Elm" (Science).
3. Babayev, M.P., Gurbanov, E.A., & Hasanov, V.H. (2010). Soil degradation and protection in Azerbaijan. Baku: "Elm" (Science).
4. Museyibov, M.A. (2006). Physico-geography of Azerbaijan. Baku: Enlightenment publishing.
5. Mustafayev, M.G. (2015). Criteria for the evaluation of reclamation status of soils in the Mugan-Salyan massif. *Journal of water and land development*, 24(I-III), Poland, 21-26.
6. Mustafayev, M.G. (2020). Change of the Salts Quantity and Type in the Irrigated Soils of the Mughan Plain and Their Impact on Plants Productivity. *International Journal of Food Science and Agriculture*, 4(2), 101-108.
7. Gurbanov, E.A. (2016). Effect of climate changes. Baku: "Muallim" (Teacher) publishing.
8. Gurbanov, E.A. (2018). Scientific Bases of change and protection of the Kur-Araz lowland soils under anthropogenic influence (dis. synopsis of thesis). Baku.
9. Bikov, B.A. (1983). Ecological dictionary. Alma-Ata: Science.
10. Mustafayev, M.G., & Mustafayev, F.M. (2019). Water-salt regime in the meliorated Soils of the Shirvan Plain and their influence on agricultural plants productivity (Ujar Support Station). *Budownictwo o zoptymalizowanym potencjale energetycznym*, Polsha, 8(2), 9-15.
11. Mustafayev, M.G. (2008). The influence of soil and climatic conditions of Mugano-Salyan array for agricultural production. *J. News and Agrarian Science*, Tbilisi, 6(3), 44-47.

The article was received 25.04.2022 and was accepted after revision 09.08.2022

Е.А. Гурбанов, М.Г. Мустафасв

ОЦІНКА ДЕГРАДАЦІЇ НАПІВПУСТЕЛЬНИХ ТА ПОСУШЛИВИХ ПОЛЬОВИХ ЛАНДШАФТІВ ТА ПАСОВИЩ ЗА УМОВ СУЧАСНИХ ЗМІН КЛІМАТУ

Анотація. Встановлено, що деградація ґрунтів пасовищ у напівпустельних і посушливих польових ландшафтах Куринської западини Азербайджану посилюється за умов сучасних змін клімату. Температура зросла на 1,2°C, кількість опадів у 1995–2015 рр. в порівнянні з 1970–1994 рр. становила 65,7 мм. Ці зміни призвели до опустелювання ландшафту та деградації ґрунтів. Для оцінки деградації було прийнято низку основних критеріїв. До уваги беруться деградація рослинного покриву, водна ерозія та заселення. Визначено особливості цих процесів залежно від ступеня опустелювання. Пасовища поділяються на 3 види: придатні, обмежено придатні, непридатні. До придатних належать зони з відсутністю морфологічних змін (нахил ґрунтів менше ніж 7°), не вражені негативними процесами, з кількістю опадів більше 300 мм. Обмежено придатні мають такі ознаки: морфологічні зміни середнього ступеня вираженості (нахил ґрунтів 17–15°), вражені негативними процесами слабкою і середньою мірою, кількість опадів 300–250 мм. Непридатні ґрунти: нахил більше 15°, морфологічні ознаки повністю порушені, сильно вражені негативними процесами, кількість опадів менше 250 мм.

Ключові слова: зміни клімату; посушливі ландшафти; напівпустельний і посушливий клімат; деградація ґрунту; придатність ґрунту

Стаття надійшла до редакції 25.04.2022 і прийнята до друку після рецензування 09.08.2022

Гурбанов Ельдар

доктор аграрних наук, Азербайджанський університет архітектури та будівництва

Адреса робоча: AZ1073 Азербайджан, м. Баку, вул. А. Султанова, 5

Мустафасв Мустафа Гілман огли

доктор аграрних наук, доцент Інституту ґрунтознавства та агрохімії Національної академії наук Азербайджану

Адреса робоча: AZ1073 Азербайджан, м. Баку, вул. М. Рагіма, 5

ORCID ID: 0000-0003-2071-3078 **e-mail:** meliorasiya58@mail.ru

УДК 551.58.001.57

Olena Zhukova, PhD, Associate Professor

ORCID ID: 0000-0003-0662-9996 *e-mail*: zhukova.og@knuba.edu.ua

Nazarii Nehoda, graduate student

ORCID ID: 0000-0002-0082-6027 *e-mail*: nehoda_nv@knuba.edu.ua

Kyiv National University of Construction and Architecture, Kyiv, Ukraine

FORECAST OF CHANGES IN CLIMATE FACTORS OF THE CITY OF KYIV AND THEIR IMPACT ON THE LIFE CYCLE OF BUILDINGS

***Abstract.** The problem of global climate change is one of the most important problems of society. Such relevance is due to the fact that the change in climatic parameters has a significant impact on the economic sphere, the ecological situation, social and political life, and the construction industry. The change in the parameters of climate systems has long been beyond doubt. In recent years, due to the perceived threat of global climate warming, interest in long-term interannual climate fluctuations has increased significantly. Therefore, one of the unquestionably relevant tasks is the monitoring of trends in changes in climatic indicators at the local (regional) level. It is these observations on a regional scale that allow us to detect cyclical fluctuations in meteorological values and further judge the change in the Earth's climate in general. When building urban quarters in difficult natural and climatic conditions, along with urban planning and architectural and planning methods of organizing residential structures, one of the key points is the correct selection of fencing materials and structures. Special attention should be paid to their physical properties, thermal conductivity, specific resistance, optical reflectivity, etc. It is also necessary to take into account the location of the construction site, because due to macro- and micro-scale climate-forming factors (radiation conditions, wind regime, form of meso- and microrelief, vegetation, soil, close proximity to the sea, surrounding buildings, etc.) and their due to joint influence in different areas of the city, the difference in temperature and humidity can be significant. The article examines the peculiarities of the manifestation of climatic changes for the city of Kyiv in the context of engineering and construction adaptation and the selection of building materials to create more comfortable living conditions for the residents of the metropolis. It was established that during the last decades in the city the average annual air temperature increased by 0.7–1.2°C, compared to the climatic norm. The most significant increase in the average monthly air temperature in the modern period in the city is observed in the winter and summer months. According to calculations, the average annual temperature will rise gradually and increase by an average of 2.0–2.5°C. On the basis of this, the necessity of conducting further research, creating scientific and practical recommendations, especially in the conditions of modern megacities, which are a factor in climate formation, has been proven. The article analyzes the impact of changes in climatic factors on the life cycle of buildings.*

***Keywords:** climate change; manifestations of climate change; climate; air temperature; urban environment; metropolis; building materials*

О.Г. Жукова, Н.В. Негода

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

ПРОГНОЗ ЗМІН КЛІМАТИЧНИХ ФАКТОРІВ МІСТА КИЇВ ТА ЇХ ВПЛИВ НА ЖИТТЄВИЙ ЦИКЛ БУДІВЕЛЬ

***Анотація.** Проблема глобальної зміни клімату є однією з найважливіших проблем суспільства. Така актуальність зумовлена тим, що зміна кліматичних параметрів має суттєвий вплив на економічну сферу, екологічну ситуацію, соціальне та політичне життя, будівельну галузь. Зміна параметрів кліматичних систем вже давно не викликає жодних сумнівів. В останні роки у зв'язку з передбачуваною загрозою глобального потепління клімату значно зріс інтерес до міжрічних тривалих коливань клімату. Тому одним з безперечно актуальних завдань є моніторинг тенденцій зміни кліматичних показників на локальному (регіональному) рівні. Саме ці спостереження регіонального масштабу дозволяють виявити циклічні коливання метеорологічних величин і далі судити про зміну клімату Землі загалом. При забудові міських кварталів у складних природно-кліматичних умовах поряд з містобудівними та архітектурно-планувальними методами організації житлових структур одним з ключових моментів є правильний підбір озорозжувальних матеріалів та конструкцій. Особливу увагу необхідно приділяти їх фізичним властивостям, тепловій провідності, питомому опору, оптичній рефлективності та т.п. Необхідно також враховувати район розміщення об'єкта будівництва, оскільки завдяки кліматоутворюючим факторам макро- та мікрорельєфу (радіаційні умови, вітровий режим, форма мезо- та мікрорельєфу, рослинність, ґрунт, безпосередня близькість моря, навколишня забудова і т.д.) та їх спільному впливу у різних районах міста різниця температури та вологості може бути значною. В статті досліджуються особливості прояву кліматичних змін для міста Києва в контексті адаптації інженерно-конструктивних та вибору будівельних матеріалів для створення більш комфортних умов життєдіяльності жителів мегаполіса. Встановлено, що протягом останніх десятиліть в місті середня річна температура повітря зросла на 0,7–1,2°C, у порівнянні з кліматичною нормою. Найсуттєвіше зростання середньої місячної температури повітря в сучасний період у місті спостерігається в зимні та літні місяці. Згідно з розрахунками середньорічна температура зростатиме поступово і збільшиться в середньому на 2,0–2,5°C. На основі цього доведено необхідність проведення подальших досліджень, створення науково-практичних рекомендацій, особливо в умовах сучасних мегаполісів, які є фактором формування клімату. Стаття аналізує вплив зміни кліматичних факторів на життєвий цикл будівель.*

***Ключові слова:** зміна клімату; прояви зміни клімату; клімат; температура повітря; урбанізоване середовище; мегаполіс; будівельні матеріали*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.64-72>

Вступ

Проблема глобальної зміни клімату є однією з найважливіших проблем суспільства. Така актуальність зумовлена тим, що зміна кліматичних параметрів має суттєвий вплив на економічну сферу, екологічну ситуацію, соціальне та політичне життя, будівельну галузь. Зміна параметрів

кліматичних систем вже давно не викликає жодних сумнівів. Відповідно до досліджень світових вчених останні 30 років у Північній частині земної кулі вважаються найтеплішими. Зміна кліматичних параметрів має досить негативні наслідки, які з часом будуть посилюватись.

В останні роки у зв'язку з передбачуваною загрозою глобального потепління клімату значно зріс інтерес до міжрічних тривалих коливань клімату. Тому одним з безперечно актуальних завдань є моніторинг тенденцій зміни кліматичних показників на локальному (регіональному) рівні. Саме ці спостереження регіонального масштабу дозволяють виявити циклічні коливання метеорологічних величин і далі судити про зміну клімату Землі загалом.

Температурний режим характеризується низкою показників, серед яких найбільш значимими є середні та екстремальні значення температури повітря та дати переходу середньої добової температури через певні межі.

Температура повітря є однією з найважливіших метеорологічних величин, що найбільш повно характеризують погоду та клімат. Температура постійно змінюється в просторі та часі. До регулярних змін термічного режиму відноситься річний перебіг температури. Через циркуляційний фактор, що призводить до адвекції тепла або холоду, виникають нерегулярні (аперіодичні) зміни температури.

З практичного погляду найбільший інтерес представляють короткоперіодні коливання клімату, тобто такі, що не перевищують сотні років. У цьому випадку залишається не так вже й багато кліматоутворюючих факторів: вулканізм, склад атмосфери, великомасштабні процеси взаємодії океану та атмосфери, антропогенна діяльність. Важливо, що ці фактори, як правило, пов'язані між собою, в результаті чого досить складно визначити справжні причини змін клімату.

При забудові міських кварталів у складних природно-кліматичних умовах поряд з містобудівними та архітектурно-планувальними методами організації житлових структур одним з ключових моментів є правильний підбір огорожувальних матеріалів та конструкцій. Особливу увагу необхідно приділяти їх фізичним властивостям, тепловій провідності, питомому опору, оптичній рефлексивності та т.п.

Необхідно також враховувати район розміщення об'єкта будівництва, оскільки завдяки кліматоутворюючим факторам макро- та мікромасштабу (радіаційні умови, вітровий режим, форма мезо- та мікрорельєфу, рослинність, ґрунт, безпосередня близькість моря, навколишня забудова і т.д.) та їх спільному впливу у різних районах міста різниця температури та вологості може бути значною.

У публікаціях та міжнародних проєктах останнього часу підвищення приземної температури повітря пояснюється виключно накопиченням в атмосфері антропогенного вуглекислого газу. В результаті діяльності людства в атмосферу щороку потрапляє 6% вуглекислого газу, решта 94% припадає на природні глобальні потоки. Регулярні спостереження за концентрацією CO₂ в атмосфері ведуться з 1957 р. У Північній півкулі яскраво виражений сезонний хід змін CO₂ над лісами помірних широт. Надходження вуглекислого газу здійснюється в результаті геохімічних процесів перетворення та метаморфізму гірських порід, а також шляхом надходження з антропогенних джерел (табл. 1).

Дослідження глобального циклу колообігу CO₂ показали, що винос вуглекислого газу з глибин земної кори триває і зараз, без постійного його надходження з надр Землі колообіг вуглецю був би розірваний, що в кінцевому підсумку призвело б до припинення життєдіяльності біоти. Вміст вуглекислого газу в атмосфері оцінюється в 3080 млрд т (у перерахунку на вуглець це становить 840 млрд т). При скороченні сучасного вмісту CO₂ (0,039%) в атмосфері приблизно до 0,015% температура біля земної поверхні впаде, за розрахунками фахівців, на кілька десятків градусів та настануть умови для повного заледеніння.

Таблиця 1 – Глобальні потоки вуглекислого газу в атмосфері

Джерела	CO ₂ , млрд т/год
Природні	
Виділення при розкладанні гумусу та корінням рослин	200
Дихання рослин, тварин та людей	65
Відмирання та розкладання рослин	50
Виверження вулканів	3
Антропогенне	
Спалювання викопного палива та виробництво цементу	8
Виділення при спалюванні рослин в якості палива	7
Лісові пожежі	3
Зміна використання земельних ресурсів (вирубка дерев та ін.)	2

Дослідження зміни температури та вологості повітря, а також вітрових умов є вихідною інформацією при розрахунку фізичних параметрів, що застосовуються в умовах гарячого мікроклімату огорожувальних матеріалів конструкцій без їх деформацій та руйнування в ході експлуатації. При цьому необхідно враховувати рівень комфорту для людей, які проживають у цих будівлях.

Основний зміст

Для аналізу наслідків змін кліматичних параметрів міста Києва було використано результати спостережень за температурою повітря та кількістю опадів з метеорологічних станцій міста за період 1881–2020 рр., а також відхилення від норми середньої місячної температури повітря та місячної кількості опадів.

Для прогнозування змін основних кліматичних параметрів було використано статистичний метод прогнозування. Суттю використання методу є математичний опис зміни основних кліматичних параметрів протягом певного проміжку часу. Опис здійснюється за допомогою часових (динамічних) рядів, рівень яких розглядається як сума чотирьох складових. Умовою використання кліматичних даних для побудови часових рядів є їх однорідність, яка загалом виконується, якщо результати аналізу проведені за єдиною методикою. Для досліджень були використані дані щорічників температур та опадів для міста Києва.

Осереднена середня місячна, річна температура повітря, відхилення від норми середньої місячної температури повітря та місячної кількості опадів м. Києва за досліджуваний період представлено в таблицях 2, 3.

Таблиця 2 – Осереднена середня місячна і річна температура повітря м. Києва за досліджуваний період

Місяць	Характеристика					
	Середня	Середнє квадратичне відхилення	Найбільш низька	Рік	Найбільш висока	Рік
I	-5,6	3,9	-15	1942	2,7	2007
II	-4,2	3,3	-15,9	1929	3,7	2002
III	0,7	3	-6,9	1942	6,9	1990
IV	8,7	1,9	2	1929	12,9	1950
V	15,2	1,9	10,4	1919	19,4	2003
VI	18,2	1,7	13,9	1887	22,6	1999
VII	19,3	1,4	16,9	1935, 1979	25,5	1936
VIII	18,6	1,2	15,5	1884, 1926	24,6	2010
IX	13,9	1,5	10,2	1894	18,4	1909
X	8,1	1,5	2,2	1920	12,4	1935
XI	2,1	2	-6	1993	8	2010
XII	-2,3	2,3	-11,9	1890	2,8	1960
Рік	7,7	1	5,1	1942	9,9	2007

Таблиця 3 – Відхилення від норми середньої місячної температури повітря та місячної кількості опадів у Києві за досліджуваний період

Характеристика		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
Середня місячна температура повітря (°C)	норма (1961-1990)	-5.6	-4.2	0.7	8.7	15.2	18.2	19.3	18.6	13.9	8.1	2.1	-2.3	7.7
	2020	0.8	2.5	6.5	9.9	12.4	21.7	21.9	21.4	18.4	12.5	3.8	-0.5	10.9
	Відхилення	6.4	6.7	5.8	1.2	-2.8	3.5	2.6	2.8	4.5	4.4	1.7	1.8	3.2
Місячна кількість опадів (мм)	норма (1961-1990)	48	46	39	49	53	73	88	69	47	35	51	52	650
	2020	21	46	15	39	122	49	47	31	31	101	30	48	580
	Відхилення	-27	0	-24	-10	69	-24	-41	-38	-16	66	-21	-4	-70

Для прогнозу зміни стану кліматичних параметрів нами було обрано ті показники, які мають лімітуючий характер та найкраще підходять для прогнозування статистичним методом: температура повітря, кількість опадів.

Для прогнозування змін стану кліматичних параметрів можуть бути використані лише ті рівняння, в яких зв'язок між ознаками дуже тісний (значення коефіцієнта кореляції r ближче до 1) та якщо розрахункове значення t -критерію перевищує табличне значення (це свідчить про істотний зв'язок між параметром та часом).

Враховуючи, що обсяг інформації, за яким виконувався прогноз, обмежений і параметри трендів не вільні від похибок, були визначені інтервали довіри, при яких характеристика тренду уточнюється (рисунки 1, 2).

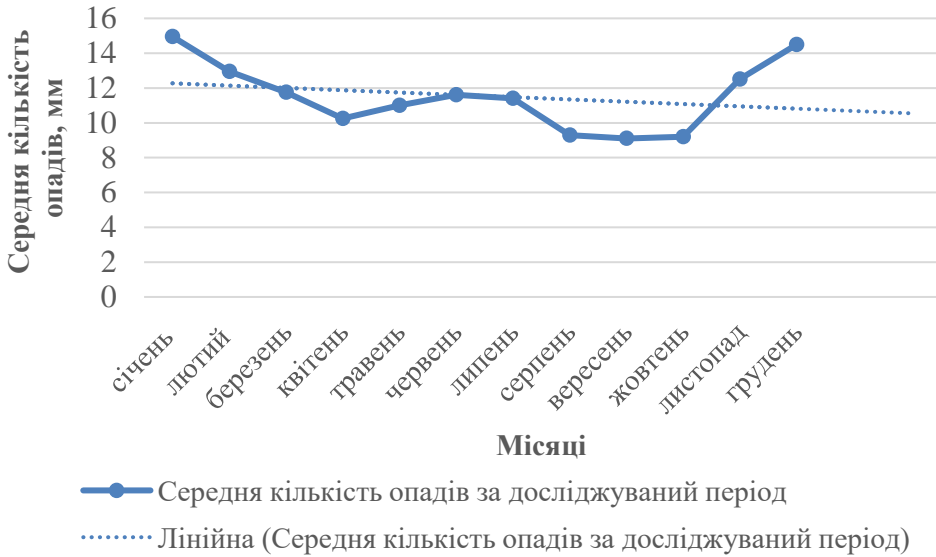


Рис. 1. Середня кількість опадів за досліджуваний період та прогноз її змін

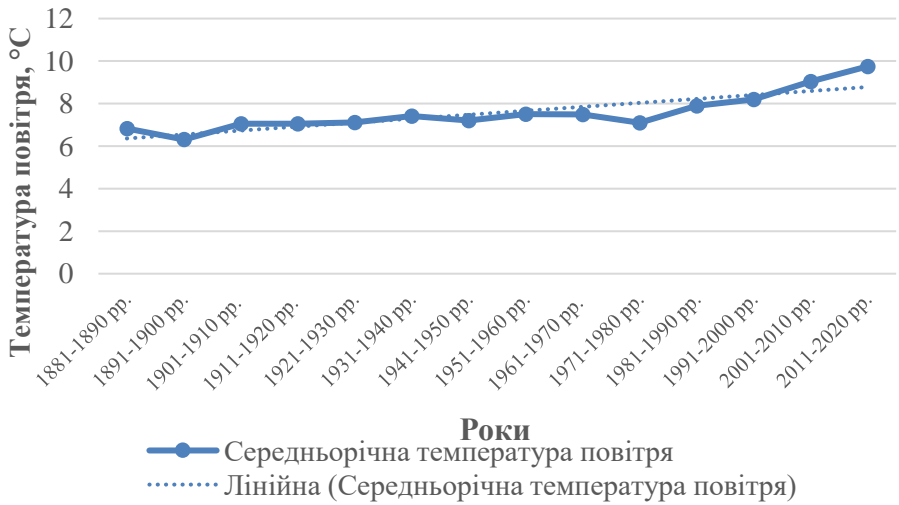


Рис. 2. Середньорічна величина температур повітря за досліджуваний період та прогноз її змін

Кількість опадів є однією із найважливіших характеристик клімату, відповідно за період дослідження її величина змінювалась в межах $\pm 10\%$. Для Києва середньорічна кількість опадів (у порівнянні з кліматичною нормою) зменшилась на майже 8%. Відмічається їх перерозподіл відповідно до сезону: взимку спостерігається зменшення майже на 18%, восени – збільшення майже на 20%. Випадання опадів все частіше супроводжується небезпечними погодними явищами (зливи, град, шквальний вітер, смерчі).

Межі наших досліджень обмежені територією міста, де зростання температури за досліджуваний період значно випереджало темпи її збільшення в усьому світі в середньому на $0,25^{\circ}\text{C}$ за 10 років. У Києві температура повітря за досліджуваний період зросла на $0,7\text{--}1,2^{\circ}\text{C}$ у порівнянні з кліматичною нормою, аномалії середньорічної температури за досліджуваний період перевищують 3°C . При цьому слід зазначити, що зростання температури спостерігається в усі місяці з різною інтенсивністю. Наприклад, середня температура повітря в Києві найбільше зросла в січні (на $2,5^{\circ}\text{C}$) та липні (на $2,1^{\circ}\text{C}$), а найменше – в грудні (на $0,2^{\circ}\text{C}$) та жовтні (на $0,4^{\circ}\text{C}$). При більш детальному дослідженні сезонних змін слід зазначити, що найсуттєвіші зміни температури повітря спостерігаються влітку та становлять $1,5^{\circ}\text{C}$, а найменші – взимку.

Такі зміни зумовили зростання конвективно доступної потенційної енергії атмосфери, швидкості висхідних потоків, підвищення рівня конденсації та рівня конвекції та призвели до збільшення нестійкості атмосфери та інтенсивності конвекції. Внаслідок таких змін на території міста зростає повторюваність та інтенсивність конвективних явищ погоди, зливова складова опадів. Практично не викликає сумнівів і збільшення числа днів з грозою, зливою, градом, шквалом протягом останніх трьох десятиріч.

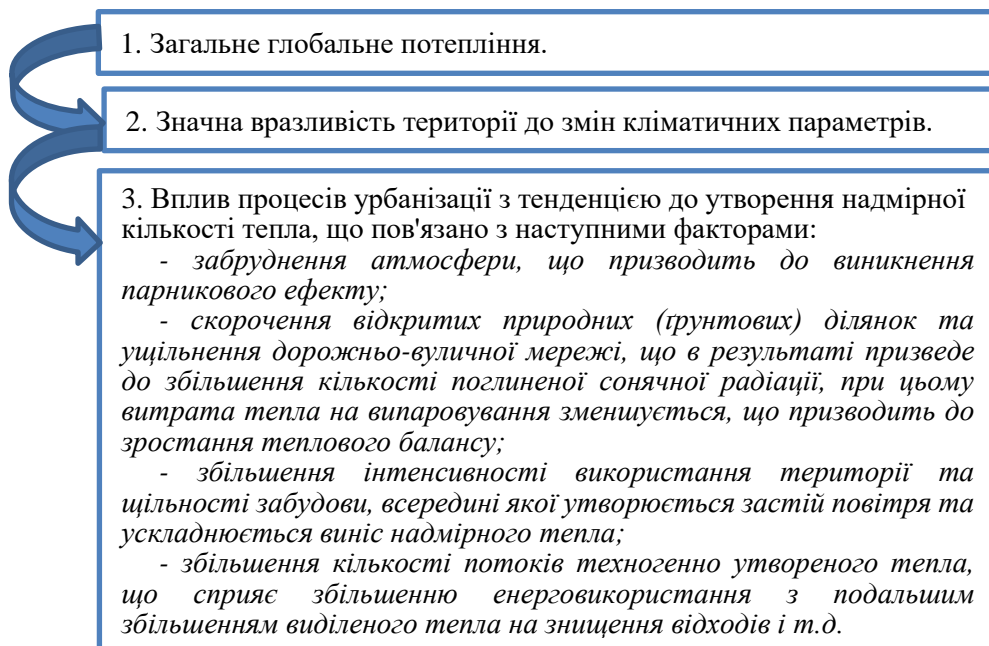


Рис. 3. Фактори зміни кліматичних параметрів, які пов'язані із розвитком урбанізованої території

Висновки

Таким чином, було встановлено, що зміна клімату міста Києва пов'язана як із глобальними змінами, так і з розвитком урбанізованої території та поєднує в собі низку факторів (рис. 3).

Інтенсивність утворених островів тепла, які утворюються над містами, залежить від їх величини, густоти населення та забудови, природно-кліматичних умов місцевості. Чим більше місто, тим більша позитивна температурна аномалія повітря в ньому. Наприклад, різниця температур в промислово навантаженому районі міста або з великим транспортним потоком та приміськими територіями в радіусі до 100 км може наближатись до 10°C.

Також слід зазначити, що недостатній облік, використання заходів та методик зменшення негативного впливу змін клімату може призвести до збільшення кількості руйнувань будівель в місті, що пов'язано з конкретними причинами:

- у зв'язку зі збільшенням кількості циклів відлиг та замерзання довговічність наявних будівель може зменшитись до 2 разів;

- внаслідок підвищення температури зменшилась потреба в опаленні приміщень під час холодного періоду року та збільшилась потреба в обладнанні систем кондиціонування в теплий період року;

- при багаторазових переходах через межу в 0°C протягом року міжпанельні стики будівель насичуються вологою, в результаті чого розширюються та деформуються. При цьому суттєво збільшуються тепловтрати, збільшується ймовірність утворення грибка, проникнення холодного повітря в приміщення та ін.;

- внаслідок зміни кліматичних показників зменшується опорна здатність ґрунтів та підсилюється ймовірність виникнення карстових процесів, погіршується міцність фундаментів будівель та споруд. Відповідно прискорюється швидкість процесів старіння будівель.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Гребенюк Н.П. Про зміни температури повітря в містах України у процесі урбанізації / Н.П. Гребенюк, М.Б. Барабаш // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2004. – Вип. 253. – С. 148–154.
2. Бучинский И.Е. Климат Украины в прошлом, настоящем и будущем / И.Е. Бучинский. – К.: Госсельхозиздат УССР, 1963. – 307 с.
3. Второе Национальное сообщение Украины по вопросам изменения климата. Подготовлено в рамках национального плана мероприятий по реализации положений Киотского протокола к Рамочной конвенции Организации Объединенных Наций об изменении климата, утвержденного Кабинетом Министров Украины от 11 августа 2005 г. №346-р. – К., 2006. – 83 с.
4. Глобальне потепління і клімат України: регіональні екологічні та соціально-економічні аспекти / Волощук В.М., Бойченко С.Г., Степаненко С.М. та ін. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2002. – 117 с.
5. Клімат України / за ред. В.М. Ліпінського, В.А. Дячука, В.М. Бабіченко. – К.: Вид-во Раєвського, 2003. – 343 с.

6. Изменения глобального климата: роль антропогенных воздействий / Израэль Ю.А., Груза Г.В., Катцов В.М., Мелешко В.П. // Метеорология и гидрология. – 2001. – №5. – С. 5–21.
7. Степаненко С.М. Динаміка та моделювання клімату / С.М. Степаненко. – Одеса: Екологія, 2013. – 202 с.

Стаття надійшла до редакції 18.04.2022 і прийнята до друку після рецензування 01.08.2022

REFERENCES

1. Hrebenyuk, N.P., & Barabash, M.B. (2004). About air temperature changes in the cities of Ukraine in the process of urbanization [Pro zminy temperatury povitrya v mistakh Ukrayiny u protsesi urbanizatsiyi]. *Scientific works of UkrNDGMI*, 253, 148-154 [In Ukrainian].
2. Buchinsky, I.E. (1963). Climate of Ukraine in the past, present and future [Klimat Ukrainy v proshlom, nastoyashchem i budushchem]. Kyiv: Gosselkhozizdat of the Ukrainian SSR [In Russian].
3. Second National Communication of Ukraine on Climate Change (2006). Prepared as part of the national action plan for the implementation of the provisions of the Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, approved by the Cabinet of Ministers of Ukraine dated August 11, 2005, No. 346 [Vtoroye Natsional'noye soobshcheniye Ukrainy po voprosam izmeneniya klimata (2006). Podgotovleno v ramkakh natsional'nogo plana meropriyatiy po realizatsii polozheniy Kiotskogo protokola k Ramochnoy konventsii Organizatsii Ob'yedinennykh Natsiy ob izmenenii klimata, utverzhdennoho Kabinetom Ministrov Ukrainy ot 11 avgusta 2005 g., №346]. Kyiv [In Russian].
4. Voloshchuk, V.M., Boychenko, S.G., Stepanenko, S.M. et al. (2002). Global warming and the climate of Ukraine: regional ecological and socio-economic aspects [Hlobal'ne poteplinnya i klimat Ukrayiny: rehional'ni ekolohichni ta sotsial'no-ekonomichni aspekty]. Kyiv: VOC "Kyiv University" [In Ukrainian].
5. Lipinskii, V.M., Dyachuk, V.A., & Babichenko, V.M. (Eds.). (2003). Climate of Ukraine [Klimat Ukrayiny]. Kyiv: Raevsky Publishing House [In Ukrainian].
6. Izrael, Yu.A., Gruza, G.V., Kattsov, V.M., & Meleshko, V.P. (2001). Global climate change: the role of anthropogenic impacts [Izmeneniya global'nogo klimata: rol' antropogenovykh vozdeystviy]. *Meteorology and Hydrology*, 5, 5-21.
7. Stepanenko, S.M. (2013). Climate Dynamics and Modeling [Dynamika ta modelyuvannya klimatu]. Odessa: Ecology [In Ukrainian].

The article was received 18.04.2022 and was accepted after revision 01.08.2022

Жукова Олена Григорівна

кандидат технічних наук, доцент кафедри технологій захисту навколишнього середовища та охорони праці Київського національного університету будівництва і архітектури

Адреса робоча: пр. Повітрофлотський, 31, м. Київ, Україна, 03037

ORCID ID: 0000-0003-0662-9996 **e-mail:** elenazykova21@gmail.com

Негода Назарій В'ячеславович

аспірант 1 року навчання, спеціальність 101 «Екологія» Київського національного університету будівництва і архітектури

Адреса робоча: пр. Повітрофлотський, 31, м. Київ, Україна, 03037

ORCID ID: 0000-0002-0082-6027 **e-mail:** nehoda_nv@knuba.edu.ua

ЦИВІЛЬНА БЕЗПЕКА CIVIL SAFETY

UDC 537.87:669.162.12 (045)

Yana Biruk, Assistant

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-3669-9744> *e-mail*: biruk.iai@knuba.edu.ua

Kyiv National University of Construction and Architecture, Kyiv, Ukraine

DESIGNING FINISHING MATERIALS WITH A GRADIENT OF ELECTROPHYSICAL PROPERTIES

Abstract. *The article discusses the basics of development and production of materials for shielding electromagnetic fields in a wide range of frequencies. The purpose of these materials is to cover large surface areas. The basic requirements for these types of materials have been established. The main ones are: the front surface must have electrophysical properties (dielectric and magnetic permeability) to ensure the lowest possible reflection coefficient of electromagnetic waves. At the same time, it is mandatory to simultaneously ensure the characteristics of strength, fire resistance, non-toxicity, etc. The content of radio-absorbing particles and effective dielectric (magnetic) permeability in the interlayer of the layered structure in the direction of growth of the substrate should ensure broadband and efficiency of the material. The dispersion dependence should ensure uniform absorption of electromagnetic energy and its passage from the input surface to the substrate in a given frequency range. Based on the maximum and minimum wavelengths of the shielding field, permeability and thickness of individual layers, calculations of the required thickness of the gradient material for a given reflection coefficient are given. Thanks to heat treatment of the surface of the material in the manufacturing process, the possibility of manufacturing monolithic metal-polymer screens with surface layers of low dielectric permeability is shown. The possibility of creating monolithic metal-polymer screens from ferromagnetic finely dispersed substances with an adjustable gradient in the direction from the front surface to the bottom is demonstrated, and a technical solution is given. This material can be used to control the ratio of shielding factors for high-frequency electromagnetic fields, ultra-low-frequency electric and magnetic fields, as well as concomitant shielding from natural magnetic fields.*

Keywords: *electromagnetic fields; screening; shielding coefficients; facing protective building material*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.73-80>

Introduction

For many years, the main goal in the development of materials for shielding electromagnetic fields and the design of shielding structures was to obtain the maximum shielding coefficients by any physical mechanism. Recently, in connection with the growing awareness of the harmfulness of the hypogeomagnetic field (artificially reduced natural magnetic field), the need for stable functioning of wireless communication devices with a simultaneous decrease in the intensity of man-made fields of other origin, there has been a need to develop protective materials that at an acceptable level satisfy these requirements. But solid metal structures with regular metal structures and most composite materials do not meet the requirements. This is due to high reflection coefficients of all solid metal (crystalline and amorphous) materials, shielding of narrow-band high-frequency fields with lattice and mesh materials, high shielding coefficients of ultra-low-frequency and high-frequency fields with composite metal-containing materials.

To solve the problems of rationalizing the degrees of protection against electric, magnetic and electromagnetic fields, based on theoretical considerations, it is advisable to consider protective materials of the gradient type - multi-layered and heterogeneous continuous with a gradient of electrophysical and magnetic properties in the body of the material.

Analysis of recent research and publications

Sufficient attention is paid to the development and research of protective properties of non-homogeneous materials [1, 2]. But the technologies developed by them relate to the solution of electromagnetic compatibility problems, that is, the reduction of fields of previously known amplitude-frequency characteristics [3] is also intended for electromagnetic compatibility problems in the aviation industry, therefore, along with the fixed requirements for protection in a defined frequency band, in this material, many attention is paid to increasing strength characteristics and reducing weight.

In a thorough survey work [4], it is shown that gradient properties can also be found in materials intended for individual protection and not very suitable for facing surfaces. Research [5] shows that it is possible to obtain a gradient of physical properties in a heterogeneous material.

The task of calculating and predicting the protective properties of materials or preliminary calculation of a possible design based on the required functionality is important [6, 7]. But in the first publication, although it is about the optimization of protection, the optimization problem was not solved either analytically or graphically. In the second, the developed material, especially in terms of moisture content, although it has high functional qualities, is prone to degradation and is not acceptable for lining large areas.

Materials [8] present modern approaches to the design of facing surfaces, the parameters of which can be calculated. And work [9] shows a fundamental possibility to rationalize the degrees of protection against the influence of magnetic and electromagnetic fields of heterogeneous sources, which is the basis for further research.

The purpose of the work is to develop basic algorithms for the design of gradient-type cladding materials and to determine the possibilities of their application for the controlled reduction of electromagnetic field levels.

Presenting main material

Modern facing materials must meet a number of requirements – general and special.

The general requirements for mechanical properties – strength, specific weight, reliability (absence of material degradation in the process operation), reliability of fixing on working surfaces, as well as high fire resistance and minimal release of harmful substances.

The special requirements include high shielding coefficients in a wide frequency range (with the possibility of controlling the absorption coefficients of electromagnetic energy) and the minimum possible reflection coefficients of electromagnetic waves.

Unambiguous provision of all the above requirements in one material at an optimal level is practically impossible, therefore there is a wide range of protective and facing materials that solve local problems of electromagnetic safety. But there is an opportunity to rationalize the ratio of degrees of protection for different critical frequencies or frequency bands of magnetic, electric and electromagnetic fields. It is necessary to achieve a compromise between the desired and technically feasible effect for each individual electromagnetic influence, taking into account other influences, approaches to shielding of which may contradict each other. For example, by reducing the levels of man-made magnetic fields of ultra-low frequencies (industrial and its harmonics), we can, under certain conditions, shield the natural magnetic field, which is harmful to people and is regulated by the relevant standard.

In general, the simplest task is to reduce the levels of electromagnetic fields of very high, ultrahigh and extremely high frequency fields, inherent radiations of communication means and parts of industrial and household equipment. The building or individual rooms can be shielded with metal or composite flat material, taking into account the short length of the electromagnetic wave and minor diffraction phenomena at the edges of the protective structures. But a significant contribution to protection against high-frequency radiation comes from the reflection of electromagnetic waves, which is undesirable due to reflection towards other building premises, the increase of the electromagnetic background due to re-reflection inside buildings and premises.

Avoidance of this effect is possible due to the use of gradient shielding materials (multi-layer and continuous). Despite the fact that the method of reducing reflection coefficients by creating a gap between two surfaces with a thickness of a quarter of the length of the incident wave is well-known, in many cases it is applied incorrectly (the electrophysical and magnetic properties of the upper and lower layers are not taken into account). In addition, this design has narrow-band protection.

The electromagnetic wave reflection coefficient is uniquely determined by the electrical and magnetic properties of the surface. For example, the reflection coefficient of an electromagnetic wave during its normal incidence on the surface:

$$K_r = \frac{1 - \sqrt{\epsilon_m}}{1 + \sqrt{\epsilon_m}}, \quad (1)$$

where ϵ_m is the dielectric constant of the surface layer of the material on which the wave falls.

To ensure the broadband of the material, the quarter-wave gap (or gaps) should be filled with one of the many developed radio-absorbing elements based on ferrites, carbon compounds, etc. When developing material for shielding high-frequency fields, it is necessary to proceed from the following principles:

- the front surface must have the minimum dielectric constant possible to meet the specified requirements for the material (strength, non-flammability);
- the content of the radio-absorbing substance in the layer (layers) and the regularity of its change in thickness should ensure a gradual increase in the equivalent (effective) dielectric constant (mainly the imaginary part of the complex dielectric constant) in the direction of the surface of the incident wave – the substrate;
- dispersion dependence should ensure uniform absorption of electromagnetic energy during its passage from the input surface to the substrate and in the opposite direction.

The required thickness of the material can be estimated based on the ratio [10].

$$|\ln R_r|(\lambda_{\max} - \lambda_{\min}) < \sum_i \mu_i d_i, \quad (2)$$

where R_r – maximum reflection coefficient by power; λ_{\max} , λ_{\min} – maximum and minimum wavelengths of the frequency band; μ_i – relative magnetic permeability of each i -th layer; d – its thickness. For non-magnetic materials, the full thickness of the material structure is taken instead of the sum in the right-hand side of the expression.

In general, the loss (absorption) of energy of electromagnetic waves in the environment is determined by the complex nature of the values of its dielectric and/or magnetic permeability.

If complex permeability:

$$\varepsilon = \varepsilon' + i\varepsilon'', \quad \mu = \mu_1' + i\mu_1'', \quad (3)$$

where ε' , μ_1' – reals; ε'' , μ_1'' – imaginary components of the complex permeability, then the loss (absorption) coefficient is defined as:

$$\alpha = \left(\sqrt{\varepsilon\mu} \right)''. \quad (4)$$

At the same time, the attenuation of the energy of the wave that has passed through the medium is the distance:

$$e^{-\frac{4\pi\alpha d}{\lambda}}, \quad (5)$$

where λ – the length of an electromagnetic wave in free space.

But the production of multilayer structures, at least those that require the connection of layers, is associated with a number of technological problems (ensuring long-term adhesion of layers, accurate maintenance of gap sizes, etc.). In addition, it requires the use of materials with the lowest possible values as a front layer and to minimize reflection coefficients. At the same time, a mandatory condition is the presence of a metal substrate in a multilayer structure, which can completely block mobile signals.

The use of composite materials – metal-polymers can solve the problem of simultaneously reducing the levels of electric and magnetic fields of ultra-low frequencies – industrial and its harmonics. But most polymers have significant dielectric constants. For example, latex, which was used as a matrix in work [11], has $\epsilon \approx 24$, which automatically provides high reflection. At the same time, iron ore dust, which was used as a shielding filler, has $\epsilon \approx 1,5$. Studies show that during heat treatment of metal latex material, metal-containing iron ore particles accumulate in the near-surface layer. That is, it is possible to reduce the reflection coefficient of the material by creating a concentration gradient of filler particles during heating and vulcanization of the surface layer (Fig. 1).

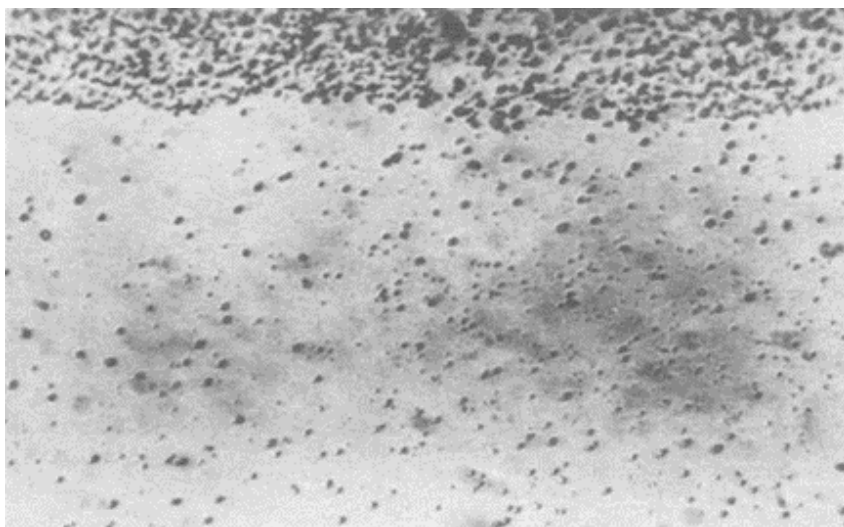


Fig. 1. Cross-section of a heat-treated metal-polymer material sample

As can be seen from the figure, the thin near-surface layer is mostly saturated with iron ore particles, which brings the dielectric constant to the minimum values possible for such compositions.

At the same time, the metal-polymer composite itself has, due to the content of iron and its oxides, high shielding properties in relation to low-frequency magnetic and electric fields.

Experimental data and theoretical considerations indicate that it is possible to obtain a gradient-type protective material from a metal-polymer mixture without applying separately produced layers. For this, it is necessary to create a concentration gradient of the shielding substance in the body throughout the body of the matrix-polymer matrix. This is realized due to the use of iron ore dust of different dispersion and weight of individual particles, which settle at different speeds in the liquid mixture (Fig. 2).

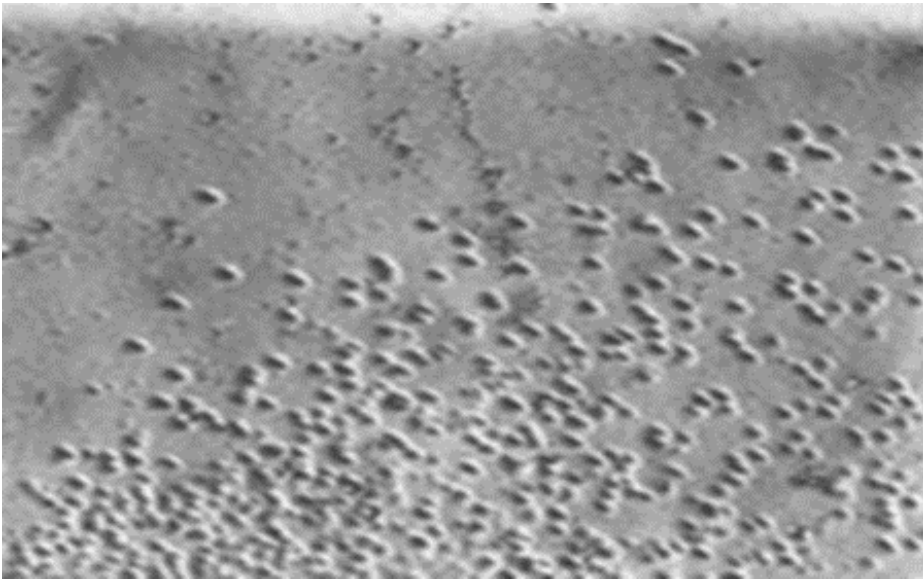


Fig. 2. Concentration gradient of iron ore particles in the polymer matrix

This method can be used in a gradient material without a metal substrate.

The practical implementation of this method is possible due to the processing of the finished initial mixture, which is poured onto a flat surface with a constant inhomogeneous magnetic field, which will create a gradient of shielding particles with compaction in the lower part of the cuvette with the solution, where the magnets are located. But in this case, it is necessary to use a filler with higher magnetic properties, for example, iron ore concentrate, which has a dispersion of 150-200 μm and mixes well with liquid polymer. But simultaneously obtaining the upper layer, saturated with iron ore dust, and the gradual compaction of the distribution of particles in the direction of the lower side of the material is quite difficult, therefore, in each specific case, it is necessary to determine the priority factor of influence on the electromagnetic environment and choose constructive solutions regarding the introduction of shielding.

Conclusions

1. The requirements for modern cladding materials for shielding electromagnetic fields are defined. The main ones are: shielding of electromagnetic fields of frequencies (frequency bands) inherent in most sources of man-made electromagnetic fields, the most critical from the point of view of human safety, mechanical strength, adhesion to the base, fire resistance, non-toxicity.

2. It is shown that shielding of fields of very high, ultrahigh and extremely high frequencies is expedient to be carried out by a gradient multilayer structure, and the principles of its design are provided. The main criteria for ensuring the necessary level of protection, in particular for the front layer of a multi-layer structure, are provided. Estimated prediction of the effectiveness of the protective structure is proposed, based on the electrophysical and magnetic properties of the shielded materials and the frequency band of the electromagnetic field.

3. A method of obtaining a surface layer in a solid material with low dielectric constants is presented. It consists in surface heat treatment of a liquid metal-polymer mixture.

4. A method of obtaining a concentration gradient of metal and metal-containing particles in a composite metal-polymer material is proposed, which allows the production of high-efficiency facing materials in a wide range of frequencies. The advantage of such a material is low weight and cost, monolithicity, which reduces the probability of delamination and degradation under the influence of physical and chemical factors.

REFERENCES

1. Salski, B. (2012). The extension of the Maxwell Garnett mixing rule for dielectric composites with nonuniform orientation of ellipsoidal inclusions. *Progress in Electromagnetics Research Letters*, 30, 173-184. doi: <https://doi.org/10.2528/pier12020202>.
2. Belyaev, A.A., Agafanova, A.S., Antipova, E.A., & Botanogova, E.D. (2013). Structural radar-absorbing material of a three-layer structure with a matching layer. *Proceedings of VIAM*, 4, 62-68 [in Russian].
3. Panova, O.V., Agafanova, A.S., Belyaev, A.A., Kondrashov, E.K., & Romanov, A.M. (2013). Features of the formation of monolithic structural radio-absorbing materials based on composites filled with resistive fiber. *Aviation materials and technologies*, 3, 56-59 [in Russian].
4. Lynkov, L.M., Bogush, V.A., Borbotko, T.V., et al. (2019). New technologies for creating electromagnetic radiation screens based on modified powder, nano-structured and film materials. *Report of BTUIR*, 2, 85-99 [in Russian].
5. Glyva, V., Kovalenko, V., Levchenko, L., & Tykhenko, O. (2017). Research into protective properties of electromagnetic screens based on the metal-containing nanostructures. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 3(12 (87)), 50-56. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2017.103167>.
6. Belyaev, A.A., Shirokov, V.V., & Romanov, A.M. (2014). Features of optimization of resonant radio-absorbing materials of non-magnetic type. *Proceedings of VIAM*, 11, 62-68 [in Russian].
7. Ukrainians, E.A., & Kolbun, N.V. (2013). Shielding properties of multilayer structures of electromagnetic screens based on materials with small-sized inclusions of metals and liquid media. *Doklady BSUIR*, 4, 115-118 [in Russian].
8. Glyva, V.A., Levchenko, L.O., Panova, O.V., Tyhenko, O.M. & Radomska, M.M. (2020). Composite metal-polymer cladding material for electromagnetic field shielding. In *theses of reports of the 4th international scientific and practical conference "Innovative technologies in architecture and design"* (Section 4 "Latest building materials and modern technologies in architecture and design", pp. 155-158). Kharkiv: KhNUBA. Retrieved from <http://www.itad.com.ua/%D0%9A%D0%BE%D0%BD%D1%84%D0%B5%D1%80%D0%B5%D0%BD%D1%86%D1%96%D1%8F-2020/> [in Ukrainian].
9. Kasatkina, N.V., Levchenko, L.O., Panova, O.V., Tikhenko, O.M., & Chenchevoi, V.V. (2020). Optimization of shielding parameters of electromagnetic fields of heterogeneous sources in industrial buildings. *News of the Donetsk Mining Institute*, 1(46). doi: <https://doi.org/10.31474/1999-981x-2020-1-181-188> [in Ukrainian].
10. Rozanov, K.A. (1999). Fundamental limitations for the width of the operating range of radio-absorbing coatings. *Radio engineering and electronics*, 44, 526-530 [in Russian].
11. Glyva, V.A., Podoltsev, A.D., Bolibrukh, B.V., & Radionov, A.V. (2018). A thin electromagnetic shield of a composite structure made on the basis of a magnetic fluid. *Tekhnichna elektrodynamika*, 4, 14-18. doi: <https://doi.org/10.15407/techned2018.04.014>.

The article was received 18.05.2022 and was accepted after revision 26.08.2022

Я.І. Бірук

ПРОЄКТУВАННЯ ОЗДОБЛЮВАЛЬНИХ МАТЕРІАЛІВ З ГРАДІЄНТОМ ЕЛЕКТРОФІЗИЧНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ

Анотація. У статті розглянуто основи розробки та виробництва матеріалів для екранування електромагнітних полів у широкому діапазоні частот. Призначення цих матеріалів – покриття великих площ поверхні. Встановлено основні вимоги до даних видів матеріалів. Основні з них: лицьова поверхня повинна мати електрофізичні властивості (діелектричну та магнітну проникність), щоб забезпечити якомога менший коефіцієнт відбиття електромагнітних хвиль. При цьому обов'язковим є одночасно забезпечення характеристик міцності, вогнестійкості, нетоксичності та ін. Вміст радіопоглинаючих частинок і ефективна діелектрична (магнітна) проникність у прошарку шаруватої структури в напрямку росту підкладки повинні забезпечувати широкосмуговість і ефективність матеріалу. Дисперсійна залежність повинна забезпечувати рівномірне поглинання електромагнітної енергії та її проходження від вхідної поверхні до підкладки в заданому діапазоні частот. На підставі максимальних і мінімальних довжин хвиль екрануючого поля, проникності та товщини окремих шарів наводяться розрахунки необхідної товщини градієнтного матеріалу для даного коефіцієнта відбиття. Завдяки термічній обробці поверхні матеріалу в процесі виготовлення показано можливість виготовлення монолітних металополімерних екранів з поверхневими шарами низької діелектричної проникності. Продемонстровано можливість створення монолітних металополімерних екранів із феромагнітних дрібнодисперсних речовин з регульованим градієнтом у напрямку від лицьової поверхні до нижньої та наведено технічне рішення. Цей матеріал можна використовувати для керування співвідношенням коефіцієнтів екранування для високочастотних електромагнітних полів, ультранизкочастотних електричних і магнітних полів, а також супутнього екранування від природних магнітних полів.

Ключові слова: електромагнітні поля; екранування; коефіцієнти екранування; облицювальний захисний будівельний матеріал

Стаття надійшла до редакції 18.05.2022 і прийнята до друку після рецензування 26.08.2022

Бірук Яна Ігорівна

асистент кафедри фізики Київського національного університету будівництва і архітектури

Адреса робоча: пр. Повітрофлотський, 31, м. Київ, Україна, 03037

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0002-3669-9744> **e-mail:** biruk.iai@knuba.edu.ua

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА МАТЕМАТИЧНЕ МОДЕЛЮВАННЯ INFORMATION RESOURCES AND MATHEMATICAL MODELING

UDC 504 ; 627.512 ; 004.942

Dmytro V. Stefanyshyn, D. S. (Engineering), Senior Research Scientist
ORCID ID: 0000-0002-7620-1613 *e-mail*: d.v.stefanyshyn@gmail.com

Institute of Telecommunications and Global Information Space of NASU, Kyiv, Ukraine

WHAT COULD WE HAVE LEARNT FROM THE PREVIOUS FLOOD DATA TO PREDICT LOSSES CAUSED BY THE 1980, 1986, AND 1998 CATASTROPHIC FLOODS IN UKRAINIAN TRANSCARPATHIAN?

***Abstract.** This paper explores some aspects relating to retrospective predicting the confirmed monetary losses caused by the disastrous floods of 1980, 1986, and 1998 in the Tisza River basin within the Transcarpathian region of Ukraine. The research was based on two time series – the losses because of past floods and the maxima water discharges gauged at the hydrological station near the village of Vylok, Vynohradiv district. The main aim of the research was to make out whether it had been the possibility to predict the losses due to those floods in advance.*

In solving the task, there was revealed and modelled the dependence of the risk of losses due to the floods in Transcarpathia on the maximum water discharges of the Tisza River gauged at the “Vylok” hydrological station. Predicting was based on the hypothesis of the stationary random process for maximum water discharges, which allowed using an empirical distribution function of a random variable regarding flood water discharges assessing the risk of flood losses.

Retrospective predicting of the losses caused by the floods of 1980, 1986, and 1998 was carried out by means of a combined situational-inductive predictive modelling method (CSIPMM), being an original author’s development. The method relates to predicting the behaviour of complex dynamic systems based on monitoring findings presented as time series data reflecting evolutions of a resulting (dependent) variable and an explaining (independent) variable (predictor). The method uses extrapolation-regression type models. According to this method, the prediction task is performed in two stages. The first stage realises the retrospective situational modelling task aiming to obtain a set of simple regressions (situational models) built on data of sample time series. The situational models are accepted to be adequate or relevant ones only within certain periods of time determined as situations. In the second stage, based on the generalization (on an ensemble) of the obtained retrospective situational models, inductive “levels” models are built, which reflect the behaviour of a controlled parameter of the system or process (a resulting variable) at several fixed values of a predictor in time. The inductive models are used in extrapolative predicting situational models belonging to future periods (situations).

In total, three predictions were made: (1) taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 (before the flood of 1980); (2) the same from

© D.V. Stefanyshyn, 2022

1954 to 1985 (before the flood of 1986); (3) the same from 1954 to 1997 (before the flood of 1998). The study found that there had been a possibility to predict the confirmed monetary losses inflicted by the flood of 1986 and 1998 (relative predicting errors of 7.2-8.7% and 6.0-12.8% depending on the prediction options).

Keywords: combined situational-inductive predictive modelling method; floods; flood losses; risk of losses; maxima water discharges; prediction; time series

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.81-109>

1. Introduction

Floods are considered one of the key natural risk factors for human life and activity. Each year, they challenge people because of damage to the infrastructure, resources, economy, losses of personal property and crops, and threats to human health and life. In terms of the number of catastrophic events that occurred during 1998-2017 in the world, floods outweigh any other natural disasters, including storms, earthquakes, heatwaves, landslides, droughts, forest fires, volcanoes, and more. The number of disastrous floods in the world in that period exceeded 3,000 (3,148 or 43.4% of all loss-related natural catastrophes), and the number of people affected per them in 1998-2017 was near 2.0 billion (45% of all injured through natural disasters) [1]. Overall worldwide losses caused by flood events 1980-2019 reached US\$ 1,092bn, and only 12% of these losses were insured [2]. The number of worldwide deaths because of floods in 1998-2017 exceeded 142,000 (11% of all-natural disasters) [1]. According to the Red Cross for the period 1971-1995 the flood events have killed annually on average more than 12,700 people worldwide, affected 60 million others, and caused 3.2 million people to become homeless [3]. Generally, according to estimates [4], floods were responsible for about 6.8 million deaths in the 20th century. In turn, annual economic worldwide losses from floods have already reached US\$ hundreds of millions [5]. Since 1990, there have been over 30 floods, in each of which either the material losses exceeded one billion USD, or the number of fatalities was greater than 1,000, or both [5].

Floods are specific natural disasters. They occur because of water overloading landscapes as a result of “the overflowing of the normal confines of a stream or other body of water, or the accumulation of water over areas that are not normally submerged” [6]. However, in addition, floods happen when areas used by humans are flooded and losses occur. The problem is that, these landscapes (valleys of rivers, sea coastal areas, lakeshores, etc.) have been considered traditionally by humans as an especially priced land resource for settlement, urbanization, and using in economic activity. Properly, human settlements were formed historically on lands surrounding water bodies [7]. In total, nowadays, about 1.47 billion people, or 19% of the world population, live in flood-prone locations, whereas their area is only about 3 million km² [8]. Moreover, people have challenged floods too. For centuries, people have managed flood risks by using specialised infrastructures, such as dams, river dykes and levees, dunes, drainage systems, and others [9, 10], as well as applying so-called nature-based solutions mitigating floods [11]. This may be explained not only by the increase in the general deficit of land resources in the world, in particular, due to declining soil fertility in large areas of the globe, increasing soil erosion processes of various etiologies, etc. [12]. The unique combination of land and water resources gives special value to flood-prone areas. Therefore, floods are happening and intensifying through the accelerated

urbanization of landscapes prone to be submerged by floods, despite people fearing floods [13], albeit accepting flood risk, doing it consciously because intending benefits of using valuable land resources.

Floods can belong to various event types; they can have various origins, causes, triggers and driving mechanisms, space-time dynamics, trends, etc. [11, 14-16]. For example, in terms of flood-prone area location, they can be broadly categorized as *coastal floods*, *inland floods*, and *compound floods* [16]. Coastal floods [16-19] arise along the coasts of oceans, seas, lakes, reservoirs, and in river deltas [20]. They are caused by (a combination of) tidal waves, storm surges, heavy rainfall, and strong onshore winds [11, 14-16]. Inland floods can be categorized into *riverine floods*, *urban floods*, and so-called *flash floods* [11, 14-16]. Riverine (river or fluvial) floods occur within fluvial (river) catchments [14, 15, 21, 22]. They can be caused by excessive rain, often from oceanic storm systems such as tropical cyclones [23], as well as because of rapid snow-melting and heavy rainfall supplemented by snowmelt. Urban (or pluvial) floods come about within urban settlements due to heavy rainfall or rapid snow melting combined with poor urban planning and the insufficient capacity of the drainage systems to control inundation [11, 16, 24-26]. Flash floods are associated with high and steep topographic relief, high magnitude and short duration precipitation and rapid concentration of streamflow in channel networks [27-31]. Finally, compound floods, according to [16], occur within coastal areas and can have attributes of different floods: coastal, riverine, urban, flash ones. They occur due to the interaction between physical drivers from multiple sources including terrain features, hydraulic, hydrological, and meteorological processes [32, 33]. Totally, anthropogenic warming and climate change, sea level rise, and increased impervious surface area due to urbanization have led to a significant increase in compound flooding over the last century, especially in major coastal cities [16, 32, 33].

Flooding origins depend on the water source and on the reasons and processes causing the water level to rise including spatial patterns and characteristics of flood seasonality (warm or cold periods etc.) [22, 34-36]. In particular, in terms of origin and drivers, riverine floods can be triggered and developed by hydrometeorological conditions through precipitation, temperature, evaporation, snow accumulating and melting processes, and high soil moisture [11, 16, 21, 22, 35, 36]; coastal floods – by high tides, combined with low atmospheric pressures and strong winds inducing a storm surging [16-19, 37]. There are also many unusual flood cases [2], including groundwater flooding caused by high seepage through permeable, river-connected alluvial aquifers [38-40], tsunamis flooding [41], floods because of dam disasters [42-44], dike and levee breaches [45, 46], floods caused by landslide dam collapses [47] and glacial lake outburst floods [48], backwater floods [49, 50], debris flows and mudflows floods [51, 52], etc.

Floods challenge often people harmfully, but flooding is regarded as a natural hazard against which precautionary measures are most effective compared with other natural hazards [2, 9-11]. The best world and European practices on flood prevention, protection and mitigation stimulated the Directive 2007/60/EC [53] being developed, which alleges: “Floods are natural phenomena which cannot be prevented. However, some human activities (such as increasing human settlements and economic assets in floodplains and the reduction of the natural water retention by land use) and climate change contribute to an increase in the likelihood and adverse impacts of flood events”. It signifies that flooding hazard may be managed. Numerous data indicate the efficiency of different flood control measures [54-58].

As well, special scientific studies promote to their global implementation, in particular, due to more reliable flood forecasting [59-61], hydrological and hydraulic modelling for flood management [62, 63], as well as flood emergency planning, flood mapping, and resolving flood early warning issues [64-66], because of more detail flood risk analysis and assessing [67-69], diversification of flood risk management strategies [70] and implementing integrated flood risk management [71, 72] including nature-based solutions [11, 69, 73], accounting for local socio-economic and cultural differences when designing flood risk strategies [74-78], as well as supporting decision making in flood-prone zones [79, 80] and exploring methodological approaches for strengthening the resilience of flood protection systems [81], etc. As well as, different practical tools and guidance on flood management issues have been developing. For example, promoting the concept of Integrated Flood Management (IFM) as a new approach to flood management and providing guidance and advisory materials to realise it, the World Meteorological Organization (WMO) and the Global Water Partnership (GWP) have developed Integrated Flood Management Tools Series within the Associated Programme on Flood Management [82]. We have mentioned some of the tools [64, 65, 71]. Totally, the tools [82] cover majority of flood management issues.

In addition, flood risk management programs and plans within selected river basins are being developed and kept up to date, internationally, nationally, and locally. In Europe, these are, for example, the Flood Action Programme and Flood Risk Management Plan for the Danube River Basin [83, 84], Sub-Basin Level Flood Action Plan for the Tisza River Basin [85], Internationally Coordinated Flood Risk Management Plan for the International River Basin District of the Rhine [86], Flood Risk Management in Austria [87], the Kent Local Flood Risk Management Strategy [88]. As a result, in Europe, the overall trend in losses (after adjustment for increases in values) has fallen – despite repeated severe floods, such as those in 2002 and 2013 [2, 89, 90]. There are likewise indications in North America and China that protective measures have reduced adjusted losses [2].

Ukraine also suffers from floods in a harmful way. Among natural disasters, floods are the most common in terms of frequency, area of distribution, and losses in the country [91]. The area of lands affected by floods in Ukraine is almost 165,000 km² (more than 27 per cent of the country's territory), and about a third of Ukraine's population lives in the flood-prone areas [92, 93]. The most threatening flood types in Ukraine are riverine floods [92]. However, increasingly, flash and urban floods occur as well, especially regionally, due to climate change, high-intensity land use, and urbanization [94, 95]. The brief characteristic of disastrous floods in the most flood-prone country's regions is shown in Table 1.

Especially often disastrous floods occur in the western regions of the country, on the Carpathian rivers [91-97]. Catastrophic floods in the Ukrainian Carpathians are an inherent element of the hydrological regime of local rivers [97]. They can cover large areas and inflict large losses. In general, the territory of the Ukrainian Carpathians (Tisza, Dniester, Prut, and Siret basins) is one of the most flood-prone regions in Europe and the world [96].

This article deals with flooding in Ukrainian Transcarpathia. In Ukraine, the Transcarpathian region seems to be characterized by the highest risk of catastrophic floods [85, 96, 97]. There have been at least 26 of them since 1779, including about 17 in the 20th century. In particular, since 1970, the most devastating floods in Transcarpathia have been marked in 1970, 1978, 1980, 1986, and 1998. In general,

the flood load in the Transcarpathian region within the Upper Tisza basin is estimated to be 2-3 times higher compared to the adjacent areas of the Tisza basin belonging to neighboring countries: Romania, Hungary, and Slovakia [85].

Table 1 – The brief characteristic of disastrous floods in Ukraine [96]

Regions	River basins	Features of floods	Recurrence of floods (years)	Maximum runoff modules of 1% exceedance probability (m ³ /s · km ²)
Transcarpathia	Tysza basin	Spring, autumn-winter thaw-rainy floods; summer rainy floods	3-7	2.0-2.5 from an area of 100-200 km ² ; 1.0-2.0 from an area of 250-400 km ²
Prykarpattia	Right bank of Dniester; Prut and Siret basins	Spring thaw-rainy floods; summer rainy floods. Summer floods exceed spring ones	3-7	2.5-3.2 from an area of 100-200 km ² ; 1.0-2.2 from an area of 200-500 km ²
Polissya, Podillya	Right bank of Pripyat; Western Bug basin; left bank of Dniester	Spring thaw-rainy floods; summer rainy floods. Summer floods are near spring ones	7-14	0.2-0.6 from an area of 400-600 km ²

The aim of the article was to explore whether it had been the realistic possibility to predict confirmed monetary losses caused by the floods of 1980, 1986, and 1998 in the Transcarpathian region based on available monitoring data, in particular, regarding losses through previous floods, as well as of maxima water discharges gauged at the hydrological station (HS) near the village of Vylok, Vynohradiv district. It should be noted the proper organization of flood monitoring [98] with a comprehensive assessment of flood losses [99, 100] has been considered an important component of modern, holistic flood management strategies [11, 70-72, 75-81]. In turn, predicting possible flood losses across monitoring data is expected to contribute to effective decision-making within these strategies in order to prevent and minimise the losses in future.

2. Case study

The Tisza River Basin is the largest sub-basin in the Danube River Basin, covering 157,186 km² (19.5%) of the Danube Basin [85]. The drainage area of the Ukrainian part of the Tisza catchment is 9,530 km² [94] (about 6% of the Tisza basin). It is the upper, mostly right bank part of the Tisza basin (Fig. 1), which is totally located within one Ukrainian administrative unit – the Transcarpathia region.

The hydro-net in Transcarpathia includes 9,426 rivers and streams with a total length of 19,793 km long [85, 97]. Of these, 153 rivers have an overall length of 3,555 km, and four of them – Tisza, Borzhava, Latorica, and Uzh – are each over 100 km long [85]. The average river network density is 1.7 km/km², which is the highest density of rivers in Ukraine [85, 97]. About 80% of the Transcarpathia area is mountainous terrain and 20% is flatlands. The altitude of the Upper Tisza catchment ranges between 90-95 m above sea level (a.s.l.) at the outlets and 2,100 m a.s.l. in the headwaters. The percentage of area with an elevation above 600 m a.s.l. is over 70% [94]. The steepness of the mountains and the impermeability

of the underlying bedrock contribute to high surface runoff rates. On contrary, in the flatter parts of the region (Transcarpathian Lowland connecting Ukraine with Hungary and Slovakia), the land is so flat that dense networks of drainage ditches are needed to drain shallow water after floods [85]. Generally, much of the Transcarpathia population of approximately 1.2 million lives in flood-prone areas, in particular, in the flatter parts of the region.



Fig. 1. Map-scheme of the Ukrainian part of the Tisza River basin (taken from [85])

The hydrological regime of the Tisza catchment is snow-melting, rainfall-driven, and combined thaw-rainy [94, 96]. Most floods occur in autumn-winter and spring (cold) seasons (in recent years the majority of floods occurred in November-December and spring months) and are generated by a combination of rapid increase in the air temperature, causing snow melt, and heavy rainy or snow-rainy precipitation events [94]. In particular, catastrophic floods in Transcarpathia – in cold periods (November-May) – occurred in 1957, 1970, 1978, 1986, and 1998. Among disastrous floods, which occurred in summer, it should be noted probably one, the unique destructive flood of 1980 (late July) [101]. Generally, it should be noted that the Carpathians are situated in the semi-humid and humid climatic zone. In Chop (102 m a.s.l.), it falls 700 mm of vertical precipitation per year, at the meteorological station Ruska Mokra (640 m a.s.l.) in Gorgan Mountains it reaches 1600 mm. To this quantity it may be also added about 200 mm of horizontal precipitation from moisture condensation of fog and hoar-frost in the forests [97]. Often heavy rainfall cover the entire region at the same time, and in just one-three days an amount of precipitation can reach 2-3 monthly norms – as much as 150-250 mm and 34 mm in just two hours [102]. Although, hydrometeorological phenomena last usually for 12-24 hours only, but due to the characters of catchment surface they may trigger floods repeating 3-8 times per year [96].

3. Materials and input data. Data analysis and making assumptions

When researching, the different available information on floods in the Transcarpathia region was used. First of all, those were available historical data on the relatively recent floods that occurred in the region from 1955 to 1998. It was reviewed and analysed a wide range of different facts relating to those floods, including data on their drivers and consequences (losses). The basic information on those floods was obtained from scientific publications and regulatory documents,

which are presented in the references [91-97, 101, 102]. As well, it would like to apologize to authors whose works were not mentioned in the references. Useful information, after its proper verification, was obtained also due to the Internet, from relevant information and analytical notes and reviews, etc. Hydrological data concerning the maxima water discharges of the Tisza River at the hydrological (gauging) station (HS) “Vylok” were taken from the Hydrological Yearbooks of the Central Geophysical Observatory named after Boris Sreznevsky [103]. As well as, Table 2 shows the available data on confirmed monetary losses due to floods occurred in the Transcarpathian region in 1955-1998.

Table 2 – Summarised data on floods occurred in the Transcarpathian region from 1955 to 1998: Q is maxima water discharges of the Tisza River gauged at the HS “Vylok”, and L is confirmed monetary losses due to floods

Years	Q (m ³ /s)	L (UAH millions)	Years	Q (m ³ /s)	L (UAH millions)
1955	2 742	43.7	1973	783	23.5
1957	2 410	21.3	1974	2 560	33.6
1958	2 600	9.8	1975	1 500	87.9
1965	2 070	14.2	1976	1 350	60.1
1967	1 860	10.9	1977	1 860	85.2
1968	2 930	10.4	1978	3 060	115.8
1969	1 420	34.4	1979	2 720	64.4
1970	3 650	237.0	1980	2 070	325.0
1971	1 310	35.5	1986	2 050	127.9
1972	1 790	24.0	1998	3 150	810.0

Input data regarding the monetary losses by UAH, which are shown in Table 2, were calculated in prices for 2010. The hydrological time series includes also the years 1954, 1956, 1959-1964, 1966, 1981-1985, 1987-1997, and 1999.

Fig. 2 shows the visualization of the time series presenting the monitoring data: (A) for the maxima water discharges gauged at the HS “Vylok” from 1954 to 1999; (B) for the confirmed monetary losses due to floods in the Transcarpathian region from 1955 to 1998 (in logarithmic coordinates).

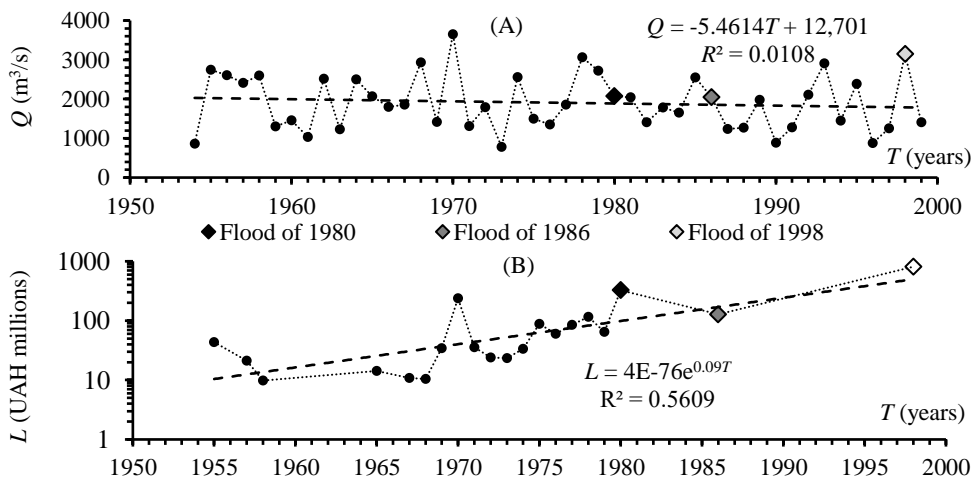


Fig. 2. Visualization of the available monitoring data as time series

Trend analysis shows the selected time series of losses due to floods (Fig. 2A) is non-stationary. It can be characterized by a growing exponential trend with the coefficient of determination $R^2 = 0.5609$. On the contrary, a trend in the selected time series of the observed maxima water discharges of the Tisza River is practically absent. This time series (Fig. 2B) can be assumed to be stationary.

Assuming the stationary of the selected time series of data regarding maxima water discharges allows applying the hypothesis of a random variable to analyse them. In particular, for a maxima water discharge value observed in the past, an empirical probability of exceedance P_{ex} may be attributed, namely, the probability (or risk) that the water discharge value could have been exceeded within a certain period of time. It can also be assumed that if the maxima water discharges of floods that caused losses in the past had appeared greater than they really observed, the losses would have been greater too.

The above-mentioned assumptions allow determining risks of losses $R(L)$ caused by past floods as products of empirical probabilities of exceedance P_{ex} of the observed maxima water discharges and confirmed losses L :

$$R(L) = P_{ex} \cdot L. \tag{1}$$

In this study, the probabilities P_{ex} were calculated with two formulas: according to Chegodayev formula

$$P_1(m) = \frac{m - 0.3}{n + 0.4}, \tag{2}$$

and for Weibull formula (known also as Kritsky-Menkel's formula)

$$P_2(m) = \frac{m}{1 + n}, \tag{3}$$

where m is the ordinal number of a member ranked in descending order of variation series; n is the total number of members of the variation series.

The values of empirical probabilities of exceedance obtained with formulas (2), (3) were averaged so that $P_{ex} = (P_1 + P_2) / 2$. Fig. 3 shows results of P_{ex} calculations for three time intervals of hydrological observations of the Tisza River maximum water discharges gauged at the HS "Vylok".

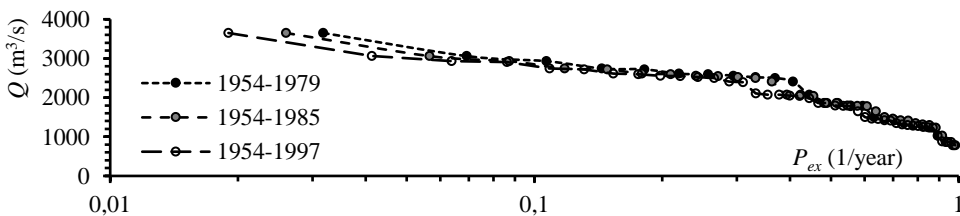


Fig. 3. Curves of empirical exceedance probabilities of the gauged maximum water discharges

Trend analysis of the time series of the calculated risks of confirmed monetary losses due to floods of 1955-1998 (See below Fig. 4) indicates this time series is non-stationary as well. However, its non-stationary appears to be weaker compared with the non-stationary of time series of the losses (Fig. 2B). In addition, some sample time series of the calculated risks of losses, for example due to the floods of 1965-1969, 1970-1974, 1970-1979, may be considered as nearly stationary ones.

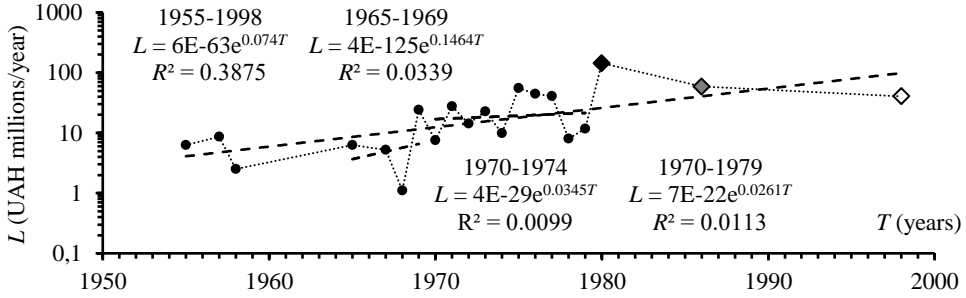


Fig. 4. Visualization of the time series of the risks of confirmed monetary losses

Comparing the results of trends analysis in the selected time series of losses (Fig. 2B) and risks of losses (Fig. 4) due to floods in Transcarpathia, it may be assumed the amounts of confirmed monetary losses are more time-dependent than the corresponding values of risks of losses. On the contrary, the values of risks of losses are more dependent on values of maxima discharges of floods than amounts of losses depend on them. Fig. 5 clearly reveals these patterns.

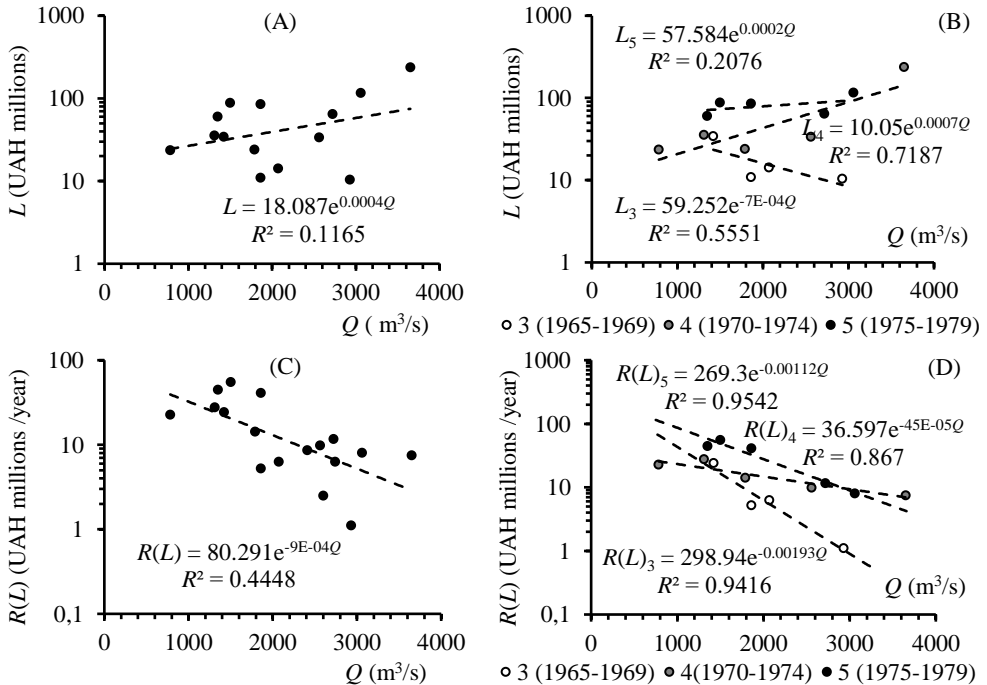


Fig. 5. Visualization of the $L = f(Q)$ and $R(L) = f(Q)$ regressions

It should be also noted the regression dependence of the risks of losses due to floods on the maxima water discharges gauged at the HS “Vylok” can be the most substantive within time intervals of 4-10 years. So, in the intervals of 1965-1969 (the index of 3), 1970-1974 (4), and 1975-1979 (5), the R^2 coefficients of determination for the regressions of $R(L) = f(Q)$ (Fig. 5D) were 0.9416, 0.867, and 0.9542, correspondingly. It may be assumed while predicting the risk of flood losses in Transcarpathia in the time intervals of 4-10 years, the time factor may not be accounted for. As predictive models at such intervals simple exponential regressions can be used, where the risk of flood losses is considered a dependent variable, and maxima water discharge of the Tisza River an independent variable.

4. The research objectives and methods

In order to figure out whether there had been the realistic possibility to predict the monetary losses caused by the destructive floods of 1980, 1986, and 1998 in Transcarpathia based on the available information and monitoring data (Table 2), the following research objectives were set: (1) to review the available information on floods in the Transcarpathian region and perform the time series analysis of available data, namely, the time series of the maxima water discharges gauged at the HS “Vylok” from 1954 to 1999, and the confirmed monetary losses, which were caused by floods in the region from 1955 to 1998; (2) to make scientific assumptions on the problem and choose a basic predictive model and its variables; (3) to apply the combined situational-inductive predictive modelling method (CSIPMM) to solve the problem of predictions for the losses due to floods in the Transcarpathian region; to assess its predictive efficiency within the available data on the floods that preceded the disastrous floods of 1980, 1986, and 1998, and perform the three retrospective predictions for the losses caused by floods of 1980, 1986, and 1998, namely, taking into account data on the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 (before the flood of 1980), from 1954 to 1985 (before the flood of 1986), from 1954 to 1997 (before the flood of 1998); (4) to analyse the findings of the performed predictions and assess their relative errors.

Different methods within the holistic approach [103] to the problem under study were used: historical method; method of dialectical cognition and generalised scientific methods of theoretical and empirical research; heuristic methods; methods of analysis and synthesis; methods of expert evaluation and comparison; methods of formalization and modelling; as well as specific methods for time series analysis [104], intelligent data analysis [105, 106], and applied predictive modelling [107, 108] methods of modelling and decision making under risk and uncertainty [43, 109-111].

The basic research method was the combined situational-inductive predictive modelling method (CSIPMM), which is an original author’s development. The main provisions of the CSIPMM are set out in [112-114]. Moreover, in practice, this method was used in situational predictive modelling of the flood hazard in the Dniester river valley near the town of Halych [115] and prognostic modelling of piezometric levels based on seepage monitoring in an earthen dam [116].

The method of the CSIPMM is oriented to use extrapolation-regression type models to predict the behaviour of complex dynamic systems or processes under non-stationarity, data incompleteness, as well as structural and parametric uncertainty. The main idea of the CSIPMM is a purposeful decomposition of

a complex prediction problem based on monitoring data presented as time series to apply relatively simple predictive models.

According to this method, the complex prediction problem is solved in two stages (Fig. 6). The first stage (A) realises the retrospective situational modelling task aiming to obtain a set of simple regression-extrapolations built on data of sample time series [112-116]. Fig. 5 shows an example of such retrospective situational modelling in the frame of the problem under study. The obtained situational models assume to be adequate or relevant ones only within certain periods of time being determined as situations. That is, the evolution of the dynamic system (process) is modelled in the context of its “movement” through a series of situations resulting from various reasons or actions. A complete description of the infinite set of all possible situations the system functioning is replaced by a certain finite set of generalized model situations that reproduce to a certain degree its possible states [117-119]. These model situations (by R. Reiter [118]) do not determine literally appropriate states of the system; they are presumed to show only the history of certain real events as completed sequences of actions in certain periods of time. Since real situations cannot be described totally, and it is possible to consider only some of their aspects, the non-monotonic output rule is used to describe the evolution of the dynamic system (process). Thereby, it is assumed (by J. McCarthy [117]) that on the basis of past facts, with which past model situations are described, and on using some general rules or assumptions, according to which actions and events within those situations take place, it is possible to predict some similar situations that will appear in the future.

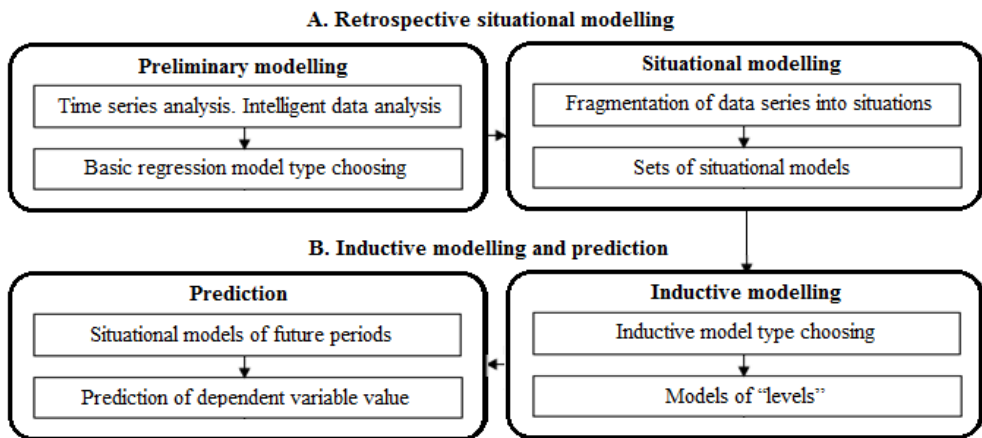


Fig. 6. Flow-chart representing the CSIPMM

It should be mentioned, situational modelling is popular today in economics, medicine, military affairs, forensics, politics, and other similar spheres, as well as in artificial intelligence, where the development of a logical approach to modelling the behaviour of complex dynamic systems and processes led to the creation of the special situational calculus theory [119].

In many applied studies relating to natural and man-made systems and processes situational models being built on sample data and adapted to limited time periods may be presented as simple (single-factor) regression models [112-116]. To realise this, unknown and uncontrollable factors being capable affecting the structure and

parameters of a situational model are considered a peculiar relatively unchangeable predictive background. Thereby, in fact, the predictive background reflects certain stable conditions in which the system (process) develops in a certain period of time, and, accordingly, determines the only specific situation and the only specific situational model [112-116].

The second stage (Fig. 6) realises the inductive modelling and prediction tasks. The inductive modelling task is reduced to generalization of the findings of retrospective situational modelling in the form of an inductive model of “levels” corresponding to some fixed predictor values (Fig. 7A). The inductive model of “levels” (Fig. 7A) is further considered as a tool for performing an extrapolation prediction of a future situation (or a set of situations), thereby predicting possible situational models of future periods. Actually, the main task of predicting based on monitoring data according to the CSIPMM is to solve the problem of extrapolation, which consists in establishing the most probable situational model matching up with a certain expected situation in the future (Fig. 7B).

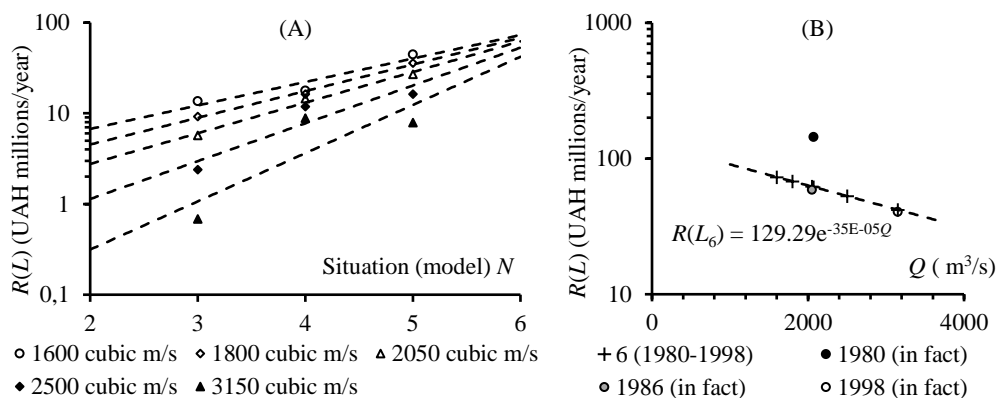


Fig. 7. Results of inductive modelling and establishing the prospective situational model $R(L_6)$

Ultimately, the obtained prospective situational model is used to predict the values of the resulting variable.

5. Results

In total, three options for the prediction were made: (1) taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 (before the flood of 1980); (2) the same from 1954 to 1985 (before the flood of 1986); (3) the same from 1954 to 1997 (before the flood of 1998). It should be noted the exceedance probability empirical estimates of the discharges vary with the duration of hydrological observations (See Fig. 3). Therefore, it can be expected that the obtained results can differ depending on the selected predicting options.

In order to assess the predictive (forecast) skill of the retrospective situational models (3), (4), (5), and the prospective situational model (6) taking into account the choice of the dependent (risk of losses) and independent (maximum water discharge) variables, as well as the structure of the situational model (one-factor regression) and the regression type (exponential function) the Nash-Sutcliffe model efficiency

coefficient (NSE) was used [120]. It is widely applied for assessing the goodness-of-fit and predictive power of hydrological models [121].

The NSE coefficient value was calculated as:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (L_{o,i} - L_{p,i})^2}{\sum_{i=1}^n (L_{o,i} - \bar{L}_o)^2}, \quad (4)$$

where $L_{o,i}$, $L_{p,i}$ are observed and predicted values of losses because of a flood i , $i = \overline{1, n}$; n is the number of floods being analysed to predict losses; \bar{L}_o is the mean of the observed losses $L_{o,i}$.

Predicted values of losses were calculated with the formula

$$L_{p,i} = \frac{R(L_{p,i})}{P_{ex,i}}, \quad (5)$$

where $R(L_{p,i})$ is the predicted value of the risk of losses because of a flood i and $P_{ex,i}$ is the empirical probability of exceedance of an observed (gauged) maxima water discharge Q_i of the flood i causing the losses $L_{o,i}$.

It is thought [120] that values of the NSE nearer to 1 suggest a model with more predictive skill. An application of the NSE coefficient in regression procedures (NSE_R) was also used, which was equivalent to the coefficient of determination R^2 of the simple linear regression $L_p = f(L_o)$.

5.1. The results of predicting taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 (Prediction 1, before the flood of 1980)

The retrospective situational models of the risks of monetary losses caused by the floods of 1965-1969 (situation 3), 1970-1974 (situation 4), and 1975-1979 (situation 5) taking into account the annual maximum water discharges from 1954 to 1979 (before the flood of 1980) are shown in Fig. 5D. In turn, Fig. 7 shows the results of inductive modelling carried out to establish the prospective situational model (situation 6), which was used to predict the risks of monetary losses caused by the floods of 1980, 1986, and 1998. Inductive modelling was performed for “levels” that corresponded to the fixed values of maximum water discharges amounting to 1600, 1800, 2050, 2070, 2500, and 3150 m³/s. Note, that the discharges of 2070, 2050, and 3150 m³/s included in the ensemble of “levels” were observed in 1980, 1986, and 1998, respectively.

Below, Table 3 comprises the numerical results of the retrospective prediction of the monetary losses due to the floods that occurred from 1965 to 1979. In particular, they were used to assess the quality, and predictive skill of the retrospective situational models (3), (4), and (5).

Table 3 – The numerical results of retrospective predicting the monetary losses due to the floods of 1965-1979

Years	Q (m ³ /s)	P_{ex} (1/year)	$R(L_p)$ (UAH millions/year)	L_p (UAH millions)	L_o (UAH millions)
1965	2 070	0.44	5.50	12.4	14.2
1967	1 860	0.48	8.25	17.1	10.9
1968	2 930	0.11	1.05	9.8	10.4
1969	1 420	0.71	19.29	27.3	34.4
1970	3 650	0.03	7.08	222.9	237.0
1971	1 310	0.78	20.30	26.0	35.5
1972	1 790	0.59	16.35	27.5	24.0
1973	783	0.97	25.73	26.6	23.5
1974	2 560	0.29	11.56	39.3	33.6
1975	1 500	0.63	50.19	79.5	87.9
1976	1 350	0.74	59.37	79.9	60.1
1977	1 860	0.48	33.54	69.7	85.2
1978	3 060	0.07	8.75	126.3	115.8
1979	2 720	0.18	12.80	70.5	64.4

The check revealed the NSE coefficient to be 0.973. The NSE_R coefficient (See below Fig. 9A) is 0.974. So, the predictive skill of the retrospective situational models (3), (4), and (5) shown in Fig. 5D is quite good.

Table 4 comprises the modelled (predicted) values of the risks of monetary losses caused by the floods of 1965-1969 (situation 3), 1970-1974 (situation 4), and 1975-1979 (situation 5). They were computed on the set presenting six “levels” of the fixed values of maximum water discharges amounting to 1600, 1800, 2050, 2070, 2500, and 3150 m³/s by means of the situational models shown in Fig. 5D. Further, these modelled values of the retrospective situational risks were used to build the inductive model of “levels” with extrapolation one step forward (to the next situation 6) (Fig. 7A) to get the prospective situational model 6 (Fig. 7B).

Table 4 – The modelled values of the retrospective situational risks of monetary losses $R(L_p)$ depending on the fixed values of water discharges Q

Situations (situational models) $N = 3, 4, 5$ (years)	$R(L_p)$ (UAH millions/year) computed for Q (m ³ /s)					
	1 600	1 800	2 050	2 070	2 500	3 150
3 (1965-1969)	13.63	9.26	5.72	5.50	2.40	0.68
4 (1970-1974)	17.81	16.28	14.55	14.42	11.88	8.87
5 (1975-1979)	44.87	35.87	27.11	26.51	16.38	7.91

The numerical results of inductive modelling to get the prospective situational model 6 (Fig. 7B) are given in Table 5. The prediction results of the monetary flood losses caused by the floods of 1980, 1986, and 1998 taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 with the comparison with their

observed (confirmed) values are given below in Table 6 and Fig. 8. The predicted values of the losses were calculated with the formula (5).

Table 5 – The numerical results of inductive modelling to get the prospective situational model 6 (for the situation with the number $N = 6$)

“Levels” of Q (m ³ /s)	Equations for the chosen “levels” of the inductive model depending on a situation with the number N	Coefficients of determination R^2	$R(L_p)$ (UAH millions/year), $N = 6$
1 600	$R(L) = 2,0452e^{0,5958N}$	0.908	72.99
1 800	$R(L) = 1,1714e^{0,6768N}$	0.991	67.97
2 050	$R(L) = 0,5836e^{0,778N}$	0.987	62.14
2 070	$R(L) = 0,552e^{0,7861N}$	0.983	61.71
2 500	$R(L) = 0,1665e^{0,9603N}$	0.871	52.93
3 150	$R(L) = 0,0272e^{1,2235N}$	0.715	41.95

The check of the predictive power of the combined situational-inductive predictive modelling method (CSIPMM) for modelling and predicting the losses caused by floods in the time interval from 1965 to 1998 revealed the NSE coefficient to be 0.939. The NSE_R coefficient (in regression procedure, see below Fig. 9B) is 0.943. The NSE and NSE_R coefficient values confirm the quite high predictive efficiency of the CSIPMM to solve the presented problem.

Table 6 – The observed and predicted losses due to the floods of 1980, 1986, 1998

Years	Q (m ³ /s)	P_{ex} (1/year)	L_o (UAH millions)	$R(L)$ (UAH millions/year)		L_p (UAH millions)	E_r (%)
				Actual	Predicted		
1980	2 070	0.44	325.0	144.24	62.65	141.2	56.6
1986	2 050	0.46	127.9	58.83	63.09	137.2	7.2
1998	3 150	0.05	810.0	40.50	42.93	858.6	6.0

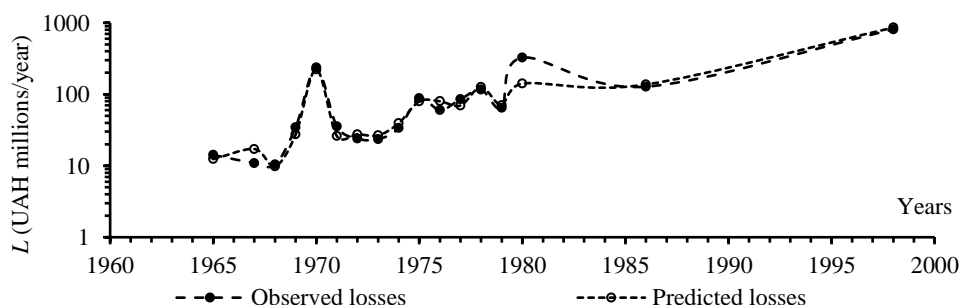


Fig. 8. Visual comparison of time series of the observed (confirmed) and predicted values of monetary losses because of the floods from 1965 to 1998

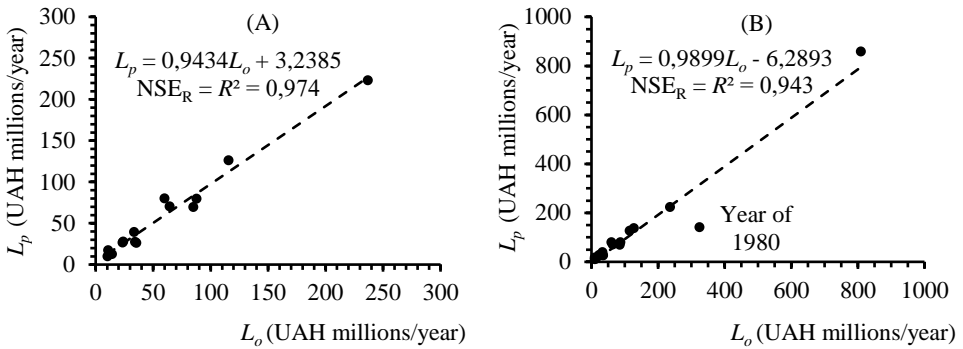


Fig. 9. Visual illustration of the CSIPMM goodness-of-fit check to predict losses using the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient in regression procedure (NSE_R)

The relative prediction errors E_r (%) were calculated with the formula

$$E_r = \frac{|L_o - L_p|}{L_o} \cdot 100\% , \tag{6}$$

where L_o is the observed (conformed) and L_p is the predicted values of losses.

The results of predicting the monetary losses caused by the floods of 1980, 1986, and 1998 in the Transcarpathian region according to the time series of the losses due to floods of 1965-1979 and the maximum water discharges gauged at the HS “Vylok” from 1954 to 1979 indicate that there was the possibility to predict the losses because of the flood of 1986 (a relative error of the prediction $E_r = 7.2\%$) and the flood of 1998 ($E_r = 6.0\%$) with good accuracy. With regard to the losses due to the flood of 1980 ($E_r = 56.6\%$), it should be noted that the prediction in total ($L_p =$ UAH 141.2 million, in the maximum water discharge $Q = 2,070 \text{ m}^3/\text{s}$) indicates that they would have exceeded eventually the losses due to the flood of 1978 ($L_o =$ UAH 115.8 million, $Q = 3,060 \text{ m}^3/\text{s}$). The main factor most likely affected the prediction accuracy was that the flood of 1980 occurred in the warm season (summer), which is a rather atypical phenomenon in Transcarpathia [101]. It can be assumed that the predicted value of the losses caused by the flood of 1980 corresponds more to the hypothetical situation of the cold period flood.

5.2. The results of predicting taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1985 (Prediction 2, before the flood of 1986) and from 1954 to 1997 (Prediction 3, before the flood of 1998)

Below, Fig. 10 summarises the results relating to Prediction 2 and Prediction 3 in graphical form. These predictions were also performed on the basis of the time series of the confirmed monetary losses due to the floods that happened in the interval from 1965 to 1979. There were considered the same situational time intervals 1965-1969 (situation 3), 1970-1974 (situation 4), and 1975-1979 (situation 5), and similar situational-inductive models by type and structure.

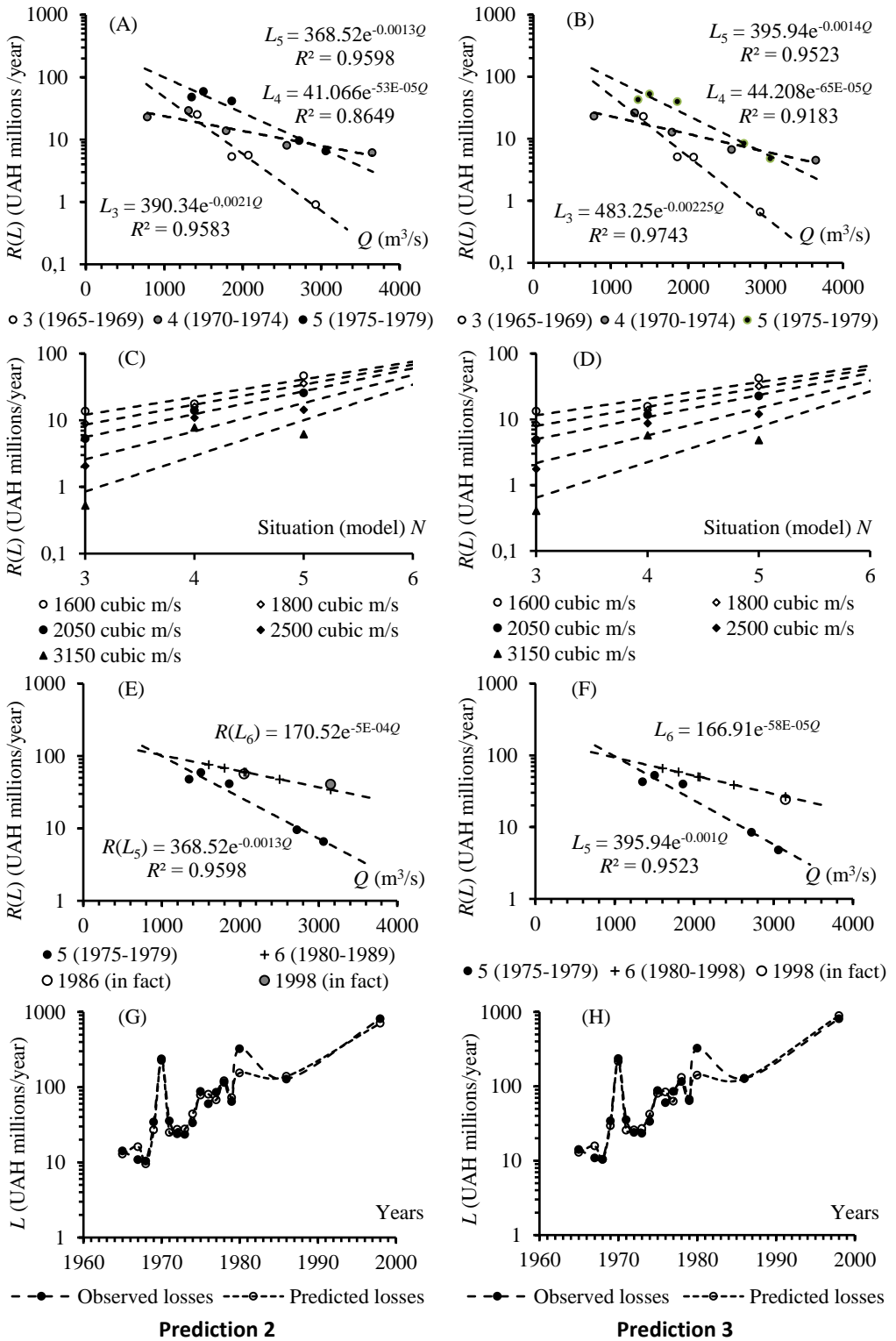


Fig. 10. Visual presentation of predicting monetary losses according to Prediction 2 and Prediction 3

Compared with the previous Prediction 1 (See its results in the section 5.1 of the article), only the parameters (coefficients) of the accepted situational and inductive models were subject to clarification taking into account the new values of the empirical exceedance probabilities (See Fig. 3) determined for the extended time series of the maximum water discharges: from 1954 to 1985 (Prediction 2), from 1954 to 1997 (Prediction 3).

In particular, in Fig. 10, there are the retrospective situational models of the risks of monetary losses caused by the floods of 1965-1969 (situation 3), 1970-1974 (situation 4), and 1975-1979 (situation 5), where (A) refers to Prediction 2, and (B) – Prediction 3. Next, there are the results of inductive modelling carried out to establish the prospective situational model 6 (for the situation with the number 6) to predict the risks of losses due to the floods of 1986, and 1998, shown as (C) and (D), (E) and (F), correspondingly. Finally, there are presented visual comparisons of time series relating to the predicted and observed (confirmed) values of monetary losses because of the floods from 1965 to 1998 according to results of Prediction 2 (Fig. 10G), and Prediction 3 (Fig. 10H).

The check of the predictive power of the developed models revealed the Nash-Sutcliffe model efficiency coefficient (NSE) value in the case of Prediction 2 varied from 0.972 (retrospective situational modelling) to 0.932 (including prospective modelling); the NSE_R coefficient value – from 0.972 to 0.958, correspondingly. In the case of Prediction 3, the NSE coefficient value varied from 0.957 (retrospective situational modelling) to 0.93 (including prospective modelling); the NSE_R coefficient value – from 0.959 to 0.94, correspondingly. Totally, the obtained NSE and NSE_R coefficient values confirm the good predictive efficiency of the CSIPMM to solve the considered problem.

Table 7 summarises the numerical data for the comparison the observed (confirmed) and predicted values of the monetary losses due to the floods of 1980, 1986, and 1998 according to the accepted prediction options.

Table 7 – Comparison the observed and predicted values of the monetary losses due to the floods of 1980, 1986, and 1998 according to the accepted prediction options

Years	Q (m^3/s)	P_{ex} (1/year)	L_o (UAH millions)	$R(L)$ (UAH millions/year)		L_p (UAH millions)	E_r , %
				Actual	Predicted		
Prediction 1 taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 (before the flood of 1980)							
1980	2 070	0.44	325.0	144.24	62.65	141.2	56.6
1986	2 050	0.46	127.9	58.83	63.09	137.2	7.2
1998	3 150	0.05	810.0	40.50	42.93	858.6	6.0
Prediction 2 taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1985 (before the flood of 1986)							
1986	2 050	0.44	127.9	56.8	61.18	139.0	8.7
1998	3 150	0.05	810.0	40.50	35.30	706.0	12.8
Prediction 3 taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1997 (before the flood of 1998)							
1998	3 150	0.03	810.0	24.30	26.86	895.2	10.5

Analysing the findings given in Table 7, it can be concluded that all three predictions, which were based on the different duration of hydrological observations, showed fairly good reliability in predicting the monetary losses caused by the 1986 and 1998 floods. Moreover, there had been a good chance to predict the losses related to those floods or other similar floods in 1980-1998 by the results of the first Prediction 1 considering the losses caused by the previous floods that occurred from 1965 to 1979.

6. Discussion

Is it possible to predict the flood losses in the Tisza River basin in the Ukrainian Transcarpathia based on the long-term time series data presenting the flood losses and the gauged maximum flood water discharges at HS “Vylok”? Provided that proper monitoring is implemented? This research showed such a possibility existed at least regarding the disastrous 1986 and 1998 floods.

In order to answer these questions, in the study, the original method of prediction was used, which is an original author's development. The method was called as the combined situational-inductive predictive modelling method (CSIPMM). It was shown the CSIPMM allows implementing the main ideas of the adaptive approach to predictive modelling according to flood monitoring data, in particular to ensure effective adjustment of applied predictive models as new monitoring data become available.

Regarding the problem under study, it is wanted to assume the CSIPMM allows performing different types of predictions of the monetary losses caused by future floods. These can be long-term predictions, for example, in the form of perspective situational models (models of future situations), or operational predictions – within defined situations, with using temporary situational models. The CSIPMM can be also used to retrospectively predict losses that may have occurred in the past (within the procedure of restoring lost data in time series), which have not been confirmed or have been avoided due to flood control measures. To illustrate it, Fig. 11 shows some results of retrospectively predicting monetary losses that might have come due to the 1960-1964, and 1966 floods, for which data regarding credible losses are missing (See Table 2, Fig. 2B).

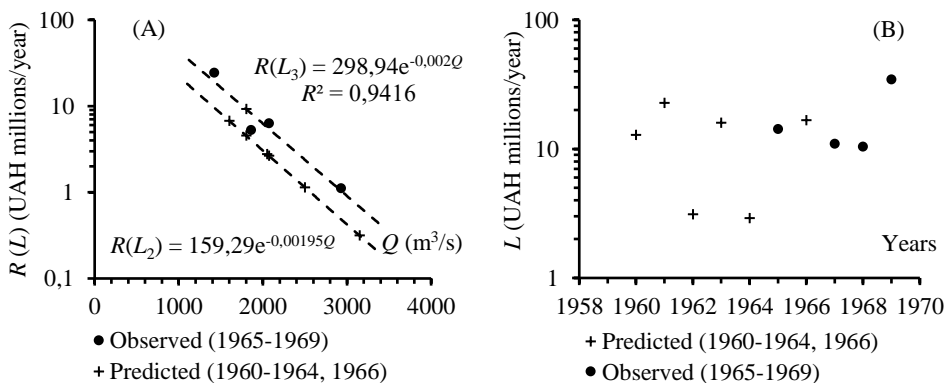


Fig. 11 – Visual illustration of the CSIPMM applying to retrospectively predict flood losses within the procedure of restoring lost data in time series

In particular, Fig. 11A shows the retrospective situational model 2 to predict the possible (unconfirmed) risks of losses caused by the floods of 1960-1964, for which data regarding credible losses are missing. These risks may be obtained due to the results of inductive modelling (See the inductive models of “levels” in Fig. 7A and the corresponding equations in Table 5) with extrapolation one step back (to situation 2 preceding assumingly the situations 3, 4, 5). In turn, the “missed” value of the risk of losses due to the flood of 1966 (Fig. 11A) may be restored by the retrospective model 3. The “missed” losses that might have been caused by the floods of 1960-1964 and 1966 are shown visually in Fig. 11B.

It should be noted that flood losses are almost inevitable. Eventually, the worldwide practice shows that only 12% of these losses were insured [2]. Often, even obvious losses are neglected. In any case, predicting adequately the probable flood losses that have been avoided can be seen as a powerful tool to justify spending on flood-suppressing measures. Thereby, solving the problems of perspective and retrospective predicting of flood losses will allow us to more adequately justify the measures aimed at flood management in order to minimize the negative consequences associated with floods.

A challenge probably is the flood of 1980. However, in this case, the main factor most likely complicated predicting was that the flood of 1980 occurred in the warm season (summer), which is an atypical phenomenon in Transcarpathia [101]. Herein, this is an outlier case, something like a “black swan” according to Nassim Taleb. The possibility of such “outlier” data on floods being has been mentioned earlier in the example of the Dniester River near the town of Halych [115].

Conclusions

1. The main aspects of flood hazards in the world and in Ukraine were analysed. It was noted that proper organization of flood monitoring with a comprehensive assessment of flood losses could be an important component of modern, holistic flood management strategies internationally, nationally, and locally. Purposeful monitoring creating the reliable groundwork for predicting losses can contribute to effective decision-making within different flood management strategies in order to prevent and minimise flood risks.

2. In order to emphasize the importance of targeted monitoring of flood losses in conjunction with the usual hydrological monitoring of river runoff, there was performed a retrospective prediction of the confirmed monetary losses due to destructive floods that occurred in the Tisza River basin in the Transcarpathian region of Ukraine in 1980, 1986, and 1990 using available monitoring data on the floods in the region from 1955 to 1998. The main aim of the research was to reveal whether the confirmed monetary losses caused by the floods of 1980, 1986, and 1990 could have been predicted in advance.

3. Input data comprised the time series on maxima water discharges gauged at the hydrological station (HS) “Vylok” from 1954 to 1999 and confirmed losses due to floods in the Transcarpathian region from 1955 to 1998. While solving the problem, there was revealed and modelled the dependence of risks of flood losses on the maximum water discharges of the Tisza River gauged at the HS “Vylok”. Predicting was based on the hypothesis of the stationary random process for maximum water discharges, which allowed using an empirical distribution function of a random

variable regarding observed flood water discharges for numerical computing of the risks of flood losses.

4. Predicting was carried out by means of the combined situational-inductive predictive modelling method (CSIPMM) of an original author's development. The method is based on the use of extrapolation-regression type models. According to this method, the prediction task was performed in two stages. The first stage realised the retrospective situational modelling task aiming to obtain a set of simple regressions (situational models) built on data of sample time series. Those situational models assumed to be adequate and relevant ones within certain periods of time determined as situations. In the second stage, based on the generalization (on ensemble) of the obtained retrospective situational models, inductive "levels" models were built to reflect the behaviour of risks of losses as a resulting variable at fixed values of the predictor in time. Next, the inductive models were used in extrapolative predicting situational models belonging to future periods (situations).

5. In total, three prediction options were made: (1) taking into account the annual maximum flood discharges from 1954 to 1979 (before the flood of 1980); (2) the same from 1954 to 1985 (before the flood of 1986); (3) the same from 1954 to 1997 (before the flood of 1998). In order to assess the predictive skill of developed predictive models the Nash-Sutcliffe model efficiency coefficient (NSE) and its application in regression procedures (NSE_R) were used. The check revealed that the NSE coefficient value for all three prediction options was over 0.93, and the NSE_R coefficient value – 0.94. It confirmed the good predictive skill of the used predictive models and the CSIPMM as a predictive modelling method. The study found that there had been a realistic possibility to predict the confirmed monetary losses caused by the flood of 1986 and 1998 (relative predicting errors of 7.2-8.7% and 6.0-12.8% depending on the prediction options).

REFERENCES

1. Economic Losses, Poverty and Disasters 1998-2017. (2018). Technical report. CRED, EM-DAT, UNISDR. October 2018. doi: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.35610.08643>.
2. Munich Re's NatCatSERVICE. Risks from floods, storm surges, and flash floods. Underestimated natural hazards. Available from.
3. Kundzewicz, Z.W. (2004). Floods and flood protection: business-as-usual? The Basis of Civilization - Water Science? Proceedings of the UNESCO/1 AHS/IWI1A symposium held in Rome. December 2003. IAHS Publ. 286.
4. Doocy, S., Daniels, A., Murray, S. and Kirsch, T.D. (2013). The human impact of floods: a historical review of events 1980-2009 and systematic literature review. PLOS Currents Disasters, 16 April. 1st ed. doi: <https://doi.org/10.1371/currents.dis.f4deb457904936b07c09daa98ee8171a>.
5. Dobrovičová, S., Dobrovič, R. & Dobrovič, J. (2015). The economic impact of floods and their importance in different regions of the world with emphasis on Europe. Procedia Economics and Finance, 34, 649–655; doi: [https://doi.org/10.1016/S2212-5671\(15\)01681-0](https://doi.org/10.1016/S2212-5671(15)01681-0).
6. IPCC, 2012. Glossary of terms. In: Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation [Field, C.B., V. Barros, T.F. Stocker, D. Qin, D.J. Dokken, K.L. Ebi, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, G.-K. Plattner, S.K. Allen, M. Tignor, and P.M. Midgley (eds.)]. A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, NY, USA, 555-564.
7. Korbutiak, V., Stefanyshyn, D., Lahodniuk, O., Lahodniuk, A. (2020). The combined approach to solving issues of the flood hazard assessment using water gauge records and spatial data. Acta Sci. Pol. Arch., 19 (1), 111–118; doi: <https://doi.org/10.22630/ASPA.2020.19.1.12>.

8. Rentschler, J., Salhab, M. (2020). People in Harm's Way: Flood Exposure and Poverty in 189 Countries. Policy Research Working Paper; No. 9447. World Bank, Washington, DC. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/34655>. License: CC BY 3.0 IGO.
9. Joyce, J., Chang, N. Bin, Harji, R., Ruppert, T. (2018). Coupling infrastructure resilience and flood risk assessment via copulas analyses for a coastal green-grey-blue drainage system under extreme weather events. *Environ. Modelling Software*. 100, 82–103; <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.008>.
10. Sahani, J., Kumar, P., Debele, S., Spyrou, Ch., Loupis, M., Aragão, L., Porcù, F., Rahman Shah, M.A., and Di Sabatino, S. (2019). Hydro-meteorological risk assessment methods and management by nature-based solutions. *Science of The Total Environment*, Vol. 696, 133936; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133936>.
11. Debele, S.E., Kumar, P., Sahani, J., et al. (2019). Nature-based solutions for hydro-meteorological hazards: Revised concepts, classification schemes and databases. *Env. Research*, Vol. 179, Part B, 108799; <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108799>.
12. Kundzewicz, Z.W., Ulbrich, U., Brücher, T. et al. (2005). Summer Floods in Central Europe – Climate Change Track? *Natural Hazards*. Vol. 36, Issue 1, 165–189; <https://doi.org/10.1007/s11069-004-4547-6>.
13. Rufat, S., Tate, E., Burton, Ch. G., and Maroof, A.S. (2015). Social vulnerability to floods: Review of case studies and implications for measurement. *Int. Journal of Disaster Risk Reduction*, 14, 470–486; <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijdrr.2015.09.013>.
14. Viglione, A., Chirico, G.B., Komma, J., Woods, R., Borga, M., Blöschl, G. (2010). Quantifying space-time dynamics of flood event types. *J. Hydrol.*, Vol. 394, No. 1/2, 213–229; doi: <https://doi.org/10.1016/j.hydrol.2010.05.041>.
15. Nied, M., Pardowitz, T., Nissen, K., Ulbrich, U., Hundecha, Y., and Merz, B. (2014). On the relationship between hydro-meteorological patterns and flood types. *J. Hydrol.* 519, 3249–3262; doi: <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.089>.
16. Mishra, A., Mukherjee, S., Merz, B., Singh, V.P., Wright, D.B., Villarini, G., et al. (2022). An Overview of Flood Concepts, Challenges, and Future Directions. *ASCE J. Hydrol. Eng.*, 27(6): 03122001; doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0002164](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0002164).
17. De Moel, H., Asselman, N.E.M., and Aerts J.C.J.H. (2012). Uncertainty and sensitivity analysis of coastal flood damage estimates in the west of the Netherlands. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 1045–1058; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-12-1045-2012>.
18. Koks, E.E., de Moel, H., Aerts, J.C.J.H., and Bouwer, L.M. (2014). Effect of spatial adaptation measures on flood risk: study of coastal floods in Belgium. *Reg. Environ. Change* (2014) 14:413–425; doi: <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0514-7>.
19. Lasage, R., Veldkamp, T.I.E., de Moel, H., Van, T.C., Phi, H.L., Vellinga, P., and Aerts, J.C.J.H. (2014). Assessment of the effectiveness of flood adaptation strategies for HCMC. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 14, 1441–1457; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-14-1441-2014>.
20. De Bruijn, K.M., Diermanse, F.L.M., and Beckers, J.V.L. (2014). An advanced method for flood risk analysis in river deltas, applied to societal flood fatality risk in the Netherlands. *Nat. Haz. Earth Syst. Sci.*, 14, 2767–2781; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-14-2767-2014>.
21. Hall, J., and Blöschl, G. (2018). Spatial patterns and characteristics of flood seasonality in Europe. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 22, 3883–3901; DOI: 10.5194/hess-22-3883-2018.
22. Tarasova, L., Merz, R., Kiss, A., Basso, S., Blöschl, G., Merz, B., Viglione, A., et al. (2019). Causative classification of river flood events. *WIREs. Water*, 6(4), e1353. <https://doi.org/10.1002/wat2.1353>.
23. Aryal, Y.N., Villarini, G., Zhang, W., and Vecchi, G. A. (2018). Long term changes in flooding and heavy rainfall associated with North Atlantic tropical cyclones: Roles of the North Atlantic oscillation and El Niño–Southern oscillation. *J. Hydrol.* 559 (Apr): 698–710; <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.072>.
24. Jung, I.-W., Chang, H., and Moradkhani, H. (2011). Quantifying uncertainty in urban flooding analysis considering hydro-climatic projection and urban development effects. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 15, 617–633, 2011; doi: <https://doi.org/10.5194/hess-15-617-2011>.

25. Vojinovic, Z., and Abbott, M.B. (2012). *Flood Risk and Social Justice: from Quantitative to Qualitative Flood Risk Assessment and Mitigation*. IWA Publishing, 563 p.; doi: <https://doi.org/10.2166/9781780400822>.
26. Zhou, Y., Shen, D., Huang, N., Guo, Y., Zhang, T., Zhang, Y. (2019). Urban flood risk assessment using storm characteristic parameters sensitive to catchment-specific drainage system. *Sci. Total Environ.* 659, 1362–1369; <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.004>.
27. Anquetin, S., Ducrocq, V., Braud, I., and Creutin, J.-D. (2009). Hydrometeorological modelling for Flash Flood areas: the case of the 2002 Gard event in France. *J. Flood Risk Management*, 2, 101–110; doi: <https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2009.01023.x>.
28. Marchi, L., Borga, M., Preciso, E., and Gaume, E. (2010). Characterisation of selected extreme flash floods in Europe and implications for flood risk management. *J. Hydrol.* 394, 118–133.
29. Alfieri, L., and Thielen, J. (2012). A European precipitation index for extreme rain-storm and flash flood early warning. *Meteorol. Appl.*; doi: <https://doi.org/10.1002/met.1328>
30. Amponsah, W., Marchi, L., Zoccatelli, D., et al. (2016). Hydrometeorological characterisation of a flash flood associated with major geomorphic effects: assessment of peak discharge uncertainties and analysis of the runoff response. *J. Hydrometeorol.* 17, 3063–3077; <https://doi.org/10.1175/JHM-D-16-0081.1>.
31. Rinat, Y., Marra, F., Armon, Metzger, M.A., Levi, Y., Khain, P., Vadislavsky, E., Rosensaft, M., and Morin, E. (2021). Hydrometeorological analysis and forecasting of a 3 d flash-flood-triggering desert rainstorm. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 21, 917–939; <https://doi.org/10.5194/nhess-21-917-2021>.
32. Moftakhari, H. R., Salvadori, G., Kouchak, A., Sanders, B.F., and Matthew, R.A. (2017). Compounding effects of sea level rise and fluvial flooding. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114 (37): 9785–9790; <https://doi.org/10.1073/pnas.1620325114>.
33. Couason, A., Eilander, D., Muis, S., Veldkamp, T.I.E., Haigh, I.D., Wahl, T., Winsemius, H.C., and Ward, P.J. (2020). Measuring compound flood potential from river discharge and storm surge extremes at the global scale. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.* 20 (2): 489–504; <https://doi.org/10.5194/nhess-20-489-2020>.
34. Merz, R., Blöschl, G. (2003). Regional flood risk: what are the driving processes? In *Water resources systems – Hydrological risk, Management and Development*. Int. Assoc. Hydrol. Sci. (IAHS) 281, 49–58.
35. Hall, J., Arheimer, B., Borga, M., Brázdil, R., Claps, P., Kiss, A., Kjeldsen, T.R., Kriauciūnienė, J., Kundzewicz, Z.W., Lang, M., et al. (2014). Understanding flood regime changes in Europe: a state-of-the-art assessment. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 18, 2735–2772.
36. Turkington, T., Breinl, K., Ettema, J., Dinand Alkema, D., and Jetten, V. (2016). A new flood type classification method for use in climate change impact studies. *Weather Clim. Extremes* 14, 1–16; doi: <https://doi.org/10.1016/j.wace.2016.10.001>.
37. Ikeuchi, H., Hirabayashi, Y., Yamazaki, D., et al. (2017). Compound simulation of fluvial floods and storm surges in a global coupled river-coast flood model: model development and its application to 2007 Cyclone Sidr in Bangladesh. *J. Adv. Model. Earth Syst.* 9, 1847–1862; doi: <https://doi.org/10.1002/2017MS000943>.
38. Macdonald, D., Dixon, A., Newell, A., and Hallways, A. (2012). Groundwater flooding within an urbanised flood plain. *Journal of Flood Risk Management* 5(1); doi: <https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2011.01127.x>.
39. Abboud, J., Ryan, M.C., and Osborn, G.D. (2017). Groundwater Flooding in a River-Connected Alluvial Aquifer. *Journal of Flood Risk Management*, 11(2):e12334; doi: <https://doi.org/10.1111/jfr3.12334>.
40. Mancini, C.P., Lollai, S., Volpi, E., and Fiori, A. (2020). Flood Modeling and Groundwater Flooding in Urbanised Reclamation Areas: The Case of Rome (Italy). *Water*, 12, 2030; doi: <https://doi.org/10.3390/w12072030>.
41. Llewellyn, M. (2006). Floods and Tsunamis. *Surgical Clinics of North America*, Vol. 86, Issue 3, June 2006, 557–578; <https://doi.org/10.1016/j.suc.2006.02.006>.

42. Fread, D.L. (1996). Dam-Breach Floods. In: Singh, V.P. (eds) *Hydrology of Disasters*. Water Science and Technology Library, Vol. 24. Springer, Dordrecht; https://doi.org/10.1007/978-94-015-8680-1_5.
43. Veksler, A.B., Ivashintsov, D.A., and Stefanishin, D.V. (2002). Reliability, social and environmental safety of hydraulic structures: risk assessment and decision making. St. Petersburg, VNIIG B.E. Vedeneeva, 591 p. (In Russian) [Векслер, А.Б., Ивашинцов, Д.А., Стефанишин, Д.В. (2002). Надежность, социальная и экологическая безопасность гидротехнических объектов: оценка риска и принятие решений. СПб, ВНИИГ им. Б.Е. Веденеева, 591 с.].
44. Ponce, V.M., Taher-shamsi, A., and Shetty, A.V. (2003). Dam-Breach Flood Wave Propagation Using Dimensionless Parameters. *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 129, Issue 10, 777–782; doi: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2003\)129:10\(777\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2003)129:10(777)).
45. Apel, H., Merz, B., and Thielen, A.H. (2009). Influence of dike breaches on flood frequency estimation. *Computers & Geosciences*, Vol. 35, Issue 5, May, 2009, 907–923; <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.11.003>.
46. Vorogushyn, S., Merz, B., Lindenschmidt, K.-E., and Apel, H. (2010). A new methodology for flood hazard assessment considering dike breaches. *Water Resour. Res.*, 46, W08541; doi: <https://doi.org/10.1029/2009WR008475>.
47. Satofuka, Yo., Mori, T., Mizuyama, T., Ogawa, K., and Kousuke Yoshino, K. (2010). Prediction of Floods Caused by Landslide Dam Collapse. *Journal of Disaster Research*, Vol.5, No.3, 288–295; doi: <https://doi.org/10.2208/prohe.51.901>.
48. Westoby, M.J., Brasington, J., Glasser, N.F., Hambrey, M.J., et al. (2015). Numerical modelling of glacial lake outburst floods using physically based dam-breach models. *Earth Surf. Dynam.*, 3, 171–199; doi: <https://doi.org/10.5194/esurf-3-171-2015>.
49. Stevaux, J.C., de Azevedo Macedo, H., Assine, M.L., and Silva, A. (2020). Changing fluvial styles and backwater flooding along the Upper Paraguay River plains in the Brazilian Pantanal wetland. *Geomorphology*, Vol. 350, 106906, doi: <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106906>.
50. Miller, R.L. (2022). Nonstationary streamflow effects on backwater flood management of the Atchafalaya Basin, USA. *Journal of Environmental Management*, Vol. 309, 114726; <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114726>.
51. Keaton, J.R. (2019). Review of contemporary terminology for damaging surficial processes – Stream flow, hyperconcentrated sediment flow, debris flow, mud flow, mud flood, mudslide. In 7th Int. Conf. on Debris-Flow Hazards Mitigation. Available from https://mountainscholar.org/bitstream/handle/11124/173147/05-26_Keaton.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
52. Fallas Salazar, S., and Rojas González, A.M. (2021). Evaluation of Debris Flows for Flood Plain Estimation in a Small Ungauged Tropical Watershed for Hurricane Otto. *Hydrology*, 8, 122; <https://doi.org/10.3390/hydrology8030122/>.
53. Directive 2007/60/EC on the assessment and management of flood risks. (2007). Official Journal of the European Union, L 288/27, 8 p. Available from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32007L0060&from=EN>.
54. Salazar, S., Francés, F., Komma, J., Blume, T., Francke, T., Bronstert, A., and Blöschl, G. (2012). A comparative analysis of the effectiveness of flood management measures based on the concept of “retaining water in the landscape” in different European hydro-climatic regions. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 3287–3306; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-12-3287-2012>.
55. Effectiveness of flood management measures. (2015). *Integrated flood management tools series*, Issue 21. World Meteorological Organization and the Global Water Partnership, 66 p. Available from <https://www.floodmanagement.info/publications/tools>.
56. Hudson, P., Botzen, W.J.W., Kreibich, H., Bubeck, P., and Aerts, J.C.J.H. (2014). Evaluating the effectiveness of flood damage mitigation measures by the application of propensity score matching. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 14, 1731–1747; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-14-1731-2014>.

57. Kron, W., and Müller, O. (2019). Efficiency of flood protection measures: selected examples. *Water Policy* 21(6), 449–467; doi: <https://doi.org/10.2166/wp.2019.023>.
58. Tariq, M.A.U.R., Farooq, R., and van de Giesen, N. (2020). A Critical Review of Flood Risk Management and the Selection of Suitable Measures. *Appl. Sci.*, 10, 8752; doi: <https://doi.org/10.3390/app10238752>.
59. Machado, M.J., Botero, B.A., López, J., et al. (2015). Flood frequency analysis of historical flood data under stationary and non-stationary modelling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 2561–2576; doi: <https://doi.org/10.5194/hess-19-2561-2015>.
60. Stefanyshyn, D.V. (2018). On the use of the type I Gumbel distribution to assess risks given floods. *Mathematical modeling in economy*. No.1, 74–83; <http://dspace.nbuv.gov.ua/handle/123456789/161991>.
61. England, J.F., Jr., Cohn, T.A., Faber, B.A., Stedinger, J.R., Thomas, W.O., Jr., Veilleux, A.G., Kiang, J.E., and Mason, R.R., Jr. (2018). Guidelines for determining flood flow frequency. *Bulletin 17C* (ver. 1.1, May 2019): U.S. Geological Survey Techniques and Methods, Book 4, chap. B5, 148 p.; <https://doi.org/10.3133/tm4B5>.
62. Plate, E.J. (2009). HESS Opinions “Classification of hydrological models for flood management”. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 1939–1951; <https://doi.org/10.5194/hess-13-1939-2009>.
63. Gül, G.O., Harmancıoğlu, N., and Gül, A. (2010). A combined hydrologic and hydraulic modeling approach for testing. *Nat. Hazards*, 54, 245–260; doi: <https://doi.org/10.1007/s11069-009-9464-2>.
64. Flood Emergency Planning. (2011). *Integrated Flood Management Tools Series, Issue 11*. World Meteorological Organization and the Global Water Partnership, 38 p. Available from <https://www.floodmanagement.info/publications/tools>.
65. Flood Mapping. (2013). *Integrated Flood Management Tools Series, Issue 20*. World Meteorological Organization and the Global Water Partnership, 88 p. Available from <https://www.floodmanagement.info/publications/tools>.
66. Alfieri, L., Pappenberger, F., and Wetterhall, F. (2014). The extreme runoff index for flood early warning in Europe. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 14, 1505–1515; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-14-1505-2014>.
67. Apel, H., Aronica, G. T., Kreibich, H., Thielen, A. H. (2009). Flood risk analyses – how detailed do we need to be? *Natural Hazards*, 49, 1, 79–98; doi: <https://doi.org/10.1007/s11069-008-9277-8>.
68. National Disaster Risk Assessment. Hazard Specific Risk Assessment. (2017). United Nations Office for Disaster Risk Reduction, 100 p. Available from https://www.unisdr.org/files/52828_nationaldisasterriskassessmenthazar%5B1%5D.pdf.
69. Sahani, J., Kumar, P., Debele, S., Spyrou, C., Loupis, M., Aragão, L., Porcù, F., Shah, M.A.R., and Di Sabatino, S. (2019). Hydro-meteorological risk assessment methods and management by nature-based solutions. *Science of the Total Environment*, 696, 133936; doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133936>.
70. Hegger, D.L.T., Driessen, P.P.J., Wiering, M., Van Rijswijk, H.F.M.W., Kundzewicz, Z.W., Matczak, P., et al. (2016). Toward more flood resilience: Is a diversification of flood risk management strategies the way forward? *Ecology and Society*, 21(4):52. <https://doi.org/10.5751/ES-08854-210452>.
71. *Selecting Measures and Designing Strategies for Integrated Flood Risk Management. The Guidance Document*. (2017). World Meteorological Organization and the Global Water Partnership. Policy and Tools Documents Series No.1, version 1.0, 46 p. Available from <https://www.floodmanagement.info/publications/guidance>.
72. Verweij, S., Busscher, T., and van den Brink, M. (2021). Effective policy instrument mixes for implementing integrated flood risk management: An analysis of the ‘Room for the River’ program. *Environmental Science and Policy* 116, 204–212; <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.12.003>.

73. Natural and Nature-based Flood management: A green guide. (2016). Editors: Benit, H., and Thomas, M. World Wildlife Fund, Washington, DC, 222 p. Available from https://files.worldwildlife.org/wwfmsprod/files/Publication/file/538k358t40_WWF_Flood_Green_Guide_FINAL.pdf.
74. Te Linde, A.H., Moors, E.J., Droogers, P., Bisselink, B., Becker, G., et al. (2012). ACER: developing Adaptive Capacity to Extreme events in the Rhine basin. KvR 046/12. National Research Programme Climate changes Spatial Planning, Amsterdam, 52 p.
75. Richert, C., Erdlenbruch, K., and Grelot, F. (2019). The impact of flood management policies on individual adaptation actions: Insights from a French case study. *Ecological Economics*, Elsevier, 165, pp.106387. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106387>, halshs-02189117.
77. Glaus, A., Mosimann, M., Röthlisberger, V., and Ingold, K. (2020). How flood risks shape policies: flood exposure and risk perception in Swiss municipalities. *Regional Environmental Change* 20, 120; <https://doi.org/10.1007/s10113-020-01705-7>.
78. Klijn, F., Marchand, M., Meijer, K., van der Most, H., and Stuparu, D. (2021). Tailored flood risk management: Accounting for socio-economic and cultural differences when designing strategies. *Water Security*, 12, [100084]; doi: <https://doi.org/10.1016/j.wasec.2021.100084>.
79. Miguez, M.G., and Veról, A.P. (2017). A catchment scale Integrated Flood Resilience Index to support decision making in urban flood control design. *Environment and Planning B: Urb. Analytics and City Science*, Vol. 44(5) 925–946; doi: <https://doi.org/10.1177/0265813516655799>.
80. Ventimiglia, U., Candela, A., and Aronica, G.T. (2020). A Cost Efficiency Analysis of Flood Proofing Measures for Hydraulic Risk Mitigation in an Urbanized Riverine Area. *Water*, 12, 2395; doi: <https://doi.org/10.3390/w12092395>.
81. Iggabel, M., Diab, Y., and Yates, M. (2022). Exploring Methodological Approaches for Strengthening the Resilience of Coastal Flood Protection System. *Front. Earth Sci.* 9:756936; doi: <https://doi.org/10.3389/feart.2021.756936>.
82. Associated Programme on Flood Management. Flood Management Tools Series. WMO. Available from <https://www.floodmanagement.info/category/apfm-tools-series/>.
83. Action Programme for Sustainable Flood Protection in the Danube River Basin. (2004). Int. Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), Doc. IC/082, Vienna, Austria, 28 p. Available from https://www.icpdr.org/main/sites/default/files/ICPDR_Flood.
84. Danube flood risk management plan. (2021). International Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR). Vienna, Austria, 174 p. Available from https://www.icpdr.org/main/sites/default/files/nodes/documents/danube_flood_risk_management_plan_-_update_2021_low_resolution.pdf.
85. Sub-Basin Level Flood Action Plan for Tisza River Basin. (2009). Int. Commission for the Protection of the Danube River (ICPDR), Flood Protection Expert Group, 52 p. Available from https://www.icpdr.org/main/sites/default/files/FAP09_Tisza.pdf.
86. Internationally Coordinated Flood Risk Management Plan for the International River Basin District of the Rhine, Part A. (2015). Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, 46 p. Available from https://www.iksr.org/fileadmin/user_upload/Dokumente_en/Brochures/FRMP_2015.pdf.
87. Flood Risk Management in Austria. Objectives – Measures – Good practice. (2018). Federal Ministry Republic of Austria, Vienna, 60 p. Available from https://rainman-toolbox.eu/wp-content/uploads/2021/02/AT-HWRM_%C3%96_2018_Barrierefrei_EN.pdf.
88. Kent Local Flood Risk Management Strategy 2017-2023. Kent County Council, UK, 36 p. Available https://www.kent.gov.uk/__data/assets/pdf_file/0010/79453/Local-Flood-Risk-Management-Strategy-2017-2023.pdf.
89. Mudelsee, M., Michael Börngen, M., Gerd Tetzlaff, G., and Uwe Grünewald, U. (2003). No upward trends in the occurrence of extreme floods in central Europe. *Nature, Letter to Nature*, Vol. 425, 166–169.

90. Paprotny, D., Sebastian, A., Morales-Nápoles, O., and Jonkman, S.N. (2018). Trends in flood losses in Europe over the past 150 years. *Nature communications*, 9:1985; doi: <https://doi.org/10.1038/s41467-018-04253-1>.
91. Ukraine – Vulnerability. Climate Change Knowledge Portal. Available from <https://climateknowledgeportal.worldbank.org/country/ukraine/vulnerability>.
92. Flood protection of territories. United Nations Development Programme. UNDP in Ukraine. Available from <https://www1.undp.org/content/dam/ukraine/docs/EE/Flood>.
93. Climate Landscape Analysis for Children (CLAC) in Ukraine. (2021). UNICEF, Hydroconseil, 156 p. Available from <https://www.unicef.org/ukraine/media/15766>.
94. Didovets, Iu., Krysanova, V., Bürger, G., Snizhko, S., Balabukh, V., and Bronstert, A. (2019). Climate change impact on regional floods in the Carpathian region. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 22, 100590; doi: <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.01.002>.
95. Shulyarenko, A., Yatsyuk, M., Shularenko, I. Causes and peculiarities of recent floods on the Dniester River. *Flood Issues in Contemporary Water Management*. Ed. by J. Marsalek et al. NATO Science Series. 2. Environmental Security, Vol. 71. Ptoс. of the NATO Advanced Research Workshop on Coping with Fresh Floods: Lessons Learned from Recent Experience, 95–100.
96. Susidko, M.M., and Lukyanets, O.I. (2004). Zoning of the territory of Ukraine according to the degree of hydrological danger. *UkrNDGMI*, Issue 253, 196–204. (In Ukrainian) [Сусідко М.М., Лук'янець, О.І. (2004). Районування території України за ступенем гідрологічної небезпеки. *УкрНДГМІ*, Вип. 253, 196–204].
97. Stoyko, S.M. (2002). The causes of catastrophic floods in the Transcarpathian region and the system of ecological prophylactic measures for their prevention. *TISCIA monograph series*, 6, 17–28.
98. Hall, J., Arheimer, B., Aronica, G.T., Bilibashi, A., Boháč, M., Bonacci, O., Borga, M., Burlando, P., Castellarin, A., Chirico, G.B., Claps, P., Fiala, K., Gaál, L., et al. (2015). A European Flood Database: facilitating comprehensive flood research beyond administrative boundaries. *Proc. IAHS*, 370, 89–95; doi: <https://doi.org/10.5194/piahs-370-89-2015>.
99. Jongman, B., Kreibich, H., Apel, H., Barredo, J.I., Bates, P.D., Feyen, L., Gericke, A., et al. (2012). Comparative flood damage model assessment: towards a European approach. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 12, 3733–3752; doi: <https://doi.org/10.5194/nhess-12-3733-2012>.
100. Conducting Flood Loss Assessments. (2013). *Integrated Flood Management Tools Series*, No. 2. World Meteorological Organization and the Global Water Partnership, 48 p. Available from <https://www.floodmanagement.info/publications/tools>.
101. Kirilyuk, M.I. (2001). Regime of formation of historical floods in the Ukrainian Carpathians. *Environmental aspects of the formation of small rivers (problem analysis)*. Hydrology, hydrochemistry and hydroecology. [Resp. ed. V.K., Khilchevsky]. Kyiv, Nika-Center, Vol. 2, 146–156. (In Ukrainian) [Кирилюк, М.І. (2001). Режим формування історичних паводків в Українських Карпатах. Екологічні аспекти руслоформування малих річок (аналіз проблеми). Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. [Відп. ред. В.К. Хільчевський]. Київ, Ніка-Центр, Т. 2, 146-156].
102. Flood Prevention in Ukraine – NATO. *NATO-Ukraine Relations*, 8 p. Available from https://www.nato.int/nato_static/assets/pdf/pdf_publications/20120116_flood_ukraine_eng.pdf.
102. Central Geophysical Observatory named after Boris Sreznevsky. Available from <http://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/index.php?lang=en&dv=main>.
103. Altman, M. (2020). A holistic approach to empirical analysis: The insignificance of P, hypothesis testing and statistical significance. In D.H. Bailey, N.S. Borwein, R.P. Brent, R.S. Burachik, J.H. Osborn, B. Sims, and Q.J. Zhu (Eds.). *From Analysis to Visualization: A Celebration of the Life and Legacy of J.M. Borwein*, Callaghan, Australia, September 2017. Springer Verlag. Vol. 313, 233–253; https://doi.org/10.1007/978-3-030-36568-4_16.
104. Hamilton, J.D. (1994). *Time series analysis*. Princeton University Press: Princeton, New Jersey, 782 p.

105. Berthold, M.R., Borgelt, Ch., Höppner, F., and Klawonn, F. (2010). Guide to Intelligent Data Analysis: How to Intelligently Make Sense of Real Data. London: Springer-Verlag, 407 p.; doi: <https://doi.org/10.1007/978-1-84882-260-3>.
106. Combs, J.P., and Onwuegbuzie, A.J. (2010). Describing and illustrating data analysis in mixed research. International Journal of Education, Vol. 2, No. 2: E13; <https://hdl.handle.net/20.500.11875/2951>.
107. Kuhn, M., and Johnson, K. (2013). Applied Predictive Modeling. Springer Science+Business Media: New York, 600 p.
108. Geisser, S. (2016). Predictive Inference: An Introduction. NY, Chapman & Hall, 264 p.
109. De Rocquigny, E. (2012). Modelling Under Risk and Uncertainty: An Introduction to Statistical, Phenomenological and Computational Methods. Wiley series in probability and statistics, 484 p.
110. Kochenderfer, M.J. (2015). Decision-making under uncertainty. Theory and Application. With Ch. Amato, G. Chowdhary, J.P. How, H.J. Davison Reynolds, J.R. Thornton, P.A. Torres-Carrasquillo, N. Kemal Üre, and J. Vian. Massachusetts Institute of Technology, The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, London, England, 323 p.
111. Trofymchuk, O.M., Bidiuk, P.I., Prosiankina-Zharova, T.I., Terentiev, O.M. (2019). Decision support systems for modelling, forecasting and risk estimation. Riga: LAP LAMBERT Academic Publishing, 176 p.
112. Stefanyshyn, D.V. (2016). Situational and inductive modelling in problems of extrapolation forecasting based on monitoring data. System Research and Information Technologies, №4, 35–45; doi: <https://doi.org/10.20535/SRIT.2308-8893.2016.4.04>. (In Ukrainian) [Стефанишин, Д.В. (2016). Ситуаційно-індуктивне моделювання в задачах екстраполяційного прогнозування за даними моніторингу. Системні дослідження та інформаційні технології, №4, 35–45].
113. Stefanyshyn, D.V. (2019). An approach to predicting based on monitoring data by means of combined situational-inductive modelling (the main idea and expected results). Mathematical modelling in economics, №4 (17), 69–81; <http://dSPACE.nbuv.gov.ua/handle/123456789/168506>.
114. Stefanyshyn, D. (2020). On One Approach to Predictive Modeling Based on Monitoring Data. Modeling, Control and Information Technologies: Proc. of Int. Scientific and Practical Conf., (4), 104–107; <https://doi.org/10.31713/MCIT.2020.21>.
115. Stefanyshyn, D.V., Korbutiak, V.M., and Stefanyshyna-Gavryliuk, Y.D. (2019). Situational predictive modelling of the flood hazard in the Dniester river valley near the town of Halych. Environmental safety and natural resources, Issue 1 (29), 16–27; doi: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2019.1.16-27>.
116. Demianiuk, A., and Stefanyshyn, D. (2020). The prognostic modelling of piezometric levels based on seepage monitoring in earthen dams. MATEC Web of Conferences 322, 01047, MATBUD'2020; <https://doi.org/10.1051/matecconf/202032201047>.
117. McCarthy, J. (1963). Situations, actions, and causal laws. Memo 2: Stanford University Artificial Intelligence Project, 11 p. Available from: <http://www.dtic.mil/dtic/tr/fulltext/u2/785031.pdf>.
118. Reiter, R. (2001). Knowledge in Action: Logical Foundations for Specifying and Implementing Dynamical Systems. MIT Press, 424 p.
119. Russell, S.J., and Norvig, P. (2010). Artificial Intelligence: A Modern Approach. 3rd ed. Pearson Education, Inc.: Upper Saddle River, New Jersey, 1132 p.
120. Nash, J.E., and Sutcliffe, J.V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles, Journal of Hydrology, 10 (3), 282–290; doi: [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6).
121. Ritter, A., Muñoz-Carpena, R. (2013). Performance evaluation of hydrological models: statistical significance for reducing subjectivity in goodness-of-fit assessments. Journal of Hydrology, 480 (1), 33–45; doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.004>.

The article was received 03.05.2022 and was accepted after revision 15.09.2022

Д.В. Стефанишин

ПРО ЩО МИ МОГЛИ ДІЗНАТИСЯ З ПОПЕРЕДНІХ ДАНИХ ПРО ПОВЕНІ, ЩОБ ПЕРЕДБАЧИТИ ЗБИТКИ, ЗАВДАНІ КАТАСТРОФІЧНИМИ ПОВЕНЯМИ 1980, 1986 ТА 1998 РОКІВ В УКРАЇНСЬКОМУ ЗАКАРПАТТІ?

Анотація. У цій статті досліджуються деякі аспекти, пов'язані з ретроспективним прогнозуванням підтверджених грошових втрат (збитків) від паводків, спричинених катастрофічними повенями 1980, 1986 та 1998 років у басейні річки Тиса в Закарпатській області України. Дослідження проводилося на основі двох часових рядів – збитків від минулих паводків та максимальних скидів, зафіксованих на гідрологічній станції поблизу села Виллок Виноградівського району. Основною метою дослідження було з'ясувати, чи була реальна можливість заздалегідь передбачити збитки від цих повеней.

При вирішенні поставленого завдання було виявлено та змодельовано залежність ризику втрат внаслідок паводків на Закарпатті від максимальних витрат води р. Тиса, заміряних на гідрологічній станції «Виллок». Прогнозування ґрунтувалося на гіпотезі стаціонарного випадкового процесу для максимальних витрат води, що дозволило використовувати емпіричну функцію розподілу випадкової величини щодо витрат води для оцінки ризику втрат від паводків.

Ретроспективне прогнозування втрат від повеней 1980, 1986, 1998 рр. здійснювалося за допомогою комбінованого ситуаційно-індуктивного методу прогнозного моделювання, який є оригінальною авторською розробкою. Метод стосується прогнозування поведінки складних динамічних систем на основі результатів моніторингу, представлених у вигляді часових рядів, дані яких відображають еволюцію результуючої (залежної) змінної та пояснюючої (незалежної) змінної (провісника). Метод використовує моделі екстраполяційно-регресійного типу. Згідно з цим методом завдання прогнозування виконується в два етапи. На першому етапі реалізується завдання ретроспективного ситуаційного моделювання з метою отримання набору простих регресій (ситуаційних моделей), побудованих за даними вибіркового часового ряду. Ситуаційні моделі визнаються адекватними або релевантними лише в межах певних проміжків часу, визначених як ситуації. На другому етапі на основі узагальнення (за деяким ансамблем) отриманих ретроспективних ситуаційних моделей будуються індуктивні моделі «рівнів», які відображають поведінку контрольованого параметра системи або процесу (результуючої змінної) при кількох фіксованих значеннях провісника в залежності від часу. Індуктивні моделі використовуються для екстраполяційного прогнозування ситуаційних моделей майбутніх періодів (ситуацій).

Всього було виконано три варіанти прогнозування: (1) з урахуванням даних щодо щорічних максимальних витрат води паводків з 1954 по 1979 рр. (до повені 1980 р.); (2) те саме з 1954 по 1985 рік (до повені 1986 року); (3) те саме з 1954 по 1997 рік (до повені 1998 року). Дослідження показало, що була реальна можливість передбачити підтвержені грошові втрати, завдані повенями 1986 та 1998 років (відносні похибки прогнозів 7,2-8,7% і 6,0-12,8% залежно від варіантів).

Ключові слова: комбінований ситуаційно-індуктивний метод прогнозного моделювання; повені; збитки від повені; ризик збитків; максимальні скиди води; прогнозування; часові ряди

Стаття надійшла до редакції 03.05.2022 і прийнята до друку після рецензування 15.09.2022

Стефанишин Дмитро Володимирович

доктор технічних наук, провідний науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАНУ

Адреса робоча: 03186 Україна, м. Київ, Чоколівський бульвар, 13

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7620-1613> **e-mail:** d.v.stefanyshyn@gmail.com

УДК 004.9

Denys O. Zorin, PhD, Associate Professor of Ecology Institute of Natural Sciences and Tourism, Department of Ecology, IFNTUOG
ORCID ID: 0000-0002-3519-8171 *e-mail*: denzor@gmail.com

Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas, Ivano-Frankivsk, Ukraine

ELECTRONIC CARTOGRAPHIC GIS-MODELS OF THE ENVIRONMENTAL STATE OF THE DNIESTER CANYON

Abstract. *The Dniester Canyon is a deep gorge, 100-120-140 m, between the Podil Upland on the left bank and the Carpathian and Prut-Dniester Uplands on the right bank. The canyon is famous for its classic geological sections of the Silurian and Devonian systems, between which there is a gradual transition. There are only four such incisions in the world: ours, as well as in the Czech Republic, Scotland and the United States. Great geomorphological attractiveness of the canyon: two Upper Pleocene supra-canyon and five Quaternary intra-canyon river terraces; caves, waterfalls, travertine formations, bizarre rocks of physical and chemical weathering. The rocky flora and fauna are protected by natural monuments, reserves, regional landscapes and natural national parks. These objects are listed in the Red and Green Books. Therefore, the Dniester Canyon was chosen as one of the seven wonders of nature. That is why it is necessary to preserve this national heritage for present and future generations. To do this, environmental safety systems are developed by GIS mapping methods.*

The electronic cartographic material in geoinformation systems are digital or vector maps. The Vector maps are created based on the registration of raster scanned map material or satellite images. Vector layers can be interpolated or created from thematic maps using databases.

Most often, measuring operations in GIS packages are implemented in the form of special functions and presented as a separate menu item. Such functions include: measurement (determination) of point coordinates; measurement of distances between two specified coordinates (with or without taking into account the three-dimensional coordinate system); measuring the length of a straight or broken line; measuring the length of the perimeter of the polygon; measuring the area of the landfill; measurement of volumes using the surface and cutting plane. Selection operations help the user to get exactly the information he needs at the moment of working with GIS. The selection of the necessary part of information from one or more cartographic databases is carried out using queries.

Keywords: *Canyon; Silurian and Devonian system; rock vegetation; GIS mapping*

Д.О. Зорін

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, м. Івано-Франківськ, Україна

ЕЛЕКТРОННІ КАРТОГРАФІЧНІ ГІС-МОДЕЛІ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ДНІСТРОВСЬКОГО КАНЬЙОНУ

Анотація. *Каньйон прославився класичними геологічними розрізами силурійської та девонської систем, між якими спостерігається поступовий перехід. Велика геоморфологічна привабливість каньйону: дві верхньоплеоценові надканьйонні та п'ять четвертинних*

внутрішньоканьйонних річкових терас; печери, водоспади. Дністровський каньйон обраний одним із семи чудес природи, тому необхідно зберегти це національне надбання для сучасних та майбутніх поколінь. Для цього розроблені екологічно безпечні методи ГІС-картографування.

Електронний картографічний матеріал в геоінформаційних системах – це цифрові або векторні карти. Векторні карти створюють на основі реєстрації растрового відсканованого картографічного матеріалу чи супутникових знімків. Векторні шари можуть бути інтерпольовані або створені на основі тематичних карт з використанням баз даних.

Найбільш часто вимірювальні операції в ГІС-пакетах реалізовані у вигляді спеціальних функцій і подані як окремий пункт меню. До таких функцій відносять: вимірювання (визначення) координат точки; вимірювання відстаней між двома зазначеними координатами (з урахуванням або без урахування системи тривимірних координат); вимірювання довжини прямої чи ламаної лінії; вимірювання довжини периметра полігона; вимірювання площі полігона; вимірювання об'ємів з використанням поверхні і січної площини. Операції вибору допомагають користувачу одержати саме ту інформацію, яка необхідна йому в даний момент роботи з ГІС. Вибір необхідної частини інформації з однієї чи декількох картографічних баз даних здійснюється за допомогою запитів.

Ключові слова: *Каньйон; силурійська та девонська системи; наскельна рослинність; ГІС-картографування*

DOI: <https://doi.org/10.32347/2411-4049.2022.3.110-118>

Вступ

Екологічна безпека – це існуючий або прогнозований стан довкілля – геологічного середовища, геофізичних полів, рельєфу, поверхневої, ґрунтової та підземної гідросфери, атмосферного повітря, ґрунтового та рослинного покривів, тваринного світу, соціосфери та техносфери, яку створила людина і яка тисне на всі попередні сфери. Екологічна безпека має відповідати міжнародним стандартам збереження природи та безпеки життєдіяльності населення. Складовими екологічної безпеки є блоки: стратегічної екологічної оцінки, екологічного аудиту, впливу техногенних об'єктів на довкілля (ОВД), моніторингу, моделювання та прогнозування стану та змін навколишнього середовища. Все це об'єднується в єдину географічну інформаційну систему (ГІС) [1, 2, 4].

Матеріали та методи

Для визначення еколого-геохімічних закономірностей та екологічного стану геологічного та суміжних середовищ Дністровської долини була обрана модельна територія, на прикладі якої можна встановити ці закономірності на різні частини річкового басейну.

Для вирішення поставлених завдань на модельній території [2, 8, 9, 13] закладено мережу спостережень, яка більш-менш рівномірно охоплює весь полігон. Робочий масштаб польових досліджень 1 : 50 000. Географічні координати точок (геоекологічних полігонів) визначені за допомогою ГІС MAP INFO з цифрової карти масштабу 1 : 100 000. Виходячи з особливостей геологічної будови, геоморфології, розповсюдження ґрунтів різних типів, ландшафтної структури території та існуючих вимог до масштабу досліджень,

було визначено 136 геоекологічних полігонів – точок спостережень, де відбирали проби для різних аналізів. Точки обирались таким чином, щоб вони характеризували усі ландшафти, геоморфологічні елементи та геологічні структури, тобто мережа геоекологічних спостережень виключає можливість пропущення якоїсь важливої геоекологічної смуги чи іншої структурної одиниці.

Розташування геоекологічних полігонів для відбору проб здійснювалось рівномірно, через 0,5–1 км. Основним визначальним чинником для «прив'язки» полігону до тієї чи іншої точки на карті і місцевості була наявність ландшафтних одиниць, типів ґрунтів, рельєфу, літогенної основи, поверхневих водотоків і контурів ґрунтових вод [9, 13]. Необхідно було охопити усі ці особливості так, щоб на кожній одиниці ландшафту розташувалось не менше 10–12 геоекологічних полігонів [1, 5, 6–8, 10, 12]. За допомогою маршрутів було вивчено більш-менш рівномірно всю модельну територію Дністровського каньйону. Для обробки та узагальнення отриманих даних застосовувались математичні методи та комп'ютерні технології.

Результати

Матеріалами слугували бази даних екологічної інформації (табл. 1) по кожному досліджуваному компоненту природного середовища.

Карта сучасної екологічної ситуації є результатом екологічного аудиту відповідної території. Для побудови її було оцінено екологічний стан кожної геоекосистеми шляхом інтегрованої оцінки її складових геокомпонентів, тобто геологічного середовища, геоморфосфери, водних ресурсів, атмосферного повітря, ґрунтового та рослинного покривів, тваринного світу та впливу на них техносфери [6, 7].

Екологічний стан геоекосистеми Дністровського каньйону визначено ранжуванням сумарних показників забруднення (СПЗ) ґрунтового та рослинного покривів, атмосферного повітря і ґрунтових вод. Кожному екологічному стану відповідає той чи інший колір на карті сучасної екологічної ситуації. Для виявлення спільних аномальних зон забруднення застосовані методи комп'ютерного прозорого накладання фонових і аномальних вмістів забруднювальних речовин (рис. 1–4).

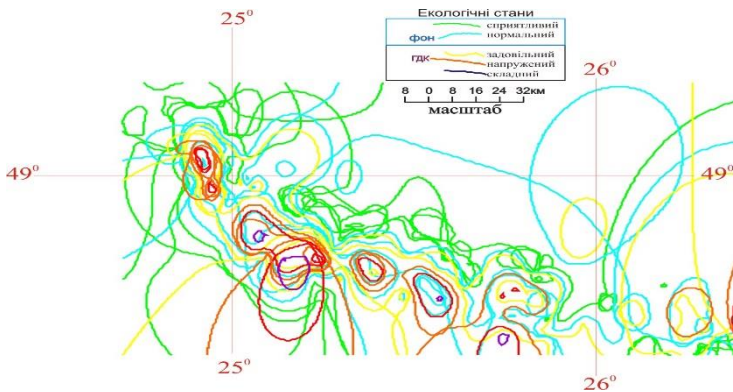


Рис. 1. Накладання ізоліній фонових концентрацій хімічних елементів у ґрунтах

Таблиця 1 – Кількісна оцінка техногенного навантаження від забруднення важкими металами ґрунтового покриву у розрізі геоекологічних смуг

Геоекологічні смуги	Вміст (тонн) у ґрунтовому покриві геоекологічних смуг						+/- перевищення (%) фонових вмістів
	As	Cd	Pb	Cu	Zn	V	
I	0,12	0,26	13,21	1,03	2,16	0,13	- 0,2
II	0,16	0,22	0,67	0,72	1,14	0,15	- 0,3
III	0,18	0,16	2,43	2,14	4,13	0,17	- 0,2
IV	0,36	0,42	0,54	0,66	1,32	0,42	- 0,4
V	0,12	0,14	0,92	1,24	2,48	0,13	+ 0,1
VI	0,41	0,63	0,61	1,02	2,01	0,24	- 0,2
VII	0,08	0,16	0,88	0,96	1,81	0,09	+ 0,2
VIII	0,33	0,54	0,36	0,46	0,96	0,66	- 0,3
IX	0,15	0,16	1,42	1,13	2,44	0,31	+ 0,4
X	0,32	0,66	0,85	0,64	1,29	0,64	- 0,3
XI	0,16	0,18	1,66	1,44	2,88	0,31	+ 0,3
XII	0,22	0,49	0,94	0,72	1,42	0,43	- 0,4
XIII	0,08	0,21	1,24	1,64	3,16	0,16	+ 0,5
XIV	0,21	0,56	0,67	0,59	1,64	0,42	- 0,1
XV	0,11	0,17	2,41	1,29	2,36	0,22	+ 0,6
XVI	0,29	0,61	0,67	0,61	1,12	0,34	- 0,3
XVII	0,16	0,21	1,42	1,24	2,19	0,19	+ 0,3
XVIII	0,33	0,22	0,54	0,66	0,96	0,29	- 0,2
XIX	0,14	0,19	0,84	0,41	3,06	0,16	- 0,3
XX	0,47	0,72	2,22	2,16	8,19	0,54	+ 1,6
XXI	0,19	0,16	0,36	0,73	2,13	0,22	- 0,1
XXII	0,31	0,84	8,14	12,43	5,64	0,66	+ 2,1
XXIII	0,22	0,29	0,19	0,55	0,86	0,24	- 0,3
XXIV	2,66	4,16	11,29	7,89	8,77	0,17	+ 2,5
Всього	6,22	12,36	42,48	38,46	64,22	8,16	- 0,4

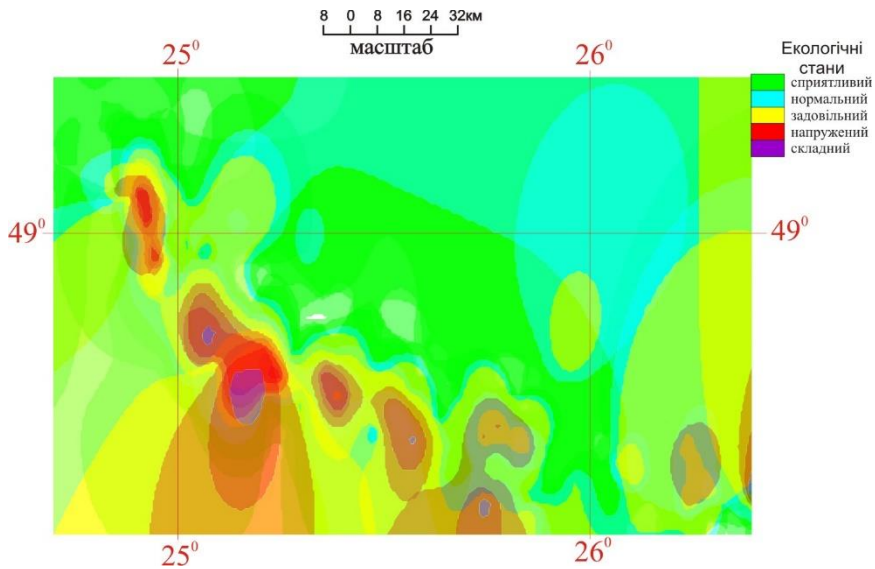


Рис. 2. Прозоре накладання сумарних показників забруднення ґрунтів, ґрунтових вод, атмосферного повітря і рослинності Дністровського каньйону

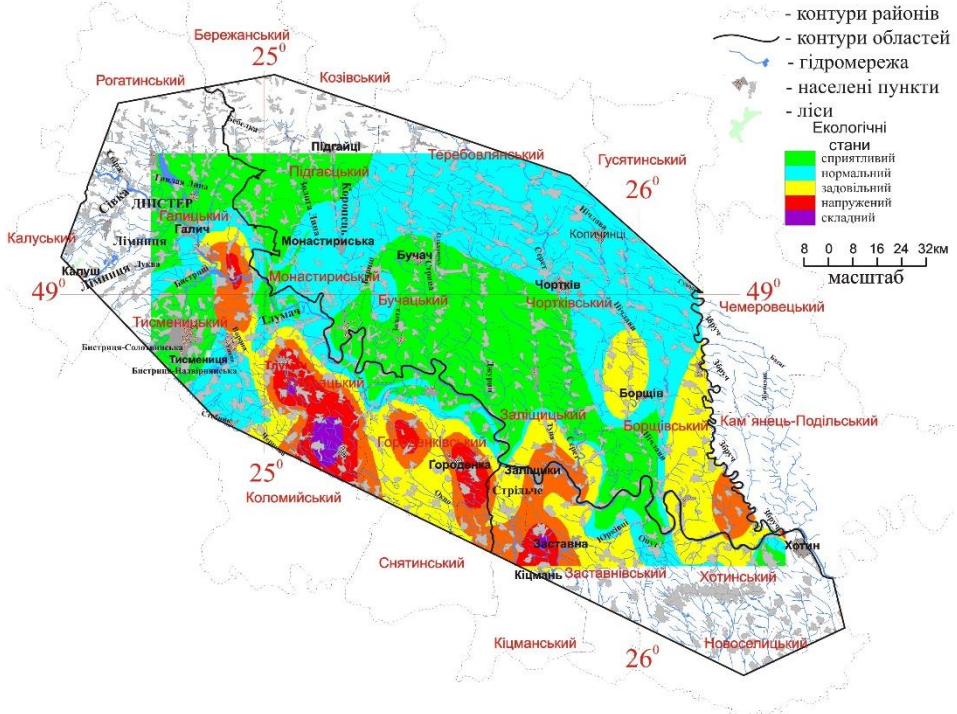


Рис. 3. Карта забруднення ґрунтів, ґрунтових вод, атмосферного повітря і рослинності Дністровського каньйону

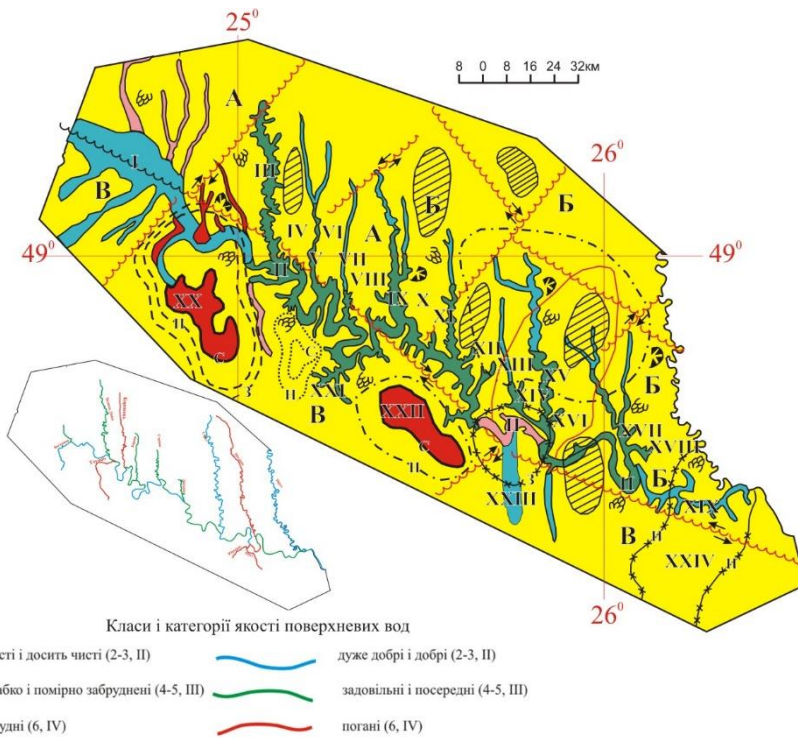








Рис. 4. Карта сучасної екологічної ситуації.
Умовні позначення до рис. 4 – на наступній сторінці.

Екологічний стан основних геокомпонентів довкілля


Геологічне середовище

-  Сучасні активні геодинамічні зони стиснення (а) і розтягнення (б) земної кори, локальні здвиги та інші прояви неотектоніки
-  Глибинні розломи докембрійського фундаменту – зони сучасної тектонічної активності, виявлені геофізичними методами
-  Брахіантиклінальні структури в палеозойському чохлаї, що проявляють сучасну тектонічну активність (за даними ДЗЗ)
-  Порушення геологічного середовища природними карстовими процесами – площі розповсюдження печер та поверхневих карстових форм
-  Порушення геологічного середовища техногенними процесами – кар'єрами з видобутку корисних копалин

Геоморфосфера

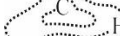
-  Порушення рельєфу природними процесами – зсувами та іншими екогеодинамічними явищами (селями, обвалами, осипищами, суфозією, ерозією та ін.)

Пелосфера


-  Сумарні показники забруднення (З – задовільний, П – напружений, С – складний екологічні стани) ґрунтів
Ареал радіаційного забруднення ґрунтів (1-2 кu/кm²)

Гідросфера


Ґрунтові води

-  Сумарні показники забруднення (Н - напружений, С - складний екологічні стани)

Атмосферне повітря

-  Сумарні показники забруднення (З - задовільний, Н - напружений, С - складний екологічні стани)

Рослинність

-  Сумарні показники забруднення золи лучного різнотрав'я (З - задовільний екологічний стан)

Екологічний стан геоекологічних (еколого-ландшафтних) зон та смуг

-  сприятливий
-  нормальний
-  задовільний
-  напружений
-  складний

А, Б, В – Геоекологічні зони
I, II, III... XXIV – Геоекологічні смуги

У результаті на карті сучасної екологічної ситуації (рис. 4) виділяються контури розповсюдження різних екологічних станів, узгоджені з контурами ландшафтних місцевостей на ландшафтній карті. При цьому, там, де техногенне навантаження незначне, геоекологічні зони і смуги відповідають контурам ландшафтів та ландшафтних місцевостей (долина Дністра та його лівих допливів), а де забруднення перевищує фон і створює аномалії, там геоекологічні зони і смуги не співпадають з ландшафтною структурою Прут-Дністровського межиріччя.

Долина Дністра до каньйону (від м. Галича до с. Нижнів) в межах заплави та низьких надзаплавних (I-III) терас перебуває у нормальному екологічному стані, а деякі долини лівих допливів «несуть» забруднення із сусіднього Галицького району, де відчувається вплив Бурштинської ТЕС [13–17].

У межах каньйону ми виділили новий для території Західного регіону України – сприятливий екологічний стан, який відрізняється від нормального мікрокліматом, високим вмістом кисню в атмосферному повітрі, що сприяє оздоровленню населення. Лише в районі м. Заліщики сприятливий екологічний стан порушений забрудненням атмосферного повітря.

У долинах лівих допливів Дністра – Золотої Липи, Коропця, Бариша, Стрипи, Тупої, Серета, Нічлави – екологічний стан сприятливий і нормальний, а на горбогірних хвилястих рівнинах, що розділяють зазначені річки – задовільний екологічний стан.

У межах Прут-Дністровської ландшафтної зони екологічний стан теж задовільний, але на його тлі виділені площі складного і напруженого стану, зумовленого наявністю тут аномалій забруднення ґрунтового і рослинного покривів, а також ґрунтових вод та атмосферного повітря.

На карту сучасної екологічної ситуації винесено порушення геологічного середовища, як природні (сучасні активні геодинамічні зони стискання і розтягнення земної кори, локальні здвиги, брахіантиклиналі в платформовому чохла, які були активізовані в неоген-четвертинний час і які можуть провокувати землетруси, а також розвиток карстових процесів), так і техногенні (кар'єри з видобутку корисних копалин), а також порушення геоморфосфери (рельєфу) зсувами, обвалами, селями, осипищами, ерозією, суфозією та ін. При цьому порушення рельєфу в основному є природними, але часто вони підсилені господарською діяльністю людини.

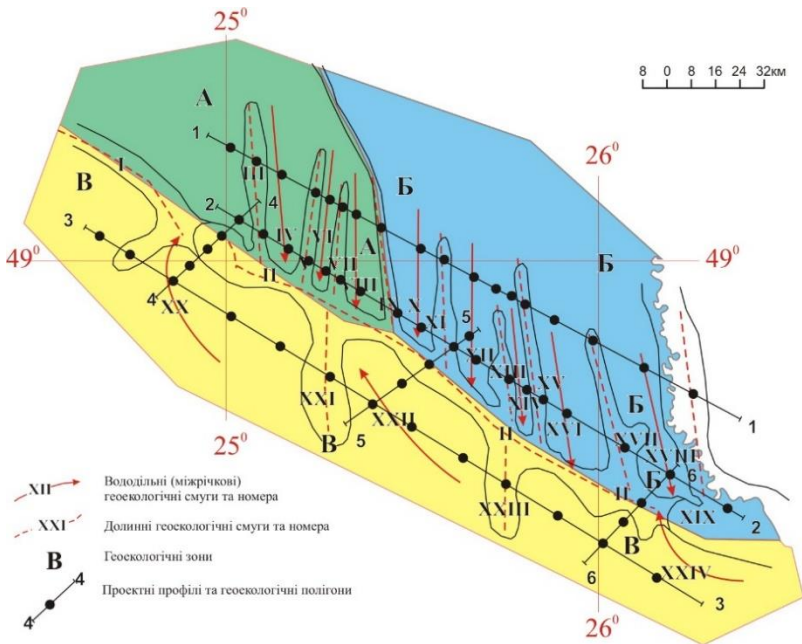


Рис. 5. Геоекологічні зони, геоекологічні смуги, їх номери та розроблена автором проектна мережа моніторингу довкілля

На окремій врізці до карти показані категорії якості та екологічного стану поверхневих вод (рис. 5). Сукупність усіх виявлених контурів екологічних станів основних геоекологічних домішок довкілля Дністровського каньйону та суміжних територій дозволило провести геоекологічне районування досліджуваного

району на ландшафтній основі. Згідно з ландшафтним та фізико-географічним районуванням О.М. Маринича та П.Г. Шищенка [11], він відноситься до Європейської рівнинної ландшафтно-країни, зони широколистяних лісів, Західно-Українського ландшафтного краю з ландшафтними областями: Опільською, Західно-Подільською і Прут-Дністровською [8] (рис. 5).

При геоecологічному районуванні Л.В. Міщенко [12] запропонувала виділяти геоecологічні зони, які відповідають ландшафтам, і геоecологічні смуги, що є аналогами ландшафтних місцевостей. Тому в межах Монастирської геоecологічної зони (А) ми виділили такі геоecологічні смуги: Дністровська долина (I), Дністровська каньйонна (II), Золотолипська (III), Гончарівська (IV), Коропецька (V), Озерянська (VI), Баришевська (VII).

Висновки

Отже, карта сучасної екологічної ситуації свідчить про те, що просторовий розподіл геоecологічних зон і смуг з різним екологічним станом дозволяє розробити для них індивідуальні заходи з оптимізації та покращення стану довкілля. У межах Дністровського каньйону цей стан нормальний та сприятливий, а на суміжних територіях він задовільний і лише в окремих аномальних контурах – напружений та складний.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Адаменко О.М. Конструктивная екологія / О.М. Адаменко. – Saarbrucken, Deutschland : Lambert, 2014. – 120 с.
2. Адаменко О.М. Методологія та організація наукових досліджень для вирішення глобальних і регіональних екологічних проблем і сталого розвитку територій / О.М. Адаменко, Д.О. Зорін // Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування, № 2 (12) – 2015. – С. 5-43.
3. Арістов М.В. Вивчення зсувів на території Тернопільської області дистанційними методами. Матеріали регіональної наради (13-14 червня 2007 р.) / М.В. Арістов, О.В. Тимченко – Тернопіль, 2007. – С. 14-19.
4. Волошин І.М. Ландшафтно-екологічні основи моніторингу / І.М. Волошин. – Львів: Простір, 1998. – 356 с.
5. Гуцуляк В.М. Ландшафтна екологія. Геохімічний аспект / В.М. Гуцуляк. – Чернівці: Рута, 2001. – 272 с.
6. Екологічна безпека збалансованого ресурсокористування в Карпатському регіоні [Адаменко О.М., Адаменко Я.О., Архипова Л.М. та ін.] – Івано-Франківськ : Симфонія форте, 2013. – 368 с.
7. Екологічна безпека територій [Адаменко О.М., Адаменко Я.О., Архипова Л.М. та ін.] – Івано-Франківськ : Супрун В. П., 2014. – 444 с.
8. Заставецька О.В. Географічна, туристична та екологічна навчальні практики у Дністровському каньйоні / О.В. Заставецька, Д.О. Зорін, В.М. Триснюк. – Тернопіль : Тернограф, 2010. – 200 с.
9. Зорін Д.О. Дністровський каньйон. Еколого-туристичний нарис / Д.О. Зорін. – Тернопіль : Новий колір, 2007. – 48 с.
10. Комп'ютеризовані системи екологічної безпеки [Адаменко О.М., Адаменко Я.О., Міщенко Л.В., Зорін Д.О.] – Івано-Франківськ : Супрун В. П., 2015. – 208 с.].
11. Маринич О.М. Фізична географія України / О.М. Маринич, П.Г. Шищенко. – К.: Знання, 2003. – 479 с.
12. Міщенко Л.В. Природно-техногенна безпека територій Західного регіону України / Л.В. Міщенко. – Івано-Франківськ : Супрун В.П., 2014. – 452 с.

13. Чайковський М.П. Дністровський каньйон / М.П. Чайковський. – Львів: Каменяр, 1981. – 76 с.
14. Bogutsky A., Lanczont M., Wojtanowicz J. Valne of the Zahwizdia profile for stratigraphy and paleogeography of the eo- and mezopleistocene of central Europe // Україна та глобальні процеси: географічний вимір, Т. 2. – Луцьк : Вежа, 2000. – С. 184-185.
15. Czyzewski J. Z historij doliny Dniestru // Pr. Geogr. – 1928. – z. 10. – Lwow Warszawa. – S. 33-62.
16. Gajewski W. Szczatki flory pierwotnej w jarze Dniestru. Ochrona Przyrody, r.II, Krakow, 1931. – S. 10-39.
17. Holowkiewich E. Las na Podolu. Sylwan, Lwow, 1890. – 116 s.

Стаття надійшла до редакції 04.07.2022 і прийнята до друку після рецензування 16.09.2022

REFERENCES

1. Adamenko, O.M. (2014). Konstruktivnaja jekologija. Saarbrucken, Deutschland: Lambert.
2. Adamenko, O.M., & Zorin, D.O. (2015). Metodolohiya ta orhanizatsiya naukovykh doslidzhen' dlya vyrishennya hlobal'nykh i rehional'nykh ekolohichnykh problem i staloho rozvytku terytorij. *Ekologichna bezpeka ta zbalansovane resursokorystuvannya*, 2(12), 5-43.
3. Aristov, M.V., & Tymchenko, O.V. (2007). Vyvchennya zsuviv na terytoriji Ternopil's'koyi oblasti dystantsiynymy metodamy. Materialy rehional'noyi narady. Ternopil'.
4. Voloshyn, I.M. (1998). Landshaftno-ekologichni osnovy monitoryngu. L`viv: Prostir.
5. Guzylyak, V.M. (2001). Landshaftna ekologiya. Heokhimichni aspekt. Chernivci: Ruta.
6. Adamenko, O.M., Adamenko, Ya.O., Arxypova, L.M. et al. (2013). Ekologichna bezpeka zbalansovanogo resursokorystuvannya v Karpats`komu regioni. Ivano-Frankivs`k: Symfoniya forte [in Ukrainian].
7. Adamenko, O.M., Adamenko, Ya.O., Arxypova, L.M. et al. (2014). Ekologichna bezpeka terytorij. Ivano-Frankivs`k: Suprun V. P. [in Ukrainian].
8. Zastavetska, O.V., Zorin, D.O., & Trysnyuk, V.M. (2010). Geografichna, turystychna ta ekologichna navchal`ni praktyky u Dnistrovs`komu kan`joni. Ternopil': Ternograf [in Ukrainian].
9. Zorin, D.O. (2007). Dnistrovs`ky`j kan`jon. Ekologo-turystychnyj narys. Ternopil': Novyj kolir [in Ukrainian].
10. Adamenko, O.M., Adamenko, Ya.O., Mishhenko, L.V., & Zorin, D.O. (2015). Komp`yuteryzovani systemy ekolohichnoyi bezpeky. Ivano-Frankivs`k: Suprun V. P. [in Ukrainian].
11. Marynych, O.M., & Shyshhenko, P.G. (2003). Fizychna geografiya Ukrayiny. Kyiv: Znannya.
12. Mishhenko, L.V. (2014). Pryrodno-texnogenna bezpeka terytorij Zaxidnogo regionu Ukrayiny. Ivano-Frankivs`k: Suprun V. P. [in Ukrainian].
13. Chajkovskij, M.P. (1981). Dnistrovs`ky`j kan`jon. L`viv: Kamenyar [in Ukrainian].
14. Bogutsky, A., Lanczont, M., & Wojtanowicz, J. (2000). Valne of the Zahwizdia profile for stratigraphy and paleogeography of the eo- and mezopleistocene of central Europe. Lutsk: Vezha.
15. Czyzewski, J. (1928). Z historij doliny Dniestru. In *Pr. Geogr.*, (pp. 33-62). Lwow Warszawa.
16. Gajewski, W. (1931). Szczatki flory pierwotnej w jarze Dniestru. In *Ochrona Przyrody*, (r.II, pp. 10-39). Krakow.
17. Holowkiewich, E. (1890). Las na Podolu. Sylwan, Lwow.

The article was received 04.07.2022 and was accepted after revision 16.09.2022

Зорін Денис Олексійович

кандидат геологічних наук, доцент кафедри екології Івано-Франківського національного технічного університету нафти і газу

Адреса робоча: 76019 Україна, м. Івано-Франківськ, вул. Карпатська, 15

ORCID ID: 0000-0002-3519-8171 **e-mail:** denzor@gmail.com

© Авторські і суміжні права належать авторам окремих публікацій, Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, Київському національному університету будівництва і архітектури.

Copying © authors of publications, Institute of Telecommunications and Global Information Space of NAS of Ukraine, Kyiv National University of Construction and Architecture. All rights reserved.

ДО УВАГИ АВТОРІВ ЗБІРНИКА

Зміст матеріалів, що направляються до редакції, повинен відповідати профілю та науково-технічному рівню збірника.

Кожна наукова стаття повинна мати вступ, розділи основної частини та висновки, а також анотацію і ключові слова (не менше п'яти) двома мовами (українською та англійською).

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD for WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 11, одинарний інтервал, полями 2,0 см з кожного боку, заданим розміром сторінок 17x26 см.

Усі формули мають бути набрані в редакторі MathType.

Ілюстрації повинні обов'язково нумеруватися, мати книжкову орієнтацію і не можуть перевищувати за розміром задану сторінку (параметри сторінки 17x26 см з полями 2,0 см). Перелік літературних джерел перекладається англійською мовою (або транслітерується в романському алфавіті) і подається відповідно до міжнародного стандарту оформлення наукових публікацій **APA (American Psychological Association) style** загальним списком у кінці статті за чергою посилань у тексті.

Наприкінці статті наводиться коротка довідка про авторів, де вказуються прізвище, повне ім'я та по батькові авторів, науковий ступінь, вчене звання, посада, назва підрозділу (кафедри) та організації, особисті дані кожного з авторів (адреса, місто, країна, контактний телефон, e-mail), ORCID ID.

Обов'язково слід надати електронну версію статті в редакторі Microsoft Word.

Усі представлені в редакцію рукописи проходять ретельне багатоланкове рецензування відповідними фахівцями за профілем статті. Якщо сумарна оцінка рецензентів менша за встановлений поріг, рукописи відхиляються.

Зміст статті та якість написання або перекладу (українською або англійською мовами) переглядаються коректорами збірника, проте відповідальність за зміст та якість статті несуть автори матеріалу. До статті можуть бути внесені зміни редакційного характеру без згоди автора.

Розділ збірника, до якого буде віднесена стаття, визначається редакцією, узгоджується – головним редактором або його заступником. Остаточний висновок щодо публікації матеріалів схвалює редакційна колегія збірника.

Електронна версія збірника, правила оформлення та вимоги до статей містяться в Інтернеті на сайті <http://www.es-journal.in.ua>, який систематично оновлюється.

Збірник наукових праць також представлений на сайті Національної бібліотеки України ім. В.І. Вернадського, на сайті Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України <http://itgip.org/> у розділі «Видавнича діяльність» та на сайті бібліотеки Київського національного університету будівництва і архітектури <http://library.knuba.edu.ua/node/883>.

Редактор – В.П. Берчун

Надруковано в ТОВ «Видавництво «Юстон»
01034, м. Київ, вул. О. Гончара, 36а.
Тел.: (044) 360-22-66
www.yuston.com.ua

**Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до державного реєстру
видавців, виготовлювачів і розповсюджувачів видавничої продукції
серія дк № 497 від 09.09.2015 р.**

Підписано і здано до друку 21.11.2022. Формат 70x108/16. Папір офсетний.
Офсетний друк. Умовн. друк. арк. 10.5
Обл.-вид. арк. 7.58
Замовлення № _____

КИЇВ 2022