ISSN 2306-9716

МІНІСТЕРСТВО ЕКОЛОГІЇ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА УПРАВЛІННЯ

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2(25)

КИЇВ – 2019

УДК 502+504

Друкується за рішенням Вченої Ради Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління (№ 4-19 від 27.05.2019 р.)
Свідоцтво про державну реєстрацію КВ № 15768-4240Р від 26.10.2009 р.

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор О.І. Бондар. – К. : ДЕА, 2019. – № 2(25). – 234 с.

Головний редактор:
Бондар О.І., член-кореспондент НААНУ, д.б.н., проф.
Заступник головного редактора:
Нагорнева Н.А.
Науковий редактор:
Машков О.А., д.т.н., проф.
Відповідальний редактор:
Сікачина В.Г.
Відповідальний секретар:
Жук Ю.І.

Редакційна колегія:
Аверін Г.В., д.т.н.; Азаров С.І., д.т.н.;
Азасков В.М., д.т.н.; Антонов А.В., д.т.н.;
Барабаш О.В., д.т.н.; Белецкий В.М., д.т.н. (Республіка Польща); Білявський Г.О., д.г.-м.н.;
Богдасаров М.А., д.г-м.н. (Республіка Білорусь);
Бондаренко О.А., д.б.н.; Ващенко В.М., д.ф.-м.н.;
Гавриленко В.В., д.т.н.; Гандзюра В.П., д.б.н.;
Глушков О.В., д.ф.-м.н.;
Захматов В.Д., д.т.н.; Зубова Л.Г., д.т.н.;
Ільїн В.М., д.б.н.;
Ільїн О.Ю., д.т.н.; Іващенко Т.Г., к.т.н.;
Козелков С.В., д.т.н.; Коростіль Ю.С. (Республіка Польща), д.т.н.;
Коніщук В.В., д.б.н.;
Костишин С.С., д.б.н.; Кравченко Ю.В., д.т.н.;
Крайнов І.П., д.т.н.; Кутлахмедов Ю.О., д.б.н.;
Лапшин Ю.С., д.т.н.; Мальований М.С., д.т.н.;
Машков В.А. (Чеська Республіка), д.т.н.;
Машков О.А., д.т.н.; Мокін В.Б., д.т.н.;
Неділько С.М., д.т.н.; Пашков Д.П., д.т.н.;
Пекло А.М., к.б.н.; Петриашвили Г., д.т.н. (Республіка Польща);
Петрук В.Г., д.т.н.; Риженко Н.О., д.б.н.; Рудько Г.І., д.т.н., д.г.-м.н., д.г.н.; Соколов Ю.М., д.т.н.;
Тимошенко М.М., к.т.н.; Трофимчук О.М., д.т.н.;
Тупкало В.М., д.т.н.; Фінін Г.С., д.ф.-м.н.;
Христо Атанасов Крагунов (Республіка Болгарія), PhD, професор;
Улицький О.А., д.т.н.;
Чумаченко С.М., д.т.н.; Шматков Г.Г., д.б.н.;
Prof.Dr. Clemens Walther (Німеччина);
Prof.Dr. Jan-Willem Vahlbruch (Німеччина);
Prof.Dr. Stefan Bister (Німеччина).

Науково-практичний журнал «Екологічні науки» входить до переліку наукових фахових видань із двох галузей наук: Біологічні науки (Наказ Міносвіти України № 153 від 14.02.2014), Технічні науки (Наказ Міносвіти № 642 від 16.05.2014).

Журнал публікує (після рецензування та редагування) статті, які містять нові теоретичні та практичні здобутки в галузі екологічних наук.

© Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, 2019

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО.....5

Bondar A., Zahmatov V., Sherback N. Fire Engineering pulse modeling vortexes and squalls to ensure environmental safety in emergency situations.....5

Гомеля М.Д., Степова О.В. Оцінка рівня техногенно-екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів.....12

Тверда О.Я., Репін М.В., Ткачук К.К., Радецька О.Й. Удосконалення науково-методичних підходів до вибору вибухової речовини під час підривних робіт на гірничопромислових комплексах із виробництва щебеню.....16

Шестопалов О.В., Гетта О.С., Рикусова Н.І. Сучасні методи очищення стічних вод харчової промисловості.....20

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ.....28

Машков О.А., Фролов В.Ф., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. Системне застосування методів дистанційного моніторингу екологічного та технічного стану водних техноекосистем.....28

Риженко Н.О., Шимончук П.П. Екологічний моніторинг вмісту ^{137}CS у плодах чорниці звичайної та плодових тілах деяких видів грибів лісових екосистем природного заповідника «Древлянський».....40

Шелудченко Л.С., Комарніцький С.П., Замойський С.М., Теренов Д.Б. Екологічне оцінювання обсягів викидів диспергованої сажі потоками автотранспортних засобів.....47

Бутенко Э.О. Экологический мониторинг загрязнений газообразного нафталина и разработка технических решений по его удалению.....51

Шевченко Р.Ю. Мобільна геоінформаційна система екологічного моніторингу міста Києва як науково-методологічна модель запобігання ризикам антропогенного впливу.....55

ЗМІНА КЛІМАТУ.....64

Лукіша В.В. Проблеми полезахисних лісосмуг в агроландшафтах України в контексті змін клімату.....64

Трач І.А., Ільченко І.М., Катков М.В., Петрук В.Г. Вплив кліматичних змін на чисельність зайця-русака в Харківській області.....69

ЕКОЛОГІЯ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ ТА ГРУНТІВ.....72

Адамчук В.В., Литвинюк Л.К., Бойко А.Л., Дем'янюк О.С., Моргунов Е.І., Кураєва І.В., Войтюк Ю.Ю. До проблеми органічного землеробства.....72

Кривицька І.А. Вплив підприємства машинобудівельного профілю на екологічний стан ґрунтового покриву суміжних територій.....89

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....94

Романюк О.І., Шевчик Л.З., Жак Т.В., Боруцька Ю.З., Сахнюк І.І., Ощаповський І.В., Жак О.В. Закономірності забруднення природних вод фенолами в районах нафтовидобутку.....94

Shevchuk T., Zavoloka G. Localization of biogumus and mineral compounds in drugs of different species.....99

Маслов И.З., Данилян А.Г., Тирон-Воробьёва Н.Б., Романовская О.Р., Бабак А.А. Установка для очистки балластных вод.....104

БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА.....109

Savchenko L., Savchenko V. Researching the impact of optical radiation and illumination for production personnel.....109

ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В ГАЛУЗІ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ.....113

Bondar A.I, Mashkov O.A., Zhukaskas S.V., Nygorodova S.A. Ecological threats, risks and environmental terrorism: system definition.....113

Гупало Ю.Ю. Алгоритм системи контролю насосного обладнання для поліпшення екологічного фону регіону.....123

Луньова О.В. Методика вибору природоохоронних технологій
за інтегральним показником екологічного впливу……126
Крисінська Д.О., Клименко Л.П. Зміна структури споживання питної води
як основа вирішення проблеми екологічної безпеки питного водопостачання……133

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ……138
Радченко В.Г., Бурда Р.І., Пашкевич Н.А., Конякін С.М., Крахмальний О.Ф., Гапонова Л.П., Матяшук Р.К., Шупова Т.В., Дубровський Ю.В. Парк-пам'ятка садово-паркового
мистецтва Феофанія – осередок біотичного різноманіття урбаноекосистеми Києва……138

ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ……147
Іванець О.Р. *Filinia* в спектрі раціону *Asplanchna* (*Rotifera: Monogononta*)
рівнинних гідроекосистем заходу України……147
Різничук Н.І., Миленька М.М. Віталітетна структура ценопопуляцій видів роду
Polygonatum Mill. у Передкарпатті……152
Галаган О.К., Михалюк І.М., Лавренюк Ю.В. Настінна група рудералів міста Кременця……157
Алпатова О.М., Уваєва О.І., Бордюг Н.С. Черепашкові амеби (Testacealobosia; Silicofilosea)
сфагнових біотопів Поліського природного заповідника……162
Василенко О.М., Онищук І.П. Вплив іонів важких металів на величину середньодобового раціону
Lymnaea gueretiniana (Mollusca: Pulmonata)……165
Грицак Л.Р., Дробик Н.М. Розробка технології збереження високогірних видів роду *Gentiana* L.
із використанням стратегії «Quasi» *in situ* та методів біотехнології……169
Похиленко А.П., Дідур О.О., Кульбачко Ю.Л., Федоров П.Р. Акумуляція цинку представниками
сапрофагів (Diplopoda, Julidae, Rossiulus kessleri) в умовах хімічного навантаження……177
Подан І.І., Джура Н.М. Вплив нафтового забруднення і гуматів на ріст рослин міскантусу……182

ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ……187
Мартинюк А.С., Пастух Г.С. Актуальні напрями утилізації відходів цукрового виробництва……187
Петрук Р.В. Обґрунтування моделей техногенно-антропогенних ризиків і методології управління
під час транспортування пестицидів та інших небезпечних відходів……191
Самойленко Н.М., Баранова А.О., Єрмакович І.А. Підготовка фармацевтичних відходів
зі скла до утилізації у виробництві керамічної плитки……199
Хрутьба В.О., Коцюба І.Г. Методологія екологічного краудсорсингу у сфері поводження з відходами……203

СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО……206
Шеін О.В. Забруднення водойм та недієвість системи державного екологічного контролю:
основні причини зменшення водного біорізноманіття……206
Шевченко Р.Ю., Шевченко З.М. Історія еколого-краєзнавчих досліджень
у місті Києві з найдавніших часів до сьогодення……211
Кабанюк О.М. Застосування процесного підходу до розроблення
системи екологічного управління енергетичними підприємствами……219
Яненко Ю.Г. Оцінка впливу на довкілля в умовах інтеграції до європейського екологічного простору……224

ЮВІЛЕЇ……227

БІБЛІОГРАФІЯ……230

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ……231

UDC 614.84
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-1

FIRE ENGINEERING PULSE MODELING VORTEXES AND SQUALLS TO ENSURE ENVIRONMENTAL SAFETY IN EMERGENCY SITUATIONS

Bondar A.[1], Zahmatov V.[1], Sherback N.[2]
[1] State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management
Metropolitan Vasyl Lipkivsky str., 35, bldg. 2, 03035, Kyiv
dei2005@ukr.net, zet.pulse@gmail.com
[2] "GuiproGrahdanStroy"
Gogolivska str., 22-24, 01054, Kyiv
vksys.nikolay@gmail.com

Public disorders in Ukraine (2013–2014), France, Venezuela, Greece, the USA are accompanied by numerous arsons of homes, dozens of cars, emissions of toxic substances, the use of toxic incendiary compounds. This led to great material damage, numerous poisonings, and the creation of long-lived toxic zones. One of the main reasons is the absence of fire and rescue equipment capable of safely, effectively and on a large scale extinguishing burning people and burning houses, shops, vehicles with incendiary bottles, quickly precipitating carcinogenic smoke from burning tires and extinguishing them. Describes a fast and effective way of possible counteraction to fire, toxic and environmental threats, by modeling natural phenomena – water squalls, sandy – dust vortices, safe for people – tested at landfills. Implemented flexibly controlled formation of squalls, eddies in specified areas and in buildings. Models of squalls, vortices exist for a specified time and with the required intensity, accurately dosed, controlled over the entire area of impact. It is proposed to interested organizations and firms to consider the issue of appropriate revision of a new type of fire equipment and testing to determine the possibility of using it as a new type of multi-protection technology. *Key words*: mass disorder, incendiary bottles, arson, fire extinguishers, multilateral modules on the chassis, tank, armored personnel carrier, jeep, fire extinguishing compositions, powder, liquid, gel; natural soil, sand, mud, water.

Пожежна техніка імпульсного моделювання вихорів і шквалів для забезпечення екологічної безпеки під час надзвичайних ситуацій. Бондар О.І., Захматов В.Д., Щербак М.В. Масові протести в Україні (2013–2014), Франції, Венесуелі, Греції, США супроводжуються численними підпалами будинків, десятків машин, викидами токсичних речовин, застосуванням токсичних запальних складів. Це призвело до великого матеріального збитку, численних отруєнь, створіння довготриваючих токсичних зон. Одна з головних причин – відсутність пожежно-рятувальної техніки, здатної безпечно, ефективно і масштабно гасити палаючих людей і підпали магазинів, автотранспорту, будинків, що зроблені запальними пляшками, швидко осадити канцерогенний дим від палаючих покришок і згасити їх. Описується швидкий та ефективний шлях можливої протидії пожежним, токсичним і екологічним загрозам за допомогою моделювання природних явищ – водяних шквалів, піщано-пилових вихорів, безпечних для людей, що перевірено на полігонах. Реалізується гнучко кероване формування шквалів, вихорів на заданих територіях і в будівлях. Моделі шквалів, вихорів існують протягом заданого часу, з необхідною інтенсивністю точно дозуються, є контрольованими на всій площі впливу. Зацікавленим організаціям і фірмам пропонується розглянути питання відповідного доопрацювання нового виду пожежної техніки та проведення випробувань для визначення можливості використання її як нового виду техніки багатопланового захисту. *Ключові слова*: масовий безлад, запальні пляшки, підпали, вогнегасники, багатостовбурні модулі на шасі, танк, бронетранспортер, джип, вогнегасні суміші: порошок, рідина, гель; природні: ґрунт, пісок, бруд, вода.

Пожарная техника импульсного моделирования вихрей и шквалов для обеспечения экологической безопасности при чрезвычайных ситуациях. Бондарь А.И., Захматов В.Д., Щербак Н.В. Массовые протесты в Украине (2013–2014), Франции, Венесуэле, Греции, США сопровождаются многочисленными поджогами домов, десятков машин, выбросами токсичных веществ, применением токсичных зажигательных составов. Это привело к большому материальному ущербу, многочисленным отравлениям, созданию долгоживущих токсичных зон. Одна из главных причин этого – отсутствие пожарно-спасательной техники, способной безопасно, эффективно и масштабно тушить горящих людей и поджоги домов, магазинов, автотранспорта, сделанные бутылками с зажигательными смесями, быстро осадить канцерогенный дым от горящих покрышек и потушить их. Описывается быстрый и эффективный путь возможного противодействия пожарным, токсичным и экологическим угрозам путём моделирования природных явлений – водяных шквалов, песчано-пылевых вихрей, безопасных для людей, что проверено на полигонах. Реализуется гибко управляемое формирование шквалов, вихрей на заданных территориях

и в зданиях. Модели шквалов, вихрей существуют в течение заданного времени с требуемой интенсивностью, точно дозируемой и контролируемой на всей площади воздействия. Заинтересованным организациям и фирмам предлагается рассмотреть вопрос соответствующей доработки нового вида пожарной техники и проведения испытаний для определения возможности использования её как нового вида техники многоплановой защиты. *Ключевые слова:* массовый беспорядок, бутылки с зажигательной смесью, поджоги, огнетушители, многоствольные модули на шасси, танк, бронетранспортёр, джип, огнетушащие составы: порошок, жидкость, гель; природные: грунт, песок, грязь, вода.

The real clashes of the opposing sides in the zones of mass riots, operations to neutralize terrorist groups, military conflicts – are inevitably accompanied by large-scale, environmentally dangerous, toxic consequences: burns for tens of seconds 2, especially 3 degrees, the constant wild pain from which even strong painkillers do not drown out, store burns Houses;

2 – in zones of mass unrest control over emergency hazardous objects is lost – 2.1. burning houses, without timely access of firefighters, in which sudden emissions of household gases from gas pipelines destroyed by the flames with the formation of burning gas jets and inevitably exploding are possible, which greatly increases the destruction in burning houses and underground highways; toxic gases from industrial refrigerators, pools; power outages leading to accidents, etc. [1; 2; 3].

Examples of exporting "color revolutions" show the urgent need for a new generation of fire extinguishing equipment, prevention of volumetric explosions, localization of radioactive emissions, deposition and neutralization of toxic gases, NSO vapors. It is desirable that this technique was universal and not difficult to assemble and manage a squad of various fire and rescue vehicles with numerous managers and service personnel working in deadly conditions. A new technique must be well protected, at least from small arms, and quickly, effectively, without long preparation, localize and stop fires and other above-mentioned emergencies in the context of aggressively opposing sides, active radical groups, many residents and passive demonstrators, observers, onlookers. We can formulate the basic requirements for a new technique: 1 – effective, large-scale, immediate halt of the active development of emergency situations in a given area of a dangerous zone of confrontation, 2 – spraying of non-toxic fire extinguishing and protective compounds that simulate, in the required ranges of scale and power, natural squalls, whirlwinds; 3 – large-scale spraying of standard, non-toxic compositions and natural inert materials is carried out only within seconds by pulsed powerful, long-range vortices with a rapidly expanding front, ensuring the magnitude of the impact and, as a consequence, the speed of quenching and protection operations [2; 3; 6].

The first type of control of riots and liquidation of their consequences was fire equipment, water jets, cooling political passions and the aggressiveness of the crowd, using mostly cobblestones. Currently, dozens of samples of special water cannons on armored chassis have been developed to control riots. However, firefighters with their equipment in the US, Europe are actively involved in the control of riots primarily to eliminate arson. For example, in the United States, the construction of the "pig" type is used to clean the street from the crowd of insurgents, the first row in the center of 1–2 of the National Guard under armored personnel carrier with heavy machine guns, armored vehicles with water cannons to the right and left, and cars and buses with police and national guard in the second row, in the third row, fire trucks to extinguish arsons and fires on the route of the detachment, as well as to quickly extinguish burning police officers from incendiary bottles [10; 11].

Traditional fire equipment is unsuitable for eliminating the effects of attacks and outrages of radicals – extinguishing burning policemen, burning houses, shops, leaks and emissions of toxic substances, including the deposition of toxic and thick clouds of smoke, before they cover crowds of people who do not have time to escape due to crowding on the limited space of squares and streets.

Pulsed spraying volleys Multiple Modules (IMU) many times exceed in range, scale, flow rate and, as a result of speed and uniformity of impact, the most powerful traditional aerodrome fire engines. A high degree of superiority in these parameters results in a new quality of extinguishing and protection. For example, the most important circumstance in extinguishing and protecting in human settlements is the effective use of non-toxic fire extinguishing agents, natural water, sand, dust; extinguishing arsons, including terrorist ones, using combat, incendiary compositions and fires of all classes, including developed ones; production of instantaneous heat and light protective curtains, prevention of volumetric explosions, localization of oil and oil products bottling, sedimentation and neutralization of large, toxic clouds and smoke. A salvo spray will provide flexible control of the scale, configuration, speed, and width of the front of pulsed Vortices and Squalls [11].

Very important is the possibility of effective spraying of gels and sand, which are practically not sprayed by pneumatic and hydraulic equipment. These compounds have no alternative for extinguishing chemical materials that are not compatible with water, burning wood, metals, etc. The compositions destroy the surface burning zone and effectively cool its fragments. About 90% of a viscous composition is used to cool the extinguished combustible surface, while water is used effectively by no more than 30% due to the rebound of water droplets larger than 100 microns from the surface of the heated material and from the burning zone, draining water films from the cooled surfaces. Sprayed viscous, gel-like paints are very relevant for controlling riots, but there is no technology for large-scale spray paints over a large

area. This could solve the problem of search and arrest of radicals outside the demonstration zone. Massive coloring of radicals and demonstrators, especially quickly in large areas, will almost guarantee the decline of militant mood and the voluntary withdrawal of the overwhelming majority of demonstrators, or at least suppress radical actions, turning an aggressive demonstration into a peaceful one.

Changing the number and relative position of the shafts flexibly adjusts the dynamic parameters of the Squall (Vortex) front parameters – area, shape, depth, concentration of the sprayed agent, speed, angle of the front meeting with the hot, charred zone. As a result, flexible control of the power and type of functional effect by extinguishing, protective, localizing, irritating effects is achieved, along with changing the type of sprayed agent.

When protecting critical objects from fire, explosion, toxic clouds or sabotage radicals, terrorists and saboteurs – machines with MM should come to the position or stand constantly on it, as elements of an automatic system charged and ready for immediate action without any additional preparation. This will allow the most quickly extinguish the ignition, fire, prevent an explosion, localize the blast wave, stop the terrorists on the perimeter of the object with a series of powerful squalls, whirlwinds. Only MM can be effective for extinguishing multiple arson in a large area, a wide street from the mass throwing of plastic, incendiary bottles by hand, cans, from catapults and pneumatic mortars. MM can quickly and repeatedly create a series of squalls of a soft shock, gas-and-drop wave, outwardly similar to a tsunami, of a frightening appearance and rapidly spreading. There is a choice or people will burn, getting serious burns disfiguring them – or they will be immediately saved from burns, but at the same time they will be hurt to a certain degree, but not injured by their savior – a squall. From one type of Squall, even from a safe distance, most of the demonstrators will run back. A wave of squall will also put out all the burns. At the same time, there is an obvious need to find a compromise between two opposite positions: 1-A fire extinguisher squall should immediately cover a large area with the effect of continuous extinguishing, therefore it must be high-speed, large-sized, powerful, possessing large kinetic energy, a shock effect and creating an internal multi-vortex structure – torque dumping people; 2 – the above-mentioned types of human impact on large-scale quenching or protection should be minimized, in particular, first of all: impact and vortex torque.

A special case – people in burning clothes – undoubtedly the most important thing is the speed of extinguishing – bringing down the Flame. It is better to endure the direct impact of a powerful Squall (Whirlwind) even at close range in people without causing severe injuries or injuries than to delay at least a few seconds to knock the flames down and thereby expose evacuees to serious burns. Fast extinguishing can be performed by a local flurry of a manual anti-extinguisher for one person or a compact group of 2–3 people or a large Squall, providing a fairly powerful extinguishing effect in an area of up to 1000 sq. M which may contain several people. For a standard salvo, for example, from 10 trunks, if there is time, a position should be selected from which the impact of the flow cannot lead to concussions with concussions of the brain.

So far, no computational methods and mathematical models have been created that correctly reflect the most complex, multiphase process of the formation and propagation of a pulsed, gas-dispersed flow. This is due to the insufficient degree of study of this non-stationary complex process, interfacial interaction, in particular, the absence of heat exchange, mass transfer, acceleration coefficients. Without these coefficients, it is impossible to make a calculation of the propagation distance of a pulsed gas-dispersed flow, at least close to real conditions, in particular for our task to calculate the parameters of the flow front, velocity, density, area, depth to estimate the dynamic effect of the flow on a person. If it is impossible to carry out a correct calculation even for a simplified case of movement of a segment of a laminar, pulsed gas-dispersed jet, with variable density and pressure along the length of this segment, then it is all the more impossible to calculate the current parameters of a pulsed, vortex, gas-dispersed flow. Only the experimental path remains scientifically correct.

In order to study the nature of the gas-droplet squall (gas-dust vortex) on people, experiments were conducted at the sites. The spraying was carried out from the fire, armored, tracked Impulse-3 vehicle – the chassis of the T-62 tank with a 50-barreled turret module, barrels with a caliber of 200 mm, length of 1600 mm (8 calibers). 25 kg of powder or 10–15 liters of water are loaded into the barrel bore. In total, in the Pug trunks = 1.225 kg or 500–750 liters of water. The module is universal, effectively sprays powders, liquids, water, foam solutions, gelatins, sand, soil, dust, snow. In the experiments were used:

– fire extinguishing powder of the “Pirant-M” brand with dispersion from 20 to 70 microns, density of 1.2 g/cm³;

– fire extinguishing powder with inclusions of fine crushed stone with dispersity from 3 to 5 micron, density of 1.8 g/cm³; the purpose of the introduction of fine crushed stone into powder is to simulate the inclusions of crushed powder, which do not collapse when exposed to a blast wave, fly a considerable distance, like stones, and can injure evacuees; – river sand of dispersion of 0.1 mm, density of 1.4 g/cm³; – tap water.

The Vortex front extended to 120–140 m (Fig. 1c), the front lost a critical density on a segment of the trajectory further 90 m, the jets of oncoming air penetrated into the front. which led to its explosive expansion and, accordingly, inhibition with intense destruction. As a result, the Whirlwind transformed into a cloud, dissipated under the influence of the wind over a period of 3 to 10 min (Fig. 1d), depending on the strength of the

wind. When moving along the trajectory, the vortex had a drop-like shape with a pronounced frontal thickening – PV, close in shape to a hemisphere, convex toward the direction of propagation. The PV slid along the road surface – close to the surface – the stream, as if coming off from the cuts of the trunks, pressed against the ground and then flattened out along it (Fig. 1c). The width of the EF increased more than the height, which varies little with respect to the ground from 3 m (the height level of the upper row of MM trunks) to 4–5 m. But in the horizontal plane, when spraying in open space without obstacles, the EF cross section expands to 15–17 m, like a drop of water on a smooth, specular surface or a storm wave.

Behavior of people under the impact of the front of the Whirlwind (Squall) in the zone of the flow is the same – to fall to the ground, curl up into a lump, closing his eyes, mouth, nose – with his hands and clothes. The behavior of people while they are practically not controlled by them because of the powerful short-term, complex effects of PV, combining a number of damaging and irritating factors:

– shock effects of HF, dumping people without causing them wounds or injuries;

– the blows of conglomerates of compressed powder or cardboard fragments of a container that collapsed in the trunk, these blows caused bruises of varying severity, injured exposed skin;

– vortex, twisting effect of the stream, dumping people;

– instant creation of an opaque, optically dense gas-dispersed medium consisting of suspended particles of fine fire extinguishing powder, chemically active when interacting with water – wet surfaces and therefore irritating to the respiratory system, smell, sight. High-speed, penetrating the deposition of powder particles on the wet surface of the eyeballs, oral cavities, nose greatly enhances the irritant effect.

The participation of physicians in the tests allowed to establish that the behavior of people caught in the zone of impact of the Whirlwind is characterized by the following features:

– loss of balance up to the fall due to the effect of surprise in combination with a powerful but relatively soft, not damaging blow of PV, comparable to the blow of a squall at sea, a storm wind or a storm wave with a wave of 2–3 points at the time of roll-up on the sloping shore, beach;

– instant loss of visibility, orientation due to the fact that a person suddenly finds himself in an opaque – optically dense medium, simultaneously losing balance and orientation due to the strong shock of the HF;

– strong irritating effect on the organs of vision and respiration – burning in the eyes, mouth, nasal cavity, ears tightly clogged with powder and dust – as a result, vision does not work, breathing is difficult, smell.

– a person in the impact zone involuntarily, falls or falls to the ground, compressed into a lump, covering the organs of sight, breath, smell by the sleeves.

The front of the stream spreads quickly, so the above-mentioned forms of influence occur completely unexpectedly, even for trained people who are waiting for this impact and have been warned in advance about it. The sensations of the author standing in the center of the first row of participants in a group of volunteers are the first sound from a spray shot, close in volume to the sound of a gun shot with a caliber of 37 or 45 mm. Immediately after the shot, a powerful whirlwind hits the test subject – dumping, twisting, knocking down. At the same time, the visibility disappears, and the eyes, ears, nose, and mouth become clogged with fine powder, dust, and powder smoke, irritating the mucous membranes.

An ordinary demonstrator and even a specially trained radical have a strong, complex effect: – loss of orientation, balance, self-control and the ability to actively act. Before the experiment, volunteers put on

1 *2*

Fig. 1. Quenching local class B foci at a distance of up to 110 m by salvo spraying 200 kg of powder from 10 barrels, extinguishing a class B hearth of 200 m^2 from a distance of 60 m (Cherkasy)

tight goggles, respirators, and overalls with hoods, reliably protecting them from irritating effects. At the same time remained: invisibility, shock from the blow, loss of balance, orientation, lack of control of behavior and activity. After passing through the Whirlwind front, the volunteers found themselves inside a dense, opaque cloud. Therefore, at the second stage, it is advisable to use Squall – a gas-droplet impulse ejection, effectively a squall front (FSH), precipitating a powder cloud and cooling burning surface, for example, police and civilian clothes, possible sources of re-ignition – charred surfaces of leather, thick clothing that effectively prevent ignition and reduce the degree of burn people.

If it is not possible to fall to the ground, the road, the floor of the room, then you must turn your back on the SHF, as if protected from a dusty whirlwind, a gust of wind saturated with dust. It is advisable to create the first Whirlwind with a volley from MM from a distance of more than 60m from the crowd of demonstrators in order to reduce the impact force of the Whirlwind front (see Figure 1a). In this case, it is advisable to place the MM around the fire in positions so that the shock Front would have less impact directly on the people being evacuated and the vortex trajectory would pass along the tangent and evacuation routes.

After cutting off evacuees from the flame, one pulsed machine with a MM should continue to guard the evacuation routes, and the rest should extinguish the burning area. Evacuees and rescuers must quickly get up and run through the passage formed by the FSH in the wall of the flame, until re-ignition occurs, restoring the wall of fire. This is prevented by shock from the impact of the Front, severe irritation of powder particles on the eyes, mouth, nose, lack of visibility. To eliminate these effects, the MM-machine from a distance of more than 30 m gives a volley of water, creating a squall of water mist precipitating a gas-powder cloud. A squall compared to a gas-powder Swirl has a less dense front, there are no compressed powder conglomerates, which can traumatize its impact, the dynamic effect is much softer, weaker, there is a push effect comparable to a brief shower-squall. Squall front for 2–3 seconds will precipitate the powder cloud and eliminate the irritating effect on the organs of sight, respiration and smell, and fine droplets will eliminate the shock. This will allow people to quickly recover and retire to a safe distance from the Flame and the heat radiation of arson, fire and an explosively burning object, such as an emergency plane, spilled aviation fuel.

A combination of bursts of powder and then finely dispersed water is most effective for extinguishing arsons, fires on streets, squares, so that powder clouds do not frighten people. The optimal tactics for using MM is first to launch a volley of powder from a long, safe distance for the MM machine, a distance with the aim of a Vortex, an effective, quick churning of the flame, and then a squall of mist water for intensive volumetric cooling and preventing re-ignition. This is the most acceptable complex effect, combining sequential whirlwind protects from flame, thermal radiation, and Squall brings psychophysiological parameters to normal in people affected by the Whirlwind, while creating an evacuation passage for them from the Fire Zone.

In terms of long-term effects, the option of using environmentally friendly substances that actively affect human organs, only in a dynamic or suspended state, for example, in the form of a high-speed gas-dispersed flow or cloud, is the least dangerous. It can be common, widespread natural materials: clean water, sand, soil, dirt, fine crushed stone, dust – natural or cement. The requirements for recovery ability – flexible adjustment of the intensity, duration, and scale of exposure – are imposed on promising designs of a wide range of technology for extinguishing and protecting:

– the implementation of multiple salvo exposure with intervals that determine the effect of maintaining the necessary scale and intensity – the power of artificial vortices;

– adjustment – the choice of a number of standard schemes for changing the number and relative position of the barrels in the salvo, which allows you to precisely adjust the range, area and intensity of the effective vortex effect;

– the use of, in addition to multilateral installations, outboard helicopter containers, containers for Dronov, allows them for the first time to be used for effective extinguishing and protection, as well as long-range hand-held sprayers;

– instant precipitation, in whole or in part, of an optically dense gas-powder cloud using a vortex of sprayed water;

– effective, large-scale spraying of viscous and sticky compounds, for which conventional hydraulic equipment is unsuitable, due to failures in operation. Suspended helicopter containers spray 50, 100, 150 or 200 kg of liquid, gelatin, powder or sand from a height of 10-30m above the target and create an intense Squall (Whirlwind) up to 5m in height in the surface layer of the atmosphere. When destroyed, the light container body does not form damaging fragments, the wave energy of the explosion products preferentially passes into the mass of the sprayed agent, there fore the shock effect from the explosive spraying at a distance of more than 80 m from the blasting epicenter is characterized only by an acoustic sound without a striking effect.

Spray from the container is safe for direct exposure to people and is most effective for salvo, square-nesting extinguishing fires, arson, localization of carcinogenic smoke from burning tires, toxic emissions, bottling and decontamination according to a given program, section by section, respectively, commands from the ground .

Container is effective for spraying gelatin with the effect of penetrating detonation spraying of its droplets on the surface, due to kinetic energy and multiple reflections, continuous application of the composition to a complex surface is realized. This will ensure fast pro-

cessing of large areas and improve the quality of impact by increasing the speed and scale of the impact.

To stop the attacks of radicals, terrorists on important objects: nuclear and thermal power plants, gas and oil, chemical, military objects, such as ammunition bases, a very effective method of using bombs is to use them as stationary spray devices located along the perimeter, protected area or hangars. To create a surprise effect, these devices can be disguised as luminaires located on the perimeter, territory or inside the object (Fig. 2). Photo 3 shows two episodes of testing Stationary, suspended spraying devices located on the perimeter of the protected object and disguised as luminaires present on the poles of this perimeter: a – sputtering stage 0.15 s after initiation, b – formed optically dense cloud on an area up to 350 m^2 after 1.5 s after initiation, covering the group of terrorists with an optically dense, highly irritating medium.

Another effective tool is a manual "bazooka", at least outwardly similar to it. This is a whole range of single-barrel, three-and four-barrel pulse dispensers in one shot 0.35; 0.5; 0; 1.5 and 2 kg of powder, liquid, water, sticky substance or soil, sand, dirt, dust, gravel. For military units, they are well acceptable, especially a mini-device – mini-extinguisher – for personal protection, right up to hand-to-hand combat and a single-barreled "bazooka-grenade launcher", spraying various compositions up to a distance of 30 m. Kalashnikov, above all on reliability, unpretentiousness in all weather conditions, including frost, mud, rain, snowfall, blizzard, dust storm, sandstorm, cheapness of mass production, simplicity of production, operation and maintenance, as well as the power of action and versatility, naturally taking into account the various tasks to be solved. A bazooka can spray special formulations, such as irritating irritants in light containers, localizing people with a viscous film of rapidly polymerizing compositions, air-extinguishing agents, and the main inexhaustible source of natural materials that work effectively with finely dispersed. This bazooka can be used for autonomous, multiple extinguishing, for the first time regardless of the supply of fire extinguishing compositions, which gives a new

Подвесная бомба для крана, вертолета. Площадь воздействия до 300 кв. м., еффективна для освобождения заложников и локализации террористов, на улицах, площадях, в отдельном доме, квартале, в лесу, на поляне, для остановки автомобиля, автобуса, грузовика на дороге.

Suspend bomb for crane, helicopter. Influence square up to 300 sq. m. It's effective for localization of terrorist, freedom of hostages at single building, stop the pasage at street, from square, stop the group, car, bas, lorry on the roaud.

a

Длительность вихревого воздействия до 5 сек, непрозрачного слабораздражающего облака до 3 мин. Период полной самостоятельной реабилитации не менее 20 мин, нет последствий для здоровья.

Period of single, combine, powerful, influence up to 5 sec., nonvisible poor irritanting cloud up to 3 min. Completely selfservice reabilitation period up to 20 min. No consequences for health.

b

Fig. 2. Stationary, suspended spray devices located on the perimeter of the protected object

Fig. 3. Professional professional fire extinguisher, certified in Ukraine in 2012

quality of extinguishing Forest fires, at the initial stage of burning several separate sources that are difficult and expensive to extinguish from an airplane and a helicopter. It is also effective for extinguishing fires in a garden, cottage, rural houses, sheds, combines, tractors, automobiles: the instantaneous elimination of arsons and the extinguishing of burning people, such as a policeman in burning clothes, a combine operator, an operator in an oiled overalls. In Fig. 3. A hand sprayer is shown – a fire extinguisher spraying 1 liter of water with a shot and extinguishing the model center A-0.1 for the first time in one second and from a distance of 5m, this center after 6 minutes. Free burning to quench is much more difficult than burning clothes on a person; b – extinguishing burning clothes on the upper part of a person with one shot of 0.35 kg powder.

The strongest side of impulse quenching and protection is the complexity of the mechanisms of simultaneous exposure, which allows to reduce the specific costs of sprayed compounds and natural materials to the utmost and, as a result, allows them to extinguish or protect large-scale autonomously for the first time. The impulse technique easily implements repeated or repeated exposure with flexibly controlled parameters, which, according to the decision of the operator or the robot, provides the reinforcement or weakening of the next impulse vortex exposure compared to the previous one. This technique will allow you to quickly prevent the development of fires and disasters in urban environments in enterprises with high fire risk. In this case, the determining factor for the success of operations is the scale and diversity of the impact. A unique feature is the creation of moving vortices and non-transparent gas-dispersed static media in combination with flexibly controlled local deposition (enlightenment) according to a given program, which makes it technically simple and easy to create escape routes.

The use of universal systems of pulsed vortex spraying to protect civilians and troops from fires, explosions, high-precision weapons, toxic radioactive fallout, ensuring evacuation from fire zones, puts this equipment at a special place on the expediency of financing its development and improving models of equipment and methods for their application.

References

1. Zakhmatov V.D., Puzyna O.V. Protection of police officers in the conditions of mass riots. *Protection and security.* 2014. № 2 (69). P. 10–11.
2. Viktor Bulat, Michel Chernushev. Accelerate the gas waveform. Dispersed medium and accelerate for gas-dispersed whirly or gas-droplet squall. WAVE MODELING 2018 Prague, Czech Republic, September 17–21, 2018 1 ECCOMAS Regional Conference.
3. Nick Sherback. Multi-barrels, air conditioning systems, oil and gas wells, platform terminals, oil-gas wells, platform terminals, oil-gas wells, platform terminals. *Book of the 3rd Quingdao International Technology Transfer Conference & US Innovative Enterprise Technology Negotiation Meeting.* 182 pages, 37–38 p.
4. Sterback N. Pulse Method & Equipment for Forest, High-Efferctive Fire-Fighting, Prevent 7-category Accident, Stop Terrorist attacks, Multi-protection at Nuclear Power Stations- NPS. *Proceeding of 2016 China-Ukraine Forum on Science and Technology, July 5th-8th.* 2016. P. 93–95.
5. Silnikov M.V., Chernyshov M.V. Flags of the Space Rocket for Spacecraft Starting. *European Journal of Natural History*. 2016. №. 4. P. 72–79.
6. Yanson L.M. Effects of liquid superheat on droplet distortion in supersonic flow. *Thesis of Worcester polytechn.* Inst. 2005. 65 p.
7. Luxford G., Hammond D.W., Ivey P. The role of droplet distortion and breakup in large droplet aircraft icing. *AIAA, Paper*. 2004. №. 2004–411.
8. Park S.W., Kim S., Lee C.S. Breacup and atomization of mono-dispersed diesel droplets in cross-flow air stream. *Int.J. Multiphase flow*. 2006. V. 32. №. 7. P. 807–822.
9. Duan R.Q., Koshizuka S., Oka Y. Two-dimensional simulation of the weber number. *Nuclear eng. and design.* 2003. V. 225. № 1. P. 38–48.
10. Nomura K. Et al. Numerical analysis of droplet behavior using the particle method. *J. of nuclear xcience and technology*. 2001. V. 38. №. 12. P. 1057–1064.
11. Chernyshov M.V., Danilov N.A. Research and optimization of shock-wave systems and structures in problems of aerogasdynamics and explosion protection. *XI All-Russian Congress on problems of theoretical and applied mechanics: a collection of reports*. Kazan : Kazan publishing house. University, 2015. P. 4067–4070.
12. Bochkareva E.M. et al. Decrease in vapor pressure during condensation on cold drops of liquid. *Engineering Physics Journal.* 2016. T. 89. № 3. S. 542–547.
13. Zakhmatov V.D., Silnikov M.V., Chernyshov M.V. Overview of Impulse Fire-Extinguishing System Applications. *Journal of Industrial Pollution Control.* 2016. Vol. 32. №. 2. P. 490–499.
14. Zakhmatov V. Torud, pommid ja labidad – plahvatuslik tuletorjetehnoloogia. *Inseneeria, Tallinn, Estonia*. 2014. № 2. P. 14.

УДК (504.05+504.06):622.692.4
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-2

ОЦІНКА РІВНЯ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ НАФТОПРОВОДІВ

Гомеля М.Д.[1], Степова О.В.[2]
[1]Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
пр. Перемоги, 37, 03056, м. Київ
[2]Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка
пр. Першотравневий, 24, 36011, м. Полтава
alenastepovaja@gmail.com

У роботі проаналізовано основні показники, що оцінюють техногенно-екологічний ризик експлуатації нафтопроводів, запропоновано використання параметра потоку відмов як показника, що оцінює рівень техногенно-екологічної безпеки експлуатації нафтопроводів. Перевагою даної розробки є можливість визначення найбільш ненадійних та екологічно небезпечних ділянок нафтопроводів, що дасть змогу попередити аварійні ситуації, отримати соціальний, економічний та екологічний ефекти від зменшення навантаження на компоненти навколишнього середовища. *Ключові слова:* сталевий нафтопровід, техногенно-екологічна безпека, надійність, відмова, параметр потоку відмов.

Оценка уровня техногенно-экологической безопасности эксплуатации нефтепроводов. Гомеля Н.Д., Степовая Е.В. В работе проанализированы основные показатели, оценивающие техногенно-экологический риск эксплуатации нефтепроводов, предложено использование параметра потока отказов как показателя, оценивающего уровень техногенно-экологической безопасности эксплуатации нефтепроводов. Преимуществом данной разработки является возможность определения ненадежных и экологически опасных участков нефтепроводов, что позволит предупредить аварийные ситуации, получить социальный, экономический и экологический эффекты от уменьшения нагрузки на компоненты окружающей среды. *Ключевые слова:* стальной нефтепровод, техногенно-экологическая безопасность, надежность, отказ, параметр потока отказов.

Evaluation of technological and environmental safety level of opportunity of oilways. Gomelya M.D., Stepova O.V. In this work the main indicators assessing the technogenic and ecological risk of operation of oil pipelines are analyzed, the use of the parameter of the flow of failures as an indicator, which evaluates the level of technogenic and ecological safety of exploitation of oil pipelines, is proposed. The advantage of this development is the ability to identify the most unreliable and environmentally hazardous areas of oil pipelines, which will prevent the emergence of emergencies and obtain social, economic and environmental effects from reducing the load on the components of the environment. *Key words:* steel oil pipeline, technogenic-ecological safety, reliability, failure, failure flow parameter.

Постановка проблеми. Серед основних екологічних проблем, пов'язаних із функціонуванням нафтогазової галузі, автори [1] виділяють транспортування нафти й газу та вирішення проблеми екологічної безпеки під час експлуатаційних робіт. Із поняттям екологічної безпеки пов'язане поняття екологічного ризику. Загальна категорія ризику розглядається як імовірність настання небажаних подій та наслідків [2].

Екологічний ризик є важливою ознакою екологічної небезпеки, оскільки відображає її об'єктивну сутність – імовірність настання цього явища [3].

Функціональною особливістю екологічного ризику є його здатність до прояву своїх властивостей протягом усього періоду існування конструкцій – від виникнення через розвиток, зміну до припинення.

Ризик передбачає ймовірність настання небажаного результату внаслідок впливу на стабільну позитивну ситуацію зовнішніх або внутрішніх чинників, ступінь екологічного ризику можна визначити як категорію, яка характеризує важливість екологічного ризику, ймовірність відвернення можливих негативних наслідків навколишньому природному середовищу та здоров'ю людини [4].

Дослідження показників, що оцінюють ступінь техногенно-екологічного ризику експлуатації сталевих нафтопроводів, є необхідною передумовою забезпечення екологічної безпеки держави шляхом зменшення впливу магістральних нафтопроводів на довкілля.

Актуальність дослідження. Перші збудовані нафтопроводи працюють понад 48 років [5; 6] середній термін експлуатації яких становить понад 35 років. Термін експлуатації системи сталевих нафтопроводів України здебільшого наближається до планового. Виявлені численні корозійні пошкодження зовнішніх та внутрішніх поверхонь труб загострюють проблему подальшої надійної та екологічно безпечної експлуатації. Зі збільшенням термінів їх експлуатації все актуальнішою стає проблема

оцінки рівня безпечної експлуатації магістральних нафтопроводів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Тема відповідає актуальним напрямам науково-технічної політики України в галузі дослідження технічного стану будівель і споруд, що експлуатуються, які висвітлено у Постанові Кабінету Міністрів України «Про забезпечення надійності і безпечної експлуатації будівель, споруд та інженерних мереж» № 409 від 5 травня 1997 р. та Рішенні Міжвідомчої комісії з питань науково-технологічної безпеки при Раді національної безпеки та оборони України «Про технічний стан і залишковий ресурс конструкцій та споруд основних галузей господарства України» від 14 лютого 2002 р. Дослідження виконані в межах держбюджетної науково-дослідної роботи Полтавського національного технічного університету імені Юрія Кондратюка «Ефективні конструктивно-технологічні рішення об'єктів транспортування та зберігання нафти і нафтопродуктів у складних інженерно-геологічних умовах».

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питанням безпечної експлуатації нафтопроводів і оцінки рівня їхньої екологічної безпеки присвячено праці багатьох учених. Експерти-дослідники П.П. Бородавкін, Р.М. Говдяк, В.Я. Грудз, Б.І. Кім, Ю.О. Кузьменко, А.Г. Телегін, Я.М. Семчук, Л.С. Шлапак виділяють цілу низку причин відмов трубопроводів, що створюють техногенно-екологічний ризик.

Незважаючи на важливість надійної та безаварійної експлуатації магістральних нафтопроводів, проблемі оцінювання техногенно-екологічних ризиків приділено недостатню увагу [7].

Основний ризик аварій та надзвичайних ситуацій на магістральних нафтопроводах пов'язаний з аваріями на лінійних ділянках [8]. Найбільший ризик аварій виникає на ділянках, що мають тріщини, підводні переходи, перетини з іншими трубопроводами, автомобільними та залізничними дорогами, лініями електропередач тощо.

Як зазначено у [9–11], рівень екологічної безпеки визначається величиною ризику від можливих техногенних катастроф. Аналіз ризиків пов'язаний з аналізом загроз, які визначають рівень безпеки. Основою оцінки ризиків є теорія надійності, відповідно до якої аварійні ситуації доцільно розглядати як відмови елементів системи, що призводять до порушення їх стійкості [12].

Доцільно розглядати у взаємозв'язку техногенно-екологічні ризики експлуатації нафтопроводів із прогнозуванням екологічних наслідків у разі виникнення аварійної ситуації, тому проблема оцінки техногенно-екологічного ризику експлуатації нафтопроводів, безсумнівно, залишається актуальною й своєчасною.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. У процесі проектування та експлуатації нафтопроводів недостатньо враховується їхній вплив на довкілля й оцінюється екологічна безпека експлуатації нафтопроводів. Аналіз причин відмов трубопроводів показує, що понад 60% усіх відмов відбулися з причин корозії металу труб.

Метою даної роботи є розроблення залежностей для кількісної оцінки техногенно-екологічного ризику при експлуатації нафтопроводів України.

Методологічне або загальнонаукове значення. Результати даної наукової роботи в комплексі з іншими дослідженнями дадуть змогу визначити потенційні корозійно-небезпечні підземні нафтопроводи, попередити виникнення аварійних ситуацій та негативних впливів на довкілля шляхом вчасного вжиття необхідних заходів.

Виклад основного матеріалу. Відмова – це подія, що полягає у втраті працездатності нафтопроводу або його ділянки, яка передбачає терміновий ремонт та відключення ділянки. Відповідно, у технологічному процесі транспортування нафти відмова конструкції може викликати перерву подачі нафти споживачам чи зниження величини подачі нафти.

У разі відмов магістральних нафтопроводів, що виникають під дією чинників природного та антропогенного походження, порушується природний режим ґрунтів і водних об'єктів, забруднюється атмосфера, що часто призводить до екологічного лиха. Потрапляючи на поверхню ґрунту, нафта просочується вглиб та змінює його фізико-хімічні властивості. В окремих випадках нафта потрапляє у поверхневі водоймища. Аварійні розливи нафти призводять до забруднення й підземних вод.

Критерій відмови – ознака чи сукупність ознак порушення працездатного стану нафтопроводу або його елементу, які встановлені у конструкторській або проектній документації. Критерій відмови повинен установлюватися кожного разу окремо для кожної ситуації, що аналізується, тобто обов'язково потрібно аналізувати наслідки відмови для споживача нафти. Показники надійності відновлюваних об'єктів, до яких відносять і нафтопроводи, наведено в табл. 1.

Таблиця 1

Показники надійності

Безвідмовність	Ремонтопридатність	Довговічність
Функціональні характеристики		
$F(t)$ $\omega(t)$	$F_B(t)$	$F_Д(t)$
Числові характеристики		
T $P(t)$ ω	T_B	T_γ

де (t) – інтегральний закон розподілу тривалості безвідмовної роботи;

$F_B(t)$ − інтегральний закон розподілу тривалості відновлення працездатності;

$F_Д(t)$ – інтегральний закон розподілу часу до граничного стану;

$P(t)$ – імовірність безвідмовної роботи за час t;

$\omega(t)$ – параметр потоку відмов;

T – середнє напрацювання на відмову;

T_B – середній час відновлення працездатності;

T_γ – гама-відсотковий ресурс;

ω – середнє значення параметра потоку відмов.

Виділяють такі показники безвідмовності [13; 14]:

– ймовірність безвідмовної роботи – це ймовірність того, що протягом заданого відрізку часу відмова нафтопроводу або його ділянки не відбудеться;

– параметр потоку відмов – це відношення математичного сподівання кількості відмов нафтопроводу або його ділянки до напрацювання за досить малий відрізок часу;

– напрацювання на відмову – це випадковий час роботи нафтопроводу або його ділянки від відновлення після ремонту до наступної відмови.

Важливим завданням є вибір основних показників надійності з указаного переліку показників. У теорії надійності розроблено методику вибору основних показників надійності [15; 16]. Основою такого вибору є домінуючі чинники та наслідки, які виникають у разі відмови.

Кількісною мірою виникнення відмов для систем трубопровідного транспорту доцільно взяти ймовірність виникнення відмови $Q(t)$ протягом часу роботи t. Протилежна їй імовірність $P(t) = 1 - Q(t)$ – це ймовірність безвідмовної роботи нафтопроводів:

$$P(t) = P\{t \geq t_i\}, \qquad (1)$$

де t_i – довільний відрізок часу.

Основним показником надійності повинна бути ймовірність безвідмовної роботи $P(t)$ протягом часу t.

Залежність параметру відмов від строку експлуатації має три періоди (рис. 1):

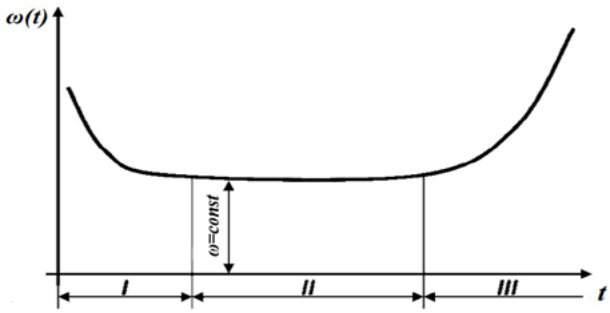


Рис. 1. Залежність параметру відмов від строку експлуатації

I – період початку експлуатації, параметр потоку відмов $\boldsymbol{\omega}$ зменшується;

II – період стабільної роботи, параметр потоку відмов $\boldsymbol{\omega} = \boldsymbol{const}$;

III – період зносу, параметр потоку відмов $\boldsymbol{\omega}$ збільшується.

Для розроблення математичної моделі безвідмовності лінійної частини нафтопроводів окремим елементом нафтопроводу прийнято 1 км трубопроводу. Із погляду надійності такий елемент є простим та відновлюваним, а в процесі роботи він може знаходитися лише в двох станах: працездатності та відмови.

Для розрахунку середнього значення питомого параметра потоку відмов ω_{0mid} використано формулу:

$$\omega_{0mid} = \frac{n}{t \times \sum L}, \text{ 1/рік·км або 1/год·км}, \qquad (2)$$

де n – кількість відмов ділянок нафтопроводів; t – термін спостереження (роки або години); ΣL – протяжність нафтопроводів, км; w_{0_i} – питомий параметр потоку відмов ділянки нафтопроводу i-го діаметра та матеріалу труб, 1/рік · км.

Параметр потоку відмов ділянки нафтопроводу розраховується за формулою:

$$\omega_{нп} = \omega_0 \times L. \qquad (3)$$

Напрацювання на відмову нафтопроводу:

$$T = \frac{1}{\omega_{нп}}, \text{ год.} \qquad (4)$$

Імовірність безвідмовної роботи визначається за формулою:

$$P(t) = e^{-wt} \qquad (5)$$

Розрахунок надійності нафтотранспортної системи здійснюється за напрямками від нафтоперекачувальної станції до диктувальних споживачів (НПЗ), а саме тих споживачів, які знаходяться в кінцевих вузлах нафтопроводу. Розрахунок виконуємо за такими формулами.

Питомий параметр потоку раптових відмов магістральних нафтопроводів за 10 років, із 2005 по

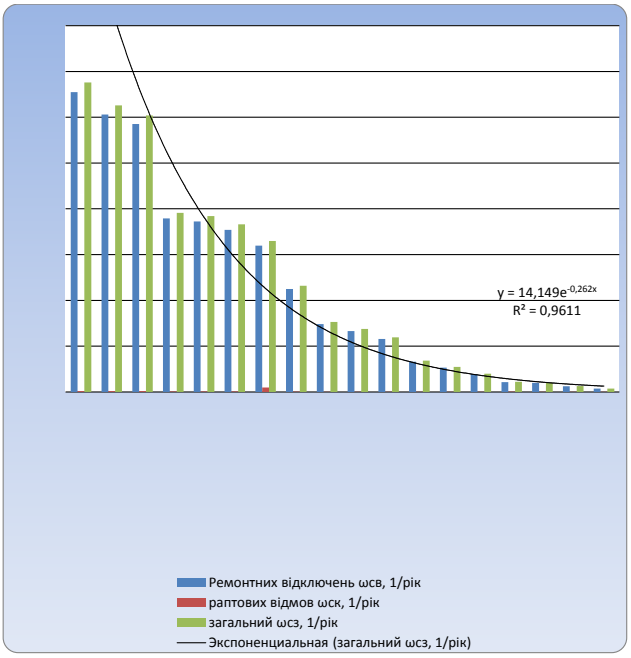


Рис. 2. Розподіл потоку відмов нафтопроводів за протяжністю

2015 р. (згідно зі звітними даними Міністерства надзвичайних ситуацій (МНС)):

$$\omega_{0k} = \frac{13}{10 \times 4767} = 0{,}00027 \text{ 1/рік·км}$$

Середнє значення питомого параметра потоку відмов магістральних нафтопроводів України за 10 років, із 2005 по 2015 р. згідно з даними МНС:

$$\omega_{0p} = \frac{430}{10 \times 4767} = 0{,}009 \text{ 1/рік·км} = 9{,}0x10^{-3} \text{ 1/рік·км}$$

Середнє значення питомого параметра потоку ремонтних відключень та раптових відмов магістральних нафтопроводів України за відмовами за період 2005–2015 рр.:

$$\omega_{0з} = \frac{443}{10 \times 4767} = 0{,}00929 \text{ 1/рік·км} = 9{,}29x10^{-3} \text{ 1/рік·км}$$

Розподіл потоку відмов нафтопроводів наведено на рис. 2.

Найбільш небезпечними за показником потоку відмов є нафтопроводи: Мозир – Броди I, II черга; Броди – Держкородон I, II черга; Відвід на Угорщину км 0–21,4; Одеса – Броди.

Середній термін служіння нафтопроводів можна визначити як математичне сподівання напрацювання до відмови для невідновлюваного об’єкта незалежно від виду розподілу.

Перспективи використання результатів дослідження. Оцінка характеристики техногенно-екологічного ризику експлуатації нафтопроводів України дає можливість визначити найбільш ненадійні та екологічно небезпечні ділянки нафтопроводів, що дасть змогу попередити створення аварійних ситуацій та отримати соціальний, економічний та екологічний ефекти від зменшення навантаження на компоненти навколишнього середовища.

Оцінка техногенно-екологічного ризику експлуатації магістральних нафтопроводів дає можливість раціонально спланувати ремонтні роботи, прогнозувати реальні строки роботи конструкції, тим самим забезпечивши екологічно безпечне їх функціонування.

Література

1. Підвищення рівня екологічної безпеки трубопровідних мереж нафтогазового комплексу України / Л.Я. Побережний та ін. *Техногенно-екологічна безпека.* 2017. № 1. С. 24–31.
2. Толковый словарь по метрологии, измерительной технике и управлению качеством: Основные термины. Москва, 1990. С. 317.
3. Андрейцев В.І. Екологічний ризик в системі правовідносин екологічної безпеки: проблеми практичної теорії. *Право України*. 1999. № 1. С. 62–69.
4. Ярчак В. Про екологічний ризик джерел підвищеної екологічної небезпеки. *Вісник Львівського університету. Серія: юридична*. 2009. Вип. 48. С. 209–215.
5. Електрохімічний моніторинг магістральних трубопроводів на корозійно-небезпечних ділянках / С. Поляков та ін. *Фізико-хімічна механіка матеріалів*. 2008. Спец. вип. № 7. Т. 2. С. 761–766.
6. Ждек А.Я., Грудз В.Я. Визначення залишкового ресурсу тривало експлуатованих нафтопроводів із врахуванням наявних корозійних дефектів та умов експлуатації. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2012. № 2(32) С. 58–66.
7. URL: http://nv.nung.edu.ua/sites/nv.nung.edu.ua/files/journals/032/12zaydue.pdf.
8. Технічний та екологічний ризики при експлуатації магістральних трубопроводів / Я.М. Семчук та ін. *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. 2001. № 1. С. 68–70.
9. Защита металлических сооружений от подземной коррозии : справочник / И.В. Стрижевский и др. ; 2-е изд., перераб. и доп. Москва : Недра, 1981, 293 с.
10. Іванюта С.П., Качинський А.Б. Екологічна та природно-техногенна безпека України: регіональний вимір загроз і ризиків : монографія. Київ : НІСД, 2012. 308 с.
11. Горбулін В.П., Качинський А.Б. Системно-концептуальні засади стратегії національної безпеки України. Київ : Євроатлантикінформ, 2007. 592 с.
12. Качинський А.Б. Безпека, загрози і ризик: наукові концепції та математичні методи. Київ : ІПНБ, НАСБУ, 2004. 472 с.
13. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ : НІСД, 2001. 312 с.
14. Голинкевич Т.А. Прикладная теория надежности. Москва : Высш. школа, 1977. 160 с.
15. Калинин В.М. Оценка безотказности и прогнозирование долговечности трубопроводов подземной прокладки. *Водоочистка*. 2006. № 11. С. 61–66. URL: http://twt.mpei.ac.ru/OCHKOV/Vodoochistka/Ochkov_11.pdf.
16. Методика выбора номенклатуры нормируемых показателей надежности технических устройств: МУ 3-69. Москва : Изд-во стандартов, 1970. 39 с.
17. Новохатній В.Г., Матяш О.В. Ремонтопридатність металевих водопровідних труб. *Науковий вісник будівництва*. 2015. № 2(80). С. 254–257.

УДК 504.3.054:504.062.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-3

УДОСКОНАЛЕННЯ НАУКОВО-МЕТОДИЧНИХ ПІДХОДІВ ДО ВИБОРУ ВИБУХОВОЇ РЕЧОВИНИ ПІД ЧАС ПІДРИВНИХ РОБІТ НА ГІРНИЧОПРОМИСЛОВИХ КОМПЛЕКСАХ ІЗ ВИРОБНИЦТВА ЩЕБЕНЮ

Тверда О.Я., Репін М.В., Ткачук К.К., Радецька О.Й.
Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
пр. Перемоги, 37, 03056, м. Київ
tverdaya@ukr.net, rmv.kpi.iee@gmail.com,
kkttkk297@gmail.com, sasha7731@gmail.com

Гірничопромислові комплекси з відкритим способом розробки родовищ роблять значний внесок у забруднення навколишнього природного середовища та призводять до зниження екологічної безпеки цілих регіонів. Значну роль у такому забрудненні відіграє процес проведення вибухових робіт. У статті проаналізовано підходи до вибору вибухових речовин за різними технічними характеристиками, запропоновано алгоритм вибору вибухових речовин, що базується на вирішенні оптимізаційної задачі лінійного програмування. *Ключові слова:* вибухова речовина, підривні роботи, оптимізаційна задача.

Усовершенствование научно-методических подходов к выбору взрывчатых веществ при взрывных работах на горнопромышленных комплексах по производству щебня. Твердая О.Я, Репин Н.В., Ткачук К.К., Радецкая А.И. Горнопромышленные комплексы с открытым способом разработки месторождений вносят значительный вклад в загрязнение окружающей природной среды и приводят к снижению экологической безопасности целых регионов. Значительную роль в таком загрязнении играет процесс проведения взрывных работ. В статье проанализированы подходы к выбору взрывчатых веществ с различными техническими характеристиками, предложен алгоритм выбора взрывчатых веществ, основанный на решении оптимизационной задачи линейного программирования. *Ключевые слова:* взрывчатое вещество, взрывные работы, оптимизационная задача.

Improvement of scientific and methodological approaches to the selection of explosives in blasting operations at mining complexes for the production of breakstone. Tverda O., Repin M., Tkachuk K., Radetska O. Mining complexes with an open method of field development make a significant contribution to environmental pollution and lead to a decrease in the environmental safety of entire regions. A significant role in such pollution is played by the process of blasting. The article analyzes the approaches to the selection of explosives with different technical characteristics and proposes an algorithm for the selection of explosives based on the solution of the optimization problem of linear programming. *Key words:* explosive, blasting, optimization problem.

Постановка проблеми. Розвиток економіки України значною мірою визначається ефективністю гірничо-металургійного комплексу. Головним процесом видобутку скельних гірських порід є вибухові роботи (далі – ВР), які вирішальним чином впливають на кінцеві результати виробництва щебеневої продукції та її собівартість, стан довкілля і здоров'я людей. Водночас тип ВР є визначальним не тільки для вибору мережі свердловин і якості подрібнення порід, але й для зниження втрат нерудних корисних копалин, пов'язаних із надмірним подрібненням породи під час вибуху [1].

Істотні відмінності мають критерії оцінки ефективності вибуху для гірничих підприємств, які виробляють високоякісний щебінь для дорожнього, промислового і житлового будівництва. Тут потрібно не тільки забезпечити під час вибуху відсутність негабаритів і досягнення заданого середнього розміру шматків, важливо не допустити переподрібнення породи – гранітів, діабазів, габро. Пилоподібна фракція, що утворюється у ближній зоні вибуху зарядів високобризантних ВР і часто перевищує 20% загальної гірської маси, є прямою втратою гірничого виробництва [2].

Актуальність дослідження. Аналіз досліджень [3–27] показав, що питанням визначення ефективності ВР за різними технічними характеристиками та залежно від їхнього хімічного складу присвячено значну кількість праць. Основним критерієм вибору ВР для проведення підривних робіт (далі – ПР) уважається ефективність вибухового руйнування або якість підірваної гірської маси (гранулометричний склад). Екологічні показники ВР або їхній вплив на навколишнє середовище у процесі вибору ВР здебільшого не враховуються взагалі.

У роботі [28] запропоновано здійснювати вибір ВР за комплексним коефіцієнтом ефективності ВР, який враховує її технічну, економічну та екологічну

ефективності. Однак на практиці реалізувати такий вибір не завжди можливо й економічно доцільно. В.В. Твердим [29] запропоновано використовувати концентрацію шкідливих газів на момент формування пилогазової хмари (далі – ПГХ) під час проведення масового вибуху для характеристики ВР з погляду екологічної безпеки і зіставлення отриманих результатів для виділення менш та більш екологічно безпечних складів ВР. Однак такий підхід не є коректним, оскільки не враховує матеріал забійки та його здатність адсорбувати утворені внаслідок вибуху гази. Більш доцільним та раціональним може бути комплексний підхіддо вибору ВР у поєднанні із забійковим матеріалом. Тому питання вибору ВР для вибухового руйнування скельних порід із метою виробництва щебеню, яка б забезпечувала одночасно необхідний гранулометричний склад та високі показники екологічної безпеки, залишається відкритим.

Метою дослідження є аналіз наявних підходів до вибору вибухової речовини під час проведення підривних робіт у гірничопромислових комплексах, розроблення вдосконаленого алгоритму вибору вибухових речовин.

Виклад основного матеріалу. Відомо, що у процесі роботи всього устаткування кар'єру утворюється утричі менше газів, ніж під час здійснення одного масового вибуху. У зв'язку із цим оцінювання об'ємів шкідливих газів, що поширюються із ПГХ, їх поширення в атмосфері кар'єру і прилеглої території під час масових вибухів залежно від характеристик ВР набуває особливої актуальності.

Сьогодні основними критеріями екологічної безпечності ВР уважаються висота ПГХ з урахуванням термічної стратифікації атмосфери та її об'єм. Під час розрахунку даних критеріїв беруться до уваги сухоадіабатичний і вертикальний градієнти температури в шарі атмосфери, прискорення вільного падіння, температура ПГХ і навколишнього середовища, стала Кармана, характерний вертикальний масштаб турбулентної пульсації, час після вибуху, швидкість динамічного тертя, швидкість виходу ПД (визначається за формулою Мінделі), швидкість детонації ВР у заряді, довжина забійки, довжина заряду, об'ємна маса забійки, об'ємна маса ВР, коефіцієнт, що враховує взаємодію тіла, що метається, зі стінками висаджуваної породи, ширина та довжина блока, що підривається, кут між напрямком руху повітряного потоку та великою віссю еліпса в перерізі ПГХ.

Оцінку небезпечності ВР для навколишнього середовища можна провести і за кількістю утворених унаслідок масового вибуху шкідливих газів. Однак, на думку автора [29], сама кількість утворених газів не несе інформації щодо дійсного впливу викидів на навколишнє середовище. Тому в роботі [29] запропоновано задатися певним параметром, за допомогою якого можна було б характеризувати ВР з погляду екологічної безпеки, зіставляти отримані результати для виділення менш та більш екологічно безпечних ВР. За такий параметр пропонується використовувати концентрацію шкідливих газів на момент формування ПГХ під час проведення масового вибуху.

Цей показник можна визначити, використовуючи таку формулу [29]:

$$C_{шг} = \frac{M_{сум}}{V_{ПГХ}},$$

де $C_{шг}$ – концентрація шкідливого газу у ПГХ на момент її формування (від 60 с до 120 с), мг/м^3; $M_{сум}$ – сумарна маса викиду шкідливого газу, мг; $V_{ПГХ}$ – об'єм ПГХ на момент її формування після вибуху, м^3.

Сумарна маса викиду шкідливого газу:

$$M_{сум} = m_{шг}\, M_{ВРсум} \cdot 10^{-3},$$

де $m_{шг}$ – питомий викид шкідливого газу під час підривання 1 кг ВР, мг/кг; $M_{ВРсум}$ – сумарна маса ВР, що підривається, у процесі масового вибуху, кг.

$$m_{шг} = v_{шг}\, M_{шг},$$

де $v_{шг}$ – кількість шкідливого газу, що виділяється під час вибухового перетворення 1 кг ВР (визначається за рівнянням вибухового перетворення), моль; $M_{шг}$ – молярна маса шкідливого газу, г/моль.

Однак такий підхід не є коректним, оскільки не враховує матеріал забійки та його здатність адсорбувати утворені внаслідок вибуху гази. Більш доцільним та раціональним може бути комплексний підхід до вибору ВР у поєднанні із забійковим матеріалом за таким алгоритмом (рис. 1).

На першому етапі здійснюється вибір за коефіцієнтом передачі енергії вибуху в масив, на другому – відбувається, за можливості, коригування хімічного складу ВР без зміни рецептури, на третьому – підбирається відповідний тип забійкового матеріалу, на четвертому етапі – за наявності альтернативних ВР проводиться їх порівняльна оцінка за впливом на довкілля з урахуванням матеріалів забійки, на п'ятому – проводиться оцінка за економічними показниками.

Водночас оцінку впливу ВР на навколишнє середовище пропонується здійснювати за концентрацією шкідливих газів у ПГХ, розрахованою з урахуванням газів, поглинутих забійкою:

$$C_{шг} = \frac{M_{сум} - M_{погл.г.}}{V_{ПГХ} - V_{погл.г.}},$$

де $M_{погл.г.}$ – маса газів, поглинутих забійкою, кг; $V_{погл.г.}$ – об'єм поглинутих забійкою газів, м^3.

З метою підвищення економічних і водночас екологічних показників гірничопромислових комплексів із виробництва щебеню авторами пропонується реалізовувати процес вибору ВР за допомогою вирішення оптимізаційної задачі. Одним із методів вирішення оптимізаційних задач є «симплекс-метод», сутність якого полягає у здійсненні спрямованого перебору допустимих планів у такий спо-

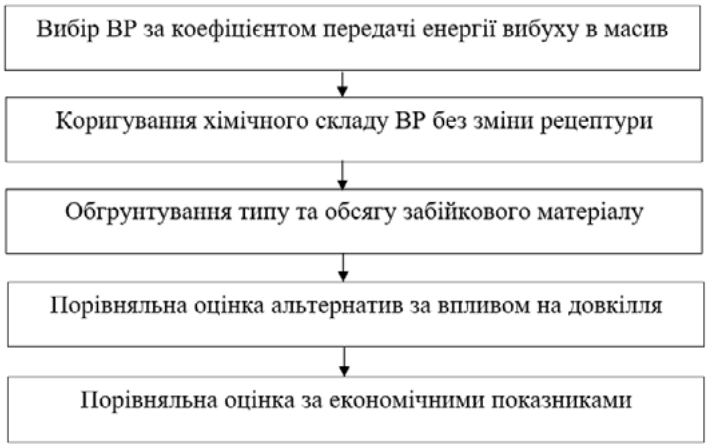


Рис. 1. Алгоритм вибору вибухових речовин

сіб, що на кожному кроці здійснюється перехід від одного опорного плану до наступного, який за значенням цільової функції був би хоча б не гіршим за попередній.

Загалом оптимізаційна задача має такий вигляд:

$$\sum_{j=1}^{n} c_j \cdot x_j \to max,$$

$$\sum_{j=1}^{n} A_j \cdot x_j = B,$$

де $x_j \geq 0, j = 1, 2, ..., n$;

$X = (x_1, ..., x_n)$ – вектор змінних;

$C = (c_1, ..., c_n)$;

$B = (b_1, ..., b_m)^T$;

$A_j = (\alpha_1, ..., b_{mj})^T$;

n – задані вектори;

T – знак транспонування;

$\overline{X} = (\overline{x}_1, ..., \overline{x}_m)$ – відмінні від нуля компоненти опорного плану.

Загалом алгоритм розв'язування задачі лінійного програмування симплекс-методом складається з п'яти етапів:

1. Визначення початкового опорного плану задачі лінійного програмування.

2. Побудова симплексної таблиці.

3. Перевірка опорного плану на оптимальність за допомогою оцінок. Якщо всі оцінки задовольняють умові оптимальності, то визначений опорний план є оптимальним планом задачі. Якщо хоча б одна з оцінок не задовольняє умові оптимальності, то переходять до нового опорного плану або встановлюють, що оптимального плану задачі не існує.

4. Перехід до нового опорного плану задачі здійснюється визначенням розв'язувального елемента та розрахунками елементів нової симплексної таблиці.

5. Повторення дій, починаючи з етапу 3. Далі ітераційний процес повторюють, доки не буде визначено оптимальний план задачі [30].

У нашому випадку за функцію приймається прибуток підприємтсва, який залежить від витрат на закупівлю ВР ($B_{ВР}$), величини сплати екологічного податку ($ЕП$) за забруднення атмосферного повітря шкідливими газами, витрат на закупівлю адсорбенту (у забійку свердловини) ($B_{ад}$) та доходу підприємства від продажу щебеню ($Д$), який, у свою чергу, залежить від величини коефіцієнта трансформації енергії вибуху в масив (η).

Функція:

$$Д - (B_{ВР} + B_{ад} + ЕП) \to \max,$$

з обмеженнями:

$$\begin{cases} B_{ад} \leq ЕП \\ \dfrac{B_{ВР}}{2Ц_{ВР}\rho_{ВР}} = \dfrac{3B_{ад}}{Ц_{ад}\rho_{ад}}, \\ \dfrac{ЕП}{П_г m_г} = \dfrac{B_{ВР}}{Ц_{ВР}} \end{cases}$$

де $Ц_{ВР}$ – ціна 1 кг ВР, грн; $\rho_{ВР}$ – щільність ВР, кг/м^3; $Ц_{ад}$ – ціна 1 кг адсорбенту для забійки, грн; $\rho_{ад}$ – щільність адсорбенту, кг/м^3; $П_г$ – ставка податку за відповідною забруднюючою речовиною, грн/кг; mг – маса шкідливих газів з 1 кг вибухової речовини, кг.

Підставляючи показники кожної з альтернативних ВР та запропонованого забійкового матеріалу, з урахуванням системи обмежень, можна за допомогою симплекс-методу розрахувати очікуваний прибуток за використання кожної ВР. Порівняння величин отриманих прибутків дозволить обрати оптимальну ВР із позиції як економічної ефективності, так і екологічної безпеки.

Головні висновки. У статті проведено аналіз наявних підходів до вибору вибухової речовини під час проведення підривних робіт на гірничопромислових комплексах із виробництва щебеню. З метою забезпечення високих економічних та екологічних показників діяльності підприємств запропоновано підхід до вибору ВР на основі рішення оптимізаційної задачі. За критерій оптимізації прийнято прибуток підприємства як функцію, що залежить від доходу підприємства від продажу щебеню, витрат на закупівлю ВР, витрат на закупівлю адсорбенту для забійки свердловин та величини сплати екологічного податку.

Література

1. Розробка і впровадження емульсійних вибухових речовин на кар'єрах України: монографія / В.П. Купрін та ін. Дніпропетровськ : ДВНЗ УДХТУ, 2012. 243 с.
2. Жученко Е.Н., Елизов О.Н. Современные взрывчатые вещества и технологии их применения. *Записки Горного института*. 2005. Т. 164. С. 97–101.
3. Стрілець О.П. Вплив типу і фізико-хімічних властивостей сенсибілізаторів на вибухові характеристики емульсійної ВР україніт. *Вісник КДПУ*. 2006. Вип. 2/2006 (37). Ч. 2. С. 101–103.
4. Ромашко А.М. Опыт использования эмульсионных взрывчатых веществ при отбойке нерудных полезных ископаемых. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2010. Вип. 2/2010 (6). С. 48–52.
5. Кузьмицкий Я.О., Терещенко А.Ю. Процесс газогенерации эмульсионного взрывчатого вещества «Анемикс» и его влияние на качество дробления породы. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2012. Вип. 1/2012 (9). С. 58–63.
6. Горинов С.А., Куприн В.П., Савченко Н.В. Выбор химического состава окислительной фазы эмульсионных взрывчатых веществ для отбойки крепких горных пород скважинами уменьшенного диаметра. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. 2012. Вип. 5/2012 (76). С. 56–60.
7. Устименко Е.Б., Шиман Л.Н., Кириченко А.Л. Особенности свойств ЭВВ для безопасного применения их при взрывных работах. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. 2009. Вип. 2/2009 (55). Ч. 1. С. 86–89.
8. Горинов С.А., Маслов И.Ю., Куприн В.П. Возбуждение детонации в эмульсионных взрывчатых веществах, сенсибилизированных газовыми порами скользящей детонационной волной. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. 2013. Вип. 5/2013 (82). С. 116–123.
9. Синицын В.А. Повышение эффективности взрывной подготовки горной массы на карьерах с применением взрывчатых веществ на основе обратных эмульсий : автореф. дис. … канд. техн. наук: 25.00.22. Екатеринбург, 2007. 26 с.
10. Лучко А.І. Результати дослідження параметрів вибухів еталонних і нових промислових сумішевих вибухових речовин місцевого приготування. *Вісник Житомирського державного технологічного університету*. Серія «Технічні науки». 2008. № 3 (46). Т. 1. С. 156–162.
11. Клочко И.И., Манжос Ю.В. Особенности детонации и работоспособности промышленных смесевых взрывчатых веществ. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2008. Вип. 1/2008 (1). С. 72–78.
12. Щербань В.В., Кривцов Н.В., Козлов С.С. Модель разрушения скальных блочных массивов зарядами из конверсионных взрывчатых материалов. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва.* 2008. Вип. 1/2008 (1). С. 78–85.
13. Калякин С.А., Лабинский К.Н. Теоретические и экспериментальные исследования действия взрыва заряда взрывчатого вещества в горной породе. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2008. Вип. 2/2008 (2). С. 39–46.
14. Давыдов В.Ю., Дубнов Л.В., Гришкин А.М. Универсальный термодинамический критерий эффективности ВВ. *Физика горения и взрыва*. 1992. № 4. С. 102–107.
15. Воробьев В.В., Долударев В.Н. Теоретический анализ изменения давления продуктов детонации смесевого заряда. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. 2009. Вип. 4/2009 (57). Ч. 2. С. 106–110.
16. Чебенко В.Н., Козловская Т.Ф., Комир В.М. Об особенностях изменения параметров детонации при взрывчатых превращениях различных ВВ. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2009. Вип. 1/2009 (3). С. 7–13.
17. Виноградов Ю.И. Оценка эффективности применения взрывчатых веществ нового поколения. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва.* 2011. Вип. 1/2011 (7). С. 45–50.
18. Пепекин В.И., Губин С.А. О теплоте взрыва промышленных и бризантных взрывчатых веществ. *Физика горения и взрыва.* 2006. № 2. Т. 43. С. 100–107.
19. Афанасенков А.Н. О работоспособности взрывчатых веществ. Метод Трауцля. *Физика горения и взрыва*. 2004. № 1. Т. 40. С. 132–139.
20. Афанасенков А.Н., Котова Л.И., Кукиб Б.Н. О работоспособности промышленных взрывчатых веществ. *Физика горения и взрыва*. 2001. № 3. Т. 37. С. 115–125.
21. Воробьев В.Д., Масюкевич А.М., Косьмин И.В. О взаимосвязи давления продуктов взрыва скважинного заряда с направлением разлета кусков породы. *Вісник НТУУ «КПІ».* Серія «Гірництво». 2002. Вип. 6. С. 80–88.
22. Клочков В.Ф. Критерий выбора промышленных ВВ. *Разработка рудных месторождений.* 1991. Вып. 51. С. 36–39.
23. Маслов И.Ю. Разработка технологии взрывной отбойки обводненных горных пород глубокими скважинами с применением эмульсионных взрывчатых веществ на основе пенополистирола : автореф. дис. … канд. техн. наук: 25.00.20. Москва, 2013. 23 с.
24. Азаркович А.Е., Шуйфер М.И. Оценка относительной взрывной эффективности различных взрывчатых веществ массивов пород. *Физико-технические проблемы разработки полезных ископаемых*. 1997. № 2. С. 47–51.
25. Жуков С.А., Тищенко С.В. Закономерности формирования силовых полей скважинных зарядов взрывчатых веществ в разрушаемом объеме горных пород. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2008. Вип. 1/2008 (1). С. 38–44.
26. Туручко І.І., Косьмин І.В. Нові вибухові речовини з регульованою об'ємною концентрацією енергії. *Вісник НТУУ «КПІ».* Серія «Гірництво». 2001. Вип. 5. С. 52–56.
27. Кушнеров П.И., Панчишин О.В., Панчишин В.Я. Способы оценки эффективности действия промышленных взрывчатых веществ. *Сучасні ресурсоенергозберігаючі технології гірничого виробництва*. 2012. Вип. 1/2012 (9). С. 63–69.
28. Твердая О.Я., Воробьев В.Д. Обоснование критерия выбора безопасного и эффективного типа ВВ при массовых взрывах на карьерах. *Проблеми охорони праці в Україні*. 2012. Вип. 22. С. 56–64.
29. Твердий В.В., Лучко І.А. Визначення впливу підривних робіт на виробничий персонал кар'єра та населення прилеглої території при застосуванні нових сумішевих вибухових речовин. *Проблеми охорони праці в Україні*. 2010. Вип. 19. С. 95–102.
30. Вікі ЦДПУ. URL: https://wiki.cuspu.edu.ua/index.php (дата звернення: 25.03.2019).

УДК 628.3
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-4

СУЧАСНІ МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД ХАРЧОВОЇ ПРОМИСЛОВОСТІ

Шестопалов О.В., Гетта О.С., Рикусова Н.І.
Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків
pheonixalex@gmail.com, oksanagetta21@gmail.com, n_rykusova@ukr.net

Розглядаються методи очищення стічних вод харчової промисловості. Визначено основні чинники впливу на навколишнє природне середовище стічних вод харчової промисловості. У статті проаналізовано склад та вплив на довкілля стічних вод харчової промисловості та методи очищення стічних вод. Виявлено, що складність очищення таких стічних вод зумовлена полідисперсним складом забруднень та поєднанням органічних, неорганічних розчинних і нерозчинних сполук, які утворюють стійкі колоїди та дисперсні системи. Окреслено перспективні напрями створення замкнених водооборотних систем під час перероблення овочевої продукції. *Ключові слова:* стічні води підприємств харчової промисловості, негативний вплив на навколишнє природне середовище, овочепереробні підприємства.

Современные методы очистки сточных вод пищевой промышленности. Шестопалов О.В., Гетта О.С., Рикусова Н.И. Рассматриваются методы очистки сточных вод пищевой промышленности. Определены основные факторы влияния на окружающую среду сточных вод пищевой промышленности. В статье проанализированы состав и влияние на окружающую среду сточных вод пищевой промышленности, методы очистки сточных вод. Выявлено, что сложность очистки таких сточных вод обусловлена полидисперсным составом загрязнений и сочетанием органических, неорганических растворимых и нерастворимых соединений, которые образуют устойчивые коллоиды и дисперсные системы. Очерчены перспективные направления создания замкнутых водооборотных систем при переработке овощной продукции. *Ключевые слова:* сточные воды предприятий пищевой промышленности, добыча, негативное влияние на окружающую среду, овощеперерабатывающие предприятия.

Modern methods of wastewater treatment of the food industry. Shestopalov O., Hetta O., Rykusova N. The methods of treatment of food industry wastewater were observed. The main factors of influence of food industry wastewater on the natural environment were determined. The article analyzed the composition and impact of food industry wastewater on the environment and methods of wastewater treatment. It was found that the complexity of treatment of such wastewater is due to the polydispersed composition of contaminants and the combination of organic, inorganic soluble and insoluble compounds that form stable colloids and disperse systems. The article outlined promising directions for creation of closed water-reversible systems during processing of vegetable products. *Key words:* food industry wastewater, mining, negative impact on environment, vegetable processing enterprises.

Вступ. В Україні харчова промисловість є однією із провідних галузей промисловості, що динамічно розвивається [1]. Харчова промисловість є джерелом негативного впливу на навколишнє середовище. За ступенем інтенсивності взаємодії харчової промисловості з навколишнім середовищем перше місце серед об'єктів природи посідають водні ресурси. Вода на харчових виробництвах використовується в більшості технологічних процесів отримання продуктів як основна або допоміжна сировина [2]. За витратою води на одиницю продукції, що випускається, харчова промисловість посідає одне з перших місць.

Промислові харчові підприємства також є «виробниками» великої кількості стічних вод, що характеризуються значним рівнем забруднень. Так, 95% стічних вод, що утворюються в процесі виробництва, містять високі концентрації забруднюючих речовин [3]. Без попереднього очищення стічні води підприємств харчової промисловості не можуть бути скинуті в комунальну систему водовідведення і природні водойми. Стічні води характеризуються високим вмістом завислих часток і органічних домішок [4].

Головним напрямом захисту водного середовища у промисловості є перехід підприємств до роботи за схемою замкнутого циклу водопостачання, коли підприємство після очищення власних стічних вод повторно використовує їх у технологічному циклі, а забруднені та неочищені стічні води взагалі не потрапляють у водойми.

На жаль, в Україні рівень очищення стічних вод дуже низький. Існуючі очисні споруди, які мають більшість підприємств, вилучають лише 10–40% неорганічних речовин (40% азоту, 30% фосфору, 20% калію) і практично не вилучають солі важких металів [5].

Наслідки забруднення водного середовища можуть бути дуже різноманітними для здоров'я людини. Шкоди можуть завдати такі поширені забруднювачі, як фторо-, хлоро-, і фосфорорганічні забруднювачі, нітрати, нітрити, нітросполуки,

пестициди, гербіциди тощо. Саме тому вдосконалення методів очищення стічної води харчових підприємств є актуальним науковим завданням.

Мета і завдання дослідження. Метою статті є аналіз впливу стічних вод харчової промисловості на довкілля та пошук сучасних методів очистки стічних вод харчової промисловості.

Для досягнення цієї мети у статті необхідно було вирішити такі завдання:

– охарактеризувати вплив харчової галузі на довкілля;

– проаналізувати склад та вплив на довкілля стічних вод харчових та переробних виробництв;

– систематизувати методи очищення стічних вод харчової промисловості;

– окреслити перспективні напрями створення замкнених водооборотних систем під час перероблення овочевої продукції.

1. Аналіз впливу стічних вод харчової промисловості на довкілля

Значну екологічну небезпеку становить забруднення поверхневих вод органічними речовинами зі стоків харчових виробництв. Ці речовини, потрапляючи у водойми, спричиняють розвиток у них процесів гниття, зараження хвороботворними бактеріями, цвітіння води, негативно впливають на фауну та флору [6].

Останніми десятиліттями забруднення водойм на всій планеті набуло катастрофічного характеру. Істотну роль у забрудненні гідросфери відіграють підприємства переробної промисловості. Унаслідок цього поверхневі водні джерела стають усе більше забрудненими, використання з них води для промислових, теплоенергетичних, побутових та інших потреб зумовлює необхідність в усе більш складному і витратному очищенні [7].

На підприємствах харчової промисловості (наприклад, овочепереробні заводи) після промивки овочів та фруктів зазвичай відбувається забруднення стічних вод, яке призводить до збільшення у воді нерозчинних домішок – піску та глини. Тверді частки знижують прозорість води, пригнічуючи розвиток водних рослин, забивають зябра риб та інших водних тварин, погіршуючи смакові якості води, а то й роблять її взагалі непридатною для споживання.

У таблиці 1 наведені данні за наслідками використання води підприємствами харчової промисловості протягом 2016 р. за регіонами України, за даними статистичної інформації [8].

Стічні води підприємств харчової промисловості належать до категорії висококонцентрованих і мають нестабільні за якістю і кількістю показники [9]. Такі стоки являють собою складні полідисперсні системи і містять різні за своєю природою забруднення залежно від типу виробництва: жир, молоко, луску, шерсть, кров, шматочки тканин тварин, солі, мінеральні нерозчинні домішки, миючі засоби й ін. Ці води характеризуються високими показниками БСК, ХСК, завислих речовин, жирів та ін. [3]. Скидання стічних вод у водойми швидко виснажує запаси кисню, що спричиняє загибель гідробіонтів [10].

Стічні води підприємств харчової промисловості утворюються під час миття сировини, устаткування, виробничих приміщень, а також після використання води і пари в технологічних процесах. Утворені стічні води містять агрегативно-стійкі колоїди, до складу яких входять тваринні і рослинні жири, білки, крохмаль, цукор, а також солі, вуглеводи, барвники, згущувачі, консерванти [11].

Наприклад, до складу стічних вод овочепереробних підприємств входять: розчинні, нерозчинні і

Таблиця 1

Використання та відведення води підприємствами харчової промисловості протягом 2016 р., млн м^3

Регіон України	Використано води	з неї на:		Відведено зворотних вод у поверхневі водні об'єкти		
		побутово-питні потреби	Виробничі потреби	усього	зокрема забруднених	із них без очищення
Харківська обл.	6,744	0,605	6,139	1,205	0,873	0,622
Закарпатська обл.	0,288	0,022	0,255	0,04	0,027	0,027
Запорізька обл.	2,964	0,210	2,754	0,059	0,042	–
Львівська обл.	5,273	0,258	5,015	1,917	0,009	–
Миколаївська обл.	3,558	0,223	3,238	0,112	–	–
Одеська обл.	1,210	0,466	2,034	0,852	0,158	0,359
Полтавська обл.	8,173	5,299	3,813	1,139	–	–
Рівненська обл.	0,676	0,064	0,612	0,083	0,079	–
Сумська обл.	1,442	0,238	1,204	0,219	0,071	0,148
Тернопільська обл.	1,481	0,083	1,398	0,438	0,024	0,016
Хмельницька обл.	3,793	0,526	3,237	1,555	–	–
Черкаська обл.	4,1	0,762	3,338	1,174	–	1,078
Чернігівська обл.	4,296	0,318	3,835	1,783	–	–
Всього по Україні	35,83	9,074	36,872	10,57	1,283	2,25

Таблиця 2

Характеристики стічних вод підприємств харчової промисловості

Галузь	Значення показниць забруднення					
	pH	**Завислі речовини, мг/л**	**ХПК, мг/л**	**БПК$_5$, мг O_2 / л**	**Азот загальний, мг/л**	**Фосфор, мг/л**
Плодоовочеві виробництва	4	20–1 800	440–2 690	350–2 175	20–30	0,1–1,4
Сахарні виробництва	6–9	1 200–2 600	4 900	1 400–3 600	17	–
Молочні підприємства	6,5–9	350–600	1 200–3 000	500–2 000	50–90	8–16
Кондитерскі (усереднений стік) підприємства	4,5–9,9	1 220–1 790	6 060	2 190	–	–
Крохмальні переробні (картопля) заводи	7,2	600–4 700	100–2 520	300–1 300	265	–
Спиртзаводи (барда)	4	32 000–45 000	20 000–48 000	15 500–29 900	15–20	2,2–4
Рибопереробна	7–8	1 300–1 350	1 080–2 009	590–1 300	30–40	9–29
М’ясопереробна	6,5–8,5	300–600	1 600–2 000	800–1 500	100–150	40–80
Хлібопекарська	6–8	100–150	550–680	400–450	40–60	5–10
Лікеро-горілчана	8–10	250–500	90–120	50–55	15–20	2–4
Порівняльна характеристика з вимогами						
Вимоги до скиду в каналізацію	6,5–9	згідно із проєктом міських очисних споруд або не більше 500 мг/дм^3	15 мг/дм^3	згідно із проєктом міських очисних споруд або не більше 350 мг/дм^3	15	3
Вимоги для скиду у водойму рибогосподарського призначення	6,5–8,5	після скидання стічних вод не повинен збільшитися понад 0,75 мг/дм^3	30 мг/дм^3	6 мг/дм^3	3	1

колоїдні речовини, що видаляються з поверхні продуктів під час їх очищення і миття; соки і сиропи, що застосовуються під час переробки продуктів, випадково вносяться домішки, відходи від сировини тощо. Розмір цих забруднень значний, становить 12–35% від ваги сировини. Від 20 до 50% відходів потрапляє в каналізаційну мережу разом зі стічними водами [12].

В оборотних і стічних водах забруднюючими речовинами овочепереробних підприємств є частинки ґрунту, м'якоть і шкірка плодів, плісняві та гнильні бактерії, а також інші відходи. Під час обробки тієї самої сировини стічні води можуть істотно відрізнятися [13].

Залежно від виду сировини, що переробляється, і від способу переробки склад стічних вод значно змінюється (таблиця 3) [14].

Кількість, склад і концентрація забруднень стічних вод підприємств овочепереробної промисловості залежить від безлічі чинників, а саме: виду продукції, що випускається, наявності систем оборотного водопостачання, технологічних особливостей, конструкцій апаратів тощо [15].

В Україні діє понад 2,8 тис. очисних споруд із самостійним випусканням стічних вод у водні об'єкти. Серед них споруд біологічного очищення – 60%, механічного – 35%, фізико-хімічного – 5%. Понад 300 міст мають споруди повного біологічного очищення [14; 16].

2. Методи та технології очищення стічних вод харчової промисловості

Очищення стічних вод – обробка стічних вод із метою руйнування або видалення з них шкідливих речовин, що проводиться механічними, хімічними, фізико-хімічними та біологічними методами, коли ж вони застосовуються разом, то досягається висока якість очищення. Застосування того чи іншого методу в кожному конкретному випадку визначається характером виробничих процесів, ступенем шкідливості домішок, складом забруднень [17; 18].

Очищення стічних вод може виконуватися за різними схемами, які забезпечують різну ефективність очищення. Усі методи очищення стічних вод, які використовуються в даний час, поділяють на: механічні, фізико-хімічні, хімічні, біологічні (біохімічні). Окрім того, для знищення бактеріального забруднення використовують знезараження стічних вод [19]. Залежно від місця скидання (водойми рибогосподарського призначення) використовують різні схеми очищення стічних вод [20; 21].

2.1. Механічні методи

Механічне очищення застосовують для стічних вод, що містять завислі, плаваючі та грубоемульговані тверді і рідкі нерозчинні забруднювальні речовини. Зазвичай механічне очищення служить для вилучення зі стічних вод в основному мінеральних забруднень [22].

Механічні методи очищення стічних вод (відстоювання, фільтрація, гідроциклонування) спрямовані на вилучення лише нерозчинних домішок.

Недоліки таких підходів – слабкий вплив на відхилення показників якості води, які викликані розчинними забруднювачами (корегування pH, зміна сольового складу), та наявність елементів, які забиваються і потребують відновлення властивостей (фільтри) [23].

Кращий ефект механічного очищення стічних вод досягається шляхом інтенсифікації гравітаційного відстоювання – преаерацією, біокоагуляцією, використанням хімічного підсилення процесів агрегатоутворення завдяки використанню коагулянтів і флокулянтів, висвітленням у підвішеному шарі (відстійники-освітлювачі) або в тонкому шарі (тонкошарові відстійники), а також за допомогою гидроциклонів [24; 25].

2.2 Біологічні методи

Зазвичай біологічний метод передбачає очищення у штучних або природних умовах із метою зниження показників забруднення за такими лімітуючими показниками, як: біохімічне споживання кисню, азот

Таблиця 3

Склад забруднень стічних вод залежно від виду сировини

Сировина	Завислі речовини, мг/л	Розчинні речовини, мг/л	Залишок під час прорювання, мг/л	pH	ХПК, мг/л	$БПК_5$, мг/л
Томати	450	2 500	580	4,9	1 100	1 150
Горошок	300	6 000	3 360	4,7	2 150	2 710
Боби	60	1 670	970	7,6	–	240
Шпинат	580	1 700	950	7	40	280
Морква	1 830	5 800	1 900	7,1	–	1 110
Буряк	1 600	5 000	800	6	2 700	1 050
Кисла капуста	60	3 300	1 600	5,6	800	1 400
Вишні	20	4 100	1 700	6,2	–	750
Персики	600	1 650	810	7,6	200	1 400
Абрикоси	260	1 800	600	7,6	700	200
Картопля	2 000	6 200	700	6,5	2 600	1 200

амонійний, нітрити, нітрати, фосфор. Процеси біологічного очищення пов'язані з деструкцією органічних і синтетичних речовин унаслідок взаємодії із групою мікроорганізмів, тобто полягають в окисленні мікроорганізмами органічних речовин, що містяться у стічних водах у вигляді дрібних суспензій, колоїдів та розчинів. Споруди, які служать для біологічного очищення стічних вод, поділяють на дві групи. До першої належать споруди, в яких біологічне очищення проводиться в умовах, близьких до природних (поля зрошення, поля фільтрації та очисні біологічні водойми). У другій групі споруд очищення проводиться у штучно створених умовах (біологічні фільтри й аеротенки). У спорудах першої групи стічні води очищаються досить повільно завдяки запасу кисню у ґрунті та воді очисних біологічних водойм, а також унаслідок життєдіяльності мікроорганізмів-мінералізаторів, що окислюють органічні забруднення. У спорудах другої групи у штучно створених умовах процеси очищення стічних вод протікають значно інтенсивніше [26]. Для досягнення кращого результату вказані методи комбінуються. Сучасні системи очистки води є багатоступеневими, у кожній їхній ланці застосовують послідовно різні методи очищення води від забруднень [27].

Аеробне очищення, застосоване для харчових підприємств, забезпечує високий ступінь очищення стічної води, яка характеризується невисоким (до 2 000 мг/л) значенням ХСК. Для більш концентрованих за ХСК стічних вод використовують комбінацію анаеробних методів (метанового бродіння) з доочищенням аеробними методами [3].

2.3. Хімічні методи

Хімічні методи очищення засновані на застосуванні реагентів із метою нейтралізації стічних вод; окислення (відновлення) домішок до нетоксичних або малотоксичних речовин; перетворення домішок на нерозчинні компоненти. Зазвичай хімічний метод полягає в тому, що у стічні води додають різні хімічні реагенти (кислоти, луги, сильні окиснювачі, наприклад, хлор), що вступають у реакцію із забруднювачами, окислюють їх або осаджують їх у вигляді нерозчинних осадів. Хімічним очищенням досягається зменшення нерозчинних домішок до 95% і розчинних до 25% [28; 29]. До цих методів можна віднести також процеси електрохімічного окислення домішок на аноді і катодного відновлення цінних речовин, що містяться в стічних водах [30].

В Україні для знезараження стічних вод від патогенних мікроорганізмів найбільш поширений метод оброблення стічних вод хлором, але європейські країни все частіше відмовляються від нього, віддаючи перевагу обробці озоном, ультрафіолетом, ультразвуком та комбінованими методам. Сьогодні практично остаточно відмовилися від застосування хлору в Німеччині, Великобританії та Сполучених Штатах Америки [31; 32].

Хлорвміщуючі реагенти мають низку істотних недоліків [33]. Взаємодія хлору з органічними речовинами, що містяться у стічних водах, призводить до утворення хлороформу (клас небезпеки 2), чотирихлористого вуглецю (клас небезпеки 2), бромдихлорметану (клас небезпеки 2), дибромхлорметану (клас небезпеки 3), бензопірену, які мають мутагенні та канцерогенні властивості. Літературні дані свідчать про те, що гігієнічних критеріїв ефективності процесу (дози активного хлору 3–5 мг/дм^3, експозиція 30 хвилин і залишковий активний хлор 1,5 мг/дм^3), регламентованих СНіП 2.03.04–85 [34], у деяких випадках недостатньо для надійного знезаражування стічних вод від кишкових бактерій і вірусів. Використання із цією метою підвищених доз активного хлору є небажаним. Крім того, цей метод пов'язаний із необхідністю дотримання правил безпеки під час збереження, транспортування і застосування хлору [32].

2.4. Фізико-хімічні методи

Фізико-хімічні методи очищення води використовують для знезараження рідини та ліквідації органічних частинок, що утворюють дрібнодисперсні та колоїдні маси в каналізаційних системах, використовуються для видалення тонкодисперсних, розчинених неорганічних і органічних речовин. Вони ґрунтуються на фільтрації, гіперфільтрації, агрегатоутворенні та деструкції, що дозволяє позбутися небажаних іонів і кислот.

Найбільш поширені сучасні методи очищення стічних вод, що належать до даної категорії: електрокоагуляція, електроліз, флокуляція, іонообмінний метод, коагуляція, сорбція [35].

Серед фізико-хімічних методів поширене очищення стічних вод із використанням коагулянтів і флокулянтів [36; 37; 38; 39]. Флокуляція та коагуляція викликають взаємодію хімічних елементів із колоїдними та дрібнодисперсними домішками. Вони вступають у реакцію, після чого у воді з'являються пластівці, які механічно видаляються або відфільтровуються [27]. Методи очищення промислових стічних вод із застосуванням коагулянтів і флокулянтів дозволяють видаляти до 97–98% колоїдних і високодисперсних домішок зі стічних вод, на сьогодні вони є одними з найбільш ефективних [40; 41; 42; 43].

Терміни «коагуляція» і «флокуляцяя» часто взаємозаміняють один одного, проте для того, щоб отримати більш точне уявлення про процеси освітлення та знезалізнення, варто розглядати їх як два різних механізми [44].

Флокулянти (існує приблизно 800 різних флокулянтів) можуть бути об'єднані у 3 окремі категорії: неіоногенні; аніонні; катіонні [45]. Неіоногенні марки флокулянтів – технічно чистий поліакриламід. Його виробляють шляхом кополімеризації моноакриламіда і солей акрилової кислоти. Аніонні флокулянти особливо ефективні під час оброблення дисперсних систем із негативно зарядженими коло-

їдними частинками. Більшість органічних колоїдів мають негативний заряд. Катіонні флокулянти – для оброблення дисперсних систем із позитивним зарядом. Неорганічні колоїди зазвичай мають позитивний заряд, наприклад, колоїдний гідроокис заліза. Механізм дії катіонних і аніонних флокулянтів полягає у фіксуванні дестабілізованих частинок (заряджених) і об'єднанні їх уздовж полімерного ланцюга [46].

Коагулянти дестабілізують колоїдну систему шляхом нейтралізації сил різної природи (заряд подвійного електронного шару), що забезпечують її стійкість, утворюючі агрегати у вигляді дрібних пластівців. Флокулянти збільшують розмір пластівців, що утворилися під час коагуляції. Завдяки тому, що флокулянт утворює зв'язок між злиплими колоїдними частинками, формуються великі, легко осідають флокули [47]. Тому процеси коагуляції та флокуляції часто комбінують.

3. Шляхи підвищення рівня екологічної безпеки шляхом повторного використання стічної води

Вибір схеми очищення стічних вод підприємства залежить від багатьох чинників: кількості стічних вод, які утворюються на підприємствах, можливості й економічної доцільності вилучення домішок зі стічних вод, вимог до якості очищеної води з метою використання її в системах повторного й оборотного водопостачання [48].

Замкнута система водопостачання, наприклад, на підприємствах переробки овочів та фруктів, являє собою хіміко-технологічний комплекс (цех) із виробництва чистої води всередині підприємства. Це невід'ємна і одна з головних складових частин будь-якого безвідходного виробництва. Технологічні схеми обробки стічних вод у замкнутих системах водопостачання різноманітні і залежать від багатьох чинників: характеристик стічних вод, можливостей підприємства використовувати очищену воду того чи іншого складу, можливості утилізації концентратів на самому підприємстві або поруч розташованих тощо.

До технологічної схеми обробки промислових стоків різного складу входять такі вузли: усереднення та накопичення стічних вод; механічної очистки від великих залишків; реагентної (хімічної, фізико-хімічної, електрохімічної, біотехнологічної) обробки стічних вод із руйнуванням токсичних і виділенням у вигляді суспензії шкідливих (агресивних) домішок; агрегатоутворення (коагуляція, флокуляція) – для інтенсифікації процесу видалення суспензії зі стоку; освітлення (відстоювання) оброблених стічних вод у швидкісних (тонкошарових) відстійниках; доочистки (за потреби) освітленої води на зернистих фільтрах; знезараження води, а також зневоднення виделеної суспензії забруднюючих речовин та утилізації утворених осадів.

Висновки. Харчова галузь України є одним із найбільших споживачів води, необхідної для технологічних процесів, отже, вагомим виробником стічних вод. Щорічне споживання підприємствами цієї галузі – приблизно 35,83 млн м^3 води. Водночас утворюється майже 10,57 млн м^3 стічних вод, які суттєво впливають на довкілля України через скид недостатньо очищених або неочищених стічних вод у водойми.

Стічні води харчових підприємств можна віднести до категорії висококонцентрованих за органічними речовинами. Окрім органічних сполук, вони містять у середньому до 5 000 мг/л тонкодисперсних завислих часток. Складність очищення таких стічних вод зумовлена полідисперсним складом забруднень та поєднанням органічних, неорганічних розчинних і нерозчинних сполук, які утворюють стійкі колоїди та дисперсні системи. Тому зазвичай стічні води харчових та переробних підприємств неможливо очистити одним способом без комбінації різних методів та відповідного устаткування.

Серед наявних сучасних методів очищення стічних вод харчової промисловості найбільш ефективним можна вважати фізико-хімічний метод зі застосуванням коагулянтів та флокулянтів. Цей метод у комбінації з механічною очисткою утворених агрегатів (пластівців, флокул) дозволяє забезпечити високий ступінь очищення від нерозчинених домішок, зважених речовин, що містяться у високих концентраціях і характерні для підприємств даної галузі.

Перспективним методом підвищення рівня екологічної безпеки підприємств харчової та переробної галузі є створення замкнених водооборотних схем та повторного використання очищеної води у виробництві, наприклад, для миття овочевої продукції. Для цього необхідне створення систем очищення води, які забезпечуватимуть достатню для повторного використання якість очищення. Обґрунтування вибору методу очищення води конкретного підприємства залежить головним чином від складу забруднюючих її речовин, у кожному випадку потребує експериментальних досліджень ефективності використання конкретного методу очистки, видів та доз реагентів тощо.

Література

1. Пилипенко О. Розвиток харчової промисловості України. *Наукові праці НУХТ*. 2017. Т. 23. № 3. С. 15–25.
2. Гимранов Ф. Оценка возможности использования комплексных методов обеззараживания воды в пищевой промышленности. *Технология и аппараты пищевых производств* / Ф. Гимранов и др. *Вестник Казанского государственного технологического университета.* 2012. № 7. С. 289–291
3. Благодарная Г., Шевченко А., Лунин С. Анализ методов очищения высококонцентрированных сточных вод предприятий пищевой промышленности. *Коммунальное хозяйство городов :* научно-технический сборник. Киев : Техника, 2010. Вып. 93. С. 176–182.

4. Яромский В. Очистка сточных вод пищевых и перерабатывающих предприятий. Минск : Издательский центр БГУ, 2009. 171 с.
5. Пашков А. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні. *Безпека життєдіяльності.* 2011. № 4. С. 10–16.
6. Мальований М., Дячок В., Сахневич Я. Аналіз перспектив очищення стоків харчових виробництв. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності.* 2008. № 5. С. 72–75.
7. Петрушка І., Леськів Г., Плахтій І. Очищення стічних вод від барвників природними сорбентами. *Вісник Національного університету «Львівська політехніка».* 2003. № 488. С. 230–233.
8. URL: https://menr.gov.ua/news/31778.html.
9. Чеботаева М. Очистные сооружения BIOMAR® в индустрии напитков в России. *Пиво и напитки*. 2008. № 4. С. 44–45.
10. Челноков А., Ющенко Л., Фридлянд М. Экологические проблемы Республики Беларусь и пути их решения. Минск, 1999. 147 с.
11. Симанина И., Сидорская С. Сточные воды пищевой промышленности. *Сборник материалов 72-й Студенческой научно-технической конференции, 20–28 апреля 2016 г.* / Белорусский национальный технический университет, Факультет горного дела и инженерной экологии. Секция «Экология». Минск, 2016. С. 178–183.
12. Krepper E., Prasser H.-M. Measurements and CFX simulations of a bubbly flow in a vertical pipe. *Computing methods for two-phase flow :* AMIFESF Workshop. 2000. P. 1–8.
13. Семенова Е., Маршалкин М., Саркисова С. От экологически ответственного хозяйствования к сохранению водных и энергетических ресурсов. *Инженерный вестник Дона.* 2014 № 2. URL: ivdon.ru/ru/magazine/archive/n2y2014/2375.
14. Головинов Н. Электрогидравлическая обработка отходов мукомольного производства в технологии получения биоэтанола : автореф. дис. … канд. тех. наук: 05.20.02. Зерноград, 2010. 19 с.
15. Borja R., Alba J., Carrido S. Effect of aerobic pretreatment with Aspergillusterreus on the anaerobic digest on of olive-mill waster water. *Biotechnol and Appl. Biochem.* 1995. Vol. 22. № 2. P. 233–246.
16. Пашков А. Проблеми забруднення поверхневих, підземних і стічних вод та заходи щодо їх ліквідації і запобігання в Україні. *Безпека життєдіяльності.* 2011. № 4. С. 50–55.
17. Загорская Е. Очистка сточных вод на промышленных предприятий г. Тольятти. 2012. С. 28–30.
18. Joanne E. Drinan, Frank Spellman Water and Wastewater Treatment : A Guide for the No engineering Professional. 2013.
19. Весельська М., Бовсуновська М. Вода в харчовій промисловості. *Збірник матеріалів VI Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених, аспірантів і студентів.* Одеса, 2015. С. 51–52.
20. Biochemcal waste treatment. *Water and Waste Treat.* Gr. Brit. 1991. № 34. P. 1–16.
21. IR-luminescence of low-stability aqueous structures (theory and experiment) / M. Efendiev et al. *Biofizika.* 2004. V. 49. № 6. P. 965–9.
22. Защита водных объектов от загрязнения сточными водами / Д. Гостищев и др. *Природообустройство.* 2014. № 1. С. 62–68.
23. Штепа В. Обґрунтування алгоритму експериментально аналітичних досліджень режимів електротехнічної очистки стічних вод агропромислових об'єктів з метою побудови енергоефективних систем управління. *Енергетика і автоматика.* 2014. № 2. С. 62–71.
24. Родионов А., Клушин В., Торочешников Н. Техника защиты окружающей среды. 2-е изд., перераб. и доп. Москва : Химия, 1989. 512 с.
25. Бедимогов С. Задержание и удаление механических включений из сточных вод. *Водоснабжение и санитарная техника.* 2002. № 2. С. 25 – 29.
26. Маслій І. Проблеми очистки стічних вод тваринницьких підприємств. *Вісник Сумського національного аграрного університету.* Серія «Будівництво». 2015. Вип. 10. С. 75–77.
27. Донська М., Хронологія методів та технологій очистки води у світі. *Гілея : науковий вісник.* № 99. С. 83–87.
28. Новиков А., Женихов Ю. Улучшение качества природных и очистка сточных вод : учебное пособие. Ч. 1. 1-е изд. Тверь : ТГПУ, 2006. 112 с.
29. Очистка и обеззараживание сточных вод перерабатывающих предприятий АПК / Л. Кузнецова и др. *Пищевая промышленность.* 2002. № 10. С. 52–53.
30. Анопольский В., Фельдштейн Г., Фельдштейн Е. Некоторые аспекты водоснабжения и охраны гидросферы от загрязнения (по опыту Научно-инженерного центра «Потенциал-2»). Ч. 2 : Охрана гидросферы от загрязнения. *Биосфера.* 2010. Т. 2. С. 214–230.
31. Blume T. Kombinierte Methoden mit Ultraschall zur Desinfektion von Abwasser. *TU Hamburg-Harburg reports on Sanitary Engineering 50.* 2005. P. 79–90.
32. Іванько О., Бідненко Л. Сучасні методи знезараження стічних вод (огляд літератури). С. 137–150.
33. Русанова Н., Овечкина Г. Хлорирование и дехлорирование городских сточных вод. *Водоснабжение и санитарная техника.* 2002. № 2. С. 30–32.
34. СНиП 2.04.03–85. Канализация. Наружные сети и сооружения. Москва : Стройиздат, 1986. 72 с.
35. Филатова Е. Обзор технологий очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов, основанных на физико-химических процессах. *Изв. вузов. Прикладная химия и биотехнология.* 2015. № 2 (13). С. 97–109.
36. Абрамович С., Рапопорт Я. Тенденции развития водоснабжения городов за рубежом : обзор. Москва : ВНИИИС, 1985. 75 с.
37. Бабенков Е. Очистка воды коагулянтами. Москва : Наука, 1977. 356 с.
38. Бабенков Е. Воду очищают коагулянты. Москва : Знание, 1983. 64 с.
39. Экология очистки сточных вод физико-химическими методами / Н. Серпокрылов и др. Москва : Ассоциация строительных вузов, 2009. 261 с.

40. Захаркин Д., Таранцева К., Полунина Е. Исследование эффективности флокулянтов BESFLOC для очистки сточных вод с производства мягких лекарственных средств. *XXI век: итоги прошлого и проблемы настоящего плюс.* 2014. № 5 (21). С. 181–184.
41. Линевич С., Гетманцев С. Коагуляционный метод водообработки: теоретические основы и практическое использование. Москва : Наука, 2007. 230 с.
42. Вейцер Ю., Минц Д. Высокомолекулярные флокулянты в процессах очистки природных и сточных вод. Москва : Стройиздат, 1984. 201 с.
43. Флокулянты. Свойства. Получение. Применение : справочное пособие / С. Бутова и др. Москва : Стройиздат, 1997. 160 с.
44. Гайнулина М., Булавин А., Тюрина Т. Получение сополимеров малеинового ангидрида и стирола и использование их в качестве флокулянта. *Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов :* материалы V Международной научной конференции студентов и аспирантов, ДонНТУ. Донецк, 2006. Т. 1. С. 78–79.
45. Настенко А., Зосуль О. Современные коагулянты и флокулянты в очистке природных и сточных вод. *Международный студенческий научный вестник.* 2015. № 3. Ч. 4. С. 531–537. URL: https://www.eduherald.ru/ru/article/view?id=14176.
46. Драгинский В., Алексеева Л., Гетманцев С. Коагуляция в технологии очистки природных вод. Москва, 2005. 576 с.
47. Новые коагулянты и флокулянты в процессах водоподготовки / А. Гречаников и др. *Вестник Витебского государственного технического университета.* 2012. № 23. С. 102–107.
48. Физико-химические методы очистки сточных вод / С. Каткова и др. *Научные труды Дальрыбвтуза.* 2009.

УДК 574.08): 504+373:033
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-5

СИСТЕМНЕ ЗАСТОСУВАННЯ МЕТОДІВ ДИСТАНЦІЙНОГО МОНІТОРИНГУ ЕКОЛОГІЧНОГО ТА ТЕХНІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ТЕХНОЕКОСИСТЕМ

Машков О.А.[1], Фролов В.Ф.[2], Жукаускас С.В.[3], Нігородова С.А.[4]
[1] Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
mashkov_oleg_52@ukr.net
[2] Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова, 1, 03680, м. Київ
frolov47@ukr.net
[3] Міністерство екології та природних ресурсів України
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
S.Zhukauskas@gmail.com
[4] Координаційний центр програм малих грантів ГЕФ
Кловській Узвіз, 1, 01021, м. Київ
SvitlanaN@unops.org

Розглянуто особливості системного використання методів дистанційного зондування Землі для моніторингу еколого-технічного стану водно-технологічних систем. Запропоновано технологію проведення моніторингу поверхневих вод за даними дистанційного зондування Землі, досліджено комплексний вплив забруднюючих речовин на екологічний стан водних екосистем із використанням аерокосмічних технологій. *Ключові слова:* аерокосмічні технології, водна система, дистанційне зонування Землі, екологічний стан екосистем, екологічні ризики, поверхневі води, супутниковий моніторинг, цвітіння водоростей.

Системное применение методов дистанционного мониторинга экологического и технического состояния водных техноэкосистем. Машков О.А., Фролов В.Ф., Жукаускас С.В., Нигородова С.А. Рассмотрены особенности системного использования методов дистанционного зондирования Земли для мониторинга эколого-технического состояния водно-технологических систем. Предложена технология проведения мониторинга поверхностных вод по данным дистанционного зондирования Земли, исследовано комплексное воздействие загрязняющих веществ на экологическое состояние водных экосистем с использованием аэрокосмических технологий. *Ключевые слова:* аэрокосмические технологии, водная система, дистанционное зонирование Земли, экологическое состояние экосистем, экологические риски, поверхностные воды, спутниковый мониторинг, цветение водорослей.

Systemic application of remote monitoring methods for the ecological and technical state of water techno-ecosystems. Mashkov O.A., Frolov V.F., Zhukauskas S.V., Nigorodova S.A. The features of using the methods of remote sensing of the Earth to monitor the ecological and technical state of water technological systems are considered. The technology of conducting monitoring of surface waters according to Earth, the complex influence of pollutants on the ecological status of water ecosystems using aerospace technologies is investigated. *Key words*: аерокосмічні технології, водна система, дистанційне зондування Землі, екологічний стан екосистем, екологічні ризики, поверхневі води, супутниковий моніторинг, цвітіння водоростей.

Постановка проблеми. Світовий досвід довів, що для підвищення якості, оперативності, комплексності та ефективності системи моніторингу довкілля необхідно поєднувати сучасні інноваційні засоби і технології: автоматизовані та автоматичні вимірювальні системи; аерокосмічні дослідження з використанням як супутників, так і літаків та безпілотних літальних апаратів; системи автоматизованої обробки даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ); геоінформаційні аналітичні системи для обробки інформації з урахуванням закономірностей її зміни у часі і просторі; комплексні багаторівневі системи моніторингу і контролю стану довкілля, які забезпечуватимуть інтегрування та комплексний аналіз даних про стан усіх складників довкілля як окремих регіонів і країни загалом із можливістю обміну даними з аналогічними міжнародними системами моніторингу; методи та технології аналізу

даних моніторингу довкілля та визначення рівня техногенної та екологічної безпеки тощо.

Актуальність дослідження. Розроблення наукових засад створення та впровадження таких систем, методів і технологій відповідає загальноєвропейським та світовим підходам до екологічного управління, а також відповідає вимогам і директивам Угоди про асоціацію України з ЄС, у т. ч. Додатку XXX, який у повному обсязі набув сили з 1 листопада 2014 р. Результати такого дослідження значно розширять можливості міжнародної співпраці України в галузі охорони навколишнього природного середовища та сприятимуть приведенню стану довкілля у відповідність з європейськими і світовими вимогами.

Сьогодні проблема інтенсивного «цвітіння» води гостро стоїть у різних акваторіях. Відомо, що інтенсивне цвітіння характерно, передусім, для водойм зі слабкими течіями, як, наприклад, каскад Дніпровських водосховищ. Останнім часом цей чинник характерний і для інших водних техноекосистем. «Цвітіння» води є наслідком масового розвитку мікроскопічних водоростей (зазвичай синьо-зелених), що супроводжується значним погіршенням якості води. Причиною цього є комплекс чинників: зміна клімату, надходження у воду великої кількості різних мінеральних і органічних речовин унаслідок інтенсифікації господарської діяльності людини. Це надходження у водойми забруднених біогенними речовинами комунальних чи сільськогосподарських стоків, мінеральних добрив, синтетичних миючих засобів тощо.

Водойми-охолоджувачі атомних (АЕС) та теплових (ТЕС) електростанцій є важливими об'єктами водокористування. Отже, контроль над допомогою систем дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) є дуже

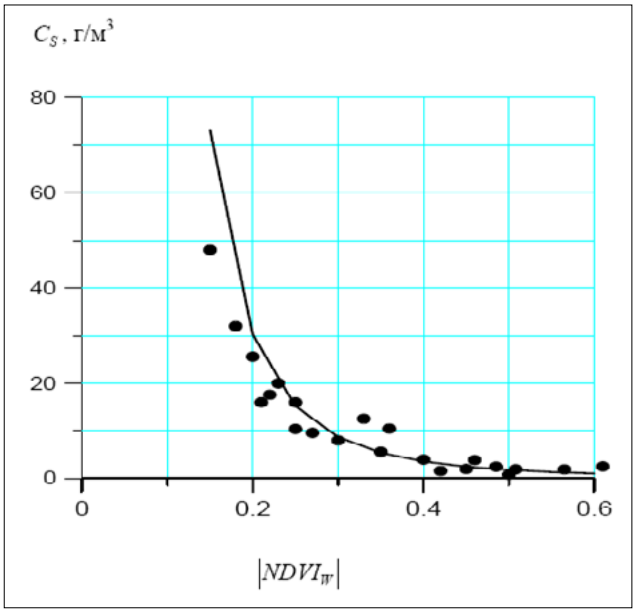


Рис. 1. Залежність сумарної концентрації суспензії від величини $NDVI_W$ (емпірична залежність за даними супутникових вимірювань: $C_S = 0{,}214|NDVI_W|^{-3{,}07}$)

актуальним: по-перше, це контроль гідротермічного режиму, розроблення пропозицій щодо поліпшення здатності до охолодження циркуляційних вод; по-друге, це контроль екологічного стану, зокрема, цвітіння та заростання водойм вищими водними рослинами. Окремою проблемою є контроль над допомогою ДЗЗ динаміки формування ветленд-екосистеми на місті існування водойми-охолоджувача Чорнобильської АЕС. Також контроль термічного режиму є важливим на об'єктах гідроенергетики на р. Дністер з огляду на особливості конструкції та режиму експлуатації ГЕС.

Мета статті – виявлення особливостей системного використання методів дистанційного зондування землі для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Формуванню наукових основ сучасного моніторингу навколишнього середовища присвячено роботи академіка І.П. Герасимова (1975, 1976 рр.) і професора Ю.А. Ізраеля (1984 р.), в яких розроблено основні принципи формування системи екологічного моніторингу та частково відображено міжнародні аспекти глобальної системи моніторингу. Значний внесок у розвиток проблем моніторингу навколишнього природного середовища зробили Г.О. Білявський, В.М. Боголюбов, О.І. Бондар, А.Н. Бугор, Н.А. Емец, М.О. Ісаєнко, В.М. Ісаєнко, Клименко, І.В. Корінько, І.Ю. Костіков, Г.В. Лисиченко, А.М. Прищепа, Т.А. Сафранов, В.М. Ткач, О.І. Федоренко, Р.С. Фурдуй, А.Г. Шапарь [2–4; 6; 13; 19].

Питання застосування багатоспектральних методів дистанційного зондування Землі в природокористуванні розглянуто в працях П.О. Акименка, Л.М. Зуба, І.М. Копачевського, Ю.В. Костюченко, С.С. Кохана, В.І. Лялька, М.О. Попова, А.І. Сахацкого, Д.М. Соловйова, С.А. Станкевича, А.І. Томільцевої, О.В. Томченко, О.Д. Федоровського, А.Я. Ходоровского, М.В. Ющенка та ін. [1; 5; 7–9; 17].

Дослідженню використання даних космічних спостережень за земною поверхнею для контролю екологічного та технічного стану водних техноекосистем присвячено публікації В.Е. Васильєва, А.І. Мацнєва, О.А. Машкова, О.О. Протасова, С.Б. Проценка, В.Д. Романенка, Л.А. Саблія, В.Ф. Фролова, В.І. Щербака [10; 11; 15; 18].

Виклад основного матеріалу.

Особливості ведення моніторингу поверхневих вод за даними ДЗЗ

Дослідження взаємодії екосистем суходолу і водних об'єктів показали, що як індекс вегетації *NDVI* може використовуватися екологічний індикатор для берегової ($NDVI_L$) і для 50–70 км прибережної зони ($NDVI_W$). Розподіл для суходолу свідчить про параметри екологічного стану. Просторові розподіли для водного середовища корелюють із такими оптико-біологічними параметрами, як концентрація хлорофілу-а і мінеральної суспензії, прозорість води

і пов'язані з ними характеристики. Взаємозв'язок значень $NDVI_L$ і $NDVI_W$ проявляється у загальній тенденції збільшення $NDVI_W$ і, отже, концентрації домішок у водному середовищі за збільшення $NDVI_L$ для суходолу. За даними вимірів $NDVI_W$ оптичними супутниковими сенсорами і відбору проб на концентрацію суспензії у воді була отримана залежність концентрації сумарної суспензії C_S від величини $NDVI_W$ (рис. 1).

У даному разі $NDVI_W$ розраховано як:

$$\mathrm{NDVI\,w} = \frac{L_w(0{,}8585) - L_w(0{,}645) + L_A(0{,}8585) - L_A(0{,}645)}{L_W(0{,}8585) + L_W(0{,}645) + L_A(0{,}8585) + L_A(0{,}645)}, \quad (1)$$

де $L_{W,A}$ – яскравість висхідного випромінювання від поверхні води на довжині хвилі λ і яскравість молекулярного й аерозольного розсіяння на цій же довжині хвилі.

Це, своєю чергою, може бути переписано з урахуванням компоненти молекулярного розсіювання:

$$\mathrm{NDVI\,w} = \frac{L_A(0{,}8585) - L_A(0{,}645)}{L_A(0{,}8585) + L_A(0{,}645)} = \frac{L_{AZ}(0{,}8585) + L_M(0{,}8585) - L_{AZ}(0{,}645) - L_M(0{,}645)}{L_{AZ}(0{,}8585) + L_M(0{,}8585) + L_{AZ}(0{,}645) + L_M(0{,}645)},$$

де L_{AZ} – яскравість аерозольного розсіяння; L_M – яскравість молекулярного розсіяння, яку можна обчислити відповідно до:

$$L_M(\lambda) = \tau_R(\lambda) F_0'(\lambda) R(\alpha_S, \alpha_V, \varphi_S, \varphi_V) \Big/ 4\pi, \quad (2)$$

де $\tau_R(\lambda)$ – оптична товщина шару молекулярного розсіювання; τ_{0Z} – оптична товщина озонового шару; $F_0{*} = F_0 \exp[-\tau_{0Z}(1/\cos\alpha_S + 1/\cos\alpha_v)])]$ – опроміненість на водній поверхні; F_0 – опроміненість на верхній межі атмосфери; $\alpha_S, \alpha_v, \varphi_S, \varphi_v$ – відповідно зенітні і азимутні кути Сонця і фотометра супутника. Емпіричні коефіцієнти розрахункових рівнянь розсіювання наведено у табл. 1. Порівняння виміряних величин концентрації суспензії наведено на рис. 2.

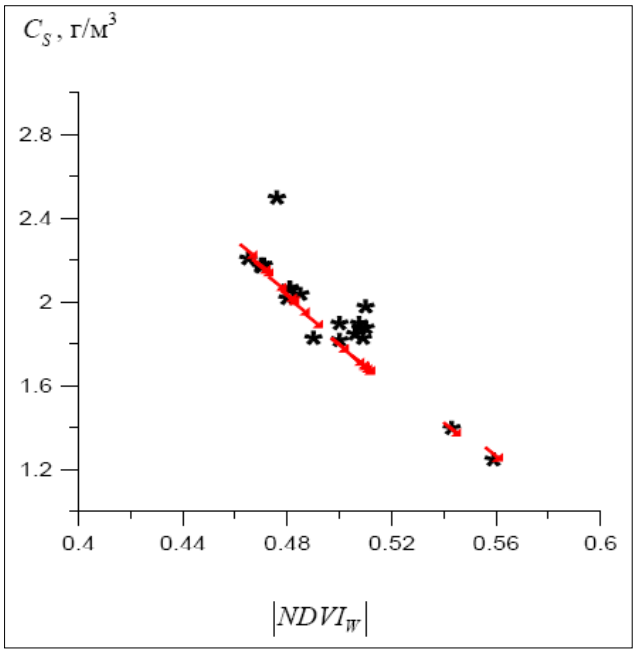


Рис. 2. Зіставлення виміряних величин концентрації суспензії

Таблиця 1

Емпіричні коефіцієнти розрахункових рівнянь розсіювання

λ, мкм	F_0, Вт/(м²·мкм·ср)	τ_R	T_{0Z}
0,645	162,7	0,0504	0,0214
0,8585	104	0,0162	0,00154

Інший складник розсіяння на аерозолях у загальному вигляді обчислюється за співвідношенням:

$$L_{AZ}(\lambda) = F_0'(\lambda) \cdot C_{AZ} \cdot \lambda^{-n}. \quad (3)$$

Уважаючи в першому наближенні $L_M = 0$, знаходимо:

$$NDVIW = \frac{F_0'(0{,}8585) \cdot C_{AZ} \cdot 0{,}8585^{-n} - F_0'(0{,}645) \cdot C_{AZ} \cdot 0{,}645^{-n}}{F_0'(0{,}8585) \cdot C_{AZ} \cdot 0{,}8585^{-n} + F_0'(0{,}645) \cdot C_{AZ} \cdot 0{,}645^{-n}},$$

звідки отримуємо:

$$n = -1{,}56 - 3{,}5 \ln \frac{1 + NDVI_W}{1 - NDVI_W}.$$

Значення $NDVI_W$ для прозорої води змінюються в межах від -0,45 до -0,6. При цьому показник Ангстрема знаходиться в межах від 1,82 до 3,28. Ці дані відповідають опублікованим результатам спеціальних досліджень, причому мінливість параметра *n* пов'язана переважно з характерним розміром часток аерозоля – великі величини *n* відповідають дрібнішим часткам.

Аналіз великого числа величин $L_M(0{,}645)$ і $L_M(0{,}8585)$ для прозорих вод із незначною концентрацією суспензії показав, що між цими величинами існує висока кореляція – *R*=0,94. Відповідна залежність наведена на рис. 3, там же присутня лінія регресії. Ця залежність використана для уточнення розподілу за середніх умов. Так, для прозорої води величина $NDVI_W$ дорівнює (31,0-1)/(0,31+1)=0,5167, що відповідає спостереженням. Ваговий множник C_{AZ} за цих умов дорівнює 0,017.

Оцінки відповідають експериментальним даним та емпіричній залежності $C_S = 0{,}214|NDVI_W|^{-3{,}07}$. Дійсно, за значення $NDVI_W$ концентрація суспензії дорівнює 1,54 г/м³. З урахуванням варіацій емпіричної залежності $L_A(8585) = f[L_A(645)]$ мінімальне значення $NDVI_W$ для прозорої води може з вірогідністю 0,95 досягати -0,625, концентрація суспензії при цьому дорівнює 0,9 г/м³. Залежність мінімальних значень яскравості висхідного випромінювання, характерних для вод із мінімальними концентраціями суспензії ($L_A(8585) = 0{,}31[L_A(645)], R^2 = 0{,}88$), наведено на рис. 3.

Отже, ми отримуємо теоретико-методичну базу для визначення концентрацій суспензій і зважених речовин у воді за спектральними показниками відбиття, що можуть бути виміряні за супутниковими зйомками. Цей підхід може бути застосований під час оцінювання екологічного стану акваторій, визначення показників якості води й оцінювання ризиків забруднень, вивчення взаємодії систем «суходіл – вода» тощо.

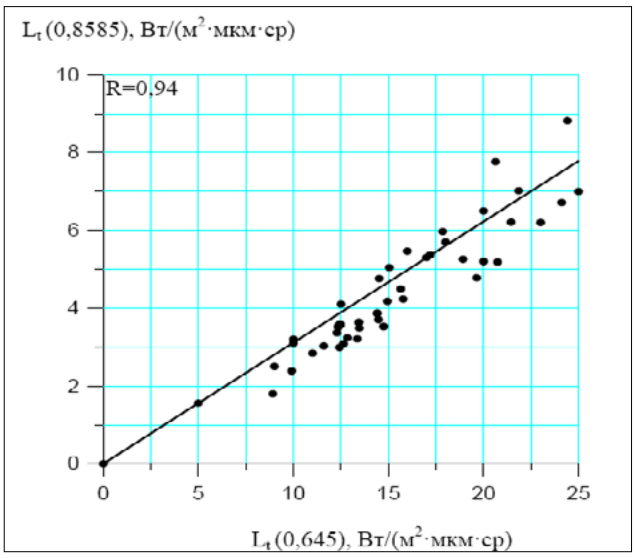


Рис. 3. Залежність мінімальних значень яскравості висхідного випромінювання, характерних для вод із мінімальними концентраціями суспензії

У воді, як у морській, так і водних об'єктах суходолу, існують два основні типи часток: розсіюючі світло і формуючі яскравість висхідного випромінювання. Це частки мінеральної й органічної суспензій. Розглянемо їх співвідношення і вплив на вимірювану величину *NDVI*.

Відомо, що відношення енергії світла, витікаючого під час опромінення двох часток із різними показниками заломлення n_1 і n_2 відносно води, дорівнює:

$$\left(\frac{n_1^2-1}{n_1^2+2}\right)^2 \Bigg/ \left(\frac{n_2^2-1}{n_2^2+2}\right)^2 \qquad (4)$$

Для мінеральної суспензії n_1=1,15, для органічної – n_2=1,02. За інших рівних умов енергія розсіювання світла мінеральними частинками буде приблизно у 50–70 разів більше енергії розсіювання органічними частками. Таке ж співвідношення виходить для показників зворотного розсіювання в моделі Копелевіча, а також для концентрації дрібних P_s і великих P_l часток. Це дає змогу розглядати величини P_s і P_l як концентрації мінеральної та органічної суспензій відповідно.

Модель Моблі-Копелевіча для зворотного розсіювання світла чистою водою мінеральними і органічними частками можна представити у вигляді:

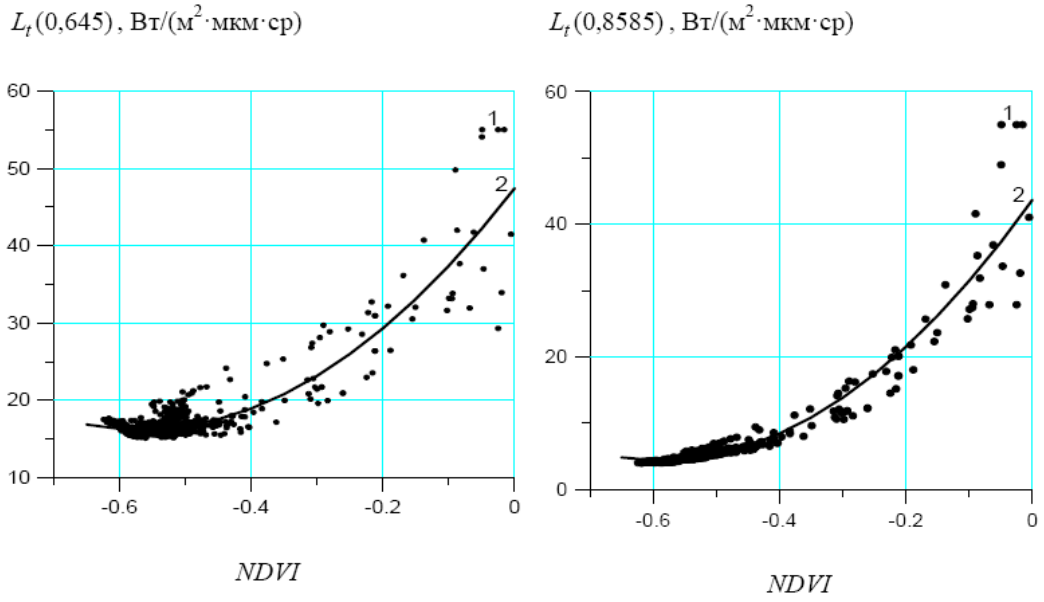
$$b_b(\lambda) = 0{,}5b_W(\lambda) + B_S b_{PS}(\lambda)P_S + B_l b_{Pl}(\lambda)P_l, \qquad (5)$$

де індекси *w, s, l,* відносяться відповідно до чистої воді, дрібних частинок і до великих частинок; B_s=0,039, B_l=0,00064 – відповідно ймовірність зворотного розсіювання дрібними і великими частками; P_s і P_l – відповідно концентрація мінеральних та органічних частинок у г/м^3; $b_w(\lambda) = 5{,}826\cdot 10^{-3}(400/\lambda)^{4{,}322}$, $b_{ps}(\lambda) = 1{,}1513(400/\lambda)^{1{,}7}$, $b_{pl}(\lambda) = 0{,}3411(400/\lambda)^{0{,}3}$ – відповідно показники розсіювання для чистої води, дрібних і великих частинок; λ – довжина хвилі, нм.

Використовуючи емпіричні залежності $L_t = f(NDVI)$, $NDVI = -0{,}605(P_s + P_l)^{-0{,}326}$, а також співвідношення між P_s і P_l у моделі Копелевіча, знаходимо:

$$P_S + 0{,}01P_l = 11{,}43(P_S + P_l)^{-0{,}652} - 21{,}46(P_S + P_l)^{-0{,}326} + 10{,}06 \qquad (6)$$

Співвідношення між концентраціями мінеральних і органічних частинок у морському середовищі характеризується значною мінливістю. Воно значно залежить від продуктивності вод, і за її підвищення



а) *б)*

Рис. 4. Яскравості висхідного випромінювання водної поверхні за: а) λ=0,645 мкм; б) λ=0,8585 мкм

збільшується концентрація органічних частинок. У середньому на органічну суспензію (живий планктон, детрит та інша органіка) припадає приблизно 80% і близько 20% становить мінеральна суспензія. На рис. 4. представлено яскравості висхідного випромінювання водної поверхні за: а) λ=0,645 мкм; б) λ=0,8585 мкм.

Відповідні регресійні залежності для показаних випадків виглядають так:

$$L_t(0{,}645) = 96{,}836(NDVI)^2 + 109{,}95NDVI + 47{,}415;$$

$$R^2 = 0{,}85$$

$$L_t(0{,}8585) = 113{,}42(NDVI)^2 + 133{,}44NDVI + 43{,}671;$$

$$R^2 = 0{,}93$$

Отже ми отримуємо можливість визначати розподіли концентрацій окремих компонент завислих речовин за спектральними ознаками ДЗЗ.

Методика супутникового моніторингу інтенсивного цвітіння водоростей (моніторингу скупчень планктонних водоростей)

Слід ураховувати, що існуюча Водна рамкова директива ЄС як один з аспектів оцінки екологічного стану та моніторингу довкілля включає оцінку гідроморфологічних характеристик водойм та водотоків, тому методи ДЗЗ украй необхідні для контролю над такими характеристиками, як мандрування, зміни берегової смуги.

Окрім того, фітопланктон безпосередньо впливає на якість питної води: суспензію, кольоровість, токсичність; а за значного розвитку біомаси викликає замори риб, порушення роботи очисних споруд, забруднення узбережжя та пляжів. Показники кількісного розвитку фітопланктону широко використовуються під час визначення трофічного статусу водойм і для прийняття рішень з екологічної реабілітації водойм. Разом із тим отримання даних про стан фітопланктону, а тим більше актуальних даних, – досить трудомісткий і витратний процес. Це потребує застосування сучасних технологій отримання відповідної моніторингової інформації.

Методика, що розглядається, використовує дані дистанційного зондування Землі в діапазоні довжин хвиль 8–14 мкм (довгохвильове інфрачервоне випромінювання), що дає змогу отримувати інформацію про теплофізичні властивості об'єктів на поверхні Землі, у тому числі водойм. Слід ураховувати, що растрові дані теплового випромінювання із середнім просторовим розрізненням сенсора TIRS, встановленого на супутнику Landsat-8, представлено в двох спектральних діапазонах (10,3–11,3 мкм і 11,5–12,5 мкм).

Для перетворення растрових даних теплового випромінювання на розподіл температури пропонується використовувати зворотне рівняння Планка для теплового випромінювання «сірого тіла». Це перетворення дає змогу з урахуванням коефіцієнта теплового випромінювання відображати здатність різних поверхонь випромінювати тепло. Отримані теплові карти дають змогу вивчити гетерогенність полів температури техноекосистем та показують ефективність нових споруд у регулюванні термічного режиму у водоймах-охолоджувачах.

Зображення явища «цвітіння води» супутником Sentinel-2 на прикладі Кременчуцького та Каховського водосховищ представлено на рис. 5. Фрагмент космічного знімку Landsat 8 щодо дослідження просторового розподілу ділянок цвітіння синьо-зелених водоростей на території Київського водосховища в районі населених пунктів Козаровичі – Лютіж представлено на рис. 6. Результати дистанційного дослідження водойм Південно-Українського енергокомплексу на прикладі Ташлицької ГАЕС станом на 10.08.2017 (температура поверхні, карти розподілу нормалізованого вегетаційного індексу (NDVI), карти нормалізованого відносного альгоіндекса (NDAI)) представлено на рис. 7. Динаміку розподілу показників температури поверхні Нетішинського водосховища (водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС) представлено на рис. 8.

Проведений аналіз свідчить, що зміни забарвлення води («цвітіння») проявляються внаслідок масового розмноження мікроскопічних водоростей. Саме тому методи обробки космічних знімків для виявлення ділянок «цвітіння» води зазвичай базуються на аналізі варіацій коефіцієнту дифузного відбивання світла поверхневими і під поверхневими шарами води за збільшення в них концентрації фітопланктону. Проведений аналіз свідчить, що для спостережень найбільше підходить червона область спектру видимого діапазону 600...700 нм та ближній ІЧ-діапазон. Для виявлення ділянок цвітіння води добре підходить вегетаційний індекс Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), але доцільним є застосування інших індексів оцінки стану водойми, таких як мутність – Normalized Difference Turbidity Index (NDTI). альгоіндекс – Normalized Difference Algae Index (NDAI) та ін. Також додатковою дешифрувальною ознакою під час ідентифікації «цвітіння» води може слугувати текстура зображення, так, для ділянок інтенсивного «цвітіння» найчастіше характерна специфічна ниткоподібна текстура. На космічних знімках видно, що області інтенсивного цвітіння витягуються вздовж течій і втягуються до вихрових рухів. Також визначено, що на перенесення водоростей найзначніший вплив має вітер. У періоди з тривалою теплою, сонячною і безвітряною погодою ціанобактерії об'єднуються в агрегати, які спливають до поверхні, утворюючи поверхневі або підповерхневі скупчення. При цьому слід ураховувати, що дані, отримані під час супутникових спостережень, повинні верифікувати з результатами польових наземних досліджень.

Оцінка ризиків повеней і підтоплень з використанням даних супутникового спостереження

Можливість визначення ризиків підтоплень базується на обґрунтованій можливості визначення

взаємозв'язку між змінами спектральних характеристик відбиття поверхні та стресом екосистем, викликаним дією зовнішніх чинників (Q_{stress}). Для опису спектрального відбиття окремого типу поверхні N (де N – клас відповідно до попередньо проведеної класифікації земних покровів) уведемо інтегрований індикатор – індекс спектрального відбиття SRI, що буде представлено як фіксована комбінація спектральних характеристик в окремих смугах спектра r_λ. Загалом його вигляд можна представити як $SRI_\tau = f(r_\lambda)$, де τ – момент зйомки. У нашому разі це може бути будь-який з індексів $NDVI$ (або $ARVI$), EVI, які дають змогу визначити тенденції змін досліджуваних екосистем (окрім того, корисними можуть

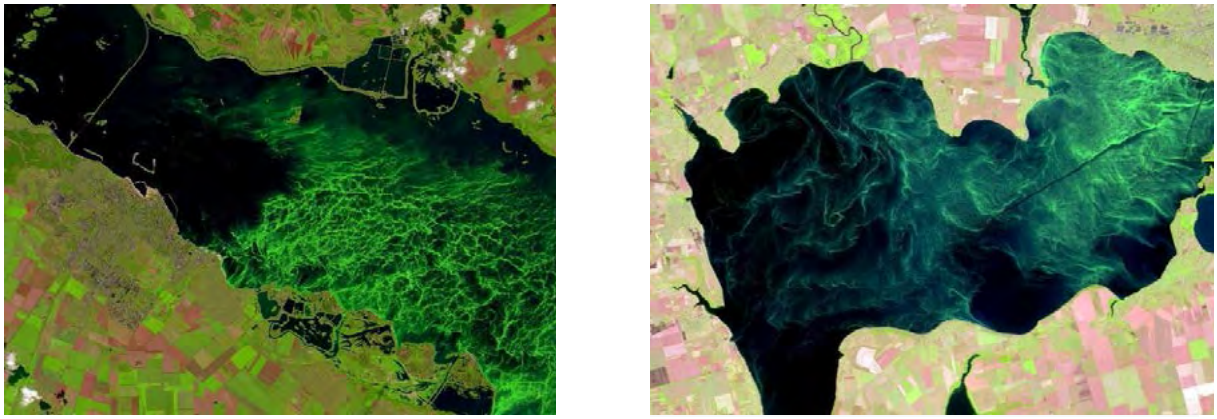
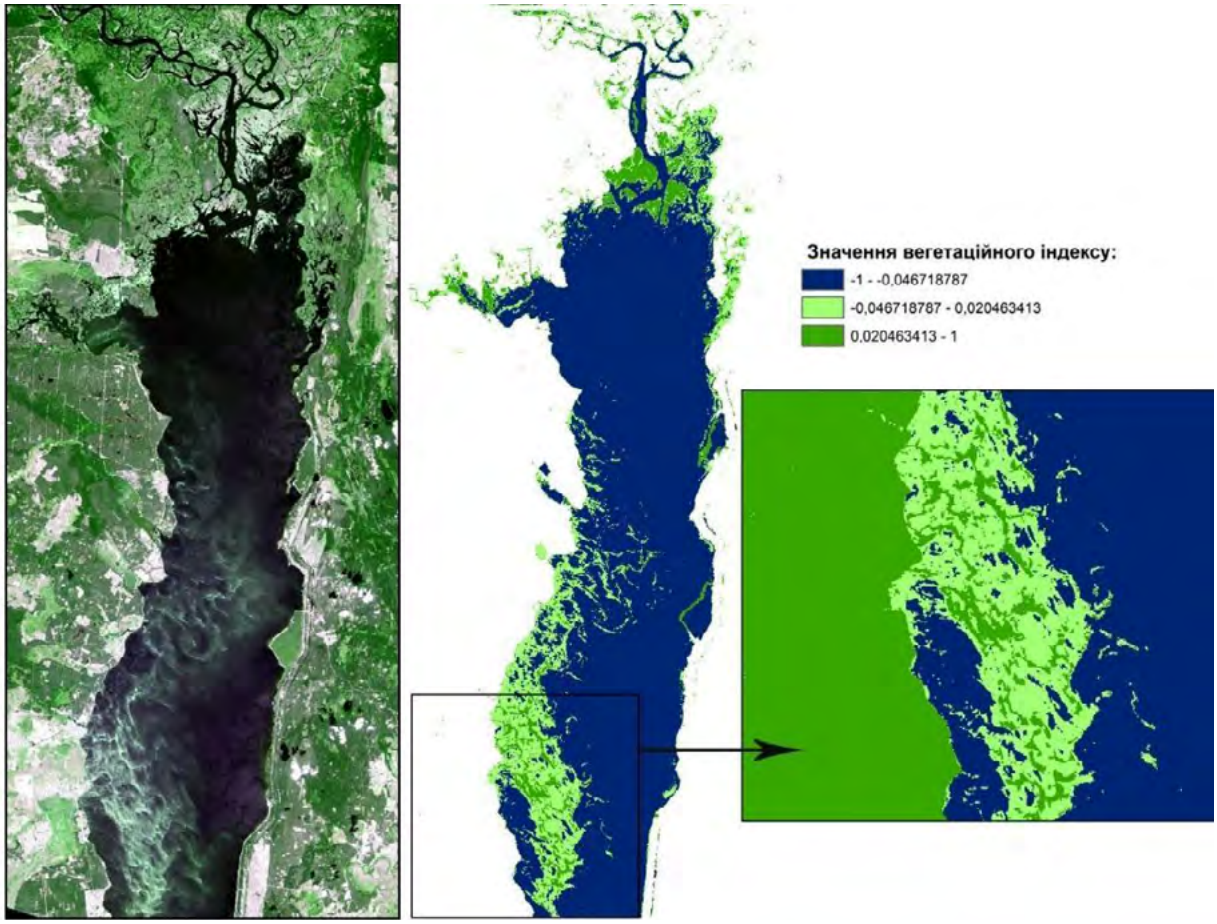


Рис. 5. Зображення явища «цвітіння води» супутником Sentinel-2 на прикладі: а – Кременчуцького водосховища, отримане 22 серпня 2015 р.; б – Каховського водосховища, отримане 10 серпня 2016 р.



а *б*

Рис. 6. Дослідження просторового розподілу ділянок цвітіння синьо-зелених водоростей на території Київського водосховища (а – фрагмент космічного знімку Landsat 8 станом на 13.08.2013; б – розподіл значень вегетаційного індексу в найбільшому осередку «цвітіння» в районі населених пунктів Козаровичі – Лютіж)

бути індекс *PRI* (*Photochemical Reflectance Index*)); «стресові» індекси: індекс *SIPI* (*Structure Intensive Pigment Index*), водний індекс *NDWI* та індекс стресу рослинності *PSI* (*Plant StressIndex*)). Залежно від контрольованого параметру будь-який з існуючих спектральних індексів може бути використаний як такого роду інтегрований індикатор (індекси *PRI, SIPI*або *NDNI – Normalized Difference Nitrogen Index*). Ураховуючи можливість отримання багаторазових зйомок, уводимо індекс, що відображає зміни досліджуваних спектральних показників за період спостережень – нормований індекс спектрального відбиття:

$$SRI*_{\tau} = \frac{\max\{SRI_{\tau}\} - SRI_{\tau}}{\max\{SRI_{\tau}\} - \min\{SRI_{\tau}\}}. \quad (7)$$

Тоді інформативною ознакою можна вважати ΔSRI^* – різницю між середнім по періоду спостережень значенням SRI^* та зафіксованим на момент зйомки значенням SRI^*_{τ}.

Рівняння, що визначає ймовірність стресу, виходячи з сукупності спектральних характеристик земної поверхні, запропоновано відповідно до правила Байєса:

$$P(\Delta SRI*(x,y) \mid Q_{stress}) = \frac{P_s(x,y) \cdot \prod_N P_N(\Delta SRI* \mid Q_{stress})}{\int_{x,y} P_N(\Delta SRI* \mid Q) dP_s(x,y)} =$$

$$= \frac{P_S(x,y) \cdot P_N(\Delta SRI* \mid Q_{stress})}{P_N(\Delta SRI* \mid Q_{stress}) P_S(x,y) + P_N(\Delta SRI* \mid Q_0) P_0(x,y)}. \quad (8)$$

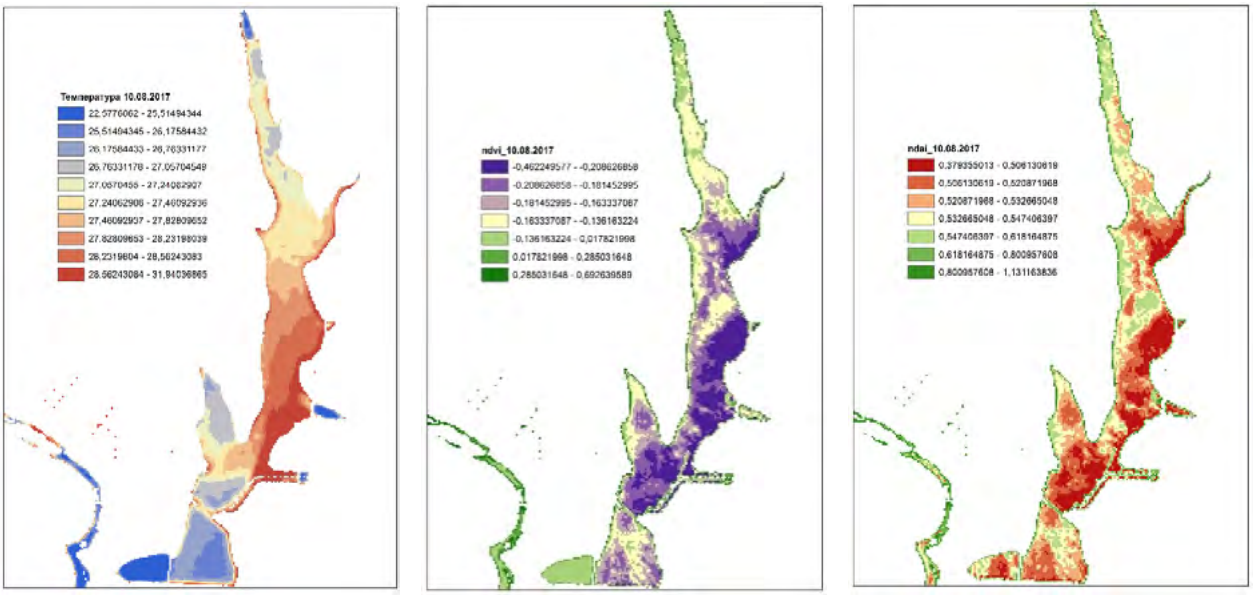


Рис. 7. Дистанційне дослідження водойм Южно-Українського енергокомплексу на прикладі Ташлицької ГАЕС станом на 10.08.2017
(а – температура поверхні; б – карти розподілу нормалізованого вегетаційного індексу (NDVI); в – карти нормалізованого відносного альгоіндексу (NDAI))

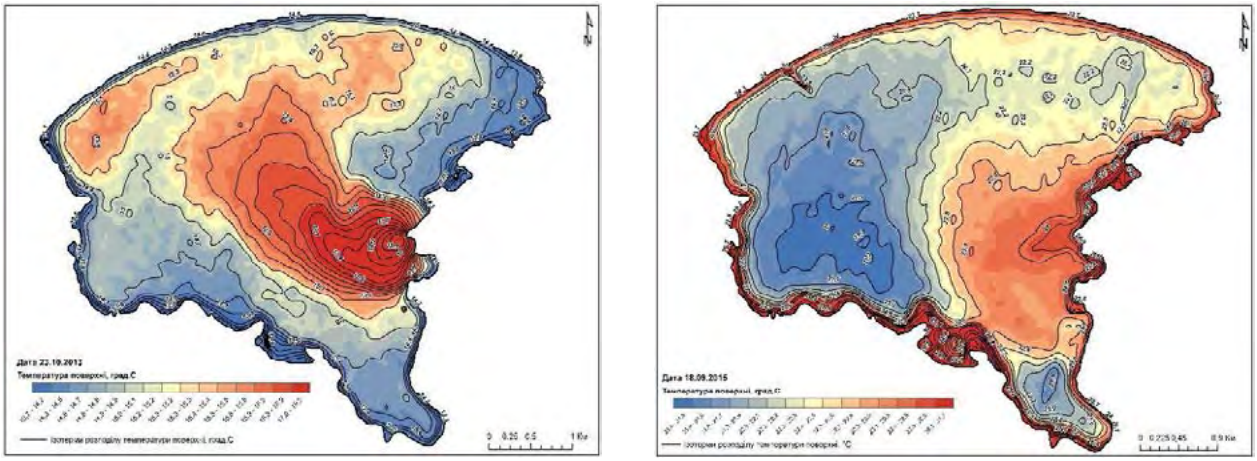


Рис. 8. Динаміка розподілу показників температури поверхні Нетішинського водосховища (водойми-охолоджувача Хмельницької АЕС) (а – станом на 23.10.2013; б – станом на 18.09.2015)

У цьому рівнянні індекс Q_{stress} відноситься до ділянок під впливом стресових чинників, а індексом Q_0 позначено клас пікселів, в яких дії таких чинників достовірно немає. Ймовірність $P_s(x, y)$ визначається, виходячи із розподілу даних спостережень, тобто напівемпірично. Співвідношення ймовірностей $P_s(x, y)$ та $P_0(x, y)$ визначається як $\lim_{x,y,\tau}(P_S(x,y)_\tau + P_0(x,y)_\tau) = 1$. Для визначення вірогідності $P_s(x, y)$ можна скористатися правилом, що базується на використанні вагової функції Гауса: $P_s(x, y) = P_{\min} + (P_{\max} - P_{\min}) \cdot e^{d_s^2/2\sigma_p^2}$. Тут $P_s(x, y)$ – ймовірність наявності (або виникнення в масштабах часу періоду спостережень) стресу; P_{max} – максимально можлива вірогідність поточної наявності стресу в досліджуваному місці, яка залежіть від типу сенсора, фізико-географічних особливостей регіону та типу поверхні (P_{max} для сенсорів Landsat TM і ETM є 0,25 – 0,3); P_{min} – мінімальна вірогідність (P_{min} є близькою 0,01); $d_s(x,y)$ – відстань від найближчого місця, яке знаходиться під зареєстрованою дією стресу; σ_p – емпіричний показник, що має визначатися на основі полігонних досліджень виходячи з особливостей рослинного покриву території досліджень та типу сенсору (наприклад, для LandsatTM і ETM у регіоні досліджень показник σ_p є 1,1–1,5 км). Таким чином, для регіону досліджень і сенсорів LandsatTM і ETM $P_s(x, y)$ може бути визначений за допомогою формули: $P_S(x,y) = 0{,}01 + 0{,}26 \cdot e^{d_s^2/1{,}69}$. Задача визначення ділянок у межах класів N з координатами x, y під дією стресу, викликаного впливом факторів Q_{stress}, може бути зведеною до задачі класифікації знімків у межах вибраних періодів i, спектральних смуг r_{λ_i} типів сенсорів та регіону досліджень.

Розраховані в рамках цього підходу локальні значення ризиків представлено на рис. 9.

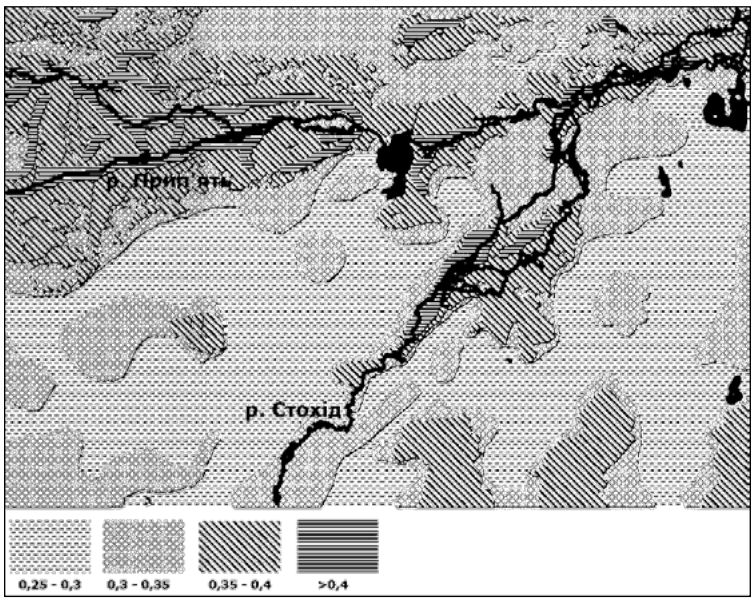
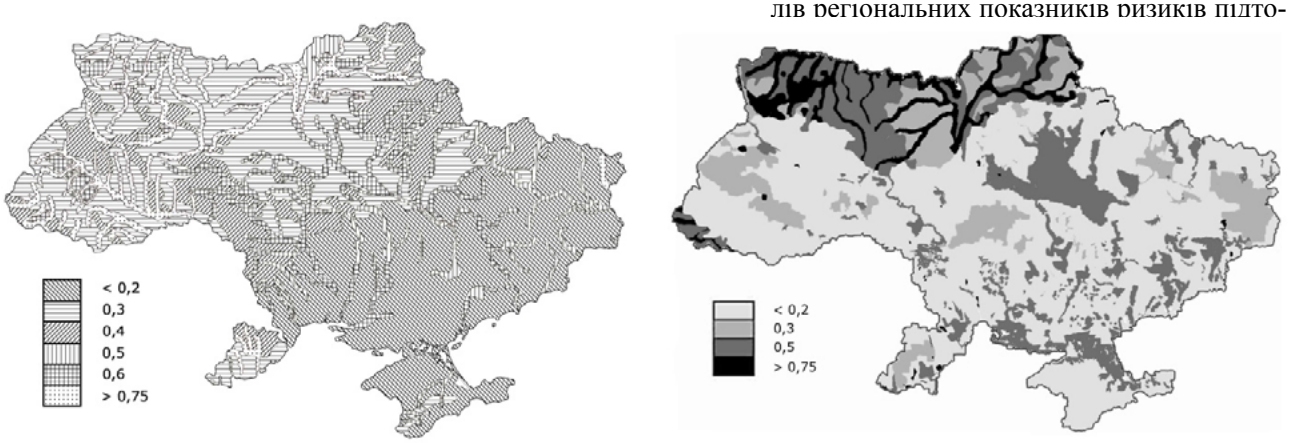


Рис. 9. Розрахункові ризики підтоплень територій по міжріччю річок Прип'ять і Стохід у Поліському регіоні

Наведені ризики оцінено в термінах імовірності виникнення негативних наслідків події в разі реалізації сукупності умов, що сприятимуть виникненню події. Виходячи з умов, заданих модельними рівняннями, можна сказати, що значення ризику 0,5 означає, що за умов достовірного перевищення середнього рівня сезонних варіацій опадів або відповідно стоку у відповідному місці буде зафіксовано випадок підтоплення. Тобто ризик 0,5 за наявних кліматичних тенденцій практично означає щорічне підтоплення будь-якого рівня з вірогідністю 0,86 в період 2010–2012.

Базуючись на оцінених локальних та регіональних ризиках підтоплень та методах оцінки комплексних мір ризику за результатами спільного аналізу багатовимірних мультиваріативних величин, було оцінено ризики повеней та підтоплень (рис. 10).

Отже, розрахунок просторових розподілів регіональних показників ризиків підто-



а) *б)*

Рис. 10. а) сценарний розрахунок показників ризику виникнення повеней на період 2030 р.; б) сценарний розрахунок показників ризику розвитку процесів підтоплення на період 2030 р.

плень за допомогою даних супутникових спостережень в оптичному діапазоні визначає набори даних та оцінює показники основних змінних для конкретних сенсорів.

Методика кількісного оцінювання якості води за даними спостережень і вимірювань

Ідея запропонованого підходу полягає у поєднанні різнорідних множин даних для оцінки показників якості води в термінах ризику, тобто ймовірності погіршення якості за наявності підвищених концентрацій окремих забруднювачів.

Методично проблема полягає у тому, що якість, відповідно до нормативних документів, оцінюється за класами (від першого до п'ятого) і категоріями (від першої до сьомої). При цьому якість води, що визначає приналежність до певного класу чи категорії, визначається нерівнозначними наборами індексів, що згруповані в три масиви: індекси мінерально-сольового складу (три показники), еколого-санітарні критерії (інша назва – «трофо-сапробіотичні індекси», яких налічується 20) та індекси специфічних токсичних забруднювачів (інша назва – «індекси вмісту специфічних речовин токсичної і радіаційної дії», до цієї групи входить 15 показників). Ці індекси пов'язані між собою і з визначеними класами якості більшою мірою методично, ніж генетично.

У реальних ситуаціях ми маємо можливість вимірювати чи спостерігати лише обмежені набори показників, які мають непряме відношення до цих індексів. Зокрема, це можуть бути спектральні індекси ДЗЗ, які не завжди можна легко поставити у пряме співвідношення із більшістю індексів якості води. Це означає, що в найбільш розповсюдженому випадку обмежених наборів даних, частина яких є непрямими, задача повноцінної, методично повної і достовірної оцінки якості води стає дуже складною. Однак можна оцінити ймовірність зміни якості води відповідно до класу (або категорії) за змін спостережуваних показників, які співвідносяться з індексами якості.

Задача полягає у створенні формального алгоритму отримання безрозмірних інтервальних оцінок за наборами рангованих критеріїв.

Оцінка ризику, пов'язаного із забрудненням водного середовища за обмеженими наборами даних на заданих критеріях і класифікаційних схемах, є комплексною нечіткою проблемою. Відповідний найпростіший підхід може бути побудований на основі теорії нечітких множин.

Алгоритм оцінки ризику розподілено на кілька етапів і може бути представлений у відносно простому вигляді.

Набір індексів для оцінки ризику визначимо за формулою:

$$M = (x_1, x_2, ..., x_n) = \{x_i\}, i = 1,2,...,n, \qquad (9)$$

де n – кількість обраних оцінюваних параметрів; x_i – параметр із множини i^{th} параметрів ризику/забруднювачів (у більшості реальних випадків оперують набором із кількох відомих забруднювачів, наприклад будемо враховувати ті, що ми можемо побачити за допомогою ДЗЗ: прозорість, завислі

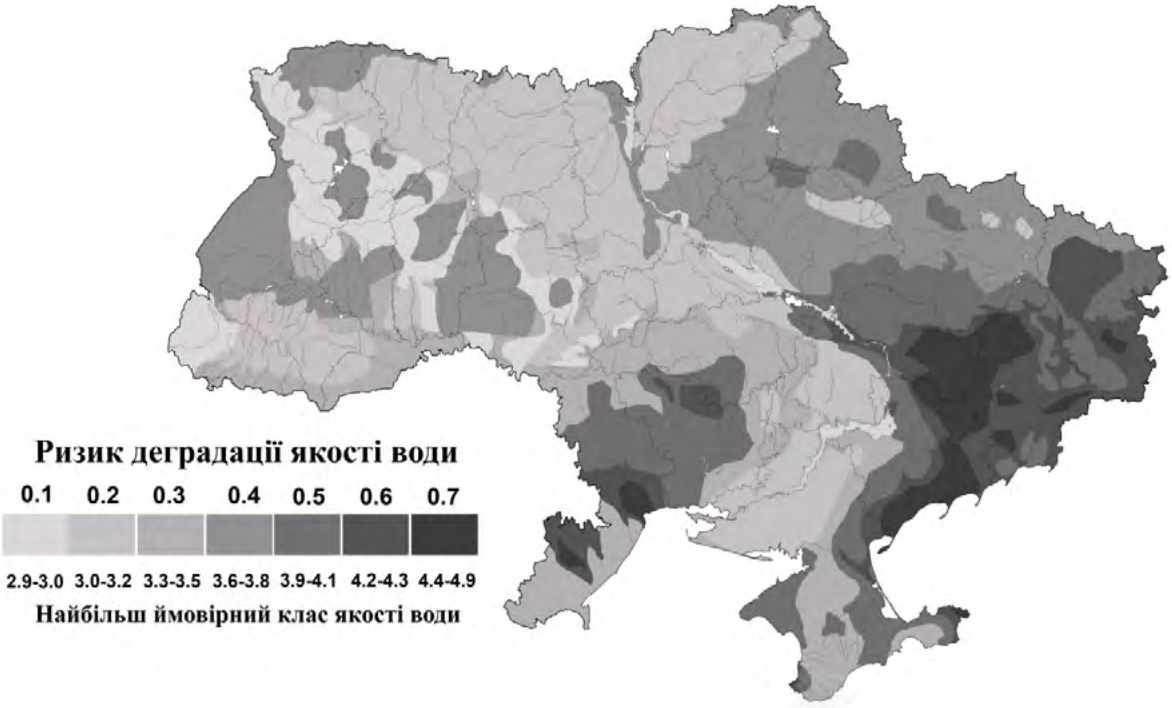


Рис. 11. Ризик деградації якості поверхневих водних ресурсів за даними супутникових спостережень MODIS, MISRта AIRS 2002–2014 рр., завірених за даними польових спостережень, сітка моделі 50х50 км

речовини, біомасу фітопланктону, трофність, поверхнево активні органічні речовини, синтетичні сурфактанти, тобто $n = 6$).

Виходячи з критеріїв якості води, введених більшістю установчих документів, наприклад, Європейською водною директивою, множина критеріїв оцінки ризику D має визначатися відповідно до кількості введених класів (або категорій) якості і кількості критеріїв якості як:

$$D = (d_1, d_2, ..., d_m) = \{d_i\}, j = 1,2,...,m. \qquad (10)$$

Тут m – кількість класів або категорій якості (ризик віднесення до якого ми будемо визначати) d_j, що відповідають кількості забруднювачів, за якими проводиться оцінка i^{th}, зазвичай $m = 5$ (що відповідає кількості класів).

Далі ризики, пов'язані із забрудненням води, розподілимо на фіксовану кількість ступенів (інтервалів оцінок ризику): малий ризик, прийнятний ризик, неприйнятний ризик, високий ризик і катастрофічний ризик.

Матриця Z, яка буде пов'язувати індекси оцінки ризику (забруднювачі) M і критерії якості води D, виглядатиме так:

$$Z = \begin{bmatrix} z_{11} \cdots W \cdots z_{1m} \\ A \cdots C \cdots T \\ z_{n1} \cdots E \cdots Z_{nm} \end{bmatrix},$$

де z_{ij} – оцінка часткового ризику i^{th} за критерієм ризику окремого забруднення j^{th} із загальної сукупності індексів, що використовуються для оцінки якості (38 параметрів).

Для визначення ваги індексів V_i використовуються коефіцієнти:

$$V_i = \frac{\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}x_i)}}{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}x_i},$$

де $0 \le V_i \le 1$.

Тоді матриця оцінки ризику F може бути представлена формулою:

$$F = V \bullet Z = (f_1 \ldots f_2 \cdots, \ldots f_m).$$

У такому разі можна розрахувати кількісні показники ризику забруднення (відповідно до введеного визначення) RI за простим алгоритмом:

$$RI = \frac{\sum_{j=1}^{n} f_i \times j}{\sum_{j=1}^{n} f_i}.$$

Отже, простий алгоритм можна запропонувати для оцінки ризиків забруднення водних об'єктів відповідно до критеріїв оцінки якості води і наборів показників, отримуваних за даними вимірювань і спостережень.

Запропонований метод потребує апробації з використанням даних польових спектрометричних вимірювань.

На рис. 11 представлено результати моделювання ризику деградації якості водних ресурсів суходолу за даними супутникових спостережень із використанням наведеного алгоритму.

Надалі ця методика, попередньо апробована, має бути вдосконалена через використання даних польових спектрометричних вимірювань та застосування просторового моделювання.

Особливості створення та ведення моніторингу поверхневих вод

Для розв'язання поставлених задач необхідно побудувати просторово-орієнтовані моделі ключових об'єктів системи державного моніторингу довкілля та системи контролю джерел забруднення. Такі моделі повинні враховувати просторові (географічні) та інформаційні характеристики об'єктів. Такі моделі прийнято називати геоінформаційними моделями, або ГІС-моделями. Відповідно, ГІС-моделі містять просторовий та інформаційний складники.

Інформаційний складник зазвичай представляється множиною таблиць у вигляді реляційної бази даних, між якими є певні зв'язки через спеціальні ключові поля. Певні відношення є й між географічними даними ГІС-моделей різних об'єктів, які визначають точки об'єкта, що належать точкам іншого, тобто як співвідносяться у просторі між собою різні просторові об'єкти. Отже, під час синтезу ГІС-моделей об'єктів системи моніторингу довкілля слід визначати всі зв'язки між основними об'єктами цієї системи як для їх просторових, так і для інформаційних характеристик.

Математично відношення просторових складників ГІС-моделей описується за допомогою позначень:

$$O_1 \subset (X_1, Y_1),\ O_2 \subset (X_2, Y_2),\ \exists (x_2, y_2) \notin (X_2, Y_2): (x_2, y_2) \notin (X_1, Y_1),$$

які слід розуміти так: об'єкт O_1, координати точок якого належать множині (X_1, Y_1), та об'єкт O_2, координати точок якого належать множині (X_2, Y_2), вступають у відношення типу «є спільні точки», тобто існують ("∃") такі пари координат (x_2, y_2) із множини (X_2, Y_2), що вони належать і множині (X_1, Y_1).

Варіант «підоб'єкт», коли всі точки об'єкта O_3 належать точкам об'єкта O_2, можна описати так:

$$O_3 \subset (X_3, Y_3),\ O_2 \subset (X_2, Y_2):\ (X_3, Y_3) \notin (X_2, Y_2).$$

Наведені у (4.1) пари координат точок можуть бути декартовими (абсциса та ордината), полярними (довжина та кут) і геодезичними (широта та довгота).

Опис атрибутивних баз даних об'єктів, котрі містять інформаційний складник ГІС-моделі, будемо робити так:

$$O = [\text{CodeO, Par01, Par02, } \ldots],$$

де CodeO – унікальний код об'єкта O в базі даних системи моніторингу (ключове поле для встановлення інформаційних відношень з іншими моделями); Par01, Par02, … – назви параметрів об'єкта O.

Опис інформаційного складника ГІС-моделі об'єкта О1, який знаходиться у певному відношенні з об'єктом О, буде мати вигляд:

$$O_1 = [\mathrm{CodeO}_1, \mathrm{CodeO}, \mathrm{Par11}, \mathrm{Par12}, \ldots],$$

де CodeO_1 – унікальний код об'єкта O_1 в базі даних системи моніторингу (ключове поле для встановлення інформаційних відношень з іншими моделями, зокрема з моделлю об'єкта O); Par11, Par12, … – назви параметрів об'єкта O_1.

Наведені та розроблені ГІС-моделі основних об'єктів систем моніторингу довкілля дають змогу застосовувати методи ідентифікації цих моделей за даними загальнодержавного моніторингу довкілля, кадастрів природних ресурсів та систем державного обліку природокористування.

Головні висновки. Результатом застосування запропонованої технології є карти розподілу планктонних водоростей та методика кількісної оцінки їхньої щільності на основі даних супутникової зйомки. За допомогою методів ДЗЗ можуть бути отримані карти розподілу мутності, альгоіндексу, озерності та карти теплової неоднорідності в поверхневому шарі водойм та методики дистанційної оцінки екологічного та технічного стану водних техноекосистем. За результатами проведених досліджень сформовано вимоги до технології захисту водних екосистем із використанням аерокосмічних технологій – розвиток наукових основ мультиспектральних методів та технічних засобів контролю екологічного стану водних екосистем, що є передумовою та підґрунтям ефективного управління їх екологічною безпекою. У результаті проведених досліджень з'ясовано, що під час оцінювання комплексного впливу забруднюючих речовин на екологічний стан водних екосистем із використанням аерокосмічних технологій доцільно враховувати зміни біологічних показників (показники біомаси і видового складу фітопланктону та вищих водних рослин). Відповідно до Водної рамкової директиви 2000/60/ЄС, контроль інтегральних показників забруднення вод повинен базуватися на їхній екотоксичності, яка визначається за допомогою біотестування і дає змогу враховувати синергетичну взаємодію забруднюючих речовин.

Запропонований підхід дає змогу:

- створити науково-методологічну основу використання засобів супутникового спостереження земної поверхні та геопросторового аналізу під час вирішення задач оцінки екологічного стану довкілля;
- сформувати основні принципи структурування й функціонування геоінформаційних моделей техногенних геоекосистем промислового регіону;
- вдосконалити теоретичні засоби інтегрованого аналізу комплексу різнорідних та різновисотних екологічних, геолого-геофізичних, геохімічних даних і багатоканальних аерокосмічних геозображень та на цій базі створити спеціалізовану геоінформаційну систему і технології вирішення задач комплексного геоекологічного моніторингу;
- створити технології екологічного картографування техногенно навантажених регіонів та надати оцінки ступеня впливу об'єктів критичної інфраструктури на оточуюче середовище, у тому числі шляхом візуалізації результатів за допомогою 3D-моделей;
- запропонувати і реалізувати на практиці фізико-математичні моделі й технології моніторингу теплового стану урбанізованих геоекологічних систем і надати кількісні оцінки температури земної поверхні міст і прилеглих до них територій за даними часових рядів космічних зйомок;
- виконати оцінки забруднення і температурного стану водних басейнів за часом та розробити рекомендації щодо виявлення нелегальних місць знаходження колекторів стічних і промислових вод, а також оптимізувати розміщення пунктів гідрогеологічних спостережень;
- розробити комплексний підхід до багатомасштабного прогнозування ризиків надзвичайних ситуацій природного характеру на основі фізико-математичного і геопросторового моделювання з використанням даних ДЗЗ;
- розробити метод побудови систем підтримки прийняття управлінських рішень із використанням даних супутникового спостереження, фізико-математичного і геопросторового моделювання, оцінити ризикі метеорологічного характеру для міських агломерацій;
- розробити метод та отримати результати прогнозування довгострокових ризиків надзвичайних ситуацій гідрологічного і гідрометеорологічного характеру на основі фізико-математичного моделювання та використання супутникових спостережень і просторово розподілених даних, побудувати прогнозні карти розподілу ризиків повеней, підтоплень, деградації якості поверхневих вод, оцінити ризики забруднень повітря і ґрунтів.

Література

1. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування / В.І. Лялько та ін. ; за ред. В.І. Лялька, М.О. Попова. Київ : Наук. думка, 2006. 357 с.
2. Білявський Г.О., Фурдуй Р.С., Костіков І.Ю. Основи екології. Київ : Либідь, 2005. 408 с.
3. Моніторинг навколишнього середовища / О.І. Бондар та ін. ; за ред. О.І. Федоренко. Київ ; Харків :ДЕІ-ГТІ, 2005. 126 с.
4. Боголюбов В.М., Клименко М.О. Моніторинг довкілля : підручник / за ред. В.М. Боголюбова, Т.А. Сафранова. Херсон : Грінь Д.С., 2016. 530 с.
5. Зуб Л.М., Томільцева А.І., Томченко О.В. Оцінка стану водоохоронних територій із використанням методів дистанційного зондування Землі (на прикладі Дністровського комплексу ГЕС та ГАЕС). *Гідроенергетика України*. 2016. № 3–4. С. 51–56.
6. Клименко М.О., Прищепа А.М. Моніторинг довкілля. Рівне : УДУВГП, 2002. 232 с.

7. Використання даних супутникових спостережень для оцінки регіональних гідролого-гідрогеологічних ризиків / Ю.В. Костюченко та ін. *Космічна наука і технологія*. 2011. Т. 17. № 6. С. 19–29.
8. Кохан С.С., Востоков А.Б. Дистанційне зондування Землі: теоретичні основи. Київ : Вища школа, 2009. 511 с.
9. Лялько В.И., Сахацкий А.И., Ходоровский А.Я. Применение многозональных космических снимков для оценки экологического состояния лесов (на примере зоны отчуждения ЧАЄС). *Праці Міжнародної науково-практичної конференції «Информаційні технології управління екологічною безпекою, ресурсами та заходами у надзвичайних ситуаціях»*, Крим, с. Рибаче, 8–11 вересня 2002 р. : тезисы докл. Киев : НАУ «ХАІ», 2002. С. 75–77.
10. Мацнєв А.І., Проценко С.Б., Саблій Л.А. Моніторинг та інженерні методи охорони довкілля : навчальний посібник. Рівне : Рівненська друкарня, 2017. 504 с.
11. Машков О.А., Васильев В.Э., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга. *Екологічні науки*. 2014. № 1/2014(5), С. 57–67.
12. Машков О.А., Качалин И.Г., Синицкий Р.Н. Проектирование и разработка автоматизированной системы сбора и обработки геофизической информации. *Збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці.* 2005. Вип. 29. С. 57–64.
13. Ісаєнко В.М., Лисиченко Г.В. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища : навчальний посібник. Київ : НАУ-друк, 2016. 312 с.
14. Обробка геофізичних сигналів у сучасних автоматизованих комплексах / М.Ф. Пічугін та ін. Житомир : ЖВІРЕ, 2006, 176 с.
15. Загрози антропогенного впливу на ландшафтне і біологічне різноманіття озер Шацького національного природного парку / В.Д. Романенко та ін. *Природа Західного Полісся*. 2012. № 9. С. 319–324.
16. Спосіб дистанційної оцінки екологічного стану і якості води внутрішніх водойм. *Перспективні науково-технічні розробки НАН України. Екологія та охорона довкілля.* Київ :Академперіодика, 2017. С. 32.
17. Станкевич С.А., Козлова А.О. Особливості розрахунку індексу видового різноманіття за результатами статистичної класифікації аерокосмічних знімків. *Ученые записки Таврического національного университета им. В.И. Вернадского.* 2006. Т. 19(58). С. 144–150.
18. Томченко О.В., Силаєва А.А., Протасов О.О. Використання даних космічних спостережень за земною поверхнею для оцінки трансформації літоральної зони водойми охолоджувача за умови зниження рівня води. *Матеріали V Міжнародної науково-практичної конференції «Чиста вода. Фундаментальні, прикладні та промислові аспекти»*, м. Київ, 26–27 жовтня 2017 р. Київ, 2017. С. 207–209.
19. Шапарь А.Г., Емец Н.А., Бугор А.Н. Аналитическая составляющая (база знаний) системы экологического мониторинга. *Екологія і природокористування*. 2013. Вип. 17. С. 181–187.
20. URL: http://eco.com.ua/sites/eco.com.ua/files/lib1/konf/2vze/zb_m/0029_zb_m_2VZE.pdf.
21. URL: http://kursak.net/lekciya-2-monitoring-chs/http://www.ecoline.kiev.ua/articles/lidar/ lidmua.html.

УДК 504.054:574.4:502.75
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-6

ЕКОЛОГІЧНИЙ МОНІТОРИНГ ВМІСТУ ^{137}CS У ПЛОДАХ ЧОРНИЦІ ЗВИЧАЙНОЇ ТА ПЛОДОВИХ ТІЛАХ ДЕЯКИХ ВИДІВ ГРИБІВ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА «ДРЕВЛЯНСЬКИЙ»

Риженко Н.О., Шимончук П.П.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03135, м. Київ
alsko2011@ukr.net

У статті представлено результати досліджень проведеного екологічного моніторингу вмісту ^{137}Cs у плодах чорниці звичайної та плодових тілах деяких видів грибів лісових екосистем природного заповідника «Древлянський» протягом 2015–2018 років. Найбільшим значеннями середньої питомої радіоактивності ^{137}Cs у плодовій частині фітомаси чорниці на всій досліджуваній території характеризувалось Народицьке ПНДВ. Встановлено, що загалом протягом 2015–2018 років відбувалось зменшення питомої радіоактивності в ягодах чорниці звичайної. Виявлено, що майже всі зразки свіжих ягід Vaccinium myrtillus L. та плодових тіл білих грибів Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer мали перевищення встановлених нормативів допустимих рівнів. Моніторинг радіозабруднення лісових екосистем природного заповідника «Древлянський» доцільно продовжувати із проведенням стаціонарних досліджень із вивченням динаміки питомої радіоактивності в біоті з метою контролю та прогнозування наслідків радіоактивного забруднення території. *Ключові слова*: моніторинг, ^{137}Cs, радіозабруднення, Vaccinium myrtillus L., Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer.

Экологический мониторинг содержания ^{137}Cs в плодах черники обычной и плодовых телах некоторых видов грибов лесных экосистем природного заповедника «Древлянский». Риженко Н.А., Шимончук П.П. В статье представлены результаты исследований проведенного экологического мониторинга содержания ^{137}Cs в плодах черники обыкновенной и плодовых телах некоторых видов грибов лесных экосистем Природного заповедника «Древлянский» в течение 2015–2018 годов. Самыми высокими значениями средней удельной радиоактивности ^{137}Cs в плодовой части фитомассы черники на всей исследуемой территории характеризовалось Народицкое ПНДВ. Установлено, что в целом в течение 2015–2018 годов наблюдалось уменьшение удельной радиоактивности в ягодах черники обыкновенной. Выявлено, что почти все образцы свежих ягод Vaccinium myrtillus L. и плодовых тел белых грибов Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer имели превышение установленных нормативов допустимых уровней. Мониторинг радиозагрязнения лесных экосистем природного заповедника «Древлянский» целесообразно продолжать с проведением стационарных исследований с изучением динамики удельной радиоактивности биоты с целью контроля и прогнозирования последствий радиоактивного загрязнения территории. *Ключевые слова*: мониторинг, ^{137}Cs, радиозагрязнение, Vaccinium myrtillus L., Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer.

Ecological monitoring of content ^{137}Cs in frogs of the current of fish and foreign fatals of some species of forests of forest ecosystems of natural reserve "Drevlyansky". Ryzhenko N., Shimonchuk P. The paper presents the results of environmental monitoring of ^{137}Cs in blueberries and some species of mushrooms in forest ecosystems in the Drevlyansky Nature Reserve during 2015–2018. The highest values of ^{137}Cs were in berries of blueberries in Narodnitske location. In general, there was a decrease of ^{137}Cs in berries of blueberries from 2015 to 2018. Almost all samples of fresh berries of Vaccinium myrtillus L. and the fruiting bodies of Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer have exceeded the existing norms of permissible levels. Monitoring radioactive contamination of forest ecosystems in the Drevlyansky Natural Reserve is expedient to continue with stationary studies to research the dynamics of ^{137}Csin biota for control and predict the consequences of radioactive contamination of the territory. *Key words*: monitoring, 137Cs, radio contamination, Vaccinium myrtillus L., Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer.

Постановка проблеми. Проведення моніторингу й екотоксикологічного оцінювання небезпечності радіозабруднених територій, особливо на теренах природних заповідників, дозволяє не тільки контролювати компоненти біоти на вміст радіонуклідів із подальшим прогнозуванням їхньої поведінки, але й забезпечити збереження унікальних природно-заповідних територій, однією з яких є природний заповідник (далі – ПЗ) «Древлянський» [18; 21; 22; 24; 33]. Фітокомпонент, як і решта складників екосистеми, потребує контролю за рівнем питомої радіоактивності таких довгоживучих радіоактивних забруднників, як ^{137}Cs, не тільки як біологічна система, але і як продукція побічного користування лісу, зокрема плодові тіла грибів і ягоди, які традиційно широко вживані в населення [1; 3; 9; 11–14].

Актуальність дослідження. Ядерна катастрофа такого масштабу, як аварія на Чорнобилі, уперше спіткала світову цивілізацію, тому й нині, через 30 років, її наслідки привертають увагу фахівців [2; 7; 8; 15; 29; 32]. Одним із наслідків Чорнобильської катастрофи стало формування широкого радіоактивного сліду, який став джерелом тривалого зовнішнього гамма-опромінення людини довгоживучими радіонуклідами [17; 20; 23; 31; 33; 34]. Із плином часу радіаційний стан довкілля змінився як завдяки фізико-хімічним показникам, так і в результаті заходів із ліквідації аварії, що привело до змін у використанні окремих територій [4–6]. Території, рівень яких дозволяє отримувати продукцію в межах національних допустимих норм, повернуті в сільськогосподарське призначення, а землі із значним рівнем радіоактивного забруднення були, зокрема, передані до природних заповідників [25; 28–30; 34]. Одним із таких природних заповідників став «Древлянський», який утворений згідно з Указом Президента України № 1038/2009 від 11 грудня 2009 р. у Народицькому районі Житомирської області, на південь та південний схід від райцентру – смт Народичі [16; 26]. Зважаючи на те, що дезактивація лісових площ наявними методами є складною, лісові насадження дуже міцно утримують радіонукліди (основну частину радіозабруднення становлять довгоживучі ^{137}Cs та ^{90}Sr), а використання в їжу продукції побічного користування лісу не зменшується [11–13], контроль та моніторинг за станом лісових екосистем природного заповіднику «Древлянський» є особливо актуальними.

Матеріали і методи. Визначення ^{137}Cs у біологічних об'єктах здійснювалось за допомогою гама-радіометра РУГ-91 «Адані». Збір проб плодової частини рослин Vaccinium myrtillus L. та плодових тіл грибів Boletus edulis L., Cantharellus cibarius Fr., Tricholoma flavovirens Paul Kummer відбувався за загально прийнятими методиками, повторність чотириразова. Коефіцієнт варіації, осциляції та інші статистичні показники – за загальноприйнятими методиками в біометрії [10]. Дослідження проводили на території природного заповідника «Древлянський» протягом 2015–2018 рр.

Виклад основного матеріалу. Результати середньої питомої активності ^{137}Cs у ягодах чорниці звичайної (Vaccinium myrtillus L.) на території ПЗ «Древлянський» (2015–2018 рр.) наведено в таблиці 1.

Оскільки коефіцієнт варіації більше 70%, то значення середньої питомої активності у плодовій частині фітомаси чорниці в різних районах достовірно відрізняються. Середня питома активність ^{137}Cs у плодовій частині фітомаси свіжої чорниці була найбільша в Народицькому ПНДВ і становила від 931 до 971 Бк/кг, що майже удвічі перевищує встановлений норматив (500 Бк/кг) [19; 27; 35]. Загалом перевищення нормативу спостерігалося в умовах Розсохівського та Народицького ПНДВ. Найменшою питомою радіоактивністю за максимальними значеннями достовірно характеризувалося Мотківське ПНДВ, а найбільшою – Народицьке ПНДВ (табл. 2).

За значеннями середньої питомої радіоактивності ^{137}Cs у плодовій частині фітомаси Vaccinium myrtillus L. досліджуваної території ПЗ «Древ-

Таблиця 1

Середня питома активність ^{137}Cs у свіжих ягодах чорниці, P_{05}

Місце відбору зразків	Квартал	Середня питома активність ^{137}Cs у зразках ягід, сира речовина, Бк/кг
Розсохівське ПНДВ*	57	496 ± 6,25
	52	278 ± 1,72
Народицьке ПНДВ	10	971 ± 8,95
	16	950 ± 8,95
	17	931 ± 9
Базарське ПНДВ	32	88 ± 2,50
	151	6,2 ± 0,5
	8	6,8 ± 0,5
	урочище Моху Рябого	3,9 ± 0,4
	урочище Болото Голе	327 ± 5
Мотіківське ПНДВ		2,04 ± 0,5
		2,6 ± 0,5
		1,5 ± 0,5
Допустимий вміст, Бк/кг		**500**
R (розмах варіації)		*969,5*
V (коефіцієнт варіації), %		*95,82*
Kr (коефіцієнт осциляції), %		*239,23*
Sc (стандартна помилка виборки для середнього)		187,1

**ПНДВ – природоохоронне науково-дослідне відділення заповідника.*

лянський» установлено такий низхідний ряд: Народицьке ПНДВ > Розсохівське ПНДВ > Базарське ПНДВ > Мотіківське ПНДВ.

У зв'язку з тим, що Народицьке ПНДВ характеризується найбільшим рівнем забруднення продукції ^{137}Cs, динаміку питомої радіоактивності у фітомасі ягід та грибів за роками досліджували саме в Народницькому ПНДВ. Результати експериментальних досліджень 2015 р. наведено в таблиці 3.

Виявлено, що у 2015 р. питома радіоактивність перевищувала встановлені допустимі нормативи у плодових тілах (надземна біомаса) сухих білих грибів у 6,8–9,8 рази; свіжих – у 2,3–8,3 разів. Питома радіоактивність свіжих ягід чорниці звичайної перевищувала встановлені нормативи в 1,14–5,7 разів. Найбільшу небезпеку для вживання в їжу становили сухі білі гриби. Експериментальні результати дослідження питомої радіоактивності

Таблиця 2

Порівняння питомої радіоактивності ^{137}Cs у плодовій частині фітомаси чорниці (Vaccinium myrtillus L.) у досліджуваних районах

Розсохівське ПНДВ	**Народицьке ПНДВ**
S^2 = 8 312,7	S^2 =266,9
$F_{експ.}$ = 31,15; $F_{теор.}$ = 9,3; $\boldsymbol{F_{експ.} > F_{теор.}}$	
Базарське ПНДВ	**Мотіківське ПНДВ**
S^2 = 15 493,1	S^2 = 0,2
$F_{експ.}$ = 77 465; $F_{теор.}$ = 9; $\boldsymbol{F_{експ.} > F_{теор.}}$	
Базарське ПНДВ	**Народицьке ПНДВ**
S^2 = 15 493,1	S^2 = 266,9
$F_{експ.}$ = 58; $F_{теор.}$ = 9; $\boldsymbol{F_{експ.} > F_{теор.}}$	

Таблиця 3

Питома радіоактивність ^{137}Cs у фітомасі ягід та грибів продукції побічного користування лісу у 2015 р., P_{05}

Дата відбору проб і визначення питомої радіоактивності	**Вид рослин та грибів**	**Фракція фітомаси**	**Середня питома активність ^{137}Cs у продукції, Бк/кг**	**Допустимий вміст, Бк/кг**
21 січня 2015 р.	Гриби білі (*Boletus edulis L.*), сушені	Плодове тіло (надземна біомаса)	16 875	2 500
11 березня 2015 р.			23 833	
16 квітня 2015 р.			24 677	
V (коефіцієнт варіації), %			*16,04*	
25 вересня 2015 р.	Гриби білі (*Boletusedulis L.*), свіжі	Плодове тіло (надземна біомаса)	3 447	500
25 вересня 2015 р.			2 131	
28 вересня 2015 р.			1 183	
30 вересня 2015 р.			4 146	
30 вересня 2015 р.			4 117	
7 вересня 2015 р.			3 645	
V (коефіцієнт варіації), %			*35,11*	
15 червня 2015 р.	Чорниця звичайна (*Vaccinium myrtillus L.*), свіжа	Плодова фракція фітомаси	684	500
19 червня 2015 р.			572	
23 червня 2015 р.			692	
23 червня 2015 р.			857	
24 червня 2015 р.			642	
25 червня 2015 р.			921	
26 червня 2015 р.			879	
1 липня 2015 р.			1 527	
2 липня 2015 р.			1 100	
7 липня 2015 р.			1 276	
8 липня 2015 р.			924	
13 липня 2015 р.			2 500	
17 липня 2015 р.			2 625	
22 липня 2015 р.			2 843	
V (коефіцієнт варіації), %			*58,79*	

у фітомасі ягід та плодових тілах грибів у 2016 р. наведено в таблиці 4.

Найбільшу різницю серед відібраних проб грибів та ягід щодо питомої радіоактивності мали плодові тіла маслюків. Зразки, відібрані на різних пробних площах, різнилися за значеннями питомої радіоактивності в 14 разів: одні проби мали показники 562 Бк/кг, а інші – 7 200 Бк/кг, що свідчить про різне

Таблиця 4

Питома радіоактивність ^{137}Cs у фітомасі ягід та грибів продукції побічного користування лісу у 2016 р., P_{05}

Дата відбору проб та визначення питомої радіоактивності	Вид рослин та грибів	Фракція фітомаси	Середня питома активність ^{137}Cs у продукції, Бк/кг	Допустимий вміст, Бк/кг
20 травня 2016 р.	Гриби білі (*Boletus edulis L.*), сушені	Плодове тіло (надземна біомаса)	16 372	2 500
17 травня 2016 р.	Гриби білі (*Boletus edulis L.*), свіжі	Плодове тіло (надземна біомаса)	3 745	500
17 вересня 2016 р.			4 112	
18 травня 2016 р.			964	
19 травня 2016 р.			4 147	
23 травня 2016 р.			4 055	
V (коефіцієнт варіації), %			*36,09*	
17 червня 2016 р.	Чорниця звичайна (*Vaccinium myrtillus L.*), свіжа	Плодова фракція фітомаси	647	500
22 червня 2016 р.			954	
29 червня 2016 р.			1 339	
8 липня 2016 р.			1 285	
15 липня 2016 р.			1 081	
27 липня 2016 р.			6 218	
27 липня 2016 р.			6 833	
27 липня 2016 р.			6 218	
27 липня 2016 р.			6 833	
27 липня 2016 р.			3 875	
29 липня 2016 р.			2 037	
29 липня 2016 р.			2 596	
29 липня 2016 р.			1 500	
V (коефіцієнт варіації), %			*74,31*	
20 жовтня 2016 р.	Гриби свіжі, маслюки (*Suillusluteus L.*)	Плодове тіло (надземна біомаса)	562	500
24 жовтня 2016 р.			7 200	
25 листопада 2016 р.	Гриби свіжі, зеленушки (*Tricholoma flavovirens* Paul Kummer)	Плодове тіло (надземна біомаса)	1 591	500

Таблиця 5

Питома радіоактивність ^{137}Cs у фітомасі ягід та грибів продукції побічного користування лісу у 2017 р., P_{05}

Дата відбору проб та визначення питомої радіоактивності	Вид рослин та грибів	Фракція фітомаси	Середня питома активність ^{137}Cs у продукції, Бк/кг	Допустимий вміст, Бк/кг
9 серпня 2017 р.	Гриби білі (*Boletus edulis L.*), свіжі	Плодове тіло (надземна біомаса)	845	500
11 вересня 2017 р.			896	
12 вересня 2017 р.			3 000	
14 вересня 2017 р.			4 000	
15 вересня 2017 р.			570	
V (коефіцієнт варіації), %			74,03	

значення забрудненості субстрату даних грибів. Усі зразки свіжих та сушених білих грибів перевищували встановлені нормативи. Ягоди чорниці перевищували значення встановлених нормативів у 1,3–13,7 разів. Найбільше значення питомої радіоактивності серед усіх проб рослинного матеріалу та грибів мали білі гриби, сушені. Експериментальні результати дослідження питомої радіоактивності плодових тіл білих грибів у 2017 р. наведено в таблиці 5.

Таблиця 6

Питома радіоактивність ^{137}Cs у фітомасі ягід та грибів продукції побічного користування лісу у 2018 р., P_{05}

Дата відбору проб та визначення питомої радіоактивності	Вид рослин та грибів	Фракція фітомаси	Середня питома активність ^{137}Cs у продукції, Бк/кг	Допустимий вміст, Бк/кг
30 січня 2018 р.	Гриби білі (*Boletus edulis L.*), сушені	Плодове тіло (надземна біомаса)	3 971	2 500
27 лютого 2018 р.			7 241	
5 грудня 2018 р.			5 750	
6 липня 2018 р.	Гриби білі (*Boletus edulis L.*), свіжі	Плодове тіло (надземна біомаса)	796	500
26 липня 2018 р.			774	
27 липня 2018 р.			836	
9 жовтня 2018 р.			4 191	
11 жовтня 2018 р.			2 850	
V (коефіцієнт варіації), %			*69,16*	
14 червня 2018 р.	Чорниця звичайна (*Vaccinium myrtillus L.)*, свіжа	Плодова фракція фітомаси	943	500
20 червня 2018 р.			847	
22 червня 2018 р.			876	
25 червня 2018 р.			842	
10 липня 2018 р.			2 025	
11 липня 2018 р.			740	
12 липня 2018 р.			1 245	
17 липня 2018 р.			696	
18 липня 2018 р.			578	
V (коефіцієнт варіації), %			*41,94*	
28 липня 2018 р.	Гриби лисички (*Cantharellus cibarius Fr.*), свіжі	Плодове тіло (надземна біомаса)	605	500
23 липня 2018 р.			658	
24 липня 2018 р.			1 250	
25 липня 2018 р.			744	
26 серпня 2018 р.			943	
30 серпня 2018 р.			542	
30 серпня 2018 р.			896	
V (коефіцієнт варіації), %			28,15	

Рис. 1. Питома радіоактивність ^{137}Cs у ягодах чорниці звичайної (2017 р.)

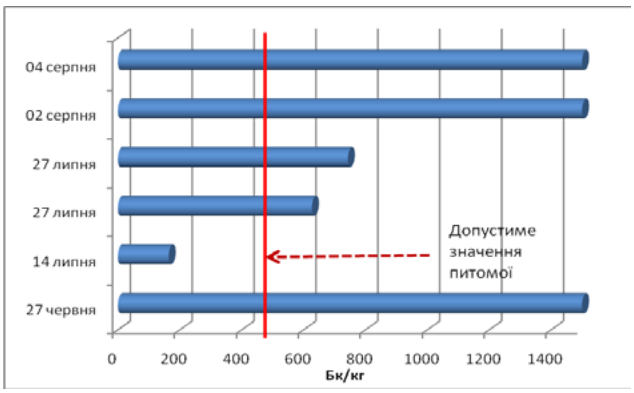


Рис. 2. Питома радіоактивність ^{137}Cs у плодовому тілі свіжих грибів Cantharellus cibarius Fr. (2017 р.)

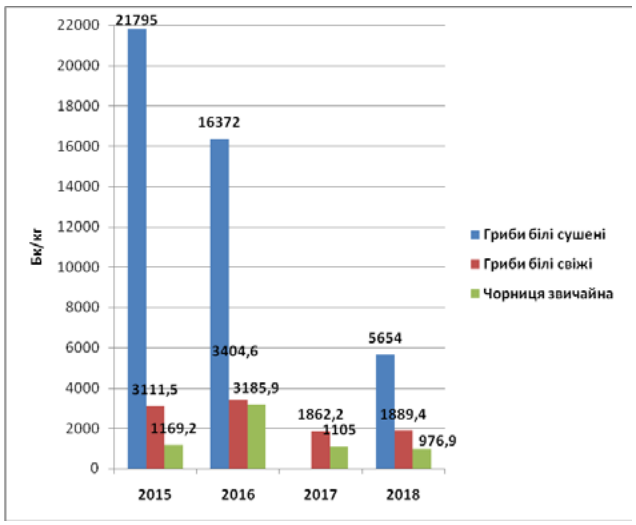


Рис. 3. Динаміка середніх значень питомої радіоактивності 137Cs у ягодах чорниці та плодовому тілі свіжих та сушених білих грибів (2015–2018 рр.)

Усі відібрані зразки ягоди чорниці звичайної у 2017 р. характеризувалися перевищенням установлених нормативів щодо питомої радіоактивності (рис. 1).

Установлено, що у всіх зразках плодових тіл свіжих грибів лисичок справжніх у 2017 р. наявне перевищення встановлених нормативів питомої радіоактивності в 1,3–6,2 разів (рис. 2).

Експериментальні дані щодо питомої радіоактивності у плодовому тілі грибів та плодовій фітомасі чорниці звичайної у 2018 р. наведено в таблиці 6.

Усі зразки плодової частини фітомаси чорниці та плодових тіл досліджуваних видів грибів характеризувалися високим рівнем питомої радіоактивності ^{137}Cs у 2018 р. Так, надземна біомаса свіжих грибів виду Cantharellus cibarius Fr. перевищувала допустимі нормативи в 1,2–2,5 рази, виду Boletus edulis L. – в 1,6–8,4 разів. Фітомаса свіжих ягід Vaccinium myrtillus L. перевищувала встановлені нормативи в 1,2–4,1 разів. Загалом установлено, що протягом 2015–2018 рр. спостерігалося зменшення питомої радіоактивності в ягодах чорниці звичайної (Vaccinium myrtillus L.) (рис. 3). У плодових тілах свіжих та сушених білих грибів (Boletus edulis L.) достовірної різниці у значеннях питомої радіоактивності ^{137}Cs не виявлено. Майже в усіх зразках свіжих ягід чорниці звичайної та плодових тіл білих грибів спостерігалося перевищення встановлених санітарно-гігієнічних допустимих нормативів.

Головні висновки. Найбільш забрудненим районом на всій території дослідження виявилося Народицьке ПНДВ: усім зразкам чорниці звичайної властиве перевищення встановлених нормативів ^{137}Cs майже удвічі. Найменшим забрудненням характеризувалось Мотіківське ПНДВ. За значеннями середньої питомої радіоактивності ^{137}Cs у плодовій частині фітомаси чорниці (Vaccinium myrtillus L.) досліджуваної території ПЗ «Древлянський» установлено такий низхідний ряд: Народицьке ПНДВ > Розсохівське ПНДВ > Базарське ПНДВ > Мотіківське ПНДВ.

Установлено, що загалом протягом 2015–2018 рр. відбувалося зменшення питомої радіоактивності в ягодах чорниці звичайної (Vaccinium myrtillus L.). У плодових тілах свіжих та сушених білих грибів (Boletus edulis L.) достовірної різниці у значеннях питомої радіоактивності ^{137}Cs не виявлено.

Виявлено, що майже всі зразки свіжих ягід чорниці звичайної (Vaccinium myrtillus L.) і плодових тіл білих грибів (Boletus edulis L.), лисичок (Cantharellus cibarius Fr.), зеленушок (Tricholoma flavovirens Paul Kummer) характеризувалися перевищенням установлених нормативів допустимих рівнів. У 2015 р. питома радіоактивність ^{137}Cs перевищувала встановлені допутимі нормативи у плодових тілах сухих білих грибів (Boletus edulis L.) у 6,8–9,8 разів; свіжих –у 2,3–8,3. Питома радіоактивність свіжих ягід чорниці звичайної (Vaccinium myrtillus L.) перевищувала встановлені нормативи в 1,14–5,7 разів. У 2016 р. у всіх зразках свіжих та сушених білих грибів спостерігалося перевищення встановлених нормативів. У ягодах чорниці – в 1,3–13,7 разів. Установлено, що у всіх зразках 2017 р. дослідження плодових тіл свіжих грибів лисичок справжніх наявне перевищення встановлених нормативів питомої радіоактивності в 1,3–6,2 разів. У 2018 р. надземна біомаса свіжих грибів виду Cantharellus cibarius Fr. перевищувала допустимі нормативи в 1,2–2,5 разів, виду Boletus edulis L. – в 1,6–8,4. У надземній фітомасі свіжих ягід Vaccinium myrtillus L. Зафіксовано перевищення встановлених нормативів в 1,2–4,1 разів.

Моніторинг радіозабруднення лісових екосистем природного заповідника «Древлянський» доцільно продовжувати із проведенням стаціонарних досліджень, вивченням динаміки питомої радіоактивності біоти з метою контролю та прогнозування наслідків радіоактивного забруднення території.

Література

1. Radio cesiumin fungi: Accumulation patternin the Kiev district of Ukraine including the Chernobyl zone / A.A. Grodzinskaya et al. *Sydowia.* 1995. № 10. P. 88–96.
2. Gudkov I.M., Vinnichuk M.M. Radiobiology and Radioecology. Kyiv : NAUU, 2006, 295 p.
3. Алексахин Р.М., Фесенко С.В., Спиридонов С.И. О снижении содержания ^{137}Cs в продукции растениеводства, подвергшейся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС. *Доклады РАСХН.* 1995. № 3. С. 20–21.
4. Булигін С.Ю., Дутов О.І. Пріоритетність організації заходів з ліквідації наслідків ядерних катастроф у віддалений період (на прикладі аварії на ЧАЕС). *Екологічні науки.* 2012. № 2. С. 61–67.

5. Щодо програми безпечного ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених радіонуклідами внаслідок Чорнобильської катастрофи / С.Ю. Булигін та ін. *Вісник аграрної науки.* 2012. № 5. С. 53–57.
6. Визначення критичності агропродукції в землеробстві радіоактивно забруднених регіонів / С.Ю. Булигін та ін. *Вісник аграрної науки.* 2013. № 1. С. 55–59.
7. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи, у віддалений період : методичні рекомендації / за заг. ред. Б.С. Прістера. Київ : Атіка-Н, 2007. 196 с.
8. Аккумулятивная активность макромицетов в условиях радионуклидного загрязнения территории Украины / А.А. Гродзинская и др. *Микобиота Украинского Полесья :* последствия Чернобыльской катастрофы. Гл. 6. Киев : Наукова думка, 2013. С. 217–260, 368–373.
9. Гудков І.М. Радіобіологія. Київ : НУБіП України, 2016, 485 с.
10. Ивантер Э.В., Коросов А.В. Элементарная биометрия. Петрозаводск : Изд-воПетрГУ, 2010. 104 с.
11. Краснов В.П. Наукові основи використання продукції лісового господарства в умовах радіоактивного забруднення лісів : автореф. дис. ... докт. с-г. Наук. Київ, 2000, 37 с.
12. Краснов В.П. Радіоекологічні дослідження у лісових екосистемах України. *Наукові праці Лісівничої академії наук України* : збірник наукових праць.Вип. 14. Львів : РВВ НЛТУ України, 2016. С. 210–218.
13. Краснов В.П., Орлов О.О., Гетьманчук А.І. Радіоекологія лікарських рослин : монографія. Житомир : Полісся, 2005. 214 с.
14. Кутлахмедов Ю.О., Войціцький В.М., Хижняк С.В. Радіобіологія. Київ : ВПЦ «Київський університет», 2011. 543 с.
15. Ландін В.П., Гродзинська Г.А. Акумуляція радіонуклідів макроміцетами в українському поліссі. *Agroecological journal*. 2014. №. 4. С. 32–37.
16. Літопис природи природного заповідника «Древлянський». 5-й том. 2017. 256 с.
17. Дози опромінення / І.А. Ліхтарьов та ін. *Медичні наслідки Чорнобильської катастрофи: 1986–2011 :* монографія / за ред. А.М. Сердюка, В.Г. Бекешка, Д. А. Базики. Тернопіль : ТДМУ, 2011. С. 35–64.
18. Ліхтарьов І.А., Ковган Л.М., Федосенко Г.В. Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ-моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіактивного забруднення після Чорнобильської аварії. Дані за 2011 р. Збірка 15. МНС України ; ДУ «ННЦРМН АМН України» ; ІРЗ АТН України. Київ, 2013. 34 с.
19. Про затвердження Державних гігієнічних нормативів «Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs та ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді : наказ МОЗ України № 256 від 3 травня 2006 р. *Офіційний вісник України.* 2006. № 29. С. 142.
20. Національна доповідь України. 25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього. Київ : КІМ, 2011, 356 с.
21. Національна екологічна політика України: оцінка і стратегія розвитку / Міністерство охорони навколишнього природного середовища України, Програма Розвитку ООН, Глобальний Екологічний Фонд. Київ, 2008, 184 с.
22. Національна парадигма сталого розвитку України / за заг. ред. Б.Є. Патона. Київ : Державна установа «Інститут економіки природокористування та сталого розвитку Національної академії наук України», 2012. 72 с.
23. Моніторинг доз внутрішнього опромінення населення на пізньому етапі аварії на ЧАЕС з використанням лічильників випромінювання людини / С.Ю. Нечаєв та ін. Київ : ДУ «НЦРМ АМН України», 2010, 24 с.
24. Нові види флори судинних рослин ПЗ «Древлянський» (2016) та їх короткий аналіз / О.О. Орлов та ін. *Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку та інших природоохоронних територій :* Наукова конференція, Шацьк, 11–16 вересня 2016 р. Львів : СПОЛОМ. С. 74–78.
25. Орлов А.А., Краснов В.П., Иванюк И.Д. Основные закономерности радиоактивного загрязнения лесных пастбищных и сенокосных угодий. *Проблема екології лісу і лісокористування на Поліссі України.* 2002. Вип. 3 (9), С. 100–117.
26. Офіційни сайт природного заповідника «Древлянський». URL: http://drevlyansky.in.ua/.
27. Про норми радіаційної безпеки України доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000) : постанова головного державного санітарного лікаря України № 116 від 12 липня 2000 р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0116488-00.
28. Прикладная радиоэкология леса : монография / В.П. Краснов и др. ; под ред. В.П. Краснова. Житомир : Полісся, 2007, 680 с.
29. Пристер Б.С. Радиоэкологические принципы и методология обеспечения радиационной безопасности населения на территории, загрязненной в результате аварии на ЧАЭС. *Журнал НАМН Украины.* 2011, Т. 17. № 2. С. 127–131.
30. Про правовий режим території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи : Закон України № 791а-XII від 27 лютого 1991 р., у редакції Закону № 182/97-ВР від 4 квітня 1997 р. *Соціальний, медичний та протирадіаційний захист постраждалих в Україні внаслідок Чорнобильської катастрофи :* офіційне видання. Київ, 2001, С. 272–282.
31. Про статус і соціальний захист громадян, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи : Закон України № 796–XII від 28 лютого 1991 р. URL: http://zakon.rada.gov.ua.
32. Радиационная гигиена. 2009. Т. 2. № 1. С. 15–19.
33. Риженко Н.О. Біоакумуляція Pb, Cd, Zn, Cu при імпактному забрудненні – екотоксикологічний критерій якості довкілля. *Екологічні науки.* 2012. № 1. С. 46–55.
34. Романчук Л.Д. Особливості формування доз внутрішнього опромінення мешканців північної частини України за рахунок продукції тваринництва. *Вісник ЖНАЕУ.* 2011. № 1. С. 236–241.
35. Чоботько Г.М., Райчук Л.А., Писковый Ю.М. Формирование дозы внутреннего облучения населения Украинского Полесья вследствие употребления пищевых продуктов лесного происхождения. *Агроэкологический журнал.* 2011. № 1. С. 37–42.

УДК 629.015: 625.7 (07)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-7

ЕКОЛОГІЧНЕ ОЦІНЮВАННЯ ОБСЯГІВ ВИКИДІВ ДИСПЕРГОВАНОЇ САЖІ ПОТОКАМИ АВТОТРАНСПОРТНИХ ЗАСОБІВ

Шелудченко Л.С., Комарніцький С.П., Замойський С.М., Теренов Д.Б.
Подільський державний аграрно-технічний університет
вул. Шевченка, 13, 32316, м. Кам'янець-Подільський
seludcenkolesa@gmail.com

Наведено результати аналітичного оцінювання обсягів утворення й емісії сажі (технічного вуглецю), яка диспергована в атмосферному повітрі, що продукується потоками автотранспортних засобів, залежно від інтенсивності та щільності потоку, а також від частки транспортних засобів, які обладнані дизельними двигунами. *Ключові слова*: автомобільна дорога, сажа, дизельний двигун, потік автотранспортних засобів.

Экологическая оценка количества выбросов диспергированной сажи потоками автотранспортных средств. Шелудченко Л.С., Комарницкий С.П., Замойский С.М., Теренов Д.Б. Приведены результаты аналитической оценки объемов образования эмиссии сажи (технического углерода), диспергированной в атмосферном воздухе, которая произведена автотранспортными потоками, в зависимости от интенсивности и плотности потока, а также доли транспортных средств, оборудованных дизельными двигателями. *Ключевые слова:* автомобильная дорога, сажа, дизельный двигатель, поток автотранспортных средств.

Environmental assessment of the scattered emissions of soot from vehicles. Sheludchenko L., Komarnitsky S., Zamoysky S., Terenov D. The results of analytical estimation of volumes of formation and emission of carbon black (carbon black) dispersed in atmospheric air, which is produced by motor transport flows, depending on the intensity and density of the flow, as well as the share of vehicles equipped with diesel engines. *Key words:* road, soot, diesel engine, specific output transport stream.

Постановка проблеми. Забруднюючі речовини, які викидаються автотранспортними засобами, є суттєвим джерелом негативного впливу на здоров'я людей та природні системи в зоні впливу автомобільної дороги. Особливо небезпечними забруднювачами придорожніх територій із понад 200 компонентів, які викидаються разом із вихлопними газами автомобіля, є вуглеводні, альдегіди, мінеральний пил, сажа (технічний вуглець) та важкі метали [1]. Загалом склад відпрацьованих газів залежить від виду пального, яке використовується транспортними засобами, присадок і масел, режимів роботи двигуна, його технічного стану, умов руху автомобіля. Саме тому для проведення екологічної оцінки впливу автотранспортних засобів на довкілля велику увагу варто приділяти не лише автотранспортному потоку, але і частці автотранспортних засобів, які обладнані дизельними двигунами.

Актуальність дослідження. Відпрацьовані гази бензинових двигунів небезпечні через наявність карбон(II) оксиду та нітроген оксиду, а до викидів дизельних двигунів додається сажа. Дизельні двигуни мають як переваги, так і недоліки. До переваг варто віднести високу надійність, економічність пального (30–40%), а до недоліків – велику вагу і розміри (за умови однакової потужності з карбюраторними двигунами), підвищення шуму у процесі експлуатації, значні викиди сажі. Зауважимо, що сажа у своєму чистому вигляді нетоксична, але її частки мають велику адсорбційну активність, можуть нести на своїй поверхні токсичні речовини. Небезпечність її впливу на здоров'я людини полягає ще й у тому, що вона має здатність тривалий час бути в повітрі в межах впливу автомобільної дороги у зваженому стані, збільшуючи час впливу токсиканту на здоров'я людини, зокрема водія [2; 3].

Загалом розподіл використання пального у транспортному секторі Європейського Союзу (далі – ЄС) такий: на автотранспорт припадає приблизно 84%, на авіацію – 11%, на залізницю – 2,5%, на річковий транспорт – 2%. Отже, автомобільний транспорт є одним із найбільших пересувних забруднювачів довкілля, може розглядатися як екологічна загроза довкіллю [4; 5]. Саме тому у європейських країнах поступово посилюються вимоги Комітету з екологічної політики Європейської економічної комісії (далі – ЄЕК ООН) щодо токсичності відпрацьованих газів транспортних двигунів шляхом уведення норм токсичності вихлопу легкових автомобілів (г/км). В Україні дане питання є ключим, оскільки, орієнтуючись на природоохоронне законодавство ЄС, запроваджуються та застосовуються більш жорсткі заходи для зменшення небезпечних впливів автотранспорту на об'єкти навколишнього середовища, здоров'я людини.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Сажа є основним компонентом нерозчинних твердих викидів у відпрацьованих газах дизельних двигунів, яка утворюється за об'ємного піролізу (термічне розкладення) вуглеводнів у газоподібній (паровій) фазі дизельних палив в умовах недостачі кисню. Викиди дизельного двигуна мають характерний вигляд (рис. 1): чорний дим – сажа (частки вуглецю 0,1–0,3 мкм), що адсорбує органіку; білий дим – туман із парів пального, крапель води, альдегідів, який проявляється у вигляді перебоїв у системі запалювання на холостому ході і за малих навантажень; блакитний дим містить краплі C_mH_n, які утворюється після охолодження відпрацьованих газів.

Рис. 1. Викиди сажі дизельного двигуна автомобіля

Сажові частинки формуються у збагаченій дизельним пальним камері згоряння двигуна (особливо за безпосереднього вприскування пального в камеру згоряння – рис. 2), де недостатня кількість кисню для здійснення вихідного вуглеводню в CO_2 та H_2O [6].

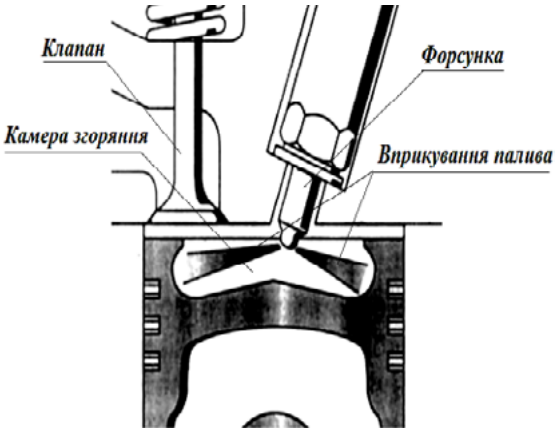


Рис. 2. Принципова схема вприскування пального в камеру згоряння дизельного двигуна

Загалом, процес утворення сажі складається з таких стадій [6]:

– утворення зародків розміром до 5 нм, які містять декілька атомів вуглецю, унаслідок піролізу вуглеводнів;

– збільшення (зростання) зародків до первинних частинок із майже сферичною (або ланцюговою) формою, містять понад 3×10^5 атомів вуглецю;

– утворення сажових агломератів (кластерів), які містять іноді понад 500 первинних частинок (сферул) із діаметром до 100 нм;

– коагуляція кластерів до складних утворень – конгломератів із розміром від 10–20 нм до 300 нм із вмістом 95,6% вуглецю та 4,2% водню, що відповідає хімічній формулі C_8H_4.

Саме тому для вирішення практичного завдання щодо зменшення негативного впливу викидів сажі від частки потоку транспортних засобів, які обладнані дизельним двигуном, необхідно дати наукове обґрунтування всіх стадій механізму утворення сажі, провести аналітичне оцінювання щодо встановлення обсягів викидів диспергованої сажі.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питання вивчення впливу та захисту від негативного впливу автотранспортного комплексу на навколишнє середовище активно вивчають вітчизняні та закордонні науковці. Однак специфіка підходу до вирішення цієї проблеми різниться залежно від масштабу проблеми країн у даній галузі, їхньої технологічної та, як наслідок, екологічної спрямованості. До проблем системи «автомобіль – дорога – середовище», на вивчення яких спрямовані вітчизняні науковці, зазвичай належать такі: захист автомобільної дороги від зовнішніх погодно-кліматичних впливів, як-от снігові та піщані перемети проїжджої частини, гідрологічний та протиливневий захист, підвищення міцності схилів та насипів тощо. Зокрема, вагомі результати щодо проблем екологічної безпеки автотранспортного комплексу зазначені у працях Н.В. Внукової (розроблення науково-методологічних основ екологічної безпеки комплексу «автомобіль – дорога – середовище»), Г.І. Рудька й О.М. Адаменка (визначення основних принципів конструювання ландшафтів природно-техногенних геоекосистем із розвиненою автотранспортною мережею), В.М. Шмандія (управління екологічною безпекою), С.М. Степаненка (дослідження міграційних та дифузійних процесів газо-пилових повітряних аерозолей, зокрема викидів, які продукуються автотранспортними потоками). Досвід закордонних науковців переважно спрямовується на вирішення таких проблем, як: використання безпечних хімічних сумішей для боротьби з обледенінням дорожнього покриття автомобільної дороги; зменшення фрагментації природних екосистем тощо. Отже, питання визначення впливу автотранспортних засобів, які облаштовані дизельними двигунами, у потоці різної інтенсивності шляхом визначення кількості викидів диспергованої сажі є актуальним і потребує вивчення.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Систему «автомобіль – дорога – середовище» ми визначаємо як когерентно-адитивну (ціліс-

но-незалежну). Оскільки всі її елементи, з одного боку, пов'язані між собою так, що зміна в одному веде до зміни в іншому, і, як наслідок, до змін в усій системі (когерентність). З іншого боку, фізична адитивність (незалежність) даної системи полягає у незалежності функціонування її компонентів так, що зміна в кожному елементі залежить суто від його специфічних особливостей або характеристик. Дана робота полягає у визначенні кількості диспергованої сажі, яка викидається в навколишнє середовище автотранспортними засобами, обладнаними дизельними двигунами.

Новизна. Наукова новизна результатів роботи полягає у досягненні екологічно безпечного функціонування системи «автомобіль – дорога – середовище», що передбачає системний підхід до розроблення концепції розвитку автотранспортного комплексу в межах конкретних природно-техногенних геоекосистем із розвиненою автотранспортною мережею.

Методологічне або загальнонаукове значення. У камерах згоряння дизельних двигунів, порівняно із двигунами іскрового запалювання, локальні перенасичені пальним зони утворюються значно частіше, отже, повною мірою реалізуються перелічені вище стадії утворення сажі. Утворення сажі залежить від властивостей пального, яке використовується: чим більше співвідношення *C/H*, тим більший вміст сажі у викидах. Маса кисню, який споживається з атмосфери, для повного згоряння пального [кг/кг$_{пального}$] становитиме [6; 7]:

$$m_{O_2} = 0{,}23 \cdot \alpha \cdot l_0,$$

де α – коефіцієнт надлишку повітря в паливо-повітряній суміші; l_0 – стехіометричне число.

Коефіцієнт надлишку повітря є відношенням кількості повітря, яке міститься в паливо-повітряній суміші, G_n до його мінімальної кількості, яка теоретично потрібна для повного згоряння всього пального G_m суміші. Тобто:

$$\alpha = \frac{G_п}{G_т \cdot l_0}, \qquad (2)$$

де G_m – годинна витрата палива (кг/год); $G_t \cdot l_0$ – мінімальна, теоретично необхідна для повного згоряння пального, кількість повітря (кг/год).

Якщо $\alpha = 1$, то паливо-повітряна суміш має стехіометричний (теоретичний) склад, якщо $\alpha > 1$ – суміш є збідненою, а якщо $\alpha < 1$, то суміш збагачена пальним. Для дизельних двигунів номінальний режим роботи характеризується показником $\alpha = 1{,}4 – 2{,}2$.

Коли кількість кисню менша за стехіометричну, то процес окислення буде неповним: частина вуглецю окислиться лише до *CO*, а частина водню взагалі не згорить. Окислення вуглеводневої молекули C_xH_y у загальному випадку відбувається за рівнянням:

$$C_xH_y + \left[\frac{w}{2}x + (1-w)x + y\frac{(1-w_1)}{4}\right]O_2 = \\ = wxCO + (1-w)xCO_2 + \frac{y}{2}w_1H_2 + \frac{y}{2}(1-w_1)H_2O, \qquad (3)$$

де w – масова частка вуглецю, окисленого до *CO*; w_1 – масова частка водню, який не згорів; x – маса вуглецю в молекулі пального; y – маса водню в молекулі пального.

Якщо знехтувати наявністю кисню, то для дизельного пального «умовна» молекула C_xH_y матиме молярну масу M_n [6]:

$$M_n = 1_2x + y. \qquad (4)$$

Відповідно до (4), у продуктах згоряння дизельного пального з'являється водень (NH_2), який не згорів, та оксид вуглецю (N_{CO}) . Тоді:

$$\begin{cases} N_{CO} + N_{CO_2} = x \\ N_{H_2} + N_{H_2O} = \frac{y}{2} \end{cases}, \qquad (5)$$

відповідно на 1 кг пального (кмоль):

$$\begin{cases} N_{CO} + N_{CO_2} = \frac{w_c}{12} \\ N_{H_2} + N_{H_2O} = \frac{w_H}{2} \end{cases}. \qquad (6)$$

Зі зменшенням кількості кисню у продуктах згоряння пального буде збільшуватися вміст *CO* та H_2 і зменшуватися вміст H_2O та CO_2. За $w_1 = w = 1$ у продуктах згоряння буде міститися лише чадний газ *CO* та водень H_2, який не згорів. Відповідне рівняння окислення матиме вигляд [6]:

$$C_xH_y + \frac{x}{2}O_2 = xCO + \frac{y}{2}H_2. \qquad (7)$$

Кількість кисню (кмоль) $NO_2 = x/2$ відповідає умові, за якої кількість атомів вуглецю дорівнює кількості атомів кисню, тобто $C/O = 1$. За подальшого зменшення вмісту кисню в паливо-повітряній суміші $C/O > 1$ у продуктах згоряння пального з'являється вуглець, який не згорів (сажа).

Відповідно до методики [6], обсяги викидів сажі автотранспортного засобу, обладнаного дизельним двигуном (кг/км), визначаються як:

$$M_s = B_s \cdot J_s, \qquad (8)$$

де M_s – валовий викид сажі фізичним автотранспортним засобом, кг/км; B_s – питома кількість витраченого пального, кг/км; $J_s = 0{,}015_5$ – питомий викид сажі, кг/кг.

Статистична усереднена питома кількість витрати дизельного пального окремим автотранспортним засобом, який обладнаний дизельним двигуном, становитиме $B_s = 0{,}5_5$ кг/км. Отже, з урахуванням інтенсивності потоку автотранспортних засобів N отримуємо значення M_s (кг/год × км):

$$M_s = \frac{B_s \cdot J_s \cdot N \cdot S}{24} = 3{,}55 \cdot 10^{-4} \cdot N \cdot S. \qquad (9)$$

Виклад основного матеріалу. Результати розрахунку викидів сажі потоками автотранспортних засобів, які обладнано дизельними двигунами, встановлено на підставі формули (9) та наведено в таблиці 1.

Головні висновки. Отже, результати аналітичного оцінювання обсягів викидів диспергованої сажі потоками автотранспортних засобів дозволяють встановити, що за наявності в автотранспортних

Таблиця 1

Обсяги викидів сажі автотранспортними потоками, кг/год × км

Категорія автомобільної дороги	Інтенсивність автотранспортного потоку, авт. / добу	Частка автомобілів у потоці автотранспортних засобів, які обладнано дизельними двигунами		
		$S < 5\%$	$5\% < S < 25\%$	$S \geq 25\%$
І-а, І-б	> 10 000	0,266	1,065	1,864
ІІ	3 000–10 000	0,173	0,693	1,212
ІІІ	1 000–3 000	0,053	0,213	0,373
IV	150–1 000	0,017	0,070	0,122
V	< 150	0,023	0,107	0,187

потоках частки транспортних засобів, обладнаних дизельними двигунами, понад 25%, сажові викиди можуть досягати для автомобільних доріг категорій І-а та І-б – 1,86 кг/год × км, категорії ІІ – 1,21 кг/год × км, категорії ІІІ – 0,37 кг/год × км.

Перспективи використання результатів дослідження. У процесі активного антропогенного впливу на об'єкти довкілля, первинні природно-територіальні комплекси практично перетворилися на природно-техногенні геоекосистеми (далі – ПТГЕС), екологічний стан яких визначається складною взаємодією людини та природи. Функціонування та рівновага такої системи визначається не лише її природними складовими частинами, але й штучними об'єктами, які забезпечують задоволення потреб суспільства, від розвитку транспортно-комунікаційної системи також, зокрема автодорожньої мережі. Зона впливу автомобільної дороги поширюється на придорожні території, у межах яких проявляється негативний вплив. Загальне уявлення про граничну екологічну насиченість території автошляховою структурою та автотранспортними засобами характеризується автотранспортною ємністю цієї території, тобто здатністю ландшафту задовольняти транспортні потреби без порушення екологічної рівноваги, зокрема враховувати частку забруднення об'єктів довкілля сажею, яка привноситься автотранспортними засобами, обладнаними дизельними двигунами. Отже, аналіз потоку автотранспортних засобів є одним з основних методів управління екологічною безпекою ПТГЕС із розвиненою автотранспортною мережею.

Література

1. Шило В.В. Автомобиль глазами эколога. Харьков : Торнадо, 2002. 159 с.
2. Гутаревич Ю.Ф. Запобігання забрудненню повітря сажею. Київ : Урожай, 1982, 62 с.
3. Сажевые аэрозоли в верхней тропосфере: Свойства и последствия эмиссии / О.Б. Поповичева и др. Москва, 2005. 83 с.
4. Naumov V., Vnukova N., Zhelnowach G. Mozliwosc izastosowania siecineuronowy chdooceny bezpieczenstwa ekologicznego drog na Ukrainie. *Budownictwo i Architektura :* Collection of Scientific Works. 2014. Vol. 17. P. 10–14.
5. Grytsenko A., Vnukova N., Barun M. Scientific bases of environmental security complex "Automobile-Road-Environment". *Sustainable Development.* 2014. Vol. 17. P. 10–14.
6. Луканин В., Трофименко Ю. Промышленно-транспортная экология : учебник для вузов / под ред. В. Луканина. Москва : Высшая школа, 2001. 273 с.
7. Методика розрахунку викидів забруднюючих речовин та парникових газів у повітря від транспортних засобів, затверджено наказом Держкомстату України від 13листопада 2008 р. № 452. URL: http://ukrstat.org/.

УДК 504.75.06
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-8

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ГАЗООБРАЗНОГО НАФТАЛИНА И РАЗРАБОТКА ТЕХНИЧЕСКИХ РЕШЕНИЙ ПО ЕГО УДАЛЕНИЮ

Бутенко Э.О.
ГВУЗ «Приазовский государственный технический университет»
ул. Университетская, 7, 87500, г. Мариуполь
grinenkoeo@gmail.com

В работе проведены исследования по решению важных экологических проблем, связанных с удалением нафталина из газовой фазы до значений ПДК. Очистка газовых выбросов от нафталина до значений, близких к ПДК, может быть осуществлена с помощью комплекса мер, включающих глубокое охлаждение. Очистка до значений ПДК и ниже может быть осуществлена с использованием слоистых двойных гидроксидов с размером межплоскостных расстояний, соответствующих размерам молекул нафталина. *Ключевые слова:* нафталин, газовая фаза, слоистые двойные гидроксиды, сорбционная доочистка, межплоскостное расстояние.

Екологічний моніторинг забруднень нафталіну і розроблення технічних рішень щодо його видалення. Бутенко Е.О. У роботі проведені дослідження з вирішення важливих екологічних проблем, пов'язаних із видаленням нафталіну з газової фази до значень ГДК. Очищення газових викидів від нафталіну до значень, близьких до ГДК, може бути здійснено за допомогою комплексу заходів, що включають глибоке охолодження. Очищення до значень ГДК та нижче може бути здійснене з використанням шаруватих подвійних гідроксидів із розміром міжплощинних відстаней, відповідних розмірам молекул нафталіну. *Ключові слова:* нафталін, газова фаза, шаруваті подвійні гідроксиди, сорбційне доочищення, міжплощинна відстань.

Environmental monitoring of gas naphthaline pollution and development of technical solutions for its removal. Butenko E.O. In this paper, studies have been carried out to solve important environmental problems associated with the removal of naphthalene from the gas phase to MAC values. The cleaning of gas emissions from naphthalene to values close to the MPC can be accomplished by a combination of measures involving deep cooling. The purification to the MPC values and below can be carried out using layered double hydroxides with the size of the interplanar spacings corresponding to the sizes of naphthalene molecules. *Key words:* naphthalene, gas phase, layered double hydroxides, sorption purification, interplanar distance.

Постановка проблемы. Одними из основных источников, которые влияют на состояние природной окружающей среды, являются предприятия химической и коксохимической промышленности. Исследования влияния выбросов в атмосферу вредных веществ и на состояние окружающей среды, как на региональном, так и на государственном уровне, недостаточны на сегодняшний день.

Актуальность исследования. Низкое качество очистки воздушных выбросов в атмосферу приводит к ухудшению природной окружающей среды. Поэтому разработка научно-обоснованных методов улучшения степени очистки промышленных выбросов является одной из актуальных и наиболее важных экологических заданий на сегодняшний день.

ООО НПО «Инкор и К» (КХП Фенольный завод) – предприятие химической промышленности, расположенное в посёлке городского типа Новгородское, Донецкая обл. Является единственным предприятием Украины с централизованной переработкой фенольных, нафталиновых и пиридиновых, а также других продуктов высокотемпературного коксования каменного угля.

Предприятие основано в 1916 году как фенольный завод для производства ингредиентов для получения взрывчатых веществ. Выпускает фенол, нафталин, пиридин, крезолы, всего более 30 видов продукции, основные из них – нафталин и фенол. Производственные мощности позволяют производить 60 тыс. тонн нафталина и до 10 тыс. тонн смеси фенолов и крезолов в год.

Связь авторского исследования с важными научными и практическими заданиями. Нафталин выпускается в прессованном виде. Процесс его прессования сопровождается выделением нафталина в воздух помещения, а затем и в атмосферу в газообразном состоянии, что загрязняет воздушную среду.

Основанием для проведённых исследований послужило задание по очистке вентиляционных выбросов от нафталина, отделения прессованного нафталина. Основным требованием к технологии является достижение концентрации нафталина на выходе ниже ПДК – 20 мг/м^3. Исходные данные: концентрация нафталина – 1000 мг/м^3, температура – 50°C, объёмная скорость – 300 м^3/час, влажность – 50%.

Для НПО «ИНКОР» источником сырья являются масла после отделения нафталина, содержание нафталина в которых составляет 79–81%; тионафтена – 5,5–5,9%; оснований – 1–1,3%; индола – 0,02%.

Качество выпускаемого нафталина нормируется ГОСТ [1].

Важнейшим параметром для удаления нафталина из газовой фазы является зависимость парциального давления от температуры. Концентрации 20 мг/м^3 соответствует концентрация 0,000156 ммоль/л, что соответствует 0,00088 кПа, что соответствует температуре 264,75 К, что соответствует температуре – 8 ^{o}С.

Выделение неразрешенных ранее частей общей проблемы, которой посвящена статья. Экономический ущерб от загрязнения воздуха нафталином рассчитывался в соответствии с приказом Министерства охраны окружающей среды Украины № 639 от 10.12.2008 г. [2]. Ежегодные штрафы за ненормативные выбросы нафталина составляют 400 000 евро.

В настоящее время в мире не существует ни одного способа удаления нафталина из газовой фазы, который бы обеспечивал достижение требуемых экологических параметров – 20 мг/м^3. Достижение таких параметров потребовало разработки специальной технологии удаления нафталина из газовой фазы.

Изложение основного материала. Сорбционные эксперименты проводили, исследуя сорбцию нафталина и β-нафтола на слоистых двойных гидроксидах. Сравнение с β-нафтолом выбрали для исследования потому, что сорбция β-нафтола и нафталина протекает по-разному.

После завершения процесса сорбции определяли удельную поверхность и измеряли межплоскостные расстояния. Измерения размеров внутреннего пространства проводили при помощи рентгенофазового анализа (рис. 1).

Представленные на рисунке три рентгенограммы очень похожи, что говорит о незначительном изменении структуры. На выделенной вставке видно, что интенсивность падает, а пик 11,8 градусов смещается в область меньших углов. Это смещение влево означает увеличение межплоскостного расстояния, это говорит о проникновении органики в решетку, что также подтверждается тем, что при значениях углов 43, 61 и 62 градуса есть похожие смещения. Из представленных рентгенограмм видно, что максимальные отклонения наблюдаются при сорбции β-нафтола. Причиной этого является то, что ароматические кольца адсорбированного нафталина располагаются параллельно неорганическим слоям, независимо от концентрации активных центров. Взаимодействие □-электронов ароматических колец со слоями матрицы приводит к изменению межплоскостного расстояния.

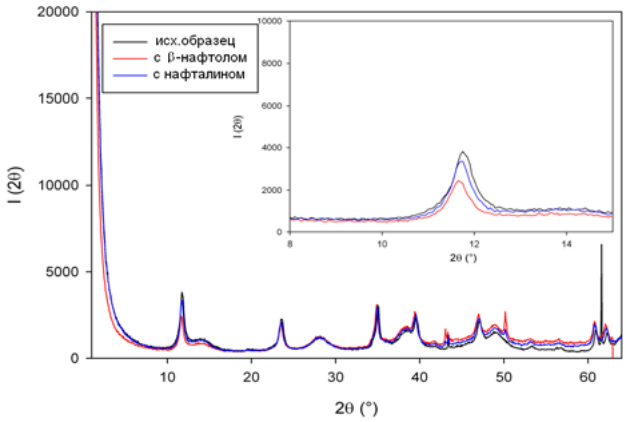
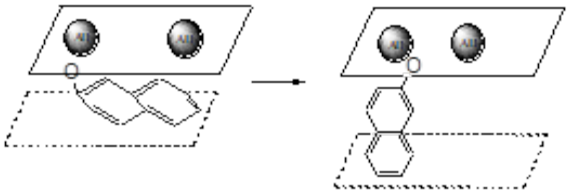


Рис. 1. Рентгенограмма Mg-Al-слоистого двойного гидроксида



Ароматические кольца адсорбированного нафталина располагаются параллельно неорганическим слоям, независимо от концентрации активных центров. Межплоскостное расстояние в СДГ составляет порядка 7 Å. Эта величина сопоставима с «толщиной» ароматического кольца, составляющего ~ 3,5 Å, тогда как диаметр молекулы бензола составляет 7,1 Å. А для β-нафтола плоскопараллельное расположение наблюдается лишь в начальной стадии ионного обмена.

При расположении ароматических колец нафталина параллельно неорганическим слоям межплоскостное расстояние составляет 9,0 Å, а при перпендикулярном – 19,0 Å. Эффективная площадь для β-нафтола составляет 9,89 Å^2. В дальнейшем устанавливается равновесие, сопровождающееся увеличением межплоскостного расстояния и увеличением числа активных центров, доступных для следующих молекул β-нафтола. Этот процесс сопровождается увеличением удельной поверхности СДГ.

Для имитации промышленного процесса сорбции нафталина была выбрана следующая схема (рис. 2). Через сосуд, на дне которого находился нафталин, над нафталином продувался воздух, проходил через трубу и поступал в реактор, заполненный сорбентом.

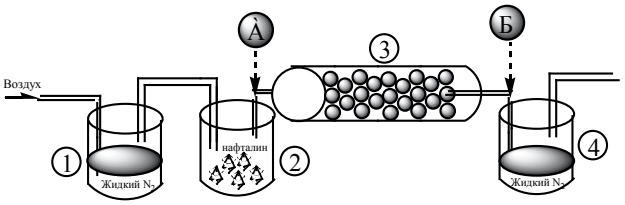


Рис. 2. Схема лабораторной установки по адсорбции нафталина. 1 – осушитель воздуха; 2 – емкость с нафталином; 3 – адсорбер; 4 – накопитель нафталина. А и Б – точки отбора проб для хроматографии

Воздух предварительно обезвоживался пропусканием через ловушку с осушителем. Затем поток с парами нафталина поступал в адсорбер. На входе в адсорбер отбирались пробы для хроматографического анализа. Контролировалась температура на входе и выходе. Время выхода на стационарный режим – около 0,5 часа. На выходе из адсорбера также пытались брать пробы для хроматографии, но концентрация была ниже предела определения. Поэтому газовый поток пропускали через криоскопическую ловушку, накопленный нафталин растворяли в диэтиловом эфире и хроматографировали.

Скорость газового потока составила 0,05 м/с, начальная концентрация нафталина – 0,23 г/м^3, конечная – 0,0012 г/м^3.

Результаты исследования и их обсуждения. Данные результаты легли в основу расчета сорбционного аппарата для доведения концентрации выбросов нафталина до требований ПДК.

Заданная исходная концентрация нафталина в 1000 мг/м^3 говорит о том, что весь нафталин находится в сублимированном, а не в пылевидном виде, поскольку данной концентрации соответствует равновесная температура 304 К (31 ^{o}С).

Нами предложена технологическая схема, которая состоит из следующих блоков:

1. Блок фильтрации, в котором отделается пыль и нафталин в твёрдом состоянии. После снятия с фильтра пыль возвращается на переработку.

2. Блок первичного охлаждения. Конденсируются пары воды и большая часть нафталина. Из промежуточной емкости вода отправляется на биохимочистку или сбрасывается в водоём. Нафталин отправляется на переработку.

3. Блок глубокого охлаждения. Конденсируется вода и остаточный нафталин. Из промежуточной емкости вода отправляется на биохимочистку или сбрасывается в водоём. Нафталин отправляется на переработку.

4. Сорбционный блок. Остаточное поглощение нафталина. Отработанный сорбент отправляется на переработку.

Материальный баланс установки по очистке вентиляционных выбросов отделения фасовки нафталина, тонн в год:

	Воздух	Воды	Нафталин
Вход	2,63 млн м^3	67,3 т	2,63 т
Выход	2,63 млн м^3	61,7 т	0,05 т

Тепловой баланс установки по очистке вентиляционных выбросов отделения фасовки нафталина:

Охлаждение воздуха	5 кВт
Конденсация пара	4,8 кВт
Конденсация нафталина	0,05 кВт
Охлаждение воды	0,5 кВт
Замерзание льда	0,15 кВт
Охлаждение льда	0,01 кВт

Адсорбция нафталина – процесс равновесный и экзотермический. Снижение температуры смещает равновесие в сторону твёрдой фазы. Таким образом, ввод газового потока в адсорбер при отрицательной температуре будет способствовать удалению нафталина из газовой фазы.

Поскольку в адсорбер входит воздух при температуре –10 ^{o}С, основной нагрев потока будет идти за счёт теплообмена через стенки.

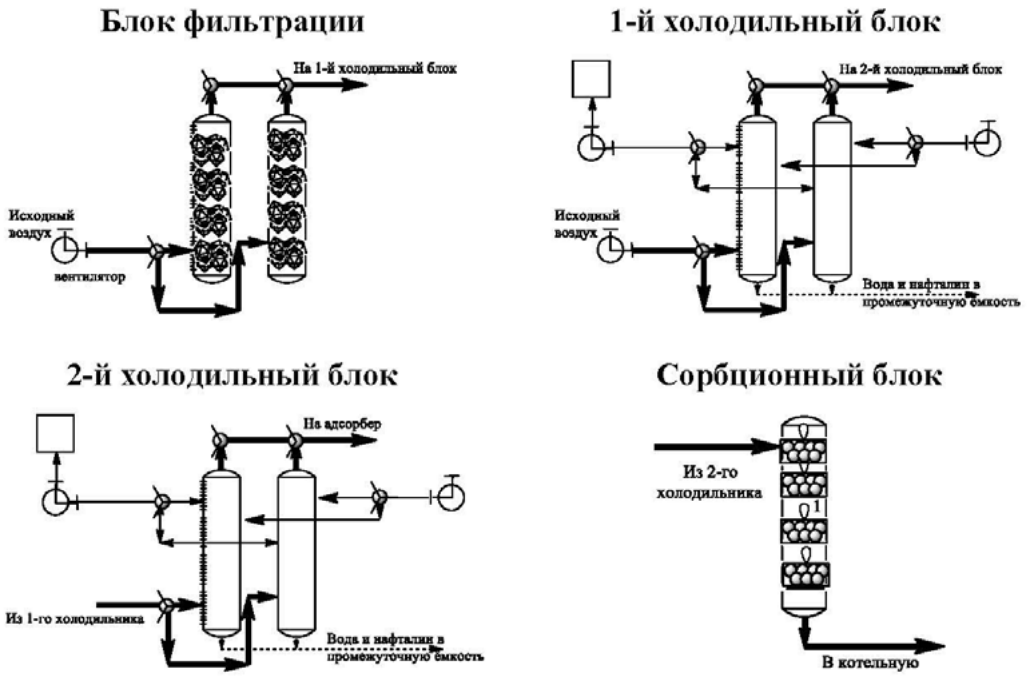


Рис. 3. Общая схема установки улавливания нафталина

Возможен монтаж дополнительного теплообменника для получения в качестве товарной продукции технического или пищевого льда.

Для обеспечения непрерывной работы установки необходимо иметь в схеме не менее двух адсорберов. Поскольку время сорбции на порядок превышает время десорбции, нет необходимости в установлении трёх и более адсорберов.

Адсорберы предлагаются с верхним вводом исходной смеси. Они изготавливаются из стального листа толщиной 8–10 мм. Цилиндрическая обечайка при высоте 4,5 (высота слоя сорбента составляет 4,0 м) будет иметь внутренний диаметр 0,5 м. Днище и крышка – полуовальные. Высота каждого слоя сорбента составит 0,5 м. Адсорбент помещается в проволочные кассеты из нержавеющей стали, служащие одновременно фильтрами, на разборных колосниковых решетках, которые располагаются на балках. Последние устанавливают на опоры, приваренные к стенке корпуса адсорбера.

Для предотвращения попадания сорбента под решетку проволочные кассеты делают из сетки из нержавеющей стали с ячейками следующих размеров: 20×20 мм при диаметре проволоки 1,0 мм. Кассеты оборудованы креплениями для подъёма с решёток.

Главные выводы. Проанализированы экологические последствия загрязнения окружающей среды газовыми выбросами в атмосферу. Проведены комплексные исследования по улавливанию нафталина из газовой фазы.

Очистка до значений ПДК и ниже может быть осуществлена с использованием в качестве сорбентов слоистых двойных гидроксидов с размером межплоскостных расстояний, соответствующих размеру молекул нафталина.

Общая стоимость основного оборудования – 150 000 тысяч евро, общая стоимость проекта – 375 000 евро.

Исходя из того, что ежегодные штрафы за ненормативные выбросы составляют 10 млн грн. или 400 000 евро, окупаемость данного проекта составит около 1 года.

Данная технология и предлагаемое оборудование были одобрены руководством ООО НПО «ИНКОР и К°» и рекомендованы руководством к внедрению.

Литература

1. ГОСТ 16106-82. Нафталин коксохимический. Технические условия.
2. Наказ Міністерства охорони навколишнього середовищі України «Про затвердження Методики розрахунку розмірів відшкодування збитків, які заподіяні державі в результаті наднормативних викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря», № 639 от 10.12.2008 р.

УДК 658.5:614.73(035.3):528.94
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-9

МОБІЛЬНА ГЕОІНФОРМАЦІЙНА СИСТЕМА ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ МІСТА КИЄВА ЯК НАУКОВО-МЕТОДОЛОГІЧНА МОДЕЛЬ ЗАПОБІГАННЯ РИЗИКАМ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ

Шевченко Р.Ю.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, Київ
azimut90@ukr.net

Розглянуті інтеграційні можливості створеної спеціалізованої GIS, що дозволяє повніше використовувати її можливості для геоінформаційного картографування, екологічної безпеки і підвищення якості електронних карт. Досліджено способи формування просторових баз даних природно-техногених територій міста та практику застосування. Реалізацію управлінням екологічним моніторингом показано через складання геоінформаційного реєстру природного та техногенного середовища м. Києва. *Ключові слова:* картографічна модель, мобільна ГІС-система екологічного моніторингу, природно-техногенна базепка, моделювання територіальної структури міського середовища, екологічні карти.

Мобильная геоинформационная система экологического мониторинга города Киева как научно-методологическая модель предотвращения рисков антропогенного воздействия. Шевченко Р.Ю. Рассмотрены интеграционные возможности созданной специализированной GIS, позволяющие более полно использовать ее возможности для геоинформационного картографирования, экологической безопасности и повышения качества электронных карт. Исследованы способы формирования пространственных баз данных природно-техногенных территорий города и практика их применения. Реализация управления экологическим мониторингом показана через составление геоинформационного реестра природной и техногенной среды г. Киева. *Ключевые слова:* картографическая модель, мобильная ГИС-система экологического мониторинга, природно-техногенная безопасность, моделирование территориальной структуры городской среды, экологические карты.

Mobile geo-information system of environmental monitoring of the city of Kyiv as a scientific and methodological model for the prevention of risks of human impact. Shevchenko R. The integration possibilities of the created specialized GIS are considered, which makes it possible to more fully utilize its capabilities for geographic information mapping of environmental safety and improving the quality of electronic maps. The ways of forming spatial databases of natural and man-made territories of the city and the practice of their use are investigated. The implementation of environmental monitoring is shown through the compilation of a geo-information register of the natural and man-made environment of Kiev. *Key words:* cartographic model, mobile GIS-system for environmental monitoring, natural and technological safety, modeling of territorial structure of urban environment, ecological maps.

Постановка проблеми. Головне наукове завдання створеної GPS-GIS «Управління екологічним моніторингом» – реалізація географо-картографічного моніторингу природно-техногенного комплексу м. Києва. Це систематизація та узагальнення екологічних матеріалів експедиції, аналіз карт міста за особливостями географічного розміщення потенційно-небезпечних територій, особливо під час складання електронних абрисів місцеположення в сучасній щільній забудові міста для їх відтворення. Тому розроблення спеціалізованої GIS відображає наукові (створення геоінформаційного реєстру), організаційні (система охорони природи) та прикладні (аналіз географічного місцеположення підприємств) функції геоінформаційної системи [1].

Дослідження антропогенних чинників забруднення довкілля виконується універсальним методом геоінформаційного картографування на основі даних дистанційного зондування. Підвищена увага приділяється моніторингу антропогенного ландшафту для мінімізації впливу й адаптації природного середовища до трансформацій довкілля. Територіально проблема дослідження лімітована великими міськими агломераціями, наприклад Київською [2].

Технологія і система ГІС-проєктування картографічних моделей належать до управлінських систем з еколого-антропогенним впливом на допустимих рівнях забруднення довкілля забудованих територій. Таке моделювання повинно спрямовуватися на покращення сприйняття космічних геозображень.

Актуальність дослідження. У сучасних умовах природно-техногенного (антропогенного) навантаження на довкілля та підвищенних ризиках антропогенного впливу на біоту великих міст виникає необхідність у формулюванні спеціального алгоритму проєктування картографічних моделей на основі оброблення космічних геозображень. Фактично це розроблення інфраструктури геоінформаційної

системи для ефективного управління за умов допустимого рівня забруднення довкілля урбанізованих територій та їхнього впливу на природні ландшафти.

Для цього необхідно розробити методику дешифрування космічних знімків (далі – КЗ) та оброблення даних ДЗЗ, що роблять традиційні методи картографування більш ефективними й економічними (рентабельними), дозволяють апробувати відображення еколого-антропогенної інформації на трансформованих ортофотопланах. Водночас треба визначити особливості метричних характеристик КЗ для реалізації екологічного моніторингу, застосувати вдосконалений алгоритм для екологічного моніторингу екосистем м. Києва.

Праця виконана в межах науково-дослідної роботи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління «Розробка нормативно-методичного документа рубрикатора завдань у сфері екологічного моніторингу за допомогою космічних систем ДЗЗ та ГІС» (заключний № держреєстрації 0118U005461).

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питання геоінформаційного регіонального еколого-природоохоронного картографування досліджені в наукових працях В. Пересадько; формування геоінформаційних систем на основі просторово-часових моделей – у монографіях П. Жежнича, методологічні підходи до побудови баз картографічних даних ГІС – у роботах М. Васюхіна [2], вивчено етапи обробки та дешифрування КЗ [1–5]. Ученими обґрунтовано, що основою картографічної моделі еколого-антропогнного змісту є дійсні ортофотозображення з дешифруванням, що відображено в дослідженнях [5].

Мета статті – науково обґрунтувати особливості алгоритмізації ГІС-проєктування карт на основі дешифрування різноформатних баз даних ДЗЗ для створення класифікаційної типізації карт екологічної безпеки.

Створена інформаційно-аналітична система GIS & GPS / GNSS-управління екологічним моніторингом ризиків антропогенного впливу м. Києва є самостійним програмним дослідженням на основі програмних модулів фірм ESRI та MicroStation. Це спеціалізована геоінформацiна система, в якій систематизовано оперативне ухвалення рішень у галузі геоінформаційного картографування системи природно-техногенної безпеки м. Києва як складової частини національної інформаційно-управлінської системи попередження та ліквідації надзвичайних ситуацій для створення геоінформаціного реєстру потенційно небезпечних обєктів Києва.

Методологічне або загальнонаукове значення. Алгоритм проєктування картографічних моделей узагальнює панхронологічну екологічну інформацію з координацією на території, містить атрибутивну геоінформацію, яка акумулює моніторингові інтегральні дані про вплив на довкілля екологічно небезпечних техногенних чинників у найзручнішому для порівняння вигляді для цифрової карти спеціального призначення.

В основу методів проєктування спеціалізованих картографічних моделей покладено принцип «різницевого» сприйняття геозображень, який функціонально пов'язаний із технологією визначення змін показників екологічних характеристик місцевості, що отримані й оброблені за конкретний моніторинговий період часу. У результаті цього оцінка чинників патогенного впливу на довкілля території демонструється як диференційне визначення змін поточних природних параметрів.

Використовуються такі методи: картографічний (проведення кореляційного аналізу стану довкілля на полігонних територіях, аналіз чинників природного та техногенного патогенного взаємного впливу, визначення трендів розвитку патогенної ситуації на місцевості – просторовий аналіз), геоінформаційний (оверлений аналіз та обробка даних дистанційного зондування Землі, розробка моделі інфраструктури екологічної ГІС), математичний (створення математичного апарату управління екологічним моніторингом, побудово структурно-параметричних моделей розвитку та подолання екологічних катастроф), аналізу та синтезу (прогнозування екологічних надзвичайних ситуацій із розробкою інтерполяційних методів білінійної інтерполяції техногенних ризиків.

Виклад основного матеріалу. Прикладами застосування GIS-технологій у картографуванні надзвичайних ситуацій природного та техногенного харктеру є розроблені електронні карти [4] екологічної безпеки м. Києва. Одним з аспектів розроблення наукових основ системного картографування екологічної безпеки є пошук шляхів створення спеціалізованої інформаційно-аналітичної системи GIS & GPS / GNSS-досліджень просторових дестинацій екологічної безпеки м. Києва для систематизації та узагальнення геоінформаційної бази даних щодо потенційно небезпечних природних і промислово-антропогенних територій міста.

Головною функцією створеної спеціалізованої інформаційно-аналітичної системи GIS & GPS / GNSS (Global Navigation Satellite Systems) щодо просторових дестинацій екологічної безпеки м. Києва є оперативність пошуку потенційно-небзезпечного об'єкта за багатьма характеристиками: адреса, назва споруди, вид промисловості, наявність СДОР, конструктивні характеристики споруди, топонімічна приналежність, періоди.

GIS включає традиційні блоки банків і баз даних, як-от: топографо-геодезична інформація, тобто топографічна основа, аеро- та космічні знімки; геоітеггінг та кеокешинг; тематичні карти проблемної та покомпонентної спрямованості; цифрова (таблична) статистична інформація; додаткова інформація у вигляді графіків, схем, фото- та відеозображення тощо; алгоритми картографування новозбудованих потенційно небезпечних споруд у різних варіаціях

залежно від зміни будь-якого параметра. Такі алгоритми побудовані за принципом експертних оцінок (рис. 1).

До основних вимог програмних засобів, які мають бути покладені в основу формування GIS, належать модульність, відкритість і повна сумісність з іншими програмними продуктами. Тобто програмне забезпечення GIS територіальної організації об'єктів екологічної безпеки являє собою єдине інтегроване програмне середовище уніфікованих форматів даних користувацьким інтерфейсом, стандартними прикладними програмними засобами.

Модулі геоінформаційної системи містять: картометричні параметри географічного розташування; залежність між об'єктами екологічної безпеки; різноманітні види особливостей розміщення меж, що досліджуються; картографування новозбудованих об'єктів екологічної безпеки, а також таких, що проектуються та будуються.

GIS має набір «вмонтованих» алгоритмів, які дозволяють не лише надавати інформаційно-консультаційні характеристики потенційно небезпечного об'єкта довкілля й антропосфери, а й оперативно визначати функціональні залежності між, наприклад, ресурсно-територіальною складовою частиною генезису проектування та зведення потенційно небезпечного об'єкта довкілля й антропосфери, а також мати змогу оперативно картографувати ситуації еколого-управлінських рішень. Розроблена GIS управління екологічною безпекою за функціональними можливостями поділяється на три групи.

Дослідження наукових проблеми передбачає технічні розробки та впровадження: наукових основ геоінформаційного картографування потенційно небезпечних об'єктів довкілля й антропосфери м. Києва та його прикладної складової частини – абрисного геоінформаційного картографування еконебезпечних зон міста; принципів та методик імітаційного геоінформаційного картографування зруйнованих та покинутих потенційно небезпечних об'єктів довкілля й антропосфери (завод «Радикал» із витоками ртуті, затоплені шахтні комплекси міста, ядерний реактор) за сучасної топографічної ситуації з вирішенням оптимізаційних завдань і сценарними дослідженнями моделювання техногенних надзвичайних ситуацій на них; методик експертних оцінок стану потенційно небезпечного об'єкта, його компонентів та комплексів; методик системного аналізу й еколого-географічного районування (зонування) територій на предмет типізації природно-техногенних небезпек за ознаками; упровадження концепції сталого розвитку природно-територіальних комплексів на забудованих територіях; апробації критеріїв визначення та моніторингу колишніх промислових територій різних історико-промислових та соціально-економічних періодів історії Києва, де зараз збудовані житлові масиви; визначення порогових та системних критеріїв побудов нових об'єктів екологічної безпеки поряд із нетронутими екосистемами (річки Почайна, Сирець) на визначених територіях; відпрацювання основ геоінформаційного картографування промислових майданчиків.

Організаційні проблеми впровадження управлінської GIS включають: ухвалення нормативно-законодавчих актів із питань створення GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва». Це закони України «Про національну інфраструктуру геопросторових даних», «Про топографо-геодезичну та топографічну діяльність», Указ Президента України «Про створення геоінформаційних систем попередження надзвичайних ситуацій» та розпорядження Київського міського голови «Про запровадження місцевої системи координат в м. Києві»; вирішення питань інформаційного обміну шляхом створення міської мережі спостережень за довкіллям (ландмарків, побудована відповідна карта), формування в структурі органів управління

Рис. 1. Графічна модель функцій GIS & GPS-досліджень

(Управління захисту навколишнього природного середовища та екологічної безпеки Київської міської державної адміністрації) із широкими управлінськими повноваженнями структури з питань функціонування GIS.

До прикладних геопросторових проблем управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва можна віднести: розроблення алгоритму багатоваріативного комп'ютерного факторного, комплексного і системного аналізів сучасного і прогнозованого станів навколишнього середовища м. Києва на основі застосування експертних оцінок; створення єдиної системи реєстрації потенційно небезпечних об'єктів із виділенням основних функцій (точне GPS-позиціонування, форми, розміри, технологічне обладнання, небезпечні хімічні та фізичні чинники виробництва тощо); розроблення програмного забезпечення векторної цифрової основи карт; розроблення програмного забезпечення адаптації різних, зокрема й тих, що вже існують, спеціалізованих за містом Києвом GIS у єдину загальноміську геоінформаційну систему.

GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» є багаторівневою та багатоцільовою структурою, спрямованою на оперативне картографування потенційно небезпечних явних та латентних екотехнонебезпек м. Києва. GIS інтегрує в геоінформаційне середовище всі еконебезпечні території міста від окремих АЗС до крупних промислово-транспортних вузлів, що є складовими частинами геоінформаційних довідкових систем адміністративних районів.

Складові частини GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» створювалися за єдиною структурою, єдиними принципами та підходами і є закритою системою, адаптованою до різноманітних створених чи муніципальних GIS, наприклад, земельних, правових, комунальних, майнових тощо. Існуючі локальні та галузеві GIS зможуть взаємодіяти з GIS не лише між собою, але й з ядром міської геоінформаційної системи КМДА.

GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» – це багатоцільова інформаційна система, що забезпечує збір, збереження, оброблення, доступ, багатофакторне і багатоцільове картографічне моделювання, аналіз просторово-координованої тематичної інформації, її відображення та поширення, призначена для вузького кола користувачів різних рівнів і професійних інтересів у системі екологічної безпеки забудованих агломерацій.

У межах цілісної структури GIS об'єднує та систематизує комплексну широкоаспектну інформацію, необхідну для адекватного геоінформаційного картографування: інформацію про причини виникнення надзвичайної ситуації як явища географічного середовища; стан промислового об'єкта та виробничих циклів м. Києва; оцінку застарівання й амортизації основних фондів виробництва; структуру конструктивних особливостей промислового об'єкта, шляхом 3-D геодезичного сканування; прогноз (перспективи) кількості потенційних природно-техногенних об'єктів; GIS є підґрунтям під час підготовки різноманітних програм і проектів, видачі дозволів на будівництво та використання виробничих споруд.

Отже, GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» для вирішення проблем геоінформаційного картографування еконебезпечних територій м. Києва має за мету: покращення інформаційного аналітичного забезпечення під час підготовки програм і проектів будівництва нових промислових споруд та моніторинг існуючих або пошук тих, що зруйновані під час інженерно-краєзнавчого дослідження міста з метою підвищення туристичної привабливості; проведення рекогностувальних заходів відновлення та реставрації промислових майданчиків та їх кадастрування; ухвалення управлінських рішень із раціонального використання територій.

Розробку GIS варто починати з формування банків і баз даних. Відомо, що більшість просторових і непросторових атрибутивних даних зберігаються в реляційних базах даних, що не завжди відповідає сучасним вимогам географічного аналізу.

Автором GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» пропонується використовувати об'ємно орієнтовані банки даних та розширені реляційні системи підтримки баз даних, що забезпечуватиме перехід від механічного зберігання та візуалізації даних до сценаріїв підтримки ухвалення рішень у геоінтелектуальних системах ухвалення еколого-управлінських рішень.

Розроблення динамічних моделей вимагає, щоби відношення попередньо визначеного набору змінних у середині бази даних могли бути сформовані як програмно, так і концептуально. Принципову можливість цього підходу забезпечує парадигма об'єктно-орієнтованого програмування й інтерфейс прикладного програмування бази даних, де об'єкти, що включають атрибутивні дані, можуть взаємодіяти між собою і повертати результат для подальшого використання.

Отже, структура архітектури баз даних (далі – БД) GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» включає три структурні інформаційно-функціональні групи: джерела даних, основним призначенням яких є формування предметних БД стосовно інформаційного обслуговування структур виконавчої влади (КМДА); підтримку

Рис. 2. Концептуальна модель GIS-GPS-моделювання природно-техногенного простору

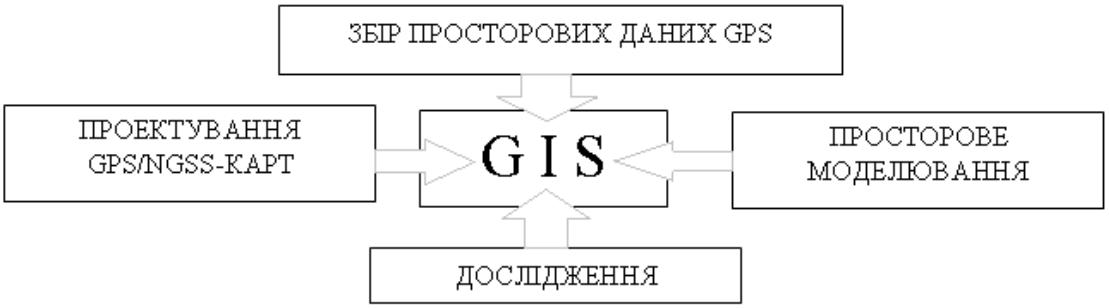


Рис. 3. Графічна модель синтезації інформації у GIS

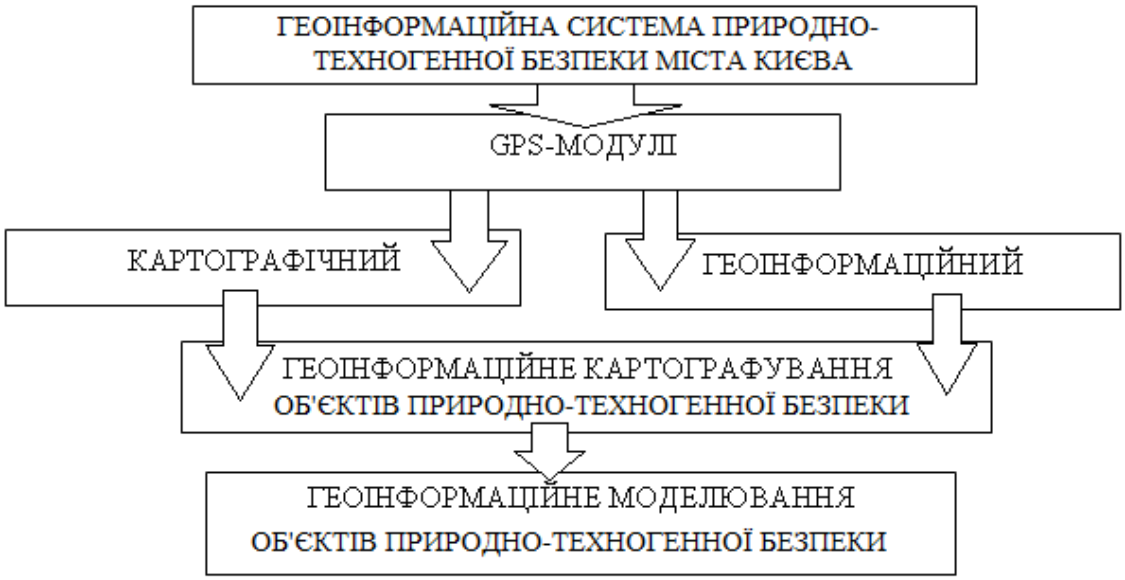


Рис. 4. Модель укладання GPS-карт управління екологічним моніторингом у GIS

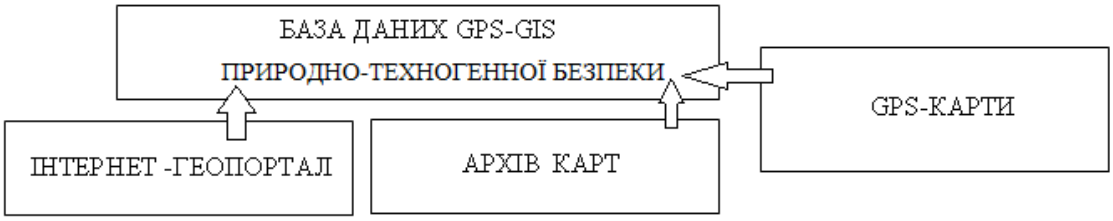


Рис. 5. Структурно-графічна модель функціонування GIS

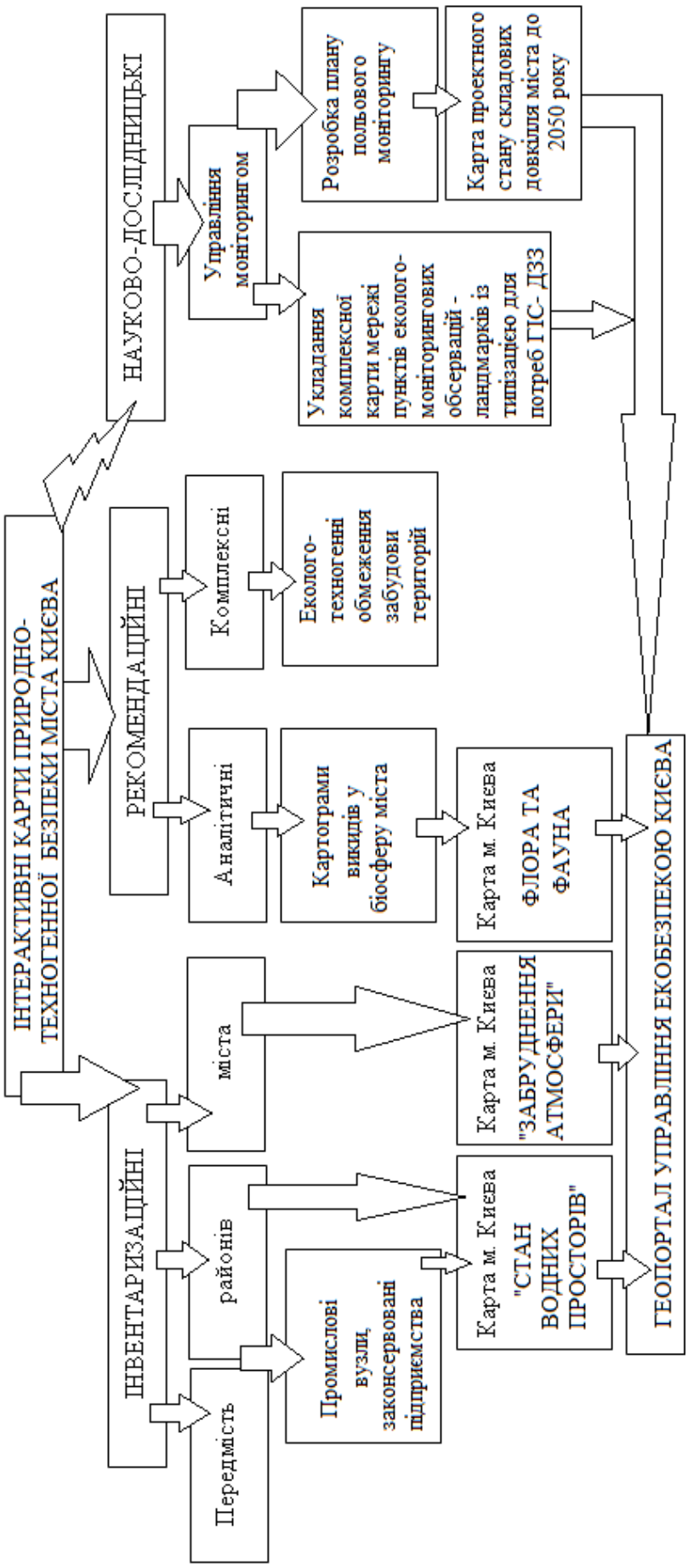


Рис. 6. Структурно-графічна модель системи картмоделей

ухвалення рішень і вирішення всіх функціональних завдань системи; методи і засоби реалізації інформаційного забезпечення, що зосереджені в основних видах забезпечення функціонування системи, організаційному, технічному, математичному, програмному тощо.

Геоінформаційна база системи щодо обслуговування районного і загальноміського рівнів складається з необхідної кількості предметних БД, що включають картографічну, текстову й алфавітно-цифрову (табличну) інформацію. Отже, структура баз даних територіально і змістовно повинна імітувати структуру комплексу об'єктів природно-техногенної безпеки.

Система управління базами даних (далі – СУБД) GIS є гнучкою, орієнтованою на можливість використання інформації, що надходить з інших GIS, сформованої в іншому програмному забезпеченні.

Наприклад, зовнішня інтеграція в середовищі GIS «Управління екологічним моніторингом для оперативного визначення ризиків антропогенного впливу на території м. Києва» передбачає використання модуля інтеграції – універсального транслятора даних, який дозволяє (рис. 2) її здійснення перед початком процесу геоінформаційного картографування.

Тактичний напрям забезпечує геоінформацією, яка необхідна для підтримки ухвалення рішень керівниками середньої ланки. Ухвалення рішень потребує синтезу всіх значущих типів даних (атрибутивних та просторових). Геоінформаційна система з успіхом забезпечує цей синтез. Наприклад, під час аналізу розміщення нової промислової забудови (дані про тип споруди, адреса, топонімічне положення тощо) та просторові (дані про місцеположення доріг до неї, наявність зон рекреації тощо) (рис. 3).

Укладання відповідних GPS-електронних карт значною мірою сприятиме більш ефективному використанню міських територій, їхнього зв'язку із програмами міського розвитку (рис. 4). Значущим є той факт, що створена спеціалізована GIS є не лише засобом підготовки тематичних карт, а передусім інструментом просторового аналізу географічного розміщення об'єктів природно-техногенної безпеки за часом у місті для проектувальників, є частиною науково-практичного процесу, який включає вартісну оцінку міської території, визначення інвестиційно цікавих територій під час їх будівництва, визначення найбільш ефективного їх використання за допомогою змін функцій на кінцевому етапі, відпрацювання пропозицій з оптимізації природного простору міста та його екологічного комфорту.

Геоінформаційно-системний підхід під час проєктування та складання карт управління екологічним моніторингом м. Києва полягає в розгляді сутності й особливостей екологічної інформації, географічного аналізу регіональних відомчих інформаційних потоків, структурно-функціональних особливостей GIS, просторової організації даних у системі, технічних та програмних засобів її створення, ролі автоматизації оброблення даних, картографічного моделювання та генерування оперативної документації.

Алфавітно-цифрова інформація – це нормативно-довідкова база даних усіх без винятку об'єктів / явищ природно-техногенної небезпеки м. Києва. Джерелом інформації можуть бути карти, схеми, звіти екологічного моніторингу, дані метео- та гідростанцій (рис. 5).

Архів ретроспективних та сучасних карт м. Києва являє собою файли відсканованих картографічних творів. Для переходу на створення модулю картографічної інформації необхідно визначитися з основними параметрами, які повинні бути єдиними для зазначених форм. У даному разі це: класифікатор вулиць, номерів будівель; класифікатор адміністративних районів міста; класифікатор об'єкта/явища природно-техногенної небезпеки м. Києва.

Сформована інформаційна база об'єктів/явищ природно-техногенної небезпеки є основою для створення кількох карт різного призначення (рис. 6), як-от: *інвентаризаційні карти* окремих адміністративних районів м. Києва; *рекомендаційні* (аналітичні і комплексні) карти для практичного використання; *науково-дослідницькі синтетичні карти*, які фіксують теоретичні особливості мережі об'єктів/явищ природно-техногенної небезпеки.

До інвентаризаційних карт належать такі, що відбивають положення та сучасний стан мережі об'єктів/явищ природно-техногенної небезпеки конкретної території, зокрема адміністративних районів м. Києва. Такі карти створені здебільшого на основі польових експедиційних маршрутних досліджень з урахуванням друкованих картографічних матеріалів. Основне призначення таких карт – слугувати базовим картографічним матеріалом для створення інших карт у спеціалізованій GIS управління екологічним моніторингом. Такі карти формують первинну базу даних.

Інвентаризаційні карти представлені такими темами: стан водних просторів, забруднення атмосфери, флора та фауна м. Києва (щільність політочкових об'єктів, які відображають диференціацію та розсіювання джерел забруднень); промислові вузли та законсервовані території (географія об'єктів/явищ природно-техногенної небезпеки, яка постійно оновлюється).

На основі первинних інвентаризаційних карт адміністративних районів створюються карти окремих передмість, географічних частин Києва (центру тощо) та територій міста загалом на різні часові зрізи.

Сутність рекомендаційних (аналітичних і комплексних) карт становлять карти, призначені для практичного використання в управлінні екомоніторингом. Зміст таких карт рекомендує користувачу обрати оптимальне планування території як конкретних екологічних обмежень.

Що стосується карти природно-техногенної безпеки м. Києва, то в ній запропоновано дві групи об'єктів/явищ, а саме: *аналітичних* (відображають об'єкти/явища природно-техногенної небезпеки окремих топонімів та їхню щільність); *комплексних* (відображають об'єкти/явища природно-техногенної небезпеки, всі або окремі, втрачені промислові об'єкти).

Зміст науково-дослідницьких карт синтезує отримані в результаті досліджень нові знання про територіальні особливості мережі об'єктів/явищ природно-техногенної небезпеки м. Києва.

Представлені карти мають велике значення для управління екологічним моніторингом, територіальним плануванням, заповідною справою та туристичною діяльністю в розвитку м. Києва як туристичного центру, де повинна гарантуватися екологічна безпека рекреантів.

Для забезпечення цілісності відповідно створених карт екологічної безпеки м. Києва, логічної послідовності розкриття географічного місцеположення екологічних небезпек м. Києва застосовано системний підхід як під час вивчення об'єкта картографування, так і під час створення карт як моделей.

Робота виконувалася в декілька етапів. Спершу в результаті аналізу картографічних джерел, які вже були створені автором, виділено основні етапи в історії виникнення екологічних небезпек на територіях різних часів, установлено їхні історико-географічні особливості та розроблено концепцію створення карт екологічної безпеки м. Києва, що відображають територіальну щільність об'єктів антропогенного впливу на довкілля м. Києва в різні періоди.

Навігаційні екологічні GPS-карти – це екологічня картографічні пошукові системи всіх потенційно небезпечних територій.

До географічної бази даних карт входить інформація про місто. GIS-структура екобезпекових карт включає такі блоки: карта Києва охоплює територію площею понад 830 кв. км; на карті відображена промислова забудова станом на кінець 2018 р.; на карті відображені приблизно 390 адрес підприємств, що забруднюють довкілля Києва; у системі міститься інформація про 400 унікальних природних об'єктів міста; рубрикатор (цифрова легенда карт) містить понад 30 рубрик та підрубрик; система містить інформацію про майже 400 об'єктів визначних природних пам'яток Києва.

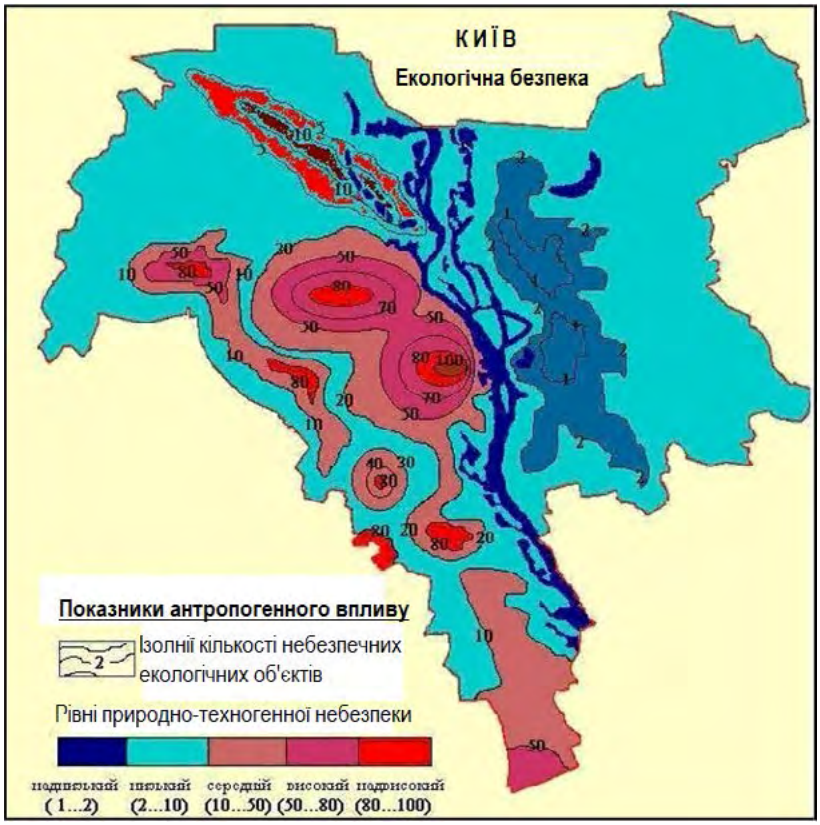


Рис. 7. Карта екологічної безпеки м. Києва

Основні GIS-можливості GPS-карт екологічної безпеки м. Києва: відображення довільно вибраного фрагмента карти міста на екрані дисплея; визначення місцезнаходження природно-техногенного об'єкта міста на карті за його назвою; визначення місцезнаходження об'єкта на карті за його поштовою адресою; отримання інформації про природно-техногенний об'єкт міста та його відображення на карті; пошук природно-техногенного об'єкта за різноманітними критеріями: рубрикатором, повною та неповною назвою, розташуванням та ін.; отримання інформації про транспортну інфраструктуру для потреб ДержНС; отримання інформації про особливі (унікальні) природні території міста; визначення відстаней між природно-техногенними об'єктами; виведення на пристрій для друку потрібних фрагментів карти та характеристик окремих об'єктів. Один з оверлеїв представлено на рис. 7.

Головні висновки. Геоінформаційне картографування середовища природно-техногенних об'єктів дозволяє зробити такі висновки: прогнозування динаміки природно-техногенного середовища за моніторинговими картами має здійснюватися у спеціалізованих GIS; картографування ґрунтується на наукових методологічних засадах географічної картографії; в основі виділення ядер повинен бути аналіз процесів ядроутворення, передусім визначення ядер середовища промислових підприємств; ядрами є великі промислові комплекси м. Києва; стимулювання процесів формування нових ядер антропоген-

ного середовища неможливе без геоінформаційного картографування.

У результаті розроблення геоінформаційної систем з управління екологічним моніторингом з'явилась можливість швидко отримувати, обробляти й актуалізувати результати екологічного моніторингу міста за технологічними ознаками роботи екологічно небезпечних підприємств, а також ретельно слтежити за процесом територіального планування.

Геоінформаційна система дозволяє значною мірою спростити систему управління й охорони довкілля міста, скоротити водночас матеріальні витрати, суттєво покращити її інформативність і оперативність на всіх рівнях геоінформаційного моніторингу – від збирання й оброблення даних до збереження й обміну існуючої інформації. Картографічний ресурс спеціалізованої геоінформаційної системи в мережі Інтернет має ефективні GIS-засоби надання різноманітної інформації та широкі комунікативні можливості.

Розглянуто інтеграційні можливості створеної спеціалізованої GIS, що дозволяє більш повно використовувати її можливості для геоінформаційного картографування екологічної безпеки і підвищення якості електронних карт. Охарактеризовано та проаналізовано способи укладання просторових баз даних природно-техногенних територій міста. Визначені можливі рівні інтеграції цифрових даних, що застосовуються в GIS, та практичні результати, які можна одержати залежно від складності даних. Показані шляхи реалізації управлінням екологічним моніторингом через складання геоінформаційного реєстру природного та техногенного середовища м. Києва.

Реалізація геоінформаційного реєстру можлива за виконання низки умов: формування координованого центру захисту довкілля, ухвалення державної програми міського геоінформаційного картографування довкілля, зняття обмежень на доступ до інформації, застосування інтернет-технологій під час подальшої модернізації даної GIS і популяризації знань про київську природу.

Упровадження GIS «Управління екологічним моніторингом» дає можливість ураховувати оперативність рішень і здатність доповнювати поточну реєстрову інформацію чисельними розрахунками в реальному часі, оцінювати правильність і достатність дій для ухвалення рішень за представленню інформацією, формулювати вимоги для отримання достовірних даних, відстежувати на електронних екологічних картах міста в прискореному, зокрема й у попереджувальному режимі, варіанти ухвалених проєктованих рішень із вибору міських територій із метою природоохоронних дій на загальноміському рівні.

Головним результатом управління екологічним моніторингом є серія природно-техногенного середовища Києва. Це серія створюється за принципами GIS-картографування: географічна основа та тематичне навантаження складаються на основі програмних засобів MapInfo; для карт, виготовлених на основі ізолінійного способу (карта щільності природно-техногенних небезпек), використані технічні можливості програми Surfer; для більшості карт розроблена система умовних знаків, які за своєю семантикою є натуралістичними, їхня конструкція спрямована на асоціативний зв'язок із реальними об'єктами. Значки є складовою частиною бібліотеки умовних знаків для серії карт, побудованої на основі можливостей програми Illustrator.

Перспективи використання результатів дослідження. Сформована система карт управління екологічною безпекою м. Києва: інвентаризаційні, рекомендаційні (аналітичні та комплексні) та дослідницькі синтетичні, готові до впровадження до муніципальної інформаційно-аналітичної системи природно-техногенної безпеки м. Києва. Інвентаризаційні карти показиватимуть географічне місцеположення природних та техногенних комплексів м. Києва щодо територіального обсягу. Це урочища, райони та місто загалом. Аналітичні та комплексні карти є основою для дослідження чинників їх положення на тій чи іншій місцевості. Дослідницькі синтетичні карти призначені для наукового географічного вивчення особливості міської забудови, аналітичного вивчення ядерності систем та шарів геопросторового розміщення унікальних природних та техногенних об'єктів Києва.

Література

1. Боголюбов В., Клименко М., Мокін В. Моніторинг довкілля. Вінниця, 2010. 232 с.
2. Васюхин М., Касим А., Ткаченко А., Иваник Ю. Методы и средства построения автоматизированной системы агроэкологического мониторинга, паспортизации и оценки земель, загрязненных в результате антропогенного воздействия. *Вестник ХНТУ*. 2013. № 1 (46). С. 240–242.
3. Мкртчян О. Геоінформаційне моделювання в конструктивній географії. Львів, 2010. 119 с.
4. Мухін В., Крижановський Є. Геоінформаційні системи в екології. Винниця, 2014. 192 с.
5. Некос А., Щукін Г., Некос В. Дистанційні методи досліджень в екології. Харків, 2007. 372 с.

УДК 504
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-10

ПРОБЛЕМИ ПОЛЕЗАХИСНИХ ЛІСОСМУГ В АГРОЛАНДШАФТАХ УКРАЇНИ В КОНТЕКСТІ ЗМІН КЛІМАТУ

Лукіша В.В.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
lukisha1@ukr.net

Розглянуто проблеми функціонування полезахисних насаджень в Україні в умовах глобального потепління: незавершеність програм створення системи лісосмуг, неповна визначеність їхнього юридичного статусу, посилення незаконних утручань, утрата структури та стійкості. Обґрунтовано шляхи їх збереження та відтворення. *Ключові слова:* зміна клімату, агроландшафти, проблеми полезахисних лісосмуг, шляхи розвитку.

Проблемы полезащитных насаждений в агроландшафтах Украины в контексте изменений климата. Лукиша В.В. Рассмотрены проблемы функционирования полезащитных насаждений в Украине в условиях глобального потепления: незавершенность программ создания системы лесополос, неполная определенность их юридического статуса, усиление незаконных вмешательств, потеря структуры и устойчивости. Обоснованы пути их сохранения и воспроизводства. *Ключевые слова:* изменение климата, агроландшафты, проблемы полезащитных лесополос, пути развития.

Problems of field-protective forest bands in agrolandscapes of Ukraine in the context of climate change. Lukisha V.V. The functioning of the field-defense plantings in Ukraine in the conditions of global warming is considered: the incomplete programs of creating a system of forest bands, incomplete certainty of their legal status, strengthening of illegal interferences, loss of structure and stability. The ways of their preservation and reproduction are substantiated. *Key words:* climate change, agrolandscapes, problems of forest protection zones, ways of development.

Постановка проблеми. За останнє століття загальносвітові показники підвищення температури становлять 0,74°С. За висновками метеорологів, на території України вони вдвічі вищі, що супроводжується посухами, скороченням морозного періоду, збільшенням кількості та інтенсивності літніх високих температур, зростанням частоти виявів екстремальних кліматичних явищ [10]. Наукові дослідження свідчать, що зростання середньорічної температури повітря на 1^0С може призвести до переміщення на північ широтних меж кліматичних зон у межах України на 160 км [3], а статистичні дані за 2018 р. підтвердили тенденцію прискорення розвитку глобального потепління.

Результати аналізу наслідків змін клімату в Україні засвідчують їхній амбівалентний характер. З одного боку, внаслідок підвищення середньорічної температури зростає агроресурсний потенціал (фактор), що має підвищити продуктивність агроекосистеми, зокрема в її північній частині [7; 8; 10]. З іншого боку, стійка тенденція до зростання частоти і тривалості посух в Україні, що спостерігалася в другому тисячолітті (XI ст. – 9, XV ст. – 13, XVI ст. – 20, XVII ст. – 34, XX ст. – 57), та прогнози щодо посилення їхньої дії [3; 10], спричиняє загрозу зниження продуктивності агроекосистем, зокрема на Півдні.

Зростання частки опадів зливового характеру підвищує ризики прояву водної ерозії на тлі прогнозованого зростання посівних площ просапних культур (кукурудза, соняшник, соя). Посилення вітрового режиму підвищує ризики дефляції ґрунтів. За прогностичними моделями, пилові бурі можуть поширитися не лише в південно-східних регіонах, а й у Лісостепу та Поліссі [10]. За даними Гідрометцентру України, основним чинником деградації агроекосистем та опустелювання, зокрема на Півдні України, у найближчій перспективі буде загострення дефіциту вологи, спричиненого змінами клімату, оскільки підвищення температури та посилення вітрового режиму неминуче призводять до зростання непродуктивного випаровування вологи. Оскільки, за прогнозами вчених, глобальне потепління має незворотний характер, то посилюється

актуальність проблеми створення системи полезахисних насаджень, які займають особливе місце в системі заходів з адаптації землеробства до змін клімату. Їхня поліфункціональна роль (гальмування швидкості вітру в приземному шарі, захист ґрунтів від дефляції та водної ерозії, поліпшення водного режиму в агроландшафтах, підвищення продуктивності агроценозів й рівня біорізноманіття та інші екосистемні послуги) доведена результатами численних досліджень і практичним досвідом [4]. Проте стан полезахисних лісосмуг в Україні викликає занепокоєння через неповну визначеність їхнього правового статусу та втрату їхньої стійкості в умовах посилення антропогенного впливу.

Мета дослідження – аналіз проблем функціонування полезахисних насаджень в агроландшафтах України в контексті змін клімату та визначення засобів їх збереження, відтворення та подальшого розвитку полезахисного лісорозведення.

Виклад основного матеріалу. Позитивний вплив лісосмуг на врожайність ланів став відомим громадськості з 1837 р., коли в «Лесном журнале» була опублікована стаття миргородського поміщика В.Я. Ломиковського «Лесоразведение в сельце Трудолюбе»: «Року 1836 яра пшениця у повіті не вродила зовсім, а автор зібрав по 37 кіп із десятини. Добрим був і врожай у посушливі 1831 і 1835 рр.» Такий результат забезпечили «лісові огорожі», висаджені у 1809 р. автором по межах полів. У дожовтневий період полезахисне лісорозведення на території України було пов'язане також із дослідженнями В.П. Скаржинського, Н.К. Генко, А.А. Де Каррієра, В.М. Каразіна та ін. [4].

Найважливішим етапом у розвитку полезахисного лісорозведення вважаються роботи Особливої експедиції В.В. Докучаєва (1892 р.) із вивчення й випробування різних способів та прийомів лісового та водного господарства в степах Росії. Вперше у світовій практиці було розроблено комплекс вологорегулювальних, лукомеліоративних, протиерозійних, агротехнічних та лісомеліоративних заходів для боротьби з посухами, водною та вітровою ерозіями. Лісовим смугам відводилася ключова роль.

Створення полезахисних насаджень на території України відбувалося у кілька етапів і мало нелінійний характер. До 1917 р. на території дев'яти губерній нинішньої України загалом було створено 1,5 тис. га лісосмуг [1]. У післяжовтневий період урядові рішення щодо створення полезахисних насаджень приймалися зазвичай після проявів сильних посух та пилових бур (постанови уряду СРСР 1921, 1931, 1948, 1967, 1970 рр.) Найбільш значущою для агролісомеліорації вважається Постанова РМ СРСР і ЦК ВКП(б) (1948 р.) «Про план полезахисних насаджень, упровадження травопільних сівозмін, будівництво ставків і водойм для забезпечення високих і сталих урожаїв у степових і лісостепових районах європейської частини СРСР», відповідно до якої в Україні передбачалося створення за 15 років 1 273 тис. га захисних лісонасаджень, у тому числі 862 тис. га полезахисних лісових смуг. Така мережа лісосмуг у перспективі мала працювати як система.

Пропаганда ідей захисного лісорозведення, будівництва ставків та водойм, охорони природних багатств та запровадження травопільної системи землеробства набула широких масштабів. На роботи селяни виходили, як на толоку, у деякі роки щорічно закладалося до 66 тис. га лісосмуг. Проте Постановою уряду СРСР від 20 квітня 1953 р. № 1144 лісомеліоративні роботи було припинено, 58% лісосмуг, створених після 1949 р., загинуло [1].

Новий курс аграрної політики на розширення площ під ріллю за рахунок перелогів, пасовищ і сіножатей, луків, прибалкових схилів, цілинних земель та земель водного фонду істотно послабив стійкість агроекосистем. Швидких темпів набули площинна ерозія ґрунтів, ріст ярів та замулення річок, а катастрофічна пилова буря 1960 р. підтвердила необхідність ужиття негайних заходів з охорони земель. Постановою уряду 1967 р. «Про невідкладні заходи із захисту ґрунтів від ерозії» було передбачено довести площу полезахисних лісосмуг в Українській РСР до 494,3 тис. га, тобто у два рази меншу, ніж за Постановою 1948 р. Проте комплексний підхід до організації цього заходу дав певні позитивні результати: було організовано 32 лісомеліоративні станції, уведено посади районних агролісомеліораторів, із державного бюджету профінансовано роботи зі створення захисних насаджень у комплексі з протиерозійними гідротехнічними спорудами, що дещо поповнило мережу ПЗЛС (рис. 1). На жаль, із 1990 р. темпи робіт зі створення лісосмуг поступово звелися до мінімуму, що не відтворювало їх вибуття через природні чинники, пошкодження від пожеж та незаконних вирубок.

Зі здобуттям незалежності України було прийнято низку нормативно-правових актів, в яких передбачено заходи щодо розвитку полезахисного лісорозведення (Закон України «Про меліорацію земель» (2000 р.), Загальнодержавна програма «Ліси України 2002–2015 рр.», Закон України «Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки», «Концепція розвитку агролісомеліорації в Україні» (2013 р.), «План заходів щодо реалізації Концепції розвитку агролісомеліорації в Україні» (2014 р.)). Однак через правову неврегульованість відносин власності та користування землею за відсутності фінансового ресурсу перспектив для реалізації вони не набули. В останньому десятиріччі нові лісосмуги практично не створювалися (рис. 1).

У результаті мережа полезахисних лісосмуг в агроландшафтах України має дискретний характер і забезпечує захистом лише 30% агроценозів, а з урахуванням інших видів суміжних лісонасаджень – близько 40% [12].

Отже, закінченої системи полезахисних насаджень в Україні не створено, хоча її ефективність була науково обґрунтована українськими вченими-агролісомеліораторами, серед яких – Г.М. Висоцький, Б.Й. Логгінов, В.О. Бодров, Я.О. Смалько, В.І. Коптєв, О.І. Пилипенко, Г.Б. Гладун, В.Ю. Юхновський, А.П. Стадник. Результати досліджень 60–80-х років XX ст. свідчать, що системі лісосмуг властива емерджентність, тобто набуття властивостей, коли синергія викликає експотенційне зростання впливу на мікроклімат, водний режим, родючість ґрунту, продуктивність агроценозів тощо внаслідок взаємного перекриття зон вітроломного ефекту. Лісосмуги та інші захисні насадження за рахунок збільшення біорізноманіття підвищують стійкість агроекосистем. Як свідчить багаторічний досвід Маріупольської ЛНДС (Донецька область), Присиваської АГЛОС та багатьох агрогосподарств, меліоративний та економічний ефект навіть локальної системи захисних насаджень може перевищувати ефект відокремлених лісосмуг у 1,4–1,6 рази [4].

Поодиноко розташовані лісосмуги, тобто на відстанях, що перевищують науково обґрунтовані (30Н), «працюють» в агроландшафтах неефективно. За сильних вітрів, що спостерігаються в зимово-весняний період, вітрові потоки здатні видувати сніг і незахищений ґрунт та переносити їх на великі відстані. Пилові бурі 1960, 1969, 1984 рр. та практично щорічна малопомітна дефляція показали, що великі сніго- та пилозбірні басейни призводять до накопичення снігових та сніго-пилових наметів у лісосмугах та прилеглій зоні, а також до нерівномірного зволоження в межах полів, що супроводжується затриманням початку весняних польових робіт, особливо на тлі неефективних конструкцій лісосмуг з ущільненим у нижній частині профілем.

Через необхідність переходу до ландшафтно-екологічних принципів ведення сільського господарства та забезпечення максимального полезахисного ефекту українські вчені-агролісомеліоратори пропонують оптимізувати ширину полів польових сівозмін до 70–90 га замість 100–150 га та прийняти за критерій оптимальності зону ефективного впливу полезахисних лісових смуг (ПЛС) не 30Н, а 20Н, де Н – робоча висота лісосмуги у віці 25–30 років. При цьому на звичайних чорноземах ширина поля має становити 300–400 м, на південних чорноземах і темно-каштанових ґрунтах – 250–200 м [2].

Для умов Полісся та деяких районів Лісостепу з малоконтурними земельними ділянками перспективним може бути розвиток агролісівництва. Як свідчить зарубіжний досвід, в умовах змін клімату агролісівництво є одним із найефективніших методів підвищення екологічної стійкості агроландшафтів. Основним принципом агролісівництва є використання деревних насаджень у вигляді алейних, групових лісових чи лісоплодових насаджень у комплексі з виробництвом різноманітної сільськогосподарської продукції.

Оскільки близько третини орних земель України розташовані на схилах понад 1,0°–1,5°, на яких розвиваються площинна та лінійна водна ерозія, нагальною є потреба у застосуванні комплексу агротехнічних, лісомеліоративних та гідротехнічних засобів, наукові засади яких були започатковані ще в 30–40-х роках XX ст. і підтверджені в Україні практичним досвідом Придеснянської, Каневської, Ржищівської гідролісомеліоративних станцій. Виникає потреба у внесенні змін у проекти землеустрою відповідно до принципів контурно-меліоративної організації території (КМОТ), якою передбачається система протиерозійних заходів, у тому числі розміщення водорегулювальних лісосмуг по межах полів уздовж горизонталей місцевості. Однак у сучасних умовах створення повноцінної системи полезахисних насаджень наштовхується на низку ускладнень, які виникли у зв'язку із земельною реформою.

У процесі земельної реформи близько 70% полезахисних лісових смуг, які не підлягали паюванню, нині перебувають у складі земель запасу, резервного фонду та земель загального користування. Органи місцевого самоврядування, у віданні яких перебувають лісосмуги, не мають достатніх фінансових та кадрових ресурсів для ефективного управління ними. Не визначено правовий статус багатьох лісосмуг, що змушує суспільство вважати їх «нічиїми», внаслідок чого вони потерпають від незаконних рубок, пожеж

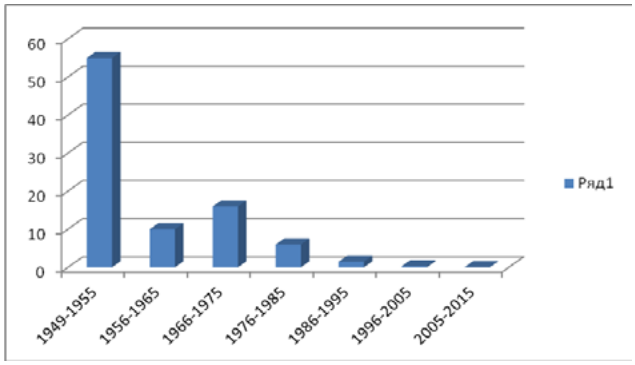


Рис. 1. Обсяги створення ПЛС в Україні, тис. га/рік

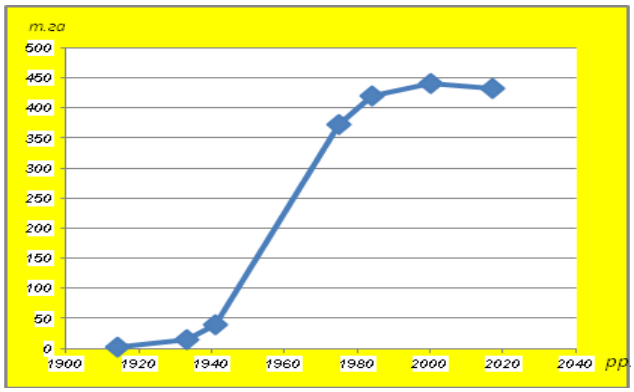


Рис. 2. Зміна загальної площі полезахисних лісосмуг в Україні, тис. га

на суміжних територіях, засмічення тощо. Цьому сприяють тотальна бідність сільського населення та низький рівень його екологічної свідомості.

Не вирішене питання щодо інвентаризації лісосмуг, незважаючи на передбачену підзаконними актами необхідність та порядок її проведення. Отже, сьогодні ПЗЛС здебільшого не забезпечені охороною та належним доглядом, подекуди використовуються для випасання худоби, звалищ сміття, страждають від випалювання стерні на суміжних полях тощо. Лісосмуги потерпають від незаконних утручань, які практично були й раніше у вигляді вибіркових рубок. У таких лісосмугах утворюються прогалини, які в кращих умовах зволоження заповнюються природним відновленням деревних порід та кущів, тобто відбуваються процеси сильватизації. Вони виявляються також і в розростанні підліску, підросту та крон дерев, їх нахилу в бік поля, спонтанного саморозширення на поля в низці випадків до 30 м і більше за проектної ширини 15 м [5]. Унаслідок цього за відсутності рубок догляд ущільнений у нижній частині, поздовжній профіль лісосмуги істотно погіршує аеродинамічні та меліоративні властивості лісосмуг щодо дальності дії та рівномірності їхнього розподілу в зоні захисту. У ксерофітних умовах Степу прогалини в лісосмугах заростають рудеральною та степовою рослинністю, що призводить до їх деградації.

В останні десятиріччя незаконні вирубування переросли в системну заготівлю деревини шляхом не тільки вибіркового, а й суцільного використання деревостану «чорними лісорубами» для заготівлі дров та лісоматеріалів. За даними моніторингу Держгеокадастру України, станом на початок 2016 р. у 12 областях України знищено понад 10 тис. га лісосмуг, у тому числі в Херсонській – 3,3 тис. га [14]. Як зазначає Я.П. Дідух [3], людина (біологічна істота) виступає не як внутрішній біотичний компонент екосистеми, а як зовнішній руйнівний чинник, який розбалансовує її структуру.

Із прийняттям змін до Земельного кодексу, введених Законом № 2498-VIII від 10 липня 2018 р. [13], з'явилася можливість вирішити частину проблем, пов'язаних з управлінням існуючими ПЗЛС. Право на користування земельними ділянками під ПЗЛС фізичними та юридичними особами передбачене п. 7 ст. 37-1 ЗКУ «Земельні ділянки під полезахисними лісовими смугами, які обмежують масив земель сільськогосподарського призначення, передаються у постійне користування державним або комунальним спеціалізованим підприємствам або в оренду фізичним та юридичним особам з обов'язковим включенням до договору оренди землі умов щодо утримання та збереження таких смуг і забезпечення виконання ними функцій агролісотехнічної меліорації». Оскільки охорона та утримання лісосмуг потребують відповідної кваліфікації та фінансових витрат, то нагальною є необхідність правового врегулювання еколого-економічного стимулювання власників і користувачів земельних ділянок під ПЗЛС, розвитку консалтингових послуг та аутсорсингу щодо догляду та формування ефективних конструкцій лісосмуг різного цільового призначення.

У зв'язку з глобальним потеплінням актуалізується проблема формування структури і породного складу насаджень та їх толерантності до екстремальних температур і посухи. Відомо, що через тривалий період репродукції та генезису переважно в умовах помірного клімату адаптація дерев (фанерофітів) до змін клімату в напрямі континентальності, арідності та дії високих температур відбувається повільніше порівняно з іншими життєвими формами рослин. Тому проведення селекційних робіт щодо адаптації автохтонних порід до таких змін та інтродукції деревних рослин, толерантних до ксерофітних умов та підвищених температур, має стати одним із пріоритетних напрямів підвищення стійкості лісонасаджень різного цільового призначення.

Головні висновки. Прогнози щодо глобального підвищення температури, вітрового режиму і посушливості свідчать про зростання значущості полезахисних насаджень в агроландшафтах України.

Основними проблемами функціонування полезахисних лісосмуг є незавершеність програм створення їхньої закінченої системи, неповна визначеність правового статусу та управління, що супроводжується безпрецедентним антропогенним тиском: засміченням, пошкодженням та знищенням незаконними рубками, пожежами на суміжних територіях тощо.

Уведені зміни в земельне законодавство щодо передачі полезахисних лісосмуг в оренду та постійне користування певною мірою можуть вирішити питання збереження лісосмуг.

Для переходу на ландшафтно-екологічні принципи ведення сільського господарства та забезпечення максимального полезахисного ефекту необхідно запровадити еколого-економічні та правові механізми мотивування власників та користувачів земель до збереження, відтворення й створення закінченої системи полезахисних лісонасаджень.

Література

1. Вакулюк П.Г., Самоплавський В.І. Лісовідновлення та лісорозведення в Україні : монографія. Харків : Прапор, 2006. 384 с.
2. Гладун Г.Б., Гладун Ю.Г., Юхновський В.Ю. Оптимізація лісомеліоративного комплексу на адаптивно-ландшафтній основі. *Науковий вісник НУБіП*. 2013. Вип. 187(2). С. 104–111.
3. Дідух Я.П. Екологічні аспекти глобальних змін клімату: причини, наслідки, дії. *Вісник НАН України*. 2009. № 2. С. 34–44.
4. Лукіша В.В. Екологічні функції полезахисних насаджень. *Екологічні науки*. 2013. № 1. С. 56–64.
5. Лукіша В.В. Структура фітоценозів полезахисних лісосмуг в Лівобережному Лісостепу. *Екологічні науки*. 2018. № 3(22). С. 57–63.
6. Общие сведения об агролесоводстве. URL: http://www.facepla.net/content-info/art-menu/908-agroforest.html.
7. Сайко В.Ф. Землеробство в контексті змін клімату. *Збірник наукових праць Національного наукового центру «Інститут землеробства УААН»*. Київ, 2009. С. 3–14.
8. Стефановська Т.Р., Підліснюк В.В. Оцінка вразливості до змін клімату сільського господарства України. *Екологічна безпека*. 2010. № 1. С. 62–66.
9. Сторчоус О. Аналітична записка щодо законодавчого врегулювання статусу полезахисних смуг. 2017. 5 с. URL: https: //www.lisportal.pp.ua/project-post/82721/.
10. Космічний моніторинг посушливих явищ / О.Г. Тараріко та ін. *Вісник аграрної науки*. 2012. № 10. С. 16–20.
11. Тараріко О.Г., Ільєнко Т.В., Кучма Т.Л. Вплив змін клімату на продуктивність та валові збори зернових культур: аналіз та прогноз. *Український географічний журнал*. 2016. № 1. С. 14–22.
12. Фурдичко О.І., Стадник А.П. Лісові меліорації як основний фактор стабілізації степових екосистем. *Екологія та ноосферологія*. 2008. Т. 19. № 3–4. С. 13–24.
13. Закон України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо вирішення питання колективної власності на землю, удосконалення правил землекористування у масивах земель сільськогосподарського призначення, запобігання рейдерству та стимулювання зрошення в Україні. *Відомості Верховної Ради (ВВР)*. 2018. № 37. Ст. 277.
14. URL: https://land.gov.ua/v-ukraini-shokuiuchymy-tempamy-znyshchuiutsia-polezakhysni-lisovi-smuhy-rezultaty-monitorynhu-derzhheokadastru/.

УДК 504.9/599.325.1
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-11

ВПЛИВ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН НА ЧИСЕЛЬНІСТЬ ЗАЙЦЯ-РУСАКА В ХАРКІВСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Трач І.А.[1], Ільченко І.М.[2], Катков М.В.[2], Петрук В.Г.[1]
[1]Вінницький національний технічний університет
вул. Хмельницьке шосе, 95, 21029, м. Вінниця
[2]Харківський національний університет міського
середовища ім. О.М. Бекетова
вул. Маршала Бажанова, 17, 61002, м. Харків
trachiryna2103@gmail.com

В умовах високого антропогенного навантаження та змін клімату чисельність зайця-русака зменшується з катастрофічною швидкістю. Глобальне потепління клімату впливає на зміну як терміну гону зайця-русака на північному сході України, так і на кількість його річного приплоду. *Ключові слова:* кліматичні зміни, популяція зайця-русака, динаміка чисельності, термін гону.

Влияние климатических изменений на численность зайца-русака в Харьковской области. Трач И.А., Ильченко И.М., Катков М.В., Петрук В.Г. В условиях высокой антропогенной нагрузки и изменений климата численность зайца-русака уменьшается с катастрофической скоростью. Глобальное потепление климата влияет на смену как срока гона зайца-русака на северо-востоке Украины, так и на количество его годового приплода. *Ключевые слова:* климатические изменения, популяция зайца-русака, динамика численности, срок гона.

The influence of climatic changes in the number of Lepus in Kharkiv region. Trach I.A., Ilchenko I.M., Katkov M.V., Petruk V.G. In conditions of high anthropogenic load and climate change, the number of Lepus decreases with catastrophic speed. Global warming affects the change, as the time for the Lepus in the northeast of Ukraine and the amount of its annual fattening. *Key words:* climatic changes, population of Lepus, dynamics of population, duration of race.

Постановка проблеми. Екологічна безпека України в певній мірі визначається стійкістю екосистем, яка забезпечується їх біорізноманіттям. Згідно із Загальнодержавною Програмою збереження біорізноманіття саме біорізноманіття є національним багатством України, збереження сталого використання якого визнано одним із пріоритетних напрямів державної політики у сфері природокористування, екологічної безпеки та охорони навколишнього середовища. Але в даний час фіксується помітне зменшення і навіть зникнення багатьох видів тварин і рослин.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. У даній роботі розглядається одна з проблем зменшення біорізноманіття – зниження популяції зайця-русака на північному сході України, а також пропонуються можливі вирішення цієї проблеми мисливськими господарствами.

Об'єктом дослідження є Кегичівське мисливське господарство, що знаходиться в Харківській області України.

Предметом дослідження є зміна динаміки чисельності популяції зайця-русака в результаті зсуву термінів гону і відстрілу вагітних зайців.

Виклад основного матеріалу. Мисливські угіддя Харківської обласної організації Українського товариства мисливців і рибалок розташовані в південній частині Харківської області на території Кегичівського району. Мисливські угіддя представлені лісовими масивами і лісозахисними насадженнями ДП «Красноградське лісове господарство»: Старовірівським лісництвом – 371,8 га і Сахновщинським лісництвом – 233,2 га, лісозахисними насадженнями, полезахисними, польовими угіддями (рілля, сіножаті, пасовища) сільськогосподарських підприємств і водно-болотними угіддями (природні і штучні водотоки, ставки, болота, річки), розташованими на території зазначених сільських, селищних і місцевих рад у межах мисливського господарства.

Клімат району розташування мисливського господарства характеризується як помірно-континентальний, із середньою річною температурою повітря + 6,9 °С.

Район розташування господарства відноситься до Дніпровсько-Донецького водороздільного плато. За геоморфологічними ознаками рельєф можна охарактеризувати переважно як широкохвилястий долинно-балковий водно-ерозійний. Корінне плато тут розділене ерозійною мережею. Яскраві, глибокі, довгі, малоподільні схили їх широкі. За кліматичними умовами, рельєфом і рослинністю території господарства відноситься до північного Степу.

Переважаючими по площі в господарстві є польові угіддя – 37094,5507 га (91,4% від загальної площі мисливських угідь) лісові угіддя – 2543,3981 га (4,9%); водно-болотні угіддя займають 1585,3504 га (3,7%); інші, непридатні – 717,2773 га (1,7%).

Всі категорії мисливських угідь знаходилися і знаходяться в задовільному санітарному стані й не потребують спеціальних заходів щодо їх поліпшення. Протягом минулих 5 років на території господарства не зареєстровано серйозних хвороб у диких тварин.

При цьому чисельність зайця-русака за даними статистичних обліків (форма ТП-2 полювання) знижується з 2002 р. по всій Україні. Основні причини зміни чисельності зайця-русака в Україні:

– інтенсифікація сільськогосподарського виробництва. Вважається, що часта механічна обробка ґрунту, збирання врожаю широкозахватними агрегатами, застосування отрутохімікатів і мінеральних добрив збільшують смертність зайчат і дорослих особин;

– загибель від захворювань;

– перепромисел зайця-русака під час полювання. Відстріл – більше 50% від річного приросту зайця в Україні;

– спостерігається останніми роками відстріл вагітних самок зайця-русака в кінці дозволеного терміну полювання.

Остання причина є малодослідженою і досить гостро стоїть в аспекті збереження оптимальної чисельності зайця-русака в мисливських угіддях Харківщини та України в цілому (рис. 1).

У результаті досліджень була висунута гіпотеза про вплив глобального потепління на зміну як терміну гону зайця-русака на північному сході України, так і на кількість його річних приплодів. Уплив середньорічної температури на розмноження зайця-русака давно відомий, і його можна простежити, наприклад, по залежності особливостей його розмноження від географічної широти місць його проживання. Крім того, в даний час існують численні докази глобального потепління (рис. 2).

Таким чином, у січні 2018 року в Кегичівському мисливському господарстві було проведено ветеринарне обстеження і документально підтверджено наявність тижневого ембріона у відстріляної зайчихи.

При цьому, терміни розмноження зайця-русака залежать від географічного положення і кліматичних умов. На півдні гон у зайця можна спостерігати протягом усього року, а перші зайчата, особливо в разі теплої зими, з'являються вже в січні. У середній смузі і в північних межах поширення гон проходить у кінці лютого-березні, а зайчата з'являються у квітні і на початку травня, через 40–45 днів після спарювання.

Оскільки у відстрілах постійно з'являються вагітні самки, то можна стверджувати, що в даний час кількість гону в році збільшилася до чотирьох (в минулому три гони). Одним із найважливіших факторів, що впливають на початок гону, є те, що заєць-русак відчуває наступ теплого періоду. Відомо, що кількість гону в зайця залежить від температури навколишнього середовища, тому в нашому випадку ми можемо стверджувати, що причина цього явища – потепління в даному регіоні України.

З усіх приплодів саме зимовий забезпечує найбільший приріст популяції, оскільки підрослі зайченята в меншій кількості гинуть під час проведення сільськогосподарських робіт (45% молодняку гине під час сільгоспробіт, з яких 5% – це зайченята зимового приплоду).

Відстріл вагітних зайчих у кінці терміну полювання став спостерігатися з 2005 року і триває дотепер (рис. 3). Аналогічні випадки фіксувалися і в сусідніх мисливських господарствах.

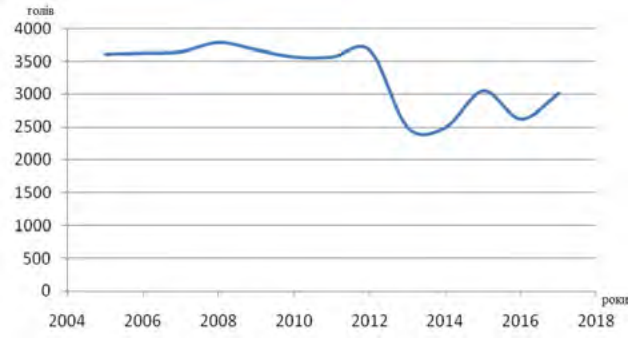


Рис. 1. Динаміка чисельності зайця-русака в Кегичівському мисливському господарстві

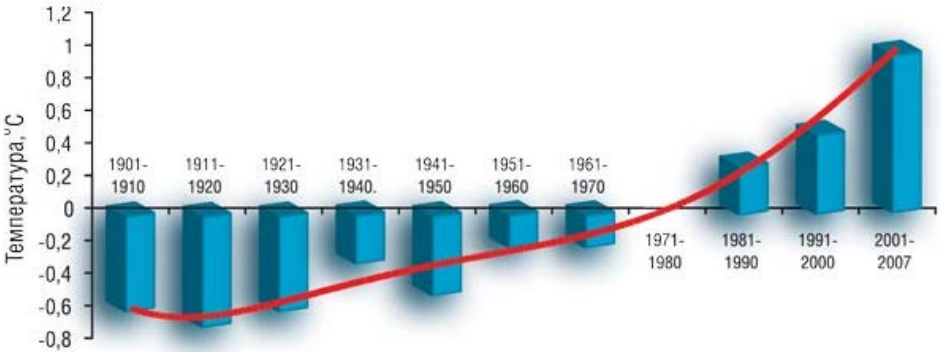


Рис. 2. Зміна регіональної температури повітря по десятиліттях

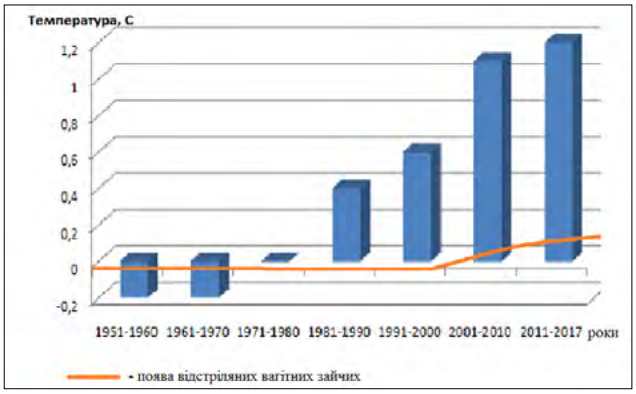


Рис. 3. Залежність кількості відстріляних вагітних самок зайця-русака від зміни температури повітря в Кегичівському мисливському господарстві

На жаль, на сьогоднішній день в Україні відсутні стандарти перевірки відстріляних тварин на предмет наявності вагітності, тому неможливо однозначно назвати точну кількість відстріляних вагітних тварин. Необхідно відзначити, що на збільшення кількості відстрілу вагітних зайчих впливає і притаманна їм у цей період повільність і необережність. У відстріляних самок на 3–4 тижнях січня, в кінці дозволеного терміну полювання на зайців, знаходили чотирьох-п'ятиденних ембріонів.

При цьому загальна чисельність русака в Україні в даний час низька і становить близько півтора мільйона голів. Але за існуючої низької чисельності поголів'я видобуток тварин залишається порівняно високим і становить близько 400 тис. особин на рік. Річний приріст популяції становить близько 600 тис. Отже, щорічно відстрілюється близько 80% річного приросту, що абсолютно неприпустимо за існуючої чисельності основного поголів'я. Тільки в разі дуже високої щільності поселення тварин можливий відстріл 50% річного приросту. Наскільки інтенсивний промисел зайця-русака на Україні свідчить порівняльний аналіз цих даних із показниками Польської Народної Республіки. За загальної чисельності зайця в Польщі 3200 тис. голів і річного приросту популяції більше 3 млн річний видобуток тварин (разом із виловом) становить всього 800 тис. Перепромисел завжди супроводжується депресією чисельності, що ми і спостерігаємо в даний час. Те, що залишилося після відстрілу 20–30% приросту поголів'я, не може збільшити чисельність маточного стада, оскільки природний відхід останнього становить не менше 20% на рік. Сучасні методи ведення мисливського господарства по зайцеві вимагають розроблення основ експлуатації його запасів і відновлення чисельності з урахуванням специфіки окремих ландшафтно-географічних зон, областей і навіть господарств. Ці основи повинні базуватися на знанні статевої і вікової структури популяції, її чисельності, специфіки екологічної обстановки в залежності від господарської діяльності людини та інших особливостей. В отриманні цих даних мисливська громадськість і рядові мисливці повинні брати найактивнішу участь. Особливо суворо повинен проводитися облік чисельності зайців перед початком сезону розмноження і перед відкриттям полювання, а також добування тварин (самців і самок).

У Харківській області, а саме в Кегичівському районі, зміщення термінів полювання було розроблено три роки тому. Для стабілізації популяції зайців-русаків були прийняті такі терміни полювання: початок мисливського сезону – з першого тижня листопада, а його закінчення – перший (максимум другий) тиждень січня наступного календарного року.

Головні висновки. Для стабілізації популяції зайців-русаків прийняти такі строки полювання: початок мисливського сезону – з першого тижня листопада, а його закінчення – перший (максимум другий) тиждень січня наступного календарного року. Пропонується ввести документальне підтвердження випадків відстрілу вагітних зайчих.

На сьогоднішній день проблеми почастішання відстрілу вагітних самок зайця-русака набирає оберти. Достовірних, науково доведених причин цьому немає. Тому нами було висунуто теорію впливу зміни клімату, а саме глобального потепління, на зміщення періоду гону, що зумовлює наявність вагітних зайчих уже наприкінці встановленого сезону полювання. Вивчено значний обсяг матеріальної бази та літературних джерел, які опосередковано показують імовірність довести цю теорію.

Наведені дані дозволяють зробити такі висновки:

– Глобальне потепління впливає на зміну термінів гону зайця-русака і на кількість приплодів;

– Необхідно встановити більш суворі правила контролю видобутку зайця-русака (проводити ветеринарну експертизу на предмет наявності ембріонів у відстріляних самок);

– Необхідно ввести екологічний моніторинг біорізноманіття на території мисливських господарств.

Література

1. Абеленцев В.И., Шевченко Л.С. Научные основы восстановления запасов зайца-русака на Украине и их эксплуатация. *Вести зоол.* 1975. № 5. С. 17–21.
2. Волох А.М. та ін. Особенности динамики численности зайца-русака на территории УССР. *Изученение териофауны Украины, её рац. использ. и охрана.* Київ : Наук, думка. 1988. С. 19–34.
3. Волох А.М. Охрана млекопитающих в Украине. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії* : матер, міжнар. конфер. Запоріжжя. 2007. С. 376–379.
4. Галака Б.А. О половом и возрастном составе и приросте популяций зайца-русака в степной и лесостепной зонах УССР. *Изуч. ресурс, назем, позвон. фауны Украины.* Київ : Наук, думка. 1969. С. 32–35.
5. Трач І.А. Заходи екологічної безпеки з відновлення та збереження мисливської теріофауни лісостепового Поділля : дис. … канд. техн. наук : 21.06.01. Вінниця, 2017. 201 с.

ЕКОЛОГІЯ ЗЕМЕЛЬНИХ РЕСУРСІВ ТА ГРУНТІВ

УДК 631.41:Н 01 J 17/00/61/00
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-12

ДО ПРОБЛЕМИ ОРГАНІЧНОГО ЗЕМЛЕРОБСТВА

Адамчук В.В.[1], Литвинюк Л.К.[1], Бойко А.Л.[2], Дем'янюк О.С.[2], Моргунов Е.І.[3], Кураєва І.В.[4], Войтюк Ю.Ю.[4]
[1] «Інститут механізації та електрифікації сільського господарства»
Національної академії аграрних наук Украни
вул. Вокзальна, 11, 08631, смт. Глеваха, Васильківський р-н, Київська обл.
vvadamchuk@gmail.com, nnc-imesg@ukr.net
[2]Інститут агроекології та природокористування
Національної академії аграрних наук Украни
вул. Метрологічна, 12, 03143, м. Київ
agroecologinaan@gmail.com, agroecologinaan@gmail.com
[3]Інститут аналітичних методів контролю
пр. Науки, 46, корп. 3, 03680, м. Київ
chief@inam.kiev.ua
[4]Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення
імені М.П. Семененка Національної академії наук України
пр. Академіка Палладіна, 03680, м. Київ-142
office.igmr@gmail.com, voitiuk_yulia@ukr.net

Проведено аналіз 92 хімічних елементів таблиці Д.І. Менделєєва, їх вмісту в ґрунті і потреби в них людини. Внаслідок досліджень із визначення валового вмісту хімічних елементів у ґрунті, поглинання їх кінцевими продуктами рослинництва та порівняння з гранично допустимими концентраціями (далі – ГДК) в продуктах рослинництва встановлено, що ґрунти обраних полів та їх вміст у кінцевих продуктах не відповідають вимогам органічного землеробства за вмістом у них хімічних елементів, які шкідливі для людини, та їх не враховують в органічному землеробстві. Запропоновано обґрунтувати ГДК на 79 хімічних елементів. Виробництво мікроорганізмів необхідно проводити з урахуванням ґрунтово-кліматичних умов і крім діючої речовини вказувати їхній хімічний склад і вміст. Визначення валового вмісту всіх хімічних елементів у ґрунті рекомендовано проводити в режимі «on-line» за допомогою лазерного аналізатора. *Ключові слова*: органічне землеробство, вміст хімічних елементів, ґрунт, здоров'я людини, рослина, навколишнє середовище, гранично допустима концентрація.

К проблеме органического земледелия. Адамчук В.В., Лытвынюк Л.К., Бойко А.Л., Демянюк Е.С., Моргунов Э.И., Кураева И.В., Войтюк Ю.Ю. Проведен анализ 92 химических элементов таблицы Д.И. Менделеева, их содержания в почве и потребности в них человека. В результате исследований валового содержания химических элементов в почве, поглощения их конечными продуктами растениеводства и сравнения с ПДК в продуктах растениеводства установлено, что данные почвы и их содержание в конечных продуктах не отвечают требованиям органического земледелия. Предложено обосновать ПДК на 79 химических элементов. Производство микроорганизмов необходимо производить с учетом почвенно-климатических условий и помимо действующего вещества указывать их химический состав (%). Определение валового содержания химических элементов в почве рекомендовано проводить в режиме «on-line» с помощью лазерного анализатора. *Ключевые слова*: органическое земледелие, содержание химических элементов, почва, здоровье человека, окружающая среда, предельно допустимая концентрация.

Problems of organic agriculture. Adamchuk V.V., Litvinuk L.K., Boiko A.L., Demyanyuk O.S., Morgunov E.I., Kuraeva I.V.,Voitiuk Y.Y. Carried analysis 92 chemical elements tables of D.I. Mendeleev as to they contents in soil and their necessity for humanity. In the issue to mark out total contain chemical elements in soil, absorb they final products of plants and comparison them with maximum allowed concentrations (MAC) in products of plant-growing. It is determined that its soils and their contents in final products do not answered demanded of organic agricultural. It is proposed to substantiate MAC on 79 chemical elements. Production of microorganisms necessary to make with cross off the register soil-climate condition and *Key words*: organic agriculture, content, chemical elements, soil, human's health, environment, maximum allowed concentrations (MAC).

Постановка проблеми. Інтенсифікація сільськогосподарського виробництва призвела до незбалансованого вмісту хімічних елементів у ґрунтах України з перевищенням санітарно-гігієнічних допустимих норм вмісту хімічних елементів у ґрунтах, навколишньому середовищі, продуктах рослинництва, тваринництва та харчових, що призводить до захворювань тварин і людей [1; 2; 3; 4; 5; 6].

У зв'язку з цим виникла необхідність одержати екологічно чисту сільськогосподарську продукцію та покращити екологію навколишнього середовища, що передбачає органічне виробництво. Органічне виробництво направлене на відтворення природної родючості ґрунту, здоров'я людей, екологію навколишнього середовища та виключає застосування пестицидів, синтетичних мінеральних добрив (із внесенням калійних добрив у ґрунти потрапляє 58% Cl, а з внесенням фосфорних добрив (у відсотковому співвідношенні, %): F – 0,01–0,02, Zn – 0,005–0,025, Cd – 0,005–0,007, Pb – до 0,006, Mn – 0,053–0,72, Cu – 0,030–0,033, Co – 0,0005, Mo – 0,0002–0,0125), хімічних регуляторів росту рослин і генетично модифікованих організмів (ГМО) [7; 8; 9; 10; 11; 28].

Актуальність дослідження. Насправді цих заходів абсолютно недостатньо, тому що ґрунти забруднені хімічними елементами внаслідок внесення забруднених мінеральних добрив, засобів захисту рослин, застосування біопрепаратів із різним вмістом макро- та мікроелементів, що призводить до мікроелементозу, а також закупленого європейського ГМО та завірусованого насіння. Все це призводить до зниження родючості ґрунту, забруднення навколишнього середовища та зниження врожайності. За класичним трактуванням, родючість ґрунту – сукупність властивостей ґрунту, що забезпечують урожай сільськогосподарських культур [12]. Родючість ґрунту залежить від фізичних (щільність, порозність, структура, гранулометричний склад, фізико-механічні властивості) і хімічних показників (сукупність валового вмісту хімічних елементів, які є в кінцевому результаті в системі потреб людини в хімічних елементах людина – ґрунт – рослина – тварина – навколишнє середовище. У статті розглядається вплив валового вмісту хімічних елементів у ґрунті, їх вміст у кінцевих продуктах рослинництва та відповідність гранично допустимим концентраціям (далі – ГДК) взагалі і за ведення органічного землеробства зокрема.

Станом на 2018 рік у світі задіяно більше 51 млн га під органічним виробництвом (більше 1% сільськогосподарських земель світу), зокрема в Україні – до 0,42 млн га [9; 10; 11]. В Україні розроблено правила виробництва, перероблення, транспортування та зберігання органічних продуктів, контроль біодобрив, біопрепаратів і допоміжних продуктів для використання в органічному сільському господарстві [7; 8].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Продукти органічного виробництва за своїми фізико-хімічними характеристиками повинні відповідати вимогам організму людини щодо покриття його енергетичних витрат, побудови й оновлення тканин і регулювання функцій організму, тобто вміст хімічних елементів (зокрема й важких металів) у кінцевих продуктах повинен бути в межах вмісту хімічних елементів організму людини з урахуванням проміжних перетворень у системі людина – ґрунт – рослина – тварина – навколишнє середовище [2; 3]. Ця проблема не вирішена на світовому рівні, зокрема і в Україні. Не обґрунтовано ГДК хімічних елементів у різновидах ґрунтів ґрунтово-кліматичних зон України для хімічних елементів від водню до урану.

Вміст деяких важких елементів у ґрунтах і їхній вплив на навколишнє середовище приведено в працях ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського» НААН. Значна територія (4,6 млн га) України забруднена радіоактивними хімічними елементами внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. За ступенем екологічної безпеки для ґрунтів, рослин, тварин і людини вони поділені на три класи: до першого класу належать високонебезпечні елементи (As, Cd, Hg, Se, Pb, Zn, I); до другого – середньонебезпечні (B, Co, Ni, Mo, Sb, Cz); до третього – малонебезпечні (Ba, V, Mn, Sr) [1; 2; 3; 14; 15; 16].

Отже, для одержання екологічно чистої продукції необхідно знати валовий вміст хімічних елементів у ґрунті та кінцевій продукції рослинництва, зокрема і в продуктах органічного землеробства.

Мета досліджень – окреслити можливість створення екологічно чистого ґрунтового й навколишнього середовища для одержання екологічно чистих продуктів рослинництва, тваринництва і здоров'я людини.

Новизна. Робоча гіпотеза – передбачаємо, що можливо створити екологічно чисте ґрунтове та навколишнє середовище й одержати екологічно чисті продукти рослинництва та тваринництва, визначивши вміст хімічних елементів у ґрунті в режимі «on-line», та на основі визначеного вмісту хімічних елементів у ґрунті обґрунтувати необхідні технологічні операції для протікання внутрішньоґрунтових хімічних реакцій, зв'язування негативних наслідків від визначених у ґрунті перевищених концентрацій хімічних елементів, які негативно впливають на навколишнє середовище, якість кінцевих продуктів рослинництва, тваринництва і здоров'я людини.

Методологічне або загальнонаукове значення. За допомогою аналітично-експериментального методу проведено аналіз періодичної системи елементів Д.І. Менделєєва щодо вмісту хімічних елементів, їх щільності та відносної атомної маси, вмісту в земній корі та в шарі ґрунту 0–30 см із наведенням відомих ГДК у ґрунті, вмісту хімічних елементів в організмі людини, добової потреби організму

людини та застосування в народному та сільському господарствах. Валовий вміст хімічних елементів у ґрунтах і сільськогосподарських продуктах, вирощених на них, визначено за допомогою прецизійного РФА «ЕКСПЕРТ-3L», абсолютна похибка – 0,003–0,02%, СТЕ-1 спектрографі великої дисперсії (4,7 А/мм) та S1 Titan (BRUKER). Зразки ґрунтів і вирощені на них сільськогосподарські продукти відібрані в Київській і Вінницькій областях. За результатами спектрального аналізу з валового вмісту хімічних елементів у ґрунті та вирощених продуктах, порівнюючи з валовим вмістом у ґрунтах, з відомими ГДК вмісту їх у ґрунті та вирощених продуктах, визначено коефіцієнт біологічного поглинання валового вмісту хімічних елементів сільськогосподарськими продуктами та зроблено висновок щодо можливості проведення органічного землеробства на цих ґрунтах.

Об'єкт досліджень – орний шар чорнозему типового середньосуглинкового та дерново-підзолистого ґрунтів і вирощені на цих ґрунтах сільськогосподарські продукти.

Предмет досліджень – визначення залежності валового вмісту хімічних елементів у вирощених сільськогосподарських продуктах від валового вмісту хімічних елементів в орному шарі ґрунту.

Виклад основного матеріалу. У ґрунті та в організмі людини виявлено 89 і 88 хімічних елементів, тому виникла необхідність провести аналіз щодо вмісту хімічних елементів у ґрунті та в кінцевих продуктах рослинництва [11]. У таблиці 1 наведено: валовий вміст хімічних елементів у земній корі, в шарі ґрунту 0–30 см чорнозему типового середньосуглинкового, ГДК, валовий вміст в організмі людини, добова потреба для людини та значення їх для клітини й організму.Із таблиці 1 випливає:

1. У періодичній системі хімічних елементів Д.І. Менделеєва є відхилення періодичності з а.о.м. в астата і протактинія, тобто ці елементи недостатньо досліджені, і між ними можуть бути ще інші елементи, вплив яких на навколишнє середовище і кінцеві продукти рослинництва не досліджено.

2. Важкі метали та їхні радіоактивні ізотопи негативно впливають на навколишнє середовище, продукти рослинництва і людину, але на даний час немає одностайної трактовки терміну «важкий метал», тому необхідно узгодити на світовому рівні трактовку цього терміну. На даний час є два визначення, а саме по щільності – більше 8 г/см^3 і по а.о.м. більше 50 і згідно з періодичною системою хімічних елементів по першому визначенню важких металів 34 (водночас Sn, As і Zn мають щільність менше 8 г/см^3), а по другому – 70. Наукові дослідження проводять в основному з 4–12 елементами.

3. Практично в земній корі розповсюджено всі хімічні елементи, їх концентрація різна, зокрема, вміст частини хімічних елементів у земній корі перевищує валову ГДК деяких хімічних елементів у декілька разів. Наприклад: 28Ni – у 1,0625 разів; 48Ca – у 6; 51Sb – у 9; 82Pb – у 18,75; 25Mn – у 1,66, 80Hg – у 4,6. Для зниження ГДК цих елементів у продуктах рослинництва необхідно кислотність ґрунту довести до рекомендованих меж для даної сільськогосподарської культури.

4. Валовий вміст деяких хімічних елементів у шарі ґрунту 0– 30 см (чорнозем типовій середньосуглинковий), на відміну від валового вмісту ґрунту в земній корі, перевищує валову ГДК також у декілька разів: 19R – у 1,088; 24Cr – 2,285; 33As – 3,4; 34Se – 11,66; 40Zn – 2.75; 41Nb – 2; 42Mo – 2,75; 48Cd – 108; 49In -25,78; 50 Sn – 1,425; 51 – Sb – 148; 53I – 292,5; 92U – 4,666. Пояснити це можливо надмірним застосуванням засобів захисту рослин і результатами аварії на ЧАЕС.

5. На даний час обґрунтовано валову ГДК на 13 хімічних елементів, але, враховуючи те, що практично у внутрішньоґрунтовому хімічному процесі приймають прямо або опосередковано участь усі 92 хімічні елементи, необхідно науково обґрунтувати валову ГДК ще на 79 хімічних елементів.

6. Вміст хімічних елементів в організмі людини носить металоїдний характер.

7. Із порівняння добової потреби людини в хімічних елементах випливає, що з відомих даних можна зробити висновок про те, що питання складу хімічних елементів у людині і добова потреба людини в хімічних елементах на даний час вирішена з 15 хімічними елементами, тому ще необхідно провести дослідження з 77 хімічними елементами. Цю проблему необхідно вирішувати на державному рівні, оскільки землеробство існує для задоволення потреб людини в хімічних елементах.

8. Залежність кількості захворювань людини (від 3 до 25 на один елемент) від нестачі або надлишку хімічних елементів в організмі людини досліджено тільки на 12 хімічних елементах, причому всі 12 хімічних елементів мають від 2 до 25 радіоактивних ізотопів.

9. Для визначення придатності ґрунту до ведення органічного землеробства необхідно визначити валовий вміст (%) 92 хімічних елементів і порівняти їх значення з гранично допустимими концентраціями (ГДК, %), на основі значень порівняння прийняти рішення про відповідність умовам органічного землеробства або визначити перелік необхідних технологічних операцій для зниження ГДК до допустимого рівня для даної сільськогосподарської культури.

У зв'язку з тим, що немає валових значень ГДК у ґрунті на 79 хімічних елементів періодичної системи Д.І. Менделєєва, то для тимчасового порівняння величини коефіцієнта поглинання валового вмісту хімічних елементів із ґрунту продуктами рослинництва пропонуємо в наших дослідженнях застосовувати орієнтовно допустимі концентрації

Таблиця 1

Валовий вміст хімічних елементів у земній корі, в шарі ґрунту 0–30 см чорнозему типового середньосуглинкового, ГДК, в організмі людини, добова потреба для людини, значення для клітини й організму

Номер у системі Д.І. Менделєєва	Хімічний елемент	Тип групи, щільність, Мг/м$^{-3}$, атомна маса, а.о.м. [16]	Розповсюдженість у земній корі, % [16]	Валовий вміст у шарі 0–30 см, % (РФА)	ГДК, % (валова форма) [2, 4, 13–15]	Склад елементів в організмі людини, мг на масу тіла 70 кг [11, 27]	Добова потреба для людини, мг [11, 28]	Область застосування, кількість захворювань людини в разі недостачі або надлишку елемента, шт., радіоактивність [16–21, 1]
1	H	газ, 0,08987, 1,00797	1,0	н.в.	-	8–10	-	у процесі синтезу аміаку, протравники, добрива, ЗЗР , у складі рослин, у медицині, радіоактивний ізотоп ^{3}H (тритій) та ін.
2	He	газ, 0,17846, 4,003	5,24x10^{-24}	н.в.	-	0,1 10^{-6}	-	у живих організмах і рослинах, авіація, в науково-дослідних роботах та ін.
3	Li	метал, 0,536, 6,941	0,0065	н.в.	-	0, 10^{-7}	-	ядерна енергетика, інсектициди, 18 захворювань людини, 2 радіоактивних ізотопи та ін.
4	Be	неметал, 1,847, 9,013	6x10^{-4}	н.в.	-	0,4–40 (мкг)	-	електротехніка, металургія, ядерна енергетика, авіація та ін.
5	B	неметал, 2,354, 10,811	3x10^{-4}	н.в.	-	+	1–2	синтез РНК і ДНК, добрива, металургія, електротехніка та ін.
6	C	неметал, 2,666, 10,811, 12,0112	0,14	н.в	-	15–18	800–1200	головний структурний компонент усіх органічних сполук , ядерні реактори, електротехніка, 6 радіоактивних ізотопів (^{14}C – радіоактивний індикатор)
7	N	газ, 1,002, 14,0067	0,04	н.в	-	1,5–3,0	-	добриво, синтез з’єднань, хімічна промисловість та ін.
8	O	газ, 1,469, 15,9994	47,3	49,59	-	65–75	-	процеси в ґрунті, в людині й рослині, вступає в реакції практично з усіма елементами, відомо 5 радіоактивних ізотопів та ін.
9	F	газ, 0,00170, 18,9984.	6,25x 10^{-2}	н.в.	-	2,6 г	3,1–3,8	у складі кісток і зубної емалі, 18 захворювань людини, медицина, в ракетному паливі, харчова промисловість, відомо 6 радіоактивних ізотопи та ін.
10	Ne	газ, 3,120–20,170.	штучний	н.в.	-	-	-	світлотехніка, радіоелектроніка, відомо 5 радіоактивних ізотопів та ін.

Продовження таблиці 1

11	Na	метал, 0,966, 22,9898.	2,64	н.в.	-	0.02–03	0,8 г	в клітинах у вигляді іонів, нормалізує ритм серцевої діяльності, впливає на синтез гормонів, добриво, медицина, відомо 6 радіоактивних ізотопів, та ін.
12	Mg	метал, 1,737, 24,305.	2,10	н.в.	-	0.0205	250–350	у складі молекул хлорофілу, кісток і зубів, активізує енергетичний обмін і синтез ДНК, металургія тощо, відомо 5 радіоактивних ізотопів.
13	Al	метал, 2,698, 26,981.	8,80	4,46	-	3050	-	металургія, електротехніка, солі алюмінію легко розчиняються у воді та ін.
14	Si	неметал, 2,33, 28,0855.	27,6	37,26	-	1 г	-	добрива, інсектициди, техніка, кібернетика, промисловість, 12 хвороб людини тощо.
15	P	неметал, 1,828, 30,973.	0,08	н.в	-	1,0–1,25	1000–1200	в білках, кістках тощо, добрива, інсектициди, металургія, військова справа, відомо 6 радіоактивних ізотопів та ін.
16	S	неметал, 2,085, 32,064.	~0,1	0,064	-	0,3	1 г	інсектициди, добрива, білкові речовини рослин і тварин, морозостійкість рослин, ЗЗР, відомо 6 радіоактивних ізотопів та ін.
17	Cl	газ, 0,00322. 35,453.	$1,7x10^{-2}$	н.в	-	0,2	5–7 г	шлунковий сік, плазма, ЗЗР, дезінфікатори, ядохімікати, в ракетному паливі, відомо 7 радіоактивних ізотопів та ін.
18	Ar	газ, 0,536 $x10^{-3}$ 39,948.	штучний	н.в	-	-	-	радіоелектроніка, мінеральні води, металургія, світлотехніка, ядерна техніка та ін.
19	K	метал, 0,862, 39,098.	~2,60	2,83	-	0,15–0,25	1500–2500	в клітині тільки у вигляді іонів, активує ферменти білкового синтезу, зумовлює ритм серцевої діяльності, бере участь у процесах фотосинтезу, добрива, ^{40}K слабко радіоактивний ізотоп та ін.
20	Ca	метал, 1,520, 40,08.	3,60	3,26	-	0,04–1,9	800–1200	добрива і ЗЗР у складі клітинної стінки рослин, кісток і зубів, активує згортання крові й скорочення м'язових волокон, відомо 9 радіоактивних ізотопів та ін.
21	Sc	метал, 3,02, 44,96.	$6x10^{-4}$	н.в	-	$0,1\ 10^{-6}$	-	радіотехніка, радіоелектроніка, атомна енергетика, медицина, відомо 10 радіоактивних ізотопів та ін.
22	Ti	метал, 4,505, 47,90.	0,60	0,45	-	$0,1\ 10^{-6}$	-	хімічна промисловість, машинобудування, активізує метаболізм у рослинах, підвищує стійкість рослин до грибкових та бактеріальних хвороб, інтенсифікує фотосинтез і засвоєння живлення, відомо 10 радіоактивних ізотопів та ін.

Продовження таблиці 1

23	V	метал, 6,1, 50, 942.	0,15	0,02	0,015	0,11	-	сільське господарство, медицина, металургія, 4 захворювання людини та ін.
24	Cr	метал, 7,194, 51,996	0,035	0,008	-	6	0,1–30	металургія, 15 захворювань людини, відомо 6 радіоактивних ізотопів та ін.
25	Mn	метал, 7,469, 54,9381.	0,09	0,05	0,15	12–20	2.0–5.0	у складі деяких ферментів, підвищує їхню активність, бере участь у розвитку кісток, асиміляції азоту й процесу фотосинтезу, 3 захворювання людини, має 2 радіоактивні ізотопи та ін.
26	Fe	метал, 7,86, 55,847.	5,1	1,93	-	0,006	10,0–15,0	у складі багатьох ферментів, гемоглобіну і міоглобіну, бере участь у біосинтезі хлорофілу, у процесах дихання і фотосинтезу, 25 захворювань людини, відомо також 6 радіоактивних штучних ізотопів та ін.
27	Co	важкий метал, 8,9, 58,933.	$1,8x10^{-3}$	н.в.	-	1,5, (0,0003)	близько 0,2	у складі вітаміну B_{12}, бере участь у фіксації атмосферного азоту рослинами, розвитку еритроцитів, добрива, 19 захворювань людини, всі штучні ізотопи радіоактивні, відомо 13 радіоактивних ізотопів та ін.
28	Ni	важкий метал, 8,897, 58,70.	$8x10^{-3}$	0,0024	0,0085	1–2 (0,004 %)	-	легуючий елемент, електротехніка, 28 захворювань людини, добриво, у складі ферменту уреази, легуючий елемент, відомо 7 радіоактивних ізотопів та ін.
29	Cu	важкий метал, 8,9–8,94, 63,54.	0,010	0,0019	0,0055	0,0087–0,014%, 72	1,0–1,5	у складі деяких ферментів, бере участь у процесах кровотворення, фотосинтезу, синтезу гемоглобіну, ЗЗР, 17 захворювань людини, відомо 10 радіоактивних ізотопів та ін.
30	Zn	важкий метал, 7,13, 65,37.	0,005	0,004	0,001	2300	7–10	у складі деяких ферментів, бере участь у синтезі рослинних гормонів і спиртовому бродінні, стимулятор росту, 19 захворювань людини, відомо 9 радіоактивних ізотопів та ін.
31	Ga	метал, 5,9037 Мг/м^3, 69,72.	$1,5x10^{-3}$	0,0013	-	$0,1\ 10^{-6}$	-	атомна техніка, медицина, сонячні батареї, активне лазерне середовище, «холодна» пайка та ін.
32	Ge	метал, 5,324, 72,59.	$7x10^{-4}$	н.в.	-	$0,1\ 10^{-6}$	-	радіотехніка, медицина, електротехніка, ядерна техніка та ін.
33	As	важкий метал, 5,73, 74,9216.	$5x10^{-4}$	0,0017	0,0002	18	-	інсектициди, гербіциди, медицина, 25 захворювань людини, існує 13 радіоактивних ізотопів та ін.

Продовження таблиці 1

34	Se	неметал, 4,48, 78,96.	$6x10^{-4}$	0,007	-	14	20–100	гербіциди, фунгіциди, інсектициди, 5 захворювань людини, електротехніка, металургія , відомо 11 радіоактивних ізотопів та ін.
35	Br	важка рідина, 3,120 –3,400, 79,904.	$1,6x10^{-4}$	н.в.	-	+	-	інсектициди, медицина, 12 захворювань людини та ін.
36	Kr	інертний газ, 0,908, 83,80.	із повітря	н.в.	-	-	-	електровакуумна техніка, відомо 6 радіоактивних ізотопів та ін.
37	Rb	метал, 1,532 Мг/м^3, 85,47.	$1,5x10^{-2}$	0,008	-	+	-	ядерні реактори, радіотехніка, медицина, геофізика і космічні дослідження, в складі мастил для космічної і ракетної техніки, один із складників ізотопів радіоактивний, відомо 16 штучних радіоактивних ізотопів та ін.
38	Sr	метал, 2,63, 87,62.	0,04	0,0016	-	0,001	-	металургія медицина, хімічна промисловість, відомо 13 радіоактивних ізотопів, токсичність радіоізотопу ^{90}Sr у 25 разів більше за інші продукти розпаду, накопичуються в кістках і важко виводяться з організму тощо.
39	Y	метал, 4,472, 88,905.	$2,8x10^{-2}$	0,0028	-	0,0001	-	металургія, медицина, атомна енергетика тощо.
40	Zr	метал, 6,50-6,53, 91,22.	0,020	0,055	-	$0,1\ 10^{-6}$	-	атомна енергетика, медицина, електротехніка, відомо 14 радіоактивних ізотопів та ін.
41	Nb	метал, 8,57, 92,906.	$1x10^{-3}$	0,0020	-	-	-	атомна енергетика, хімічна промисловість, літакобудування, відомо 13 радіоактивних ізотопів та ін.
42	Mo	метал, 10,218, 95,94.	$3x10^{-4}$	0,0011	-	10 мг	0,1–50	у складі деяких ферментів, бере участь у процесах зв'язування атмосферного азоту рослинами, 11 захворювань людини, відомо 13 радіоактивних ізотопів та ін.
43	Tc	метал, 11,563, 99,0.	штучний	н.в.	-	-	-	медицина, джерело β-випромінювання, яке майже не змінюється в часі, радіоактивний метал та ін.
44	Ru	метал, 12,06, 101,07.	$5x10^{-7}$	н.в.	-	-	-	компонент у сплавах і барвниках, один ізотоп радіоактивний, відомо 16 штучних радіоактивних ізотопів та ін.
45	Rh	метал, 12,44 102,905.	$1x10^{-7}$	н.в.	-	$0,1x10^{-6}$	-	легуюча промисловість, сплави з платиною та іридієм, лікарські препарати, радіоактивні ізотопи мають масові числа від 96 до 110 та ін.

Продовження таблиці 1

46	Pd	метал, 12,16, 106,4.	$1x10^{-6}$	н.в.	-	-	-	хімічна промисловість та фільтри для очищення водню, ювелірні вироби, сплави, відомо 14 радіоактивних ізотопи та ін.
7	Ag	метал, 10,49, 107,869.	$1x10^{-5}$	н.в.	-	0,1 10^{-6}	-	лікувальні та бактерицидні препарати, хімія, електротехніка, медицина, хімічна промисловість, відомо 14 радіоактивних ізотопів та ін.
48	Cd	важкий метал, 8,65, 112,40.	$5x10^{-5}$	0,0054	-	50	-	хімічна промисловість, медицина, сплави, фарби, відомо 12 радіоактивних ізотопів та ін.
49	In	метал, 7,3, 114,82.	$1,4x10^{-5}$	0,0049	-	-	-	корозійна та антизадирна стійкість підшипників, припої, електроніка, медицина та ін.
50	Sn	важкий метал, 7,295, 118,69.	$4x10^{-3}$	0,0057	-	0,1 10^{-5}	0,03–0,07	легуючий елемент, електротехніка, медицина, хімічна промисловість, біла бляха , існує 15 радіоактивних ізотопів та ін.
51	Sb	метал, 6,69, 121,75.	$5x10^{-5}$ –$1x10^{-5}$	0,0074	0,00045	0,1 10^{-6}	-	медицина, акумулятори, джерело γ-випромінювання , сплави, відомо понад 20 радіоактивних ізотопів та ін.
52	Te	неметал, 6,0, 127,61.	$1x10^{-6}$	0,010	-	-	-	металургія, сплави, радіотехніка, мікробіологія, хімічна промисловість, відомо понад 20 радіоактивних ізотопів та ін.
53	I	неметал, 3,96–4,94, 126,905.	$4x10^{-5}$	0,0117	-	15–20	0,20–0,15 мг	в гормоні тироксину, медицина, 17 захворювань людини, радіоелектроніка, відомо понад 22 радіоактивних ізотопів та ін.
54	Xe	Інертний газ, 1,10–5,8971, 131,293.	штучний	н.в.		-	-	в газорозрядних лампах і медицині, окислювальні і фторувальні агенти, відомо 18 радіоактивних ізотопів та ін.
55	Cs	метал, 2,13–1,102 132,905.	$3.7.10^{-4}$	н.в.	--	+	-	радіоелектроніка, оптика, медицина, люмінесценція, має 21 радіоактивних ізотопів та ін.
56	Ba	метал, 3,594, 137,34.	0,05	0,0135	-	20	-	рентгенодіагностика, металургія, медицина, сплави, поглинач γ випромінювання та ін.
57	La	метал, 5,97–6,166, 138,91.	$1,8x10^{-3}$	н.в.	-	-	-	електронна техніка, металургія, сплави, поглинач газів, матеріал для твердотілих лазерів, має 17 радіоактивних ізотопів та ін.
58	Ce	метал, 6,66–8,23, 140,116.	$4,5x10^{-3}$	н.в.	-	+	-	лазерна техніка, промисловість, металургія, має близько 15 радіоактивних ізотопів та ін.

Продовження таблиці 1

59	Pr	метал, 6,47–6,782 140,907.	$7x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	легуючі добавки , світло, має 15 радіоактивних ізотопів та ін.
60	Nd	метал, 6,80–7,003, 144,24.	$2,5x10^{-3}$	н.в.	-	-	-	міндобрива, металургоптичне скло, радіотехніка, відомо 7 радіоактивних ізотопів та ін.
61	Pm	метал, 7,22, 147,0.	при ділені урану	н.в.	-	-	-	атомні реактори, мініатюрні батареї, радіоактивний хімічний елемент та ін.
62	Sm	метал, 7,400–7,537, 150,35.	$7.x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	–
63	Eu	метал, 5,30, 151,96.	$1,2x.10^{-4}$	н.в.	-	-	-	ядерні реактори, медицина, спеціальне скло та ін.
64	Gd	метал, 7,886–7,96, 157,25.	$1x.10^{-3}$	н.в.	-	-	-	атомна енергетика, сплави та ін.
65	Tb	метал, 8,234–8,12, 158,934.	$1,5x10^{-4}$	н.в.		-	-	скло, магнітні сплави, лазерні матеріали, відомо 17 радіоактивних ізотопів та ін.
66	Dy	метал, 8,45–8,560, 162,50.	$4,5x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	магнітні сплави, радіоелектроніка, детектори слабих нейтронних потоків та ін.
67	Ho	метал, 8,781, 164,930.	$1,3x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	магнітні сплави, радіоелектроніка, надпровідникові матеріали та ін.
68	Er	метал, 9,040–9,045. 167,26.	$1,2x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	магнітні сплави, відомо 14 радіоактивних ізотопів та ін.
69	Tm	метал, 9,314, 168,934.	$8x10^{-5}$	н.в.	-	-	-	електрорадіотехніка, медицина, відомо 14 радіоактивних ізотопів та ін.
70	Yb	метал, 6,56–7,02, 173,04.	$3x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	електрорадіотехніка, спеціальні сплави та ін.
71	Lu	метал, 9,835, 174,97.	$1x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	каталізатори і люмінофори, медицина, нейтронні джерела, відомо 12 радіоактивних ізотопів та ін.

Продовження таблиці 1

72	Hf	метал, 13,09, 178,49.	$3,3x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	атомна енергетика, сплави, електротехнічна промисловість та ін.
73	Ta	метал, 16,50, 180,948.	$2x10^{-4}$	н.в.		-	-	отрути, радіо, електротехніка, атомна енергетика, космічна техніка, хірургія, відомо 13 радіоактивних ізотопів та ін.
74	W	важкий метал 19,23, 183,928.	$1x10^{-4}$	н.в.	-	-	-	газорозрядні прилади, в сплаві з іншими елементами, джерело живлення, лампи накалювання, ракетні двигуни, космічні кораблі та ін.
75	Re	метал, 21,02, 186,31	$1x10^{-7}$	н.в.	-	-	-	електронна промисловість, сплави, ^{186}Re слабкорадіоактивний, відомо 16 штучних ізотопів та ін.
76	Os	метал, 20,1–22,50, 190,20.	$5x10^{-6}$	н.в.	-	-	-	синтез аміаку, сплави, дослідження тканин, відомо 9 штучних ізотопів та ін.
77	Ir	метал, 20,0–22,42, 192,22.	$1x10^{-7}$	н.в.	-	-	-	сплави, тиглі, прилади, термопари та ін.
78	Pt	важкий метал, 19,0–21,37, 195,09.	$5x10^{-7}$	н.в.	-	-	-	наукові і промислові вироби, електротехніка, радіотехніка, автоматика, відомо 22 радіоактивних ізотопи та ін.
79	Au	метал, 19,299, 196,097	$(1-6)x 10^{-7}$	н.в.	-	-	-	електротехніка, ювелірні вироби, медицина, сплави, відомо 13 радіоактивних ізотопів та ін.
80	Hg	важкий метал, 13,596–14,383 200,50.	$4,5x10^{-6}$	н.в.	0,00021	0,02–0,7	-	гербіциди, протравники, отрутохімікати, медицина, приладобудування, електротехніка, відомо про 21 радіоактивний ізотоп та ін.
81	Tl	метал, 11,540–11,850, 204,37.	$4x10^{-3}$	н.в.	-	+	-	електроніка, електротехніка, інфрачервона техніка, отрутохімікати, відомо 17 радіоактивних ізотопів та ін.
82	Pb	важкий метал, 11,34, 207,19.	$1,6x10^{-4}$	н.в.	0,003	120	-	хімічна промисловість, атомна енергетика, сплави, акумулятори, рентгенотехніка, 5 радіоактивних ізотопів та ін.
83	Bi	метал, 9,807–9,84, 208,98.	$2x10^{-5}$	н.в.	-	-	-	сплави, фармакологія для антисептичних і дезінфекційних препаратів, постійні магніти, металургія, ^{209}Bi радіоактивний ізотоп та ін.
84	Po	метал, 9,314, 210,0.	$2x10^{-14}$	н.в.	-	-	-	джерело ά-випромінювання, аналіз хімскладу різних матеріалів, радіоактивний елемент та ін.

Продовження таблиці 1

85	At	метал, - 209,98.	30 г в товщі Землі 20 км	н.в.	-	-	-	лікування щитовидної залози, медицина, радіоактивний елемент та ін.
86	Rn	радіоактивний інертний газ, 1,2, 222.	$7x10^{-16}$ 115 т. в товщині 1,6 км	н.в.	-	-	-	медицина, токсична отрута, визначення урану і торію в гірських породах, хімічний радіоактивний елемент та ін.
87	Fr	метал, 2,44, 223,0.	β-активний ізотоп	н.в.	-	-	-	радіохімія, медицина, радіоактивний елемент та ін.
88	Ra	метал, 5,5–6,0, 226,0.	$1x10^{--10}$	н.в.	-	+	-	джерело радону, нейтронні джерела, медицина, радіоактивний елемент та ін.
89	Ac	метал, 10,07, 227.	11300 т в товщі Землі 1,6 км	н.в.	-	-	-	нейтронні джерела, небезпечна радіоактивна отрута та ін.
90	Th	метал, 11,1–11,5, 232,038.	$8x10^{-4}$	н.в.	-	$0,1\ 10^{-6}$	-	ядерне паливо, сплави, генераторні лампи, радіоактивний хімічний елемент, відомо 15 ізотопів та ін.
91	Pa	метал, 15,37, 231,036.	$1x10^{--10}$	н.в.	-	-	-	одержання атомної енергії, радіоактивний хімічний елемент та ін.
92	U	метал, 19,06–15,01, 238,03.	$3x10^{-4}$	0,0014	-	+	-	ядерні реакції, накопичення плутонію, джерело енергії в ядерній зброї, радіоактивний хімічний елемент та ін.

Примітка: н.в. – не визначено.

(далі – ОДК) вмісту важливих для життя людини хімічних елементів у деяких сільськогосподарських продуктах на основі проведених досліджень [26; 27]. У таблиці 2 наведено тимчасові ОДК вмісту важливих для життя людини хімічних елементів у деяких сільськогосподарських продуктах.

Дані таблиці 2 зі значень ОДК рекомендується використовувати для визначення концентрації хімічних елементів у продуктах рослинництва, шляхом порівняння їх валового вмісту хімічних елементів із валовим вмістом хімічних елементів у ґрунті перед початком сівби даної культури, а також можливо визначати динаміку переходу хімічних елементів із ґрунту в рослину за період вегетації, тобто одержати в динаміці значення коефіцієнта поглинання хімічних елементів із ґрунту в продукти рослинництва.

У таблиці 3 наведено результати дослідження авторів із визначення валового вмісту хімічних елементів у зерні сої і пшениці, що вирощені на чорноземі типовому середньосуглинковому за РФА «ЕКСПЕРТ-3L» (Київська обл., Лісостеп).

Із таблиці 3 випливає:

1. Валовий вміст хімічних елементів у шарі ґрунту 0–30 см у порівнянні з валовим вмістом у земній корі в основному нижче, ніж у земній корі, за виключенням певних елементів, які перевищують у земній корі: 14Si – у 1.35 разів; 19K – у 1,088; 28Ni і 29Cu – у 2,35. Щодо нікелю й міді, то ці елементи поповнили шар ґрунту 0–30 см за рахунок добрив, застосування засобів догляду і захисту рослин.

2. Співвідношення фактичної концентрації хімічних елементів у шарі ґрунту 0–30 см до середньої концентрації ґрунтів України в основному перевищує в межах 1,1–35,51, причому найбільше перенасичення шару ґрунту 0–30 см сіркою, галієм, залізом, цинком і нікелем.

3. Коефіцієнти поглинання соєю найбільші: 16S – 102,36; 30Zn – 56,51; 29Cu – 31,49; і 28Ni, причому вміст 16S перебільшує ОДК у 18,52, а 26Fe –в 50,1 разів. Для оцінки других елементів немає ОДК і ГДК.

4. Коефіцієнти поглинання пшеницею найбільші: 16S – 116,44; 30Zn – 128,37; 25Mn – 17,25; 29Cu – 39,57 і 37Rb – 10,85.

5. Фактична концентрація важких металів у шарі ґрунту 0–30 см перевищує середню концентрацію елементів у ґрунтах України в межах 1,233 – 35,515 разів, зокрема Mn – 1,233, Zn – 4,27, Fe – 5,236, Cu – 6,76, Ni – 35,515.

6. У порівнянні ФК у шарі ґрунту 0–30 см із ГДК на важкі метали концентрація Mn у допустимих межах, концентрація Ni перевищує в 10,91 разів, Cu – в 1,78 разів і Zn – в 2,26 рази, тобто даний чорнозем типовий середньосуглинковий, по цим показниках не придатний для органічного землеробства.

Валовий вміст хімічних елементів у сої і пшениці відносно валового вмісту хімічних елементів у шарі

Таблиця 2

Тимчасові ОДК вмісту важливих для життя людини хімічних елементів у деяких сільськогосподарських продуктах

№ з/п	Продукт	Орієнтовно допустима концентрація хімічних елементів, %								
		Na	K	Ca	Mg	P	Fe	Si	S	Cl
1	Пшениця м'яка озима	0,008	0,332	0,051	0,114	0,350	0,0052	0,045	0,095	0,028
2	Пшениця м'яка ярова	0,008	0,357	0,058	0,106	0,412	0,0058	0,053	0,110	0,033
3	Пшениця тверда	0,008	0,334	0,064	0,115	0,379	0,0054	0,049	0,103	0,033
4	Жито	0,004	0,432	0,060	0,123	0,377	0,0055	0,088	0,087	0,049
5	Тритікале	0,005	0,375	0,056	0,123	0,404	0,0051	-	0,107	-
6	Овес	0,038	0,429	0,120	0,138	0,370	0,0056	1,025	0,098	0,122
7	Ячмінь	0,033	0,462	0,095	0,153	0,360	0,0075	0,612	0,089	0,132
8	Просо	0,029	0,338	0,052	0,131	0,330	0,0036	0,262	0,083	0,037
9	Гречка	0,004	0,335	0,072	0,266	0,344	0,0085	0,122	0,082	0,097
10	Рис	0,031	0,320	0,041	0,118	0,335	0,0021	1,366	0,063	0,136
11	Сорго	0,029	0,251	0,092	0,130	0,304	0,0045	0,049	0,100	0,049
12	Кукурудза (в середньому)	0,028	0,347	0,035	0,106	0,314	0,0038	0,062	0,116	0,055
13	Кукурудза високолизинова	0,020	0,367	0,046	0,184	0,326	0,0051	-	-	-
14	Горох	0,034	0,877	0,116	0,109	0,337	0,0070	0,085	0,191	0,014
15	Квасоля	0,041	1,128	0,152	0,105	0,482	0,0061	0,094	0,162	0,058
16	Маш	0,041	1,010	0,194	0,179	0,362	0,0062	-	-	-
17	Чина	0,050	0,646	0,143	0,101	0,367	0,0086	0,091	0,084	0,118
18	Чечевиця	0,056	0,675	0,084	0,082	0,392	0,0118	0,083	0,165	0,075
19	Нут	0,073	0,978	0,194	0,128	0,448	0,0027	0,093	0,200	0,051
20	Соя	0,006	1,639	0,355	0,229	0,615	0,0151	0,181	0,351	0,065

Джерело: дослідження авторів на основі [26; 27]

ґрунту 0–30 см збільшився для сої в межах 2,6–102, а у пшениці – в межах 2,19–116 разів. Одночасно необхідно відмітити, що для зниження концентрації хімічних елементів на забруднених територіях такими елементами, як S, K, Ca, Mn, Ni, Cu, Zn, Ga, Rb і Sr, можна використовувати сою і пшеницю для доведення концентрації забрудненого ґрунту до ГДК за вегетацію або за декілька вегетацій, у залежності від співвідношень фактичної концентрації до ГДК.

Коефіцієнти поглинання важких металів зерном пшениці більші в порівнянні із зерном сої, зокрема: Mn – у 6.66 в разів, Fe – у 2.10, Cu – у 1.26, Zn – у 3.52, тобто соя накопичує менше важких металів у порівнянні з пшеницею.

Водночас необхідно відмітити, що, знаючи винос валового вмісту хімічних елементів із ґрунту рослинами і наявний валовий вміст хімічних елементів у ґрунті, можливо створювати ґрунтове середовище для ведення любої монокультури.

У таблиці 4 наведено результати досліджень авторів з визначення валового вмісту хімічних елементів у продуктах, вирощених на дерново-підзолистому середньосуглинковому ґрунті.

Із таблиці 4 випливає, що не всі визначені хімічні елементи в ґрунті були поглинуті картоплею, морквою і столовим буряком (із 22 визначених хімічних елементів було поглинання 9 хімічних елементів). Вміст у ґрунті Cu перевищує ГДК на ґрунти на 14,5%, але поглинання картоплею перевищує ГДК на овочі в 40 разів, морквою – у 10 разів і столовим буряком – у 2 рази. Вміст у ґрунті Pb нижче ГДК до ґрунту, але поглинання Pb картоплею і морквою перевищує ГДК на овочі у 2 рази, а столовим буряком – у 120 разів, тому з цих позицій, а також із того, що немає обґрунтованих ГДК на всі визначені хімічні елементи, можливо зробити висновок, що даний ґрунт не придатний для органічного землеробства.

Необхідно відмітити, що поглинання хімічних елементів рослинами залежить від виду рослин, і поглинання може значно перевищувати ГДК у декілька разів, що підтверджує необхідність обґрунтовувати ГДК до ґрунту і вирощуваних сільськогосподарських культур.

В органічному виробництві запропоновано перелік допоміжних продуктів для використання в органічному сільському господарстві. Пробілом тут є відсутність % складу хімічних елементів (розділ «мікроорганізми для ґрунту»). Наводять тільки діючу речовину, без зазначення хімічного складу. Якщо складові хімічні елементи компенсують їх недостачу, то дія біопрепарату позитивна, а коли в ґрунті надлишок або недостача, що поглинається кінцевими продуктами рослинництва, і в разі використання цих продуктів у харчах це призводить до різних захворювань. У таблиці 5 наведено результати досліджень авторів із валового вмісту хімічних елементів у біопрепаратах, визначених у поліміксобактерині, ризогуміні, й біопрепарату БТУ-ЦЕНТР

Таблиця 3

Валовий вміст хімічних елементів у зерні сої і пшениці, що вирощені на чорноземі типовому середньосуглинковому

Хімічний елемент і символ	Валовий вміст елемента в земній корі, %	Валовий вміст елемента в шарі ґрунту 0–30 см, %,	Фактична концентрація (ФК) на гектарі в шарі 0-30 см, мг/кг	Середня концентрація в ґрунтах України, (СК) мг/кг	Відношення ФК до СК	Валовий вміст елементів у сої, % /коефіцієнт поглинання	Валовий вміст елементів у пшениці, %, коефіцієнт поглинання
13Al	8,80	4.455	125570,71	45868,7	2,738	4,357/0,98	4,405/0,99
14Si	27,60	37.264	689173,30	337511,4	2,042	1,457/0,04	1,550/0,04
16S	0,10	0.0635	985,11	132,9	7,142	6,500/102,36	7,394/116,44
19K	2,60	2.830	17119,16	15407,1	1,112	64,096/22,65	59,968/21,19
20Ca	3,60	3.262	41028,58	11872,2	3,456	10,896/3,34	7,132/2,19
25Mn	0,09	0.0528	744,16	628,3	1,233	0,137/2,59	0,911/17,25
26Fe	5,0	1.932	118206,52	22576,2	5,236	0,756/0,39	1,587/0,82
28Ni	$8x10^{-3}$	0.00235	926,93	26,1	35,515	0,024/10,21	-
29Cu	0,010	0.00235	98,03	14,5	6,76	0,074/31,49	0,093/39,57
30Zn	0,02	0.0043	226,45	53,0	4,27	0,243/56,51	0,552/128,37
31Ga	$1,5x10^{-3}$	0.00125	61,99	9,80	6,326	10,895/8716	-
37Rb	$1,5x10^{-3}$	0.00765	97,42	69,2	1,408	0,046/0,61	0,083/10,85
38Sr	0,04	0.015	317,03	98,1	3,232	0,043/2,87	0,071/4,74

Джерело: дослідження авторів

Примітка: валовий вміст хімічних елементів у ґрунті, сої і пшениці визначений прецензійним РФА «ЕКСПЕРТ 3L», але в стовпці 1 приведено тільки ті елементи, які визначені в сої і пшениці.

(технічні) переносним приладом із програмою агрохімічного аналізу РФА S1 Titan (BRUKER).

Із таблиці 5 випливає, що назви діючих речовин у біопрепаратах не показують вміст хімічних елементів у біопрепаратах, які за деяких значень, з урахуванням вмісту цих хімічних елементів, разом із ґрунтовим валовим вмістом цих хімічних елементів можуть «перейти» у важкі метали. Серед наведених біопрепаратів найбільше насичені хімічними елементами: хетомік, БТУ-ЦЕНТР, поліміксобактерин і ризогумін. Разом із тим вміст сірки у хетоміку перевищує ГДК у 5,68 разів, а у БТУ-ЦЕНТР – у 27,99 разів. У біопрепараті БТУ-ЦЕНТР перевищені також вмісти: марганцю у 1,51 разів, міді – у 1,16 разів і цинку – у 42,75 разів, чим і пояснюється більша ефективність біопрепарату БТУ-ЦЕНТР, але доцільно дослідити коефіцієнти поглинання валових форм продуктами рослинництва.

Всі біопрепарати мають різний хімічний склад, але різні типи ґрунтів мають також різний валовий вміст хімічних елементів і різну кількісну величину, тому ефективність біопрепаратів буде різна за постійного вмісту хімічних елементів. Таким чином, виробництво біопрепаратів необхідно районувати з огляду на кількісний вміст хімічних елементів у ґрунтах, для яких ведеться виробництво цих біопрепаратів, але для цього необхідно мати кількісний валовий вміст хімічних елементів у різних типах ґрунтів. Це можливо виконати за допомогою мобільного лазерного аналізатора в режимі «on-line» [21; 22; 23; 24; 25].

У таблиці 6 наведено результати досліджень авторів із визначення валового вмісту хімічних елементів у чорноземі типовому середньосуглинковому в різних шарах ґрунту, визначених РФА «ЕКСПЕРТ-3L».

Із таблиці 7 випливає, що нерівномірність валового вмісту хімічних елементів у шарах ґрунту 0–4, 0–10 і 0–30 см може відрізнятись відносно верхнього шару ґрунту (0–4 см) від 1 до 30%, а також деякі хімічні елементи можуть бути не визначені, якщо визначати валовий вміст хімічних елементів тільки в одному шарі ґрунту. Тому для визначення середнього валового вмісту хімічних елементів в основному шарі ґрунту 0–30 см необхідно визначати середній валовий вміст хімічних елементів одночасно в трьох шарах ґрунту в режимі «on-line», що установлений на мобільному енергозасобі, з передачею на сервер за допомогою лазерного аналізатора.

Таблиця 4

Валовий вміст хімічних елементів у продуктах, вирощених на дерново-підзолистому середньосуглинковому ґрунті

Періодичний номер у системі Д.І. Менделєєва	Символ елемента в системі Д.І. Менделєєва	Валовий вміст у ґрунті, мг/кг	ГДК для ґрунту, мг/кг	Валовий вміст хімічних елементів, мг/кг			ГДК для овочів, мг/кг
				картопля	морква	столовий буряк	
25	Mn	500	1500	60	80	150	-
28	Ni	20	55	-	-	2	-
27	Co	3	5	-	-	-	-
22	Ti	1000	-	-	-	-	-
23	V	60	150	-	60	50	-
24	Cr	40	6	2	3	3	-
40	Zr	600	-	10	10	-	-
41	Nb	5	-	3	4	4	-
29	Cu	80	55	200	50	10	5,0
82	Pb	20	30	1	1	60	0,5
47	Ag	1	-	-	-	-	-
50	Sn	4	-	-	-	-	-
31	Ga	5	-	-	-	-	-
4	Be	1	-	-	-	-	-
21	Sc	8	-	-	-	-	-
55	Cs	100	-	-	-	-	-
57	La	80	-	-	-	-	-
39	Y	60	-	-	-	-	-
70	Yb	5	-	-	-	-	-
15	P	2000	-	-	-	-	-
56	Ba	200	-	-	-	-	-
2	Li	20	-	-	-	-	-

Джерело: дослідження авторів

Примітка: валовий вміст хімічних елементів у ґрунті і овочах визначено спектрометром СТЕ-1.

Головні висновки.

1. Для визначення придатності ґрунту до ведення органічного землеробства твердження, що достатньо 3–5 років не використовувати синтетичні мінеральні добрива, пестициди і ГМО, є абсолютно недостатнім і не обґрунтованим. Для цього необхідно визначати валовий вміст (%) усіх хімічних елементів у даному ґрунті і порівняти їх із валовим ГДК, на основі порівняння прийняти рішення про відповідність умовам органічного землеробства (тобто визначені валові значення повинні бути меншими за ГДК цих елементів), а в разі невідповідності умовам органічного землеробства визначити перелік необхідних технологічних операцій для зниження концентрацій тих хімічних елементів, які перевищують ГДК, до допустимого рівня.

2. Необхідно створити групу експертів на світовому рівні і узгодити трактовку терміна «важкі метали», оскільки на даний час є два підходи – по щільності більше 8 г/см^3 і по відносній атомній масі елемента більше 50. У першому таких елементів нараховується 34, а в другому – 70.

3. На даний час обґрунтовано 13 ГДК до валового вмісту хімічних елементів у ґрунті, але у внутрішньоґрунтовому хімічному процесі приймають участь усі хімічні елементи від водню до урану, тому необхідно обґрунтовувати ГДК до валового вмісту хімічних елементів ще на 79 елементів, частина з яких вступають у реакції прямо, а інші опосередковано беруть участь у внутрішньоґрунтових хімічних процесах і впливають на поглинання валового вмісту хімічних елементів у продуктах рослинництва, у худоби, людини і в забрудненні навколишнього середовища. Недостача або перевищення концентрацій однаково призводять до захворювання худоби, людини і впливають на стан навколишнього середовища. На перехідному етапі досліджень пропонуємо користуватись ОДК на деякі елементи, що наведені в таблиці 2. Визначення валового вмісту хімічних елементів у ґрунті від водню до урану дасть можливість вирощувати будь-яку монокультуру.

4. Рентгенофлуоресцентний і спектральні аналізи не забезпечують визначення валового вмісту хімічних елементів у ґрунтах від водню до урану і займають час на відбір проб, приготування їх до аналізу, аналіз, і водночас результат аналізу «мертвого» ґрунту не відображає внутрішньоґрунтовий хімічний процес. Цю проблему можна вирішити за допомогою лазерного аналізатора в режимі «on-line» із програмним забезпеченням, що дає можливість відобразити валовий вміст хімічних елементів на карті, а також визначити необхідну технологічну операцію для доведення стану ґрунту до придатного для ведення органічного землеробства.

5. Коефіцієнт біологічного поглинання валового (за РФА) вмісту хімічних елементів зерном сої і пше-

Таблиця 5

Валовий вміст хімічних елементів у біопрепаратах

Періодичний номер елемента, символ або сполука	Валовий вміст хімічних елементів, %			
	Біопрепарати і діюча речовина			
	Хетомік; штам гриба антагоніста Chaetomium cochii-odes Palliser 3250	Поліміксобактерин; Paenibacillus polymyxa	Ризогумін; bradyrhizobium japo-nicum бульбочкові бактерії	БТУ-ЦЕНТР (бобові культури); bacillus subtilis, Azotobacter Chro-ococcum, Paeni-bacillus polymyxa, Enterococcus, Lactobacillus
MgO	1,1871±0,5424	0,9553±0,6098	1,0182±0,5250	0,8156±0,7370
Al_2O_3	0,2063±0,1210		0,1438±0,1105	
SiO_2	1,889±0,1175			
P_2O_5	0,0611±0,0278	0,0872±0,299	0,0659±0,0236	2,2290±0,0822
S	0,0910±0,0264			0,4479±0,0425
Cl		0,0264±0,0005		0,0222±0,0027
K_2O	0,0986±0.0114	0,3406±0,0185	0,1511±0,0109	3,4147±0,0384
CaO	0,5120±0.0154	0,8166±0,0205		1,1752±0,0250
Ti	0,0453±0,074			
Mn	0,0043±0,0031			0,2261±0,0186
Fe	0,1511±0,0075	0,0215±0,032	0,0159±0,027	
Co				0,050±0,0046
Cu	0,0004±0,0003	0,000±0,0002		0,0064±0,0006
Zn	0,0008±0,0005	0,0005±0,0003		0,4275±0,0040
Sr	00,0010±0,0007	00,0009±0,0006		

Джерело: дослідження авторів

Таблиця 6

Валовий вміст хімічних елементів у чорноземі типовому середньосуглинковому, %

Номер елемента	Символ елемента	Шар ґрунту 0–4 см	Шар ґрунту 0–10 см	Шар ґрунту 0–30 см
1	2	3	4	5
8	O	49,586	49,429	49,362
13	Al	4,455	4,7825	4,66
14	Si	37,2635	36,7015	36,685
16	S	0,0635	0,0735	0061
19	K	2,8295	2,809	2,8595
20	Ca	3,262	3,378	3,627
22	Ti	0,448	0,508	0,4965
23	V			0,0172
24	Cr	0,00775	0,009	0,0089
25	Mn	0,05285	0,0565	
26	Fe	1,935	2,136	2,0845
28	Ni	0,00235	0,00345	2,0845
29	Cu	0,00235	0,0016	
30	Zn	0,0043	0,0046	0,0445
31	Ga	0,00125	0,00125	0,00135
33	As	0,0017	0,0019	0,00165
37	Rb	0,00765	0,0085	0,0086
38	Sr	0,01505	0,01725	0,01685
39	Y	0,00255	0,0032	0,0029
40r	Zr	0,0511	0,0595	0,0555
41	Nb	0002	0,00245	0,0019
42	Mo	0,0009		0,0013
49	In		0,00565	
50	Sn	0,0055	0,0059	
51	Sb		0,0074	
52	Te	0,0108		
82	Pb	0,0036	0,0045	
92	U	0,0014		

Джерело: дослідження авторів

ниці залежить від фактичної концентрації їх у ґрунті, хімічного елемента і виду рослин. Так, на чорноземі типовому середньосуглинковому коефіцієнт біологічного поглинання для сої коливається в межах 0,04–102,36, у тому числі – Sr –2,87, Mn – 2,59, Ca – 3,34, Ni – 10,21, K – 22,65, S – 102,36. Для пшениці коефіцієнт біологічного поглинання коливається в межах 0,04–116,44, у тому числі Sr – 4,74, Rb – 10,85, Mn – 17,25, K – 21,19, S – 116,44. Особливості накопичення валового вмісту хімічних елементів соєю і пшеницею можна використати для зниження дози цих елементів на забруднених ґрунтах.

6. Виробництво мікроорганізмів для ґрунту необхідно проводити регіонально з урахуванням валового вмісту хімічних елементів у ґрунтах, для яких ці мікроорганізми виробляють. Окрім указування діючої речовини, необхідно доповнити складом хімічних елементів у %, оскільки мікроорганізми – це ті ж хімічні елементи у визначених співвідношеннях, що можуть впливати на загальний вміст їх у ґрунті, створюючи недостачу або надлишок. Неконтрольоване виробництво мікроорганізмів в Україні на державному рівні і постачання їх із різних країн світу може призвести до небажаних наслідків для ґрунтів України.

7. Необхідно створити еталонну модель людини з урахуванням хімічно-енергетичних перетворень в організмі людини, на основі якої створювати ґрунтове середовище з урахуванням коефіцієнту поглинання валового вмісту хімічних елементів із ґрунту в рослину, з рослини – в організм тварини і людини із забезпеченням чистоти навколишнього середовища.

8. За результатами досліджень родючість ґрунту можна трактувати так: «Родючість ґрунту – сукупність результатів внутрішньоґрунтових агрохімічних процесів, за валовим вмістом хімічних елементів від водню до урану, які забезпечують потребу людини в хімічних елементах у системі – людина – ґрунт – рослина – тварина – чистота навколишнього середовища».

9. Вирішувати проблему органічного виробництва необхідно комплексно, за участю інженерів, фізиків, агрономів, агрохіміків, біохіміків, хіміків, селекціонерів, медиків, спеціалістів з автоматизації та телекомунікації.

Література

1. Авцын А.П. и др. Микроэлементозы человека. Москва : «Медицина», 1991. С. 26–31, 40–45,. 92–337, 437–477.
2. Беспамятов Г.П., Кротов Ю.А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Ленинград : «Химия». Ленинградское отделение, 1985. С. 20, 27–40.
3. Гончарук Е.И., Сидоренко Г.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве. Руководство. Москва : Медицина, 1986. С. 21–55.
4. Жовинський Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. Київ : Наукова думка, 2012. С. 22–62.
5. Кармазиненко С.П. та ін. Важкі метали у компонентах навколишнього середовища м. Маріуполь (еколого-геохімічні аспекти). Київ, 2014. С. 7–41, 87–90.
6. Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Тяжелые металлы: экотоксикология и проблемы нормирования ; Нижегородская гос. с.-х. академия. Нижний Новгород : Изд-во ВВАГС, 2005. С. 9–153.
7. Довідник стандартів ЄС щодо регулювання органічного виробництва та маркування органічних продуктів. *Федерація органічного руху України*. Київ, 2008. С. 3–39, 77–79, 142–150.
8. Органік Стандарт. Перелік допоміжних продуктів для використання в органічному сільському господарстві, згідно з стандартом МАОС (Міжнародних акредитованих органів сертифікації), з органічного виробництва і переробки, що еквівалентний постановам ЄС № 834/2007 та № 889/2008. Київ, 2017. 60 с.
9. URL: www.organicstandard.com.ua.
10. URL: www.organic.com.ua.
11. URL: bagazhzaniy.ru/obrazovaniae/[imicheskij-sostav-organizma-cheloveka.
12. Мелиорация. *Энциклопедический справочник.* Минск : Издательство «Белорусская советская энциклопедия» имени Петруся Бровки, 1984. С. 360.
13. Діагностика стану хімічних елементів системи грунт – рослина / за редакцією А.І. Фатеєва, В.Л. Самохвалової. Харків, 2012. С. 47–117.
14. Балюк С.А., Фатеєв А.І. Наукові та технологічні основи управління мікроелементами живлення сільськогосподарських культур, (наукова доповідь). Харків, 2012. С. 4–30.
15. А.І. Фатеєв, В.Л. Самохвалова. Детоксикація важких металів у грунтовій системі. Методичні рекомендації. Харків : КП «Міська друкарня», 2012. С. 4–68.
16. Свойства элементов. Справочник / под общей редакцией М.Е. Дрица. Москва : «Металлургия», 1985. С. 24–25.
17. Гончаров А.І., Корнілов М.Ю. Довідник з хімії. Київ : Видавниче об'єднання «Вища школа». Головне видавництво, 1974. 304 с.
18. Некрасов Б.В. Основы общей химии. Москва : Химия, 1973. Т. 2. С. 464–476.
19. Городній М.М., Бикін А.В., Нагаєвська Л.М. Київ : Агрохімія, 2003. С. 262, 606–642.
20. Таблицы физических величин. Справочник / под. ред. И.К. Кикоина. Москва : Атомиздат, 1976. С. 56–59, 762–673, 990–998.
21. НАНУ. Вибрані наукові праці академіка В.В. Вернардського. Київ, 2012. Том 7. Праці з геохімії та радіогеології. Книга 2. С. 165–220, 486–544.
22. Технологические лазеры. Справочник / под ред. Г.А. Абильсиитова. Москва : Машиностроение, 1991. Том 1. С. 19–191.
23. Технологические лазеры. Справочник / под ред. Г.А. Абильсинтова. Москва : Машиностроение, 1991. Том 2. С. 492–516.
24. Патент на корисну модель № 93793. *Спосіб вирощування сільськогосподарських культур.* 2014. Бюл. № 19.
25. Патент на корисну модель № 93792. *Пристрій для вирощування сільськогосподарських культур.* 2014. Бюл. № 19.
26. Химический состав пищевых продуктов. Справочник / под ред. И.М. Скурихина, М.Н. Волгарева. Москва : ВО «Агропромиздат». Книга 1. С. 12–13, 200.
27. Химический состав пищевых продуктов. Справочник / под ред. И.М. Скурихина, М.Н. Волгарева. Москва : ВО «Агропромиздат». Книга 2. С. 46–47.
28. Бент О.И., Иванчиков В.П. Воздействие техногенной среды на здоровье населения в Украине (геохимический аспект). *Минералогический журнал.* 1999. 21. № 1. С. 66–71.

УДК 911.9;631.416.8
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-13

ВПЛИВ ПІДПРИЄМСТВА МАШИНОБУДІВЕЛЬНОГО ПРОФІЛЮ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ СУМІЖНИХ ТЕРИТОРІЙ

Кривицька І.А.
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна
майд. Свободи, 6, 61022, м. Харків,
ivkrivicka@gmail.com

Наведено результати визначення вмісту окремих важких металів та токсикологічних властивостей ґрунтового покриву в межах впливу ПрАТ «Вовчанський агрегатний завод». Установлено, що у відібраних зразках ґрунту не встановлено перевищень нормативних значень гранично допустимих концентрацій досліджуваних речовин. Біотестування за допомогою тест-об'єктів *Raphanus sativus Hordeum vulgare L.* та *Hordeum vulgare L* не виявило токсичних властивостей ґрунтів. *Ключові слова:* важкі метали, ґрунт, біотестування, тест-об'єкти, токсичність.

Влияние предприятия машиностроительного профиля на экологическое состояние почвенного покрова прилегающих территорий. Кривицкая И.А. Приведены результаты определения содержания отдельных тяжелых металлов и токсикологических свойств почвенного покрова в пределах влияния ЧАО «Волчанский агрегатный завод». Установлено, что в отобранных образцах почвы не выявлено превышений нормативных значений предельно допустимых концентраций исследуемых веществ. Биотестирование с помощью тест-объектов *Raphanus sativus L.* и *Hordeum vulgare L.* не выявило токсических свойств почв. *Ключевые слова:* тяжелые металлы, почва, биотестирование, тест-объекты, токсичность.

The influence of the machine-building enterprise on the ecological state of the soil of adjacent territories. Kryvytska I.A. The article presents the results of determination of the content of some heavy metals and the toxicological properties of the soil within the influence of the OJSC "Volchansky Aggregate Plant". It has been determined that in selected soil samples revealed no exceedances of the threshold limit value of the studied substances. Biotesting using test objects Raphanus sativus L. and Hordeum vulgare L. showed no toxic properties of the soil. *Key words*: heavy metals, soil, biotesting, test objects, toxicity.

Постановка проблеми. Постійне антропогенного навантаження на довкілля призводить до накопичення забруднюючих речовин у всіх природних компонентах. Особлива проблема виникає у разі забруднення ґрунтів [1].

На урбанізованих територіях забруднені ґрунти шкідливі як джерело інгаляційного потрапляння важких металів в організм людини шляхом вторинного забруднення приґрунтового шару повітря [2].

Актуальність дослідження. У зв'язку зі збільшенням кількості та площі міст дослідження якості ґрунтового покриву дуже актуальне. Міські ґрунти, що формуються під дією антропогенного впливу, суттєво відрізняються біологічними та фізико-хімічними показниками від природних аналогів: мають більшу щільність, лужну реакцію середовища, забруднені важкими металами та пестицидами, отже, втрачають свої основні екологічні функції. Забруднення ґрунтів у містах пов'язане переважно з викидами автотранспортом та промисловими об'єктами [3].

Екологічні наслідки забруднення ґрунтів важкими металами виявляються пізніше, ніж наслідки забруднення повітряного середовища, тому екологічна оцінка ґрунтового покриву на території розвинених індустріальних міст актуальна [2].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Міські ґрунти та ґрунти промислових зон є надзвичайно складним об'єктом для вивчення. Дослідження оцінки ґрунтового покриву проведено багатьма вченими, серед яких: В.О. Бешлей, К.С. Горова, Д.В. Губачов, Т.В. Бардина, О.З. Еремченко, В.П. Седельнікова та ін. У результаті проведених досліджень установлено, що для більш коректної оцінки екологічного стану ґрунту поряд із хіміко-аналітичними методами необхідно застосовувати методи біотестування. Хімічні методи дають змогу якісно оцінити інтенсивність антропогенної дії конкретної забруднюючої речовини на ґрунтовий покрив. Проте найбільш перспективним дослідженням фітотоксичності ґрунту, забрудненого залишками контаменантів, є біотестування, яке допомагає порівняно швидко здобути інформацію про наявність у середовищі токсичних речовин [3; 4].

Метод біотестування стану екосистем дає змогу визначити сумарну токсичність ґрунту, яка пов'язана з прямим та опосередкованим впливом важких металів на функціональні показники біогенності ґрунту.

Дослідженнями багатьох учених (К.А. Довгопола, Ж.З. Гуральчук, Ю.А. Кротов, Ю.В. Алексєєв) установлено, що фітотоксичність важких металів зале-

жить від таких чинників, як: хімічні властивості (валентність, іонний радіус, здатність утворювати комплексні сполуки), ґрунтово-кліматичні умови (фізико-хімічні властивості ґрунту, температура, волога) та видових особливостей рослин й їхньої стійкості до забруднення [5].

Біотестування – це процедура встановлення токсичних властивостей середовища за допомогою тест-об'єктів, що сигналізують про небезпеку незалежно від того, які речовини і в якому поєднанні викликають зміни життєво важливих функцій у тест-об'єкті. Завдяки простоті, оперативності й доступності біотестування отримало широке визнання в усьому світі, і його зазвичай використовують поряд із методами аналітичної хімії [6].

Метою роботи є вивчення впливу діяльності підприємства машинобудівельного профілю на прилеглі території.

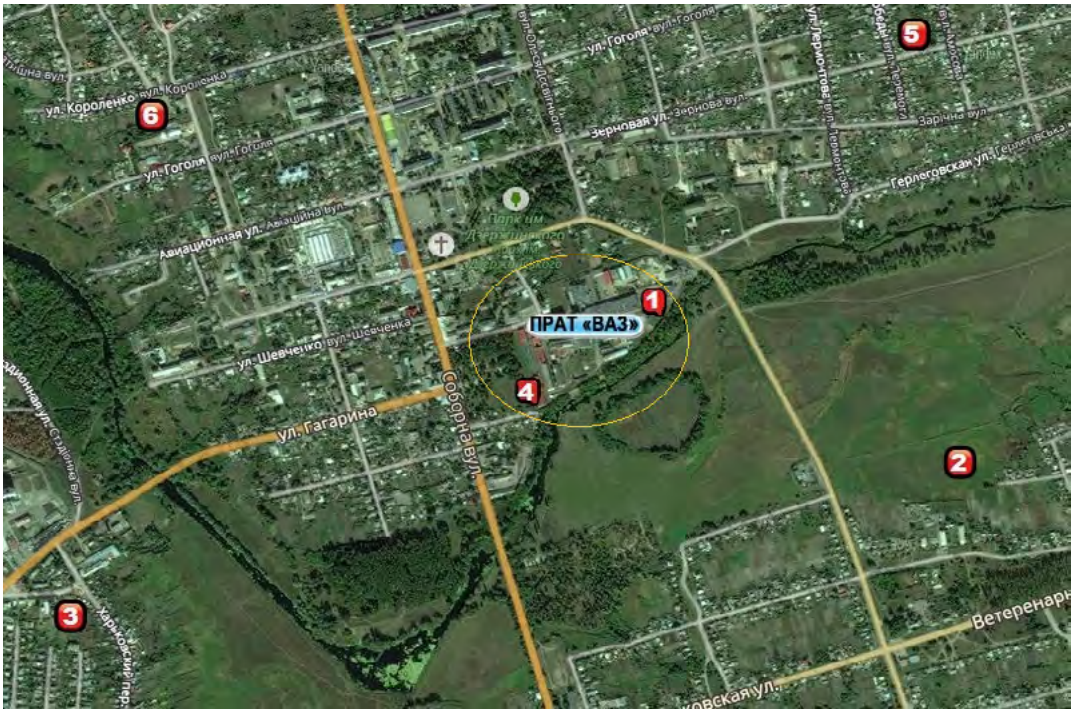
Виклад основного матеріалу. У ході досліджень було відібрано зразки ґрунту в санітарно-захисній зоні приватного акціонерного товариства «Вовчанський агрегатний завод» (далі – ПрАТ «ВАЗ») та зразки в різних зонах м. Вовчанськ, що знаходяться під впливом підприємства. Місця відбору зразків зображено на рис. 1.

Відбір зразків ґрунту проводився відповідно до [7; 8]. Зразки ґрунту аналізувалися на вміст важких металів за pH згідно з методиками [9–12]. Визначення токсичності відібраних зразків ґрунту було проведено методом біотестування [13]. Тест-культурами виступали вищі рослини: ячмінь (*Hordeum vulgare L.)* та редька (*Raphanus sativus L.*). У межах території дослідження найбільшого негативного впливу на екосистему м. Вовчанськ завдає промисловість, а саме ПрАТ «ВАЗ». До складу основного виробництва входять: механоскладальне виробництво; термічне виробництво; гальванічне виробництво; виробництво випробувань і доводка виробів; зварювальне виробництво.

На території підприємства знаходяться 179 джерел викиду забруднюючих речовин на висоті від 2 до 11 м, діаметр труб вихідного отвору становить від 0,1 до 0,6 м. Окрім викидів в атмосферу забруднюючих речовин, на підприємстві існує поверхневий стік, який скидається трьома зливовими випусками в р. Вовча.

Після проведеного аналізу відібраних зразків у навчально-дослідній лабораторії аналітичних екологічних досліджень було встановлено, що в різних зонах міста змінюються концентрації хімічних речовин у ґрунтах м. Вовчанськ.

Одним із найважливіших показників якості ґрунту є величина pH. Водневий показник (pH) – один із найважливіших показників якості ґрунту. Цей показник визначає характер хімічних і біологічних процесів, що відбуваються в ґрунтах. Залежно



Умовні позначення:
– місце відбору зразків природних компонентів в м. Вовчанськ;
– санітарна зона ПрАТ «ВАЗ»;
1 – зразок, 150 м від ПрАТ «ВАЗ»; 2 – зразок, 500 м від ПрАТ «ВАЗ»; 3 – зразок, 1 500 м від ПрАТ «ВАЗ»; 4 – зразок, 250 м від ПрАТ «ВАЗ»; 5 – зразок, 1 200 м від ПрАТ «ВАЗ»; 6 – зразок, 900 м від ПрАТ «ВАЗ».

Рис. 1. Розташування місць відбору зразків ґрунту

від величини pH змінюється швидкість протікання хімічних реакцій. Слід відзначити, що pH є одним із найважливіших показників, який впливає на родючість ґрунту.

На рис. 2 можна побачити, що величини іонів водню схильні до коливань у різних зонах м. Вовчанськ. На pH ґрунтів впливають хімічний склад матеріалу, з якого сформовані ґрунти, геологічний вік ландшафту, погодні умови та інтенсивне антропогенне навантаження. Як видно з рис. 2, динаміка величин pH у ґрунтах м. Вовчанськ варіюється від 7,34 до 6,9. Проба № 6 має pH 7,34, така величина показує нам, що ґрунти на цій території слабко лужні. Ґрунти у цій точці знаходяться поблизу ґрунтової дороги з екстенсивним рухом автомобілів, на яких вирощують сільськогосподарські рослини. Можна припустити, що ці ґрунти піддаються внесенню хімічних добрив, що спричинило підвищення pH. Такі ґрунти мають невисоку родючість та неякісний хімічний склад.

У наших дослідженнях проводився аналіз забруднюючих речовин, які можуть потрапляти до ґрунту в результаті виробничої діяльності підприємства. До таких речовин належать важкі метали та їхні сполуки. Залежно від умов, в яких знаходяться важкі метали в ґрунтах, залежить їхній вплив на стан та якість ґрунту.

У табл. 1 наведено перелік хімічних речовин у частках ГДК, які досліджувалися в різних зонах м. Вовчанськ.

Із табл. 1 видно, що вміст хімічних речовин у ґрунтах не перевищує гранично допустимі концентрації. Можна допустити, що викиди, які здійснює підприємство «ПрАТ «ВАЗ», не завдають шкоди локально, а розповсюджуються рівномірно по приземних шарах атмосфери.

На рис. 3 показано фактичні концентрації кадмію у досліджуваних ґрунтах м. Вовчанськ.

З рис. 3 видно, що вміст кадмію перевищує фонові значення у чотирьох місцях відбору зразків ґрунту. Найвищі значення кадмію зафіксовано в ґрунтах № 4 – 0,672 мг/кг, це майже в 6,7 рази більше фону. Вміст кадмію в ґрунтах № 5 перевищує встановлений фон у три рази. Найменші концентрації кадмію в ґрунтах виявлено в пробі № 3 (0,038 мг/кг) та № 6 (0,064 мг/кг), ці значення у 0,5 рази менші від фонових концентрацій. Отже, можна сказати, що розрахунок часток ГДК важких металів показав, що всі хімічні елементи в досліджуваних ґрунтах м. Вовчанськ знаходяться в межах нормативних значень.

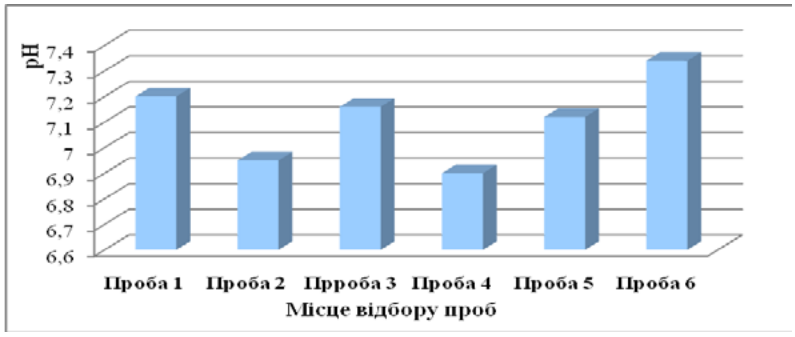


Рис. 2. Динаміка величин pH у ґрунтах м. Вовчанськ

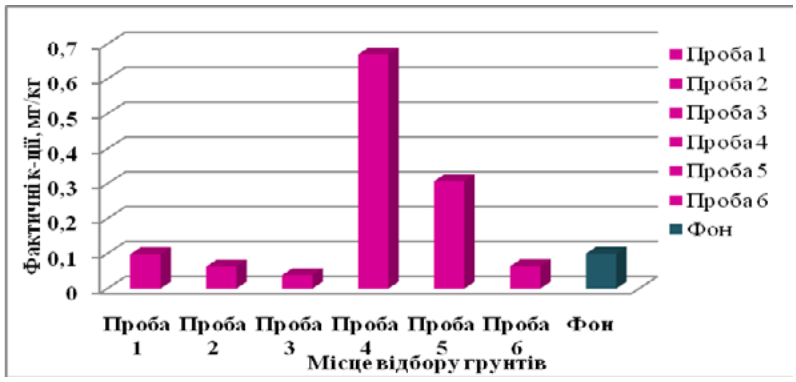


Рис. 3. Фактичні концентрації кадмію в ґрунтах м. Вовчанськ

Акумулятивні ряди важких металів у ґрунтовому покриві м. Вовчанськ мають такий вигляд:

Проба № 1 – *Zn*(2,487 мг/кг) > *Cr* (0,965 мг/кг) > *Cu* (0,914 мг/кг) > *Pb* (0,111 мг/кг) > *Cd* (0,098 мг/кг).

Проба № 2 – *Zn* (2,146 мг/кг) > *Cu* (1,0034 мг/кг) > *Pb* (0,146 мг/кг) > *Cr* (0,075 мг/кг) > *Cd* (0,063 мг/кг).

Проба № 3 – *Zn* (1,798 мг/кг) > *Cu* (0,867 мг/кг) > *Pb* (0,1004 мг/кг) > *Cr* (0,083 мг/кг) > *Cd* (0,038 мг/кг).

Проба № 4 – *Cr* (2,460 мг/кг) > *Zn* (1,997 мг/кг) > *Pb* (1,48 мг/кг) > *Cu* (1,186 мг/кг) > *Cd* (0,672 мг/кг).

Проба № 5 – *Zn* (1,656 мг/кг) > *Cu* (0,994 мг/кг) > *Cd* (0,307 мг/кг) > *Pb* (0,224 мг/кг) > *Cr* (0, 113 мг/кг).

Проба № 6 – *Zn* (1,132 мг/кг) > *Cu* (0,739 мг/кг) > *Cr* (0,096 мг/кг) > *Pb* (0,088 мг/кг) > *Cd* (0, 064 мг/кг).

Таблиця 1

Перелік важких металів у частках ГДК, які досліджувалися в різних зонах м. Вовчанськ

Показники	Проба 1	Проба 2	Проба 3	Проба 4	Проба 5	Проба 6
Хром	0,2	0,01	0,01	0,41	0,02	0,02
Цинк	0,108	0,1	0,08	0,08	0,07	0,05
Мідь	0,3	0,33	0,3	0,4	0,3	0,2
Свинець	0,02	0,02	0,02	0,24	0,04	0,01

Бачимо, що в усіх пробах ґрунту пріоритетним елементом є цинк, окрім проби № 4, в якій на перше місце встає хром. Найменші концентрації в досліджуваних ґрунтах має кадмій, але в пробі ґрунту № 5 це місце займає хром.

Отже, можна сказати, що цинк активно акумулюється на досліджуваній території. Цинк стає більш рухомим під дією органічних речовин і кальцію. Особливістю даного елементу є те, що чим більша кількість припадає на одиницю поверхні, тим інтенсивнішою стає його рухливість.

Інтенсивна міграція свинцю та кадмію в ґрунтовому покриві зростає, коли вміст гумусу в ґрунтах низький. Чим легший механічний склад ґрунту, тим вища активність накопичення міді.

Для повної оцінки стану ґрунтів міста Вовчанськ вивчення вмісту ВМ є недостатнім. Подібні дослідження можуть відображати лише спрямованість процесів, наприклад міграції (винос чи накопичення речовини), тому було розраховано коефіцієнт концентрації (K_c) токсичних речовин та сумарний показник забруднення (Z_c) поверхневого шару ґрунту міста Вовчанськ.

Із таблиці видно, що найбільший коефіцієнт концентрації (K_c) у точці № 1 по хрому – 9,65 мг/кг, а найменший – по свинцю – 0,222 мг/кг. Точка № 2 має майже однакові значення коефіцієнта концентрацій цинку (2,146 мг/кг) та міді (2, 0068 мг/кг). Коефіцієнт концентрації (K_c) важких металів у четвертому зразку ґрунту має максимальне значення для хрому – 24,6 мг/кг, а мінімальне – цинку – 1,999 мг/кг. Розраховані коефіцієнти для ґрунтів № 5 варіюються від 3,07 мг/кг до 0,448 мг/кг. Зразки ґрунту № 6 характеризується найменшими концентраціями важких металів по всіх досліджуваних хімічних елементах, мідь$_{(max.знач)}$ – 1,478 мг/кг, кадмій $_{(min.знач)}$ – 0,65 мг/кг.

Для розрахунку сумарного показника забруднення були взяті лише ті хімічні елементи, коефіцієнт концентрації (K_c) яких більше одиниці.

Таблиця 2

Коефіцієнти концентрації (K_c) ВМ у ґрунтах м. Вовчанськ

Місце відбору проб	Назва речовини				
	Хром, мг/кг	Цинк, мг/кг	Мідь, мг/кг	Кадмій, мг/кг	Свинець, мг/кг
Точка № 1	**9,65**	**2, 48**	**1,828**	0,98	0,222
Точка № 2	0,75	**2,146**	**2,0068**	0,63	0,292
Точка № 3	0,83	**1,798**	**1,734**	0,38	0,2008
Точка № 4	**24,6**	**1,997**	**2,372**	**6,72**	**2,96**
Точка № 5	**1,13**	**1,656**	**1,988**	**3,07**	0,448
Точка № 6	0,96	**1,132**	**1,478**	0,64	0,176

Таблиця 3

Сумарний показник забруднення ґрунтового покриву м. Вовчанськ

Місце відбору проб	Сумарний показник забруднення (Z_c)
Точка № 1	11,965
Точка № 2	3,1528
Точка № 3	2,532
Точка № 4	34, 649
Точка № 5	4, 844
Точка № 6	1, 61

Таблиця 4

Результати визначення фітотоксичності ґрунтового покриву м. Вовчанськ на вищих рослинах *Raphanus sativus L.*

Місце відбору	Довжина, мм				Зменшення довжини відносно контролю (А), %	
	Контроль (n=20), середнє арифметичне		Дослід (n=20), середнє арифметичне			
	Корені	Паростки	Корені	Паростки	Корені	Паростки
Проба № 1	10,05	9,7	21,65	11,4	–115,42	–17,53
Проба № 2	10,05	9,7	19,65	10,45	–95,52	–95,52
Проба № 3	10,05	9,7	12,35	9,50	–22,89	2,06
Проба № 4	10,05	9,7	16,75	12,80	–66,67	–31,96
Проба № 5	10,05	9,7	21,0	11,5	–108,96	–14,95
Проба № 6	10,05	9,7	17,0	8,55	–69,15	11,86

Таблиця 5

Результати визначення фітотоксичності ґрунтового покриву м. Вовчанськ на вищих рослинах *Hordeum vulgare L.*

Місце відбору	Довжина, мм				Зменшення довжини відносно контролю (А), %	
	Контроль (n=20), середнє арифметичне		Дослід (n=20), середнє арифметичне			
	Корені	Паростки	Корені	Паростки	Корені	Паростки
Проба № 1	35,15	32,7	40,2	30,9	–14,36	5,504
Проба № 2	35,15	32,7	37,05	32,2	–5,4	1,53
Проба № 3	35,15	32,7	50	42	–42,25	–28,44
Проба № 4	35,15	32,7	50,95	40,25	–44,95	–23,08
Проба № 5	35,15	32,7	50,40	36,3	–43,38	–11,009
Проба № 6	35,15	32,7	46,8	36,9	–33,14	–12,84

За результатами розрахунку сумарного показника забруднення ґрунтового покриву м. Вовчанськ було встановлено, що найвище значення забрудненості ґрунтів визначено для проби № 4 (34,649 мг/кг) – високий рівень, а найменший – для проби № 6 – 1,61 мг/кг, це слабкий рівень забруднення, зразки ґрунту № 1, № 2, № 3, № 5 також відносяться до слабкого рівня забруднення.

За результатами проведеного біотестування на вищих рослинах було надано таку токсикологічну оцінку ґрунтового покриву міста Вовчанськ (табл. 4, 5).

Із табл. 4 видно, що зменшення довжини коренів у досліді відносно контролю (%) має від'ємні значення по всіх досліджуваних ґрунтах. Такі результати показують, що ґрунти не мають фітотоксичних властивостей.

За результатами експериментів із використанням тест-об'єкта *Hordeum vulgare L.* визначено, що ґрунт не має фітотоксичних властивостей.

Головні висновки. Хімічний аналіз ґрунтового покриву на території впливу ПрАТ «Вовчанський агрегатний завод» показав, що у відібраних зразках ґрунту не встановлено перевищення встановлених гранично допустимих концентрацій речовин. За допомогою тест-об'єктів *Raphanus sativus L ma Hordeum vulgare L.* токсичних властивостей ґрунтів не виявлено. Отже, як висновок можна зазначити, що підприємство «ПрАТ «Вовчанський агрегатний завод» не чинить негативного впливу на ґрунтовий покрив у межах м. Вовчанськ, але необхідно проводити постійний моніторинг стану ґрунтового покриву для виявлення можливого забруднення.

Література

1. Балюк С.А., Фатєєв А.І., Мірошниченко М.М. Проведення грунтовогеохімічного обстеження урбанізованих територій. Харків : ННЦ «ІГА ім. О.Н. Соколовського» УААН, 2004. 62 с.
2. Сараненко І.І. Біогеохімічні аномалії накопичення важких металів у ґрунтах промислових центрів (на прикладі м. Кременчука). *Ґрунтознавство*. 2005. Т. 6. № 1–2. С. 62–66.
3. Григорчук І.Д. Використання рослинних біоіндикаторів для оцінки токсичності ґрунтів на території м. Кам'янця-Подільського. *Науковий вісник Чернівецького університету. Серія «Біологія (Біологічні системи)»*. 2016. Т. 8. Вип. 2. С. 212–218.
4. Мониторинг экологического состояния городской почвы промзоны методами биодиагностики / Т.В. Бардіна и др. *Живые и биокостные системы*. 2017. № 21. С. 1–15.
5. Довгопола К.А. Екологічна оцінка вмісту важких металів у ґрунті та Trifolium pratense L. *Проблеми екологічної біотехнології*. 2016. № 1. С. 1–7.
6. Валерко Р.А. Особливості біотестування антропогенно забруднених ґрунтів з метою їх екотоксичної оцінки. *Вісник ХНАУ*. 2013. № 2. С. 263–266.
7. Охорона природи. Ґрунти. Загальні вимоги до відбору проб : ГОСТ 17. 4. 3. 01-83 (СТ СЭВ 3847-82). Чинний від 1983-21-12. Москва : Державний комітет СРСР, 1983. 7 с.
8. Охорона природи. Ґрунти. Методи відбору та підготовки проб для хімічного, бактеріологічного, гельмінтологічного аналізу : ГОСТ 17. 4. 4. 02 – 84 . Чинний від 1984-10-02. Москва : Державний комітет СРСР, 1984. 9 с.
9. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук кадмію в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з pH 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770.3:2007. Чинний від 2009-01-01. Київ : Технічний комітет стандартизації «Ґрунтознавство», 2007. 8 с.
10. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук міді в ґрунті в буферній амонійно-ацетатній витяжці з pH 4,8 методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770. 6:2007. Чинний від 2009-01-01. Київ : Міністерство аграрної політики та продовольства України, 2007. 10 с.
11. Якість ґрунту. Визначення вмісту рухомих сполук цинку в ґрунті в буферній амонійно – ацетатній витяжці з pH 4,8 методом атомно – абсорбційної спектрофотометрії : ДСТУ 4770. 2:2007. Чинний від 2009-01-01. Київ : Технічний комітет стандартизації «Ґрунтознавство», 2007. 6 с.
12. Якість ґрунту. Визначення pH (ISO 10390:2005, IDT) : ДСТУ ISO 10390:2007. Чинний від 2009-01-10. Київ : Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О.Н. Соколовського Української академії аграрних наук, 2007. 8 с.
13. Крайнюкова А.М., Чистякова О.О., Шаніна О.С. Методика визначення токсичності ґрунтів на вищих рослинах. Київ, 1997. 17 с.

УДК 665.766.4+504.4.054
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-14

ЗАКОНОМІРНОСТІ ЗАБРУДНЕННЯ ПРИРОДНИХ ВОД ФЕНОЛАМИ В РАЙОНАХ НАФТОВИДОБУТКУ

Романюк О.І.[1], Шевчик Л.З.[1], Жак Т.В.[1], Боруцька Ю.З.[2], Сахнюк І.І.[3], Ощаповський І.В.[4], Жак О.В.[4]
[1]Інститут фізико-органічної хімії і вуглехімії імені Л.М. Литвиненка
Національної академії наук України
вул. Наукова, 3а, 79053, м. Львів
[2]Екологічний коледж Львівського національного аграрного університету
вул. Замарстинівська, 167, 79068, м. Львів
[3]Інститут геології і геохімії горючих копалин
Національної академії наук України
вул. Наукова, 3а, 79053, м. Львів
[4]Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Кирила і Мефодія, 6, 79005, м. Львів

Проведено кількісну оцінку можливого переходу фенолів у водне середовище за нафтового забруднення та здатності забрудненої фенолами води до самоочищення. Встановлено, що під час контакту води з нафтою чи нафтовмісними породами у водну фазу з легкістю потрапляють феноли. Насичення відбувається за 5 хвилин у динамічних або за 14 днів у статичних умовах. Чим вище об'ємне співвідношення нафта : вода, тим більше фенолів потрапляє у водну фазу. За об'ємного співвідношення 10 : 20 000 досягається верхня межа переходу фенолів у воду, з 1 мл нафти вилучається до 16 мкг фенолу. У воді феноли швидко розкладаються на світлі, і цей процес досягає свого максимуму на 7–14 день залежно від початкової концентрації забруднювача. Ґрунти, у разі просочування крізь них забрудненої води, сорбують феноли і нафту, зменшуючи концентрацію забруднювача на 40% та 95% відповідно. *Ключові слова:* фенол, нафта, забруднення води, забруднення ґрунту, очищення води.

Закономерности загрязнения природных вод фенолами в районах нефтедобычи. Романюк О.И., Шевчик Л.З., Жак Т.В., Боруцкая Ю.З., Сахнюк И.И., Ощаповский И.В., Жак О.В. Проведена количественная оценка возможного перехода фенолов в водную среду при нефтяном загрязнении и способности загрязненной фенолами воды к самоочищению. Установлено, что при контакте воды с нефтью или нефтесодержащими породами в водную фазу с легкостью попадают фенолы. Насыщение происходит через 5 минут в динамических или 14 дней в статических условиях. Чем выше объемное соотношение нефть : вода, тем больше фенолов попадает в водную фазу. При объемном соотношении 10 : 20 000 из 1 мл нефти изымается до 16 мкг фенола. В воде фенолы быстро разлагаются на свету, этот процесс достигает своего максимума на 7–14 день в зависимости от начальной концентрации загрязнителя. Почвы, при просачивании сквозь них загрязненной воды, сорбируют фенолы и нефть, уменьшая концентрацию загрязнителя на 40% и 95%, соответственно. *Ключевые слова:* фенол, нефть, загрязнение воды, загрязнение почвы, очищение воды.

The regularities of pollution of natural waters by phenols in oil extraction areas. Romaniuk O., Shevchyk L., Zhak T., Borutska Y., Sahnyuk I., Oshchapovsky I., Zhak O. The quantitative assessment of possible transition of phenols into water environment in course of oil pollution and self-cleaning ability of phenol-polluted water was carried out. It was established that phenols easily get to water phase on its contact with oil or oil-containing rocks. Saturation occurs in 5 minutes under dynamic conditions or in 14 days under static conditions. The higher is oil: water volumetric ratio, the more phenols are transferred into the aqueous phase. At the volumetric ratio 10 : 20 000 about 16 mkg of phenol is extracted from 1 ml of oil. Phenols quickly decompose in water environment under illumination and this process reaches its maximum in 7–14 days depending on the initial concentration of the pollutant. The soils, through which contaminated water passed, absorbed phenols and oil, reducing the concentration of pollutants by 40% and 95% respectively. *Key words:* phenol, oil, water pollution, soil contamination, purification of water.

Значна кількість органічних сполук потрапляють у довкілля у процесі техногенезу, зокрема під час освоєння нафтових ресурсів. Гідросфера, як одна з ланок довкілля, не лише потерпає від забруднення, але й унаслідок своєї динамічності сприяє його розповсюдженню. Широкий спектр природних сполук, що беруть участь у формуванні органічного тла гідросфери, ускладнює чітку ідентифікацію привнесе-

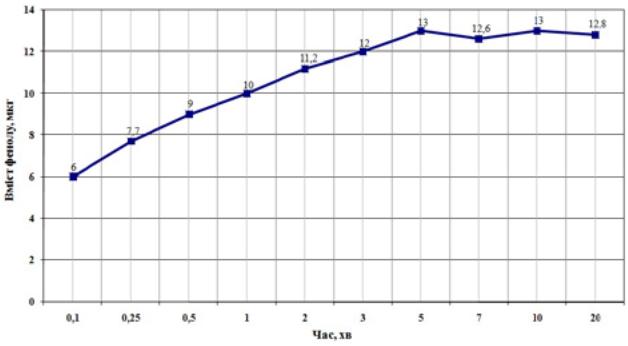


Рис. 1. Надходження фенолів у водну фазу в динамічних умовах залежно від часу контакту нафти з водою. Співвідношення нафта : вода = 10:100. Температура 20 ºС

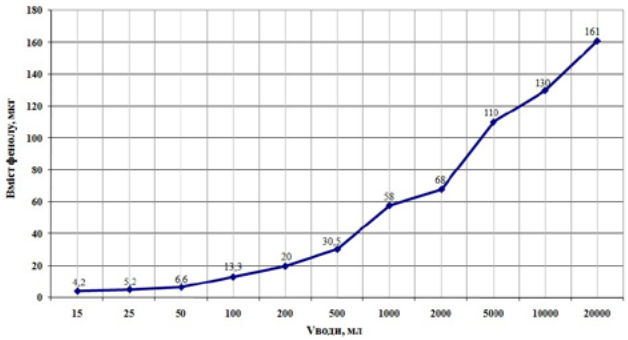


Рис. 2. Надходження фенолів у водну фазу в динамічних умовах залежно від початкового об'ємного співвідношення нафта : вода = 10 : (15 ÷ 20 000). Температура 20 ºС

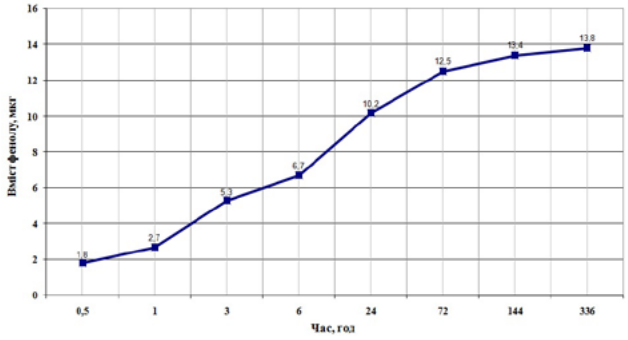


Рис. 3. Надходження фенолів у водну фазу у статичних умовах залежно від часу контакту нафти з водою. Співвідношення нафта : вода = 10 : 100. Температура 20 ºС

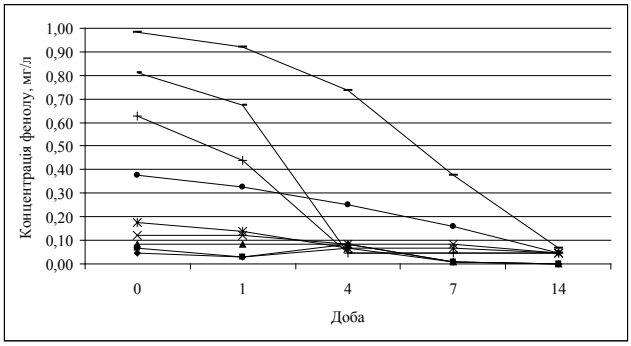


Рис. 4. Часова зміна концентрації фенолу у воді за температури 20 ºС

ного органічного забруднення, яке досить швидко трансформується і перерозподіляється завдяки багатьом чинникам.

Під час пошуків, розвідці та розробці родовищ нафти і газу різко збільшується відсоток потрапляння в навколишнє середовище широкого спектра органічних сполук, зокрема фенолів.

Фенольні сполуки за поширенням у біосфері й екологічною небезпекою посідають третє місце після важких металів і нафтопродуктів. Це зумовлено їхніми специфічними фізико-хімічними властивостями, а саме доброю розчинністю як у водній, так і в органічній фазі, низьким тиском парів та високою реакційною здатністю [7].

У природних умовах феноли утворюються під час біохімічного розкладу органічних речовин ґрунту, вимиваючись потім у гідрологічну систему ґрунтовими водами. Походження фенолів у підземних водах у разі нафтового забруднення раніше найчастіше пов'язували із процесами окиснення ароматичних вуглеводнів [11]. Однак така думка суперечила твердженню про стійкість бензольного кільця до окиснення, яке можливе лише за високих температур і тисків, нехарактерних для природних умов. Тому деякі дослідники походження фенолів у водах пояснювали розщепленням більш складних кисневмісних сполук смолистих компонентів нафти, у складі яких наявні гідроксильні і карбонільні групи [12].

У роботі Гольцмана вперше встановлено наявність похідних фенолів у фракціях бориславської нафти – до 25% арилоксипохідних. Експерименти В. Колодія і О. Штогрин [2] щодо взаємодії нафти і води підтвердили можливість трансформації фенолів із нафти: від слідів до 8 мг/дм^3. Незважаючи на значний об'єм досліджень із вивчення водорозчинних органічних речовин нафтовидобувних районів [1; 8; 10], чітких критеріїв виділення нафтової складової частини органічного забруднення природних вод на даний час не розроблено. Лише зазначено, що під дією нафтових покладів природні води можуть збагачуватися низкою специфічних органічних сполук, серед яких феноли [4; 6]. Мінімізація надходження фенолів у водне середовище в разі нафтового забруднення, вивчення процесів їхнього природного знешкодження є актуальною проблемою сьогодення.

Мета роботи – кількісна оцінка можливого переходу фенолів у водне середовище в разі нафтового забруднення та здатності забрудненої фенолами води до самоочищення.

Методика досліджень. Феноли у воді визначали колориметрично (530 нм) із *п*-нітроаніліном, після відгонки летких фенолів із проби води й екстракції органічної речовини н-бутанолом [3]. Визначення нафтопродуктів у воді проводили шляхом екстракції нафтопродуктів із води тетрахлоридом вуглецю з наступним ІЧ-спектрофотометричним визначенням [3]. Фітотоксичність ґрунту та води визначали за допомогою тест-об'єкта льону звичайного (*Linum*

usitatissimum L.) [5; 9]. Наважку ґрунту 20 г поміщали в чашки Петрі, зволожували 10 мл води (до вологості 33,3%), розкладали насіння тест-об'єкта (20 штук). Для визначення фітотоксичності води, забрудненої фенолами, у чашки Петрі поміщали фільтрувальний папір, який змочували 2 мл води, яку аналізували. Висаджували насіння льону звичайного, прикривали ще одним фільтрувальним папером, змоченим 2 мл вихідного розчину. В обидвох варіантах чашки Петрі закривали і поміщали в термостат за температури +24 °С для проростання насіння. На 5 добу визначали схожість, довжину кореня та висоту пагона.

Виклад основного матеріалу. Проведено експериментальне моделювання системах «нафта – вода», «порода – вода», досліджено поведінку фенолів у цих системах. Експерименти проводили з використанням природної води р. Стрий, відібраної неподалік Гірненського водозабору, та нафти з Бориславського нафтового родовища.

На першому етапі досліджень визначали час, необхідний для максимального переходу фенолів із нафтової фази у водну. Встановлено, що за об'ємного співвідношення нафта : вода = 10 : 100 в динамічних умовах (струшування) уже в перші секунди відбувається перехід фенолів у воду (рис. 1). Для досягнення системою рівноваги в динамічних умовах достатньо 5 хвилин, за цей час у воду переходить до 1,3 мкг фенолу з 1 мл нафти.

Визначали, як об'ємне співвідношення нафта : вода впливатиме на вилучення розчинних фенольних сполук із нафти в динамічних умовах за оптимального часу контакту двох фаз (5 хвилин). Для цього однаковий об'єм нафти змішували з різними об'ємами води, струшували 5 хвилин, після розділення фаз визначали вміст фенолів у воді. Результат засвідчив, що за спввідношення нафта : вода = 10 : 20 000 з 1 мл нафти вилучається до 16 мкг фенолу (рис. 2), що досягає верхньої межі трансформації фенолів із нафти [2]. За подальшого збільшення співвідношення нафта : вода вилучення залишається таким же.

Щоби простежити динаміку надходження фенолів із нафтової фази у водну у статичних умовах, витримували суміш нафти з водою протягом 30 днів, періодично визначаючи вміст фенолів у водній фазі (рис. 3). Встановлено, що в статичних умовах системі необхідно 14 днів для досягнення рівноваги. З 1 мл нафти вилучається до 1,3 мкг фенолів за початкового об'ємного співвідношення нафта : вода = 10 : 100.

Досліджено також надходження фенолів у водну фазу в системі «порода – вода». Встановлено, що з 10-ти грамів нафтоматеринських бітумінозних аргілітів менілітової світи, фракція 0,5–1 мм, через 1 годину у водну фазу переходить до 13 мкг фенолів.

Отже, завдяки добрій розчинності феноли легко потрапляють у водну фазу під час контакту води з нафтою чи нафтовмісними породами. Достатньо 5 хвилин контакту в динамічних умовах або 14 днів у статичних для максимального переходу фенолів у воду. Чим вище об'ємне співвідношення нафта : вода, тим більше фенолів потрапляє у водну фазу. За об'ємного співвідношення 10 : 20 000 система досягає верхньої межі трансформації фенолів із нафти, з 1 мл нафти вилучається до 16 мкг фенолу.

Наступним етапом досліджень було оцінювання здатності забрудненої фенолами води до самоочищення. Досліджували воду, забруднену фенолами: 0,03; 0,05; 0,07; 0,1; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8; 1,0 мг/л, яку витримували у відкритих ємностях на світлі в лабораторних умовах за 20 ºС, періодично визначаючи концентрацію забруднювача. Встановлено, що вже в перші дні відбувається значне зменшення концентрації фенолів (рис. 4), які досягають своїх мінімальних значень на 7–14 добу залежно від початкової концентрації.

Однак важливо зазначити, що в умовах постійного контакту нафти з водою відбувається «підживлення» води новими порціями фенолу з нафти, що нівелює процеси природного розкладання фенолів. Тому заходи з очищення води від фенолів насамперед мають включати ліквідацію та запобігання міграції нафти у водне середовище та видалення тієї частини нафти, яка вже встигла потрапити у воду. У разі усунення контакту нафти з водою вода «самоочищується» від фенолів за 2 тижні.

Досліджували також потенційну можливість самоочищення або проникнення забруднення в більш глибокі горизонти за фільтрації води через шар ґрунту. Для цього проведено модельні дослідження з водою, забрудненою фенолами в кількості 0,001 г/л;

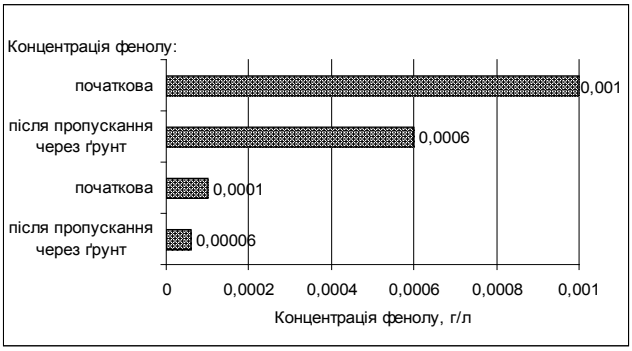


Рис. 5. Зміна концентрації фенолу у воді після пропускання через ґрунт за різного початкового забруднення (0,001 г/л та 0,0001 г/л)

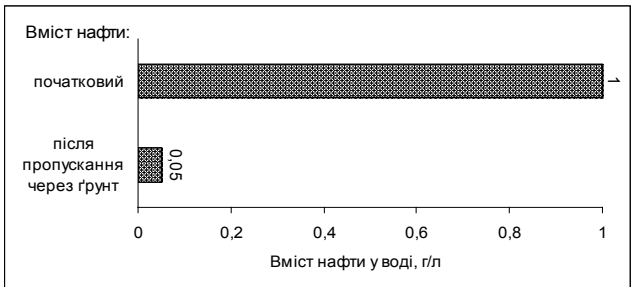


Рис. 6 . Зміна кількості нафти у воді після пропускання через ґрунт. Початковий вміст нафти у воді – 1 г/л

0,0001 г/л, а також нафтою в кількості 1 г/л (рис. 5, 6). Встановлено, що ступінь очищення води від фенолів за швидкості фільтрації через ґрунт 0,35 мл/хв та масове співвідношення вода : ґрунт 5 : 1 становить 38–40% і не залежить від початкової концентрації фенолу в межах 0,001 г/л; 0,0001 г/л (рис. 5).

Ступінь очищення води від нафти сягає понад 95% (рис. 6), і очищення триває до моменту повного насичення зерен ґрунту забруднювачем. Однак такий ґрунт (забруднений нафтою) утрачає здатність до затримки фенолів унаслідок набутої гідрофобності, а також стає джерелом вторинного забруднення вод, що фільтруються через нього.

Для підтвердження факту очищення від фенолів та нафти води, що фільтрувалася через ґрунт, нами проведено не лише аналітичні, але й екотоксикологічні дослідження. Так, проведено оцінку фітотоксичності вихідної забрудненої води; води, що профільтрувалася через ґрунт; вихідного ґрунту; ґрунту, через який фільтрувалася забруднена вода. Відносна висота пагона та довжина кореня тест-об'єкта, вирощеного на воді, що пройшла через ґрунтовий фільтр, зросла на 30% (рис. 7), що свідчить про зменшення токсичності води в 1,4 рази після її фільтрації через ґрунт.

Ґрунт сорбує нафту з води і стає токсичним, що підтверджують результати досліджень його фітотоксичності до і після пропускання через нього нафтозабрудненої води (рис. 8).

Проведено дослідження токсичності води, забрудненої фенолами, після проходження через «ґрунтовий фільтр» (рис. 9). Токсичність забрудненої фенолом води зменшується в 1,2 рази після її фільтрації через ґрунт. Водночас ґрунт, через який фільтрували воду, набуває токсичності внаслідок сорбції фенолу (рис. 10). Така закономірність спостерігається для концентрацій: 0,001; 0,0001 г/л.

Головні висновки. Під час контакту води з нафтою чи нафтовмісними породами у водну фазу з легкістю потрапляють феноли. Насичення відбувається за 5 хвилин у динамічних або за 14 днів у статичних умовах. Чим вище об'ємне співвідношення нафта : вода, тим більше фенолів потрапляє у водну фазу. За об'ємного співвідношення 1 : 2000

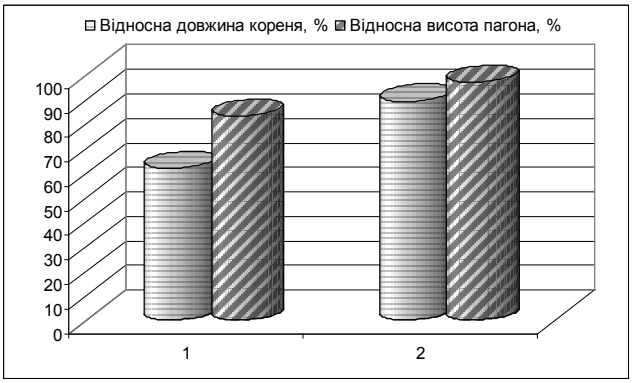


Рис. 7. Зміна фітотоксичності нафтозабрудненої води після проходження через ґрунт. Ростові показники тест-об'єкта Linum usitatissimum L., вирощеного на: 1 – воді, забрудненій нафтою, 1 г/л, 2 – нафтозабрудненій воді після пропускання через ґрунт

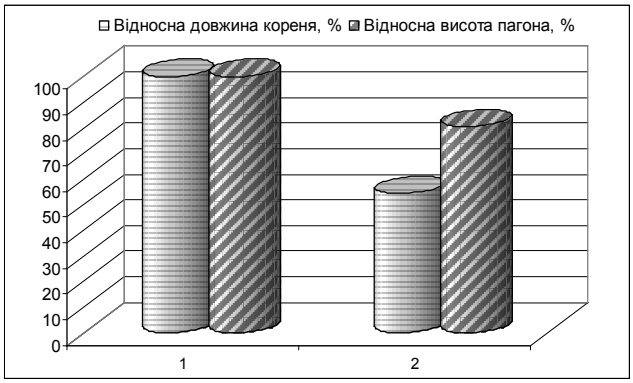


Рис. 8. Зміна фітотоксичності ґрунту після пропускання через нього нафтозабрудненої води. Ростові показники тест-об'єкта Linum usitatissimum L. для: 1 – незабрудненого ґрунту, 2 – ґрунту, через який пропускали забруднену нафтою воду (1 г/л)

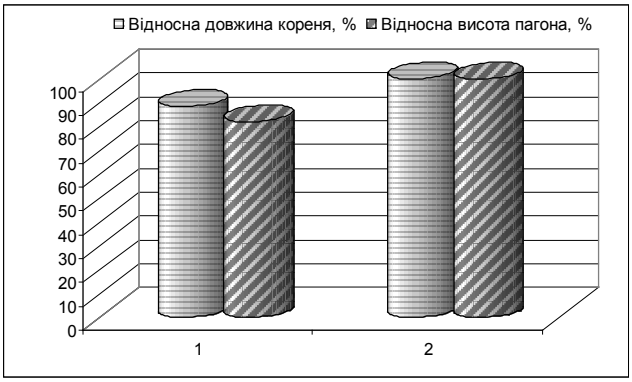


Рис. 9. Зміна фітотоксичності забрудненої фенолом (0,001 г/л) води після пропускання через ґрунт. Ростові показники тест-об'єкта Linum usitatissimum L., вирощеного на: 1 – воді, забрудненій фенолом, 2 – воді після пропускання через ґрунт

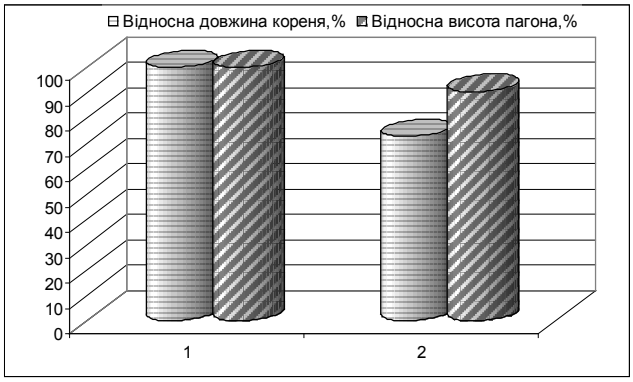


Рис. 10. Зміна фітотоксичності ґрунту після пропускання забрудненої фенолом води (0,001 г/л). Ростові показники тест-об'єкта Linum usitatissimum L., вирощеного на: 1– незабрудненому ґрунті, 2 – ґрунті після пропускання забрудненої фенолом води

досягається верхня межа переходу фенолів у воду, з 1 мл нафти вилучається до 16 мкг фенолу.

У воді феноли швидко розкладаються на світлі, і цей процес досягає свого максимуму на 7–14 день залежно від початкової концентрації забруднювача. Ґрунти, за просочування крізь них забрудненої води, сорбують феноли і нафту, зменшуючи концентрацію забруднювача на 40% та 95% відповідно.

Література

1. Елин Е. Геоэкологическая роль фенольных соединений в Тюменском нефтегазовом регионе. Исследования эколого-географических проблем природопользования для обеспечения территориальной организации и устойчивости развития нефтегазовых регионов России: теория, методы и практика. Нижневартовск, 2000. С. 162–166.
2. Колодий В., Штогрин О. Органические вещества в подземных водах Крымско-Причерноморской нефтегазоносной области и их поисковое значение. Киев : Наукова думка, 1982. 267 с.
3. Лурье Ю., Рыбникова А. Химический анализ производственных сточных вод. Москва : Химия, 1974. 336 с.
4. Путилина В. Миграция загрязняющих органических соединений в подземные воды. *Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология.* 2003. № 4. С. 309–317.
5. Методика екологічного оцінювання нафтозабруднених ґрунтів / О. Романюк та ін. *Вісник Дніпропетровського університету.* Біологія, екологія. 2016. № 24 (2). С. 264–269.
6. Чому риба пахне гасом?.. (Поширення нафтопродуктів і фенолів у поверхневих водах басейну річки Стрий) / М. Спринський та ін. *Зелені Карпати.* 2008. № № 1–2 (27–28). С. 27–35.
7. Харлампович Г., Чуркин Ю. Фенолы. Москва : Химия, 1974. 376 с.
8. Ходжакулиев Я., Суббота М., Абрамова О. Водорастворенное органическое вещество и его нефтегазопоисковое значение: статистика. Ашхабад, 1972. 203 с.
9. Шевчик Л., Романюк О. Дослідження деяких закономірностей впливу нафти на початкові ростові параметри рослинних тест-об'єктів. *Вісник Львівського університету.* Серія «Біологічна». 2014. Вип. 67. С. 129–137.
10. Edwards N. T. Policyclic aromatic hydrocarbons (PAH's) in the terrestrial environment are view. *Journal of Environmental Anality.* 1983. Vol. 12. № 4. P. 427–441.
11. Licha T. Short chained alkylphenols (SCAP) in groundwater. Chemical Analysis, Adsorption Mechanism and Field Cases. Ph. D. Thesis, Friedrich Schiller University of Jena. 2002. 87 p.
12. The effect of oil-water-rock partitioning on the occurence of alkylphenols in petroleum systems / P. Taylor et al. *Geochimica et Cosmochimica Acta.* 1997. № 61 (9). P. 1899–1910.

UDC [631.417.2+631.416.9]: 631.442.3
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-15

LOCALIZATION OF BIOGUMUS AND MINERAL COMPOUNDS IN DRUGS OF DIFFERENT SPECIES

Shevchuk T.[1], Zavoloka G.[2]
[1]Vinnitsa National Agrarian University
st. Sonyachna, 3, 21000, m. Vinnitsya
[2]Vinnitsa branch of the State Forest Enterprise "State Crop Protection"
st. Michurina, 3, 23227, v. Agronomichne, Vinnitsa region
tatjana.melnikova@ukr.net

The article presents the results of experimental studies of biochemical composition and properties of silts of different species. The localization of humus, organic matter and individual minerals in silt of different species depending on depth of occurrence has been investigated. For analysis, biogenic, clastogenic and mixed silt reservoirs of Vinnitsa region were used. It has been experimentally proved that silts of different species differ significantly in the content of dry matter, humus, individual macro- and trace elements, moisture and acidity, depending on the depth of occurrence. *Key words:* silts, species and species, chemical composition, physical and chemical properties.

Локалізація біогумусу і мінеральних сполук у донних відкладеннях різних видів. Шевчук Т.В., Заволока Г.І. Стаття присвячена вивченню відмінностей у концентрації органічної речовини, гумусу, окремих мінеральних речовин у донних відкладеннях різного виду залежно від глибини залягання, а також після піврічного зберігання озерного мулу в нативних умовах. Експериментально встановлено, що найбільшу кількість гумусу містили змішані водоростеві відкладення. У зразках глинистих донних відкладень донного шару виявлено на 0,18% менше гумусу порівняно із шаром мулу на відстані 3 м від берега та на 0,92% порівняно із придонним шаром. За вмістом органічної речовини та загального азоту зразки змішано-водоростевого сапропелю переважали аналогів незалежно від місця залягання. Найбільше органіки містили зразки змішано водоростевого сапропелю придонних зрізів. Аналогічна тенденція зберігалася в динаміці масової частки загального азоту. Найбільше золи виявилося в донних пробах глинистих донних відкладеннях (96,7% проти 94,8% – у змішано-водоростевих та 96,5% – у органічно-піщаних), а найменше – у змішаних водоростевих донних відкладеннях берегової лінії – 86,9%. Під час вивчення вмісту металів у піщаному сапропелі встановлено, що за вмістом міді зразки донного зрізу перевищували навіть зразки поверхневого шару (різниця становила 0,6%). Масова частка марганцю в піщаних донних відкладеннях знижувалася залежно від місця залягання, від берегової лінії до придонного шару, а найменше – у зразках донного зрізу. Різниця становила 3,7% ($p < 0,001$). Солі цинку, навпаки, накопичувалися в донних відкладеннях, а в сухій речовині мулу берегової лінії та донного зрізу відрізнялися на 1,78% ($p < 0,001$). Крім того, неоднаковими виявилися і властивості гуматів відповідних важких металів щодо дисоціації, гідролізу та розчинення, отже, евакуації водою із сапропелів. Після зберігання озерний мул вказаного виду ущільнився, змінив забарвлення, набув специфічного, не властивого свіжому сапропелю, запаху, pH становила 6,8 одиниць. За конвекції та дифузного випаровування частина вологи звітрилася. Вміст у сухій речовині органічної, гумусу, азоту, фосфору та калію, відповідно, зріс. Отже, вид, залягання та піврічна витримка в нативних умовах донного відкладення визначає його хімічний склад і властивості. Перспективи подальшого розвитку в цьому напрямі – вивчення хімічних змін у донних відкладеннях різного виду після річного зберігання у природних умовах, з герметизацією або без. *Ключові слова*: донні відкладення (сапропелі), типи і види, хімічний склад, фізико-хімічні властивості.

Локализация биогумуса и минеральных соединений в донных отложениях различных видов. Шевчук Т.В., Заволока Г.И. В статье представлены результаты экспериментальных исследований биохимического состава и свойств сапропелей различных видов. Исследована локализация гумуса, органического вещества и отдельных минералов в сапропелях различных видов в зависимости от глубины залегания. Для анализа были использованы биогенный, кластогенный и смешанный озерный ил водоемов Винницкого района. Экспериментально доказано, что сапропели различных видов существенно отличаются по содержанию сухого вещества, гумуса, отдельных макро- и микроэлементов, показателям влажности и кислотности в зависимости от глубины залегания. *Ключевые слова:* сапропели, типы и виды, химический состав, физико-химические свойства.

Vinnitsa region has large water resources. Its territory is located in the basins of three major rivers of Ukraine – the Southern Bug, the Dniester and the Dnieper, with pools of 62, 28 and 10% respectively. The advantage of the terrain contributed to the emergence of a large number of watercourses and the creation of artificial reservoirs. As you know, for the tributary of the Southern Bug is characterized by a slight inclination of the canal, the tributaries of the Dniester have thresholds. The rivers feed on rain (48%), snow (25%) and underground water (27%). Water mineralization of calcium bicarbonate. In total on the territory of the oblast flows 3,6 thousand rivers and streams, with a large number of artificial reservoirs – reservoirs and ponds. In particular, the number

of reservoirs in Vinnitsa region ranks first in Ukraine. In addition, 4.8 thousand artificial reservoirs were built in Vinnitsa oblast: 52 reservoirs with a total area of over 9,6 thousand hectares and 4845 reservoirs occupying 24,1 thousand hectares [1].

The total area of land of the water fund of the Vinnitsa region, according to expert estimates, is more than 114 thousand hectares, including land occupied by water – 41 thousand hectares, hydro technical structures – 2 thousand hectares, open wetlands – 29 thousand hectares, coastal protective strips – 42 thousand hectares.

A very characteristic feature of the Southern Bug River basin, which distinguishes it from other major rivers, is a very large overregulation. More than 9,900 artificial reservoirs are created in the basin, their total volume is about 1,5 km^3, which is practically equal to the runoff in shallow waters (95% of supply). The pool has 9 755 ponds with a total capacity of 647 million cubic meters. M and the area of the water mirror 55,3 thousand hectares. The largest number of reservoirs was built in Vinnitsa (3 400), Cherkassy (2 183) and Kirovograd (2 174) areas.

Water resources of Vinnitsa region are considered one of the richest in Ukraine. However, their use and intensive development are not carried out. One of the promising directions of using resources in the water sector is the production of sapropel and river silt. From ancient times, bottom sediments of reservoirs were considered an effective fertilizer, a source of organic matter – humus and minerals. Sapropeli used in the national economy as mulch, raw material for chemical synthesis, feed products [1; 3].

An analysis of recent publications has shown that active use of river deposits is in Ukraine. According to a number of scientists [4; 8], on the territory of the Rivne region there are sapropels of practically all types, classes and species. The most common are organic clay – 1 940,7 thousand tons, organic glands – 1 949,8 thousand tons, organ sandstone – 1 732,4 thousand tons, clay-limestone – 1 019,9 thousand tons. Total reserves of the sapropel region, calculated on the basis of inventories of materials and amounted to 139 000 thousand UAH tons. At the same time, the balance is 8 381,3 thousand tons. Most lake deposits of Sapropel have reserves of more than 100 thousand tons and an area of up to 0,5 km^2. The depth of deposits in lakes is quite sufficient for industrial excavations, and the area is acceptable for the use of hydraulic engineering.

According to Yu. Penchuk [5], there are several enterprises in the production and processing of sapropel in Ukraine: “Volynprofos” (Volyn region), “Sapropelcenter” and “Dobrin” (Kyiv region). The total volume of extraction from different sources is from 120 to 200 thousand tons per year.

In the Vinnytsia region, in the urban-type village of Stryzhavka, the Vinnitsa region, samples of river silt, suitable for use as fertilizers, were selected during the purification of the Desenka River and coastal amenities. According to the director of the Department of Agrarian Development, Ecology and Natural Resources of the Vinnitsa State Administration M. Tkachuk, the sludge can be used as organic and mineral fertilizers. He showed high content of ash elements, and the acidity of the deposits was optimal for introduction into the soil [3].

In the Kherson region, in the reserve area of the Oleshkovsky Desert, in the experimental zone sapropel began to be used for the enrichment of sandy soils in the cultivation of the Crimean pine. According to V. Tyshchenko, the head of the regional department of forestry and hunting, the Crimean pine began to plant an experimental plot near the village of Nechaev on sapropel. Private plants offered sapropel and developed tree planting technology to preserve seedlings, soil moisture delays, humus of sand and available minerals [6].

As noted by a number of scientists [2; 7], river deposits can be used as organic fertilizers. The chemical composition of the sludge in each reservoir can vary considerably. It depends on many parameters: depth, flow rate and other characteristics. In dry matter in the middle bottom sediments contain about 2% nitrogen, 0,5% phosphorus and 0,4% potassium [9]. This exceeds the same indicators of cattle manure. It can be compared with siderites. It is an environmentally friendly product that does not reveal any harmful effects on the human body. Moreover, sludge deposits have the ability to attract harmful substances to themselves, thus purifying the soil and preventing them from getting into plants. One of its main advantages over the manure lies in the fact that the mule decomposes very rapidly in the soil and does not require long composting. In addition, it is an effective stimulant of growth, has a pronounced antiseptic and antimicrobial action, restores normal microflora of the soil. With silt, you can clean the soil from various bacteria, diseases and even pests. It does not have active weed seeds.

River deposits are added to any compost. It will help to disinfect even feces, which makes it possible to quickly obtain absolutely safe fertilizers [7; 11].

As scientists point out, the use of sapropel does not preclude the introduction of other types of mineral or organic fertilizers into the soil. The positive result from its use is much longer than the use of humus, and is up to 10–12 years. And even in case of excessive introduction into the soil there are no negative consequences. In addition, river deposits can be used as compost for complex substances: sawdust or bark. It is ideal for heavy soil due to the high content of sand. According to the recommendations of some scientists [2; 10], sludge should not be used immediately, as soon as it is removed from the bottom. In order to make it as effective as possible, it should be kept for at least a year. During this time it is oxidized, from humic acids bind and remove the salts of heavy metals. In the future it should be used in sizes up to 3 kilograms per square meter of area. At the efficiency of 1 kg of river sediment is equivalent to 500 g of manure. However, the latter is used every 2 years,

and silt – not more than once every 6 years. The recommended rate of introduction of river silt in the sandy-clay soil is 8 kg / m^2, for loam – 4 kg.

In addition, the river mule is mixed with fallen leaves, weeds, vegetable and household waste. Particularly appreciated compost from river silt with chicken waste. It is recommended to add vegetable crops to the following compost: for beets and potatoes (8 kg per m^2), cabbage, carrots, cucumbers (3,5 kg per m^2), tomatoes (1,5 kg per m^2); Radish, onion (4,5 kg per m^2) [7; 11].

The analysis of recent publications and centuries-old experience shows the importance of bottom sediments and in fact silt. With mules, improving the quality of the soil, increasing its fertility, increasing the immunity of garden crops, accelerating their growth and development. The earth becomes free, breathable, keeps the moisture longer. The content of humus in the fertile soil layer and the activity of beneficial microflora increases, suppresses pathogenic microflora.

From sapropel, river silt differs not only in color, but also in percentage content of nutrients. So, in the latter only 20% of organic substances, and in sapropel – 97% [13]. However, many experts consider sapropel varieties of silt. The basic condition, which should correspond to sapropel, – it can not be extracted in reservoirs, where flows of large industrial enterprises take place. Admixtures of heavy metals, harmful and toxic substances can destroy the culture or be deposited in fruits and vegetables, causing irreparable damage to the human body.

Therefore, the study of the chemical composition, properties of sapropel has a great scientific and practical significance. In view of this, the purpose of our research was to study the differences in the concentration of organic matter, humus, individual minerals in sapropel of different species and species, depending on the depth of occurrence and the cut water, as well as after storage.

Material and methods of research. To achieve this goal, the following tasks were formed: to determine the type and type of bottom sediments (sapropels) in separate reservoirs (descents) of the Vinnitsa district; to select samples of lake mud of different species at several points of the fence (near the coast at the point of cutting water and at a distance of 3 m from it); to study different layers of bottom sediments (bottom sediments, bottom sediments) by chemical composition and properties. After removal, the samples were left in neutralization medium. Six months after storage, the content of dry matter, humus, heavy metals and acidity of sapropel was determined.

The chemical composition and properties of bottom sediments were determined according to the current norms: moisture content – according to GOST 13–85, pH – according to GOST 17979–88, mass fraction of organic matter – according to GOST 27980–88, mass fraction of ash – according to GOST 26714–85, mass the share of total nitrogen – according to DSTU 7169–2010, the mass fraction of total phosphorus – according to GOST 26717–85, the mass fraction of potassium – according to GOST 26718–85, the mass fraction of copper – according to DSTU 4770.6–2007, the mass fraction of manganese – according to DSTU 4770.1–2007, the mass fraction of zinc is DSTU 4770.2–2007.

The digital material was statistically processed for N. Plochinsky (1969). The resulting digital data was processed using MS EXEL 98 and Windowse, a statistically processed Student. The results were considered statistically significant at $p < 0,05$, $p < 0,01$, $p < 0,001$. In the table material of the work the following symbols were taken: $*p < 0,05$, $**p < 0,01$, $***p < 0,001$.

Research results. The most valuable part of bottom sediments is an organic substance, which is formed as a result of biochemical transformation of animal and plant residues. For example, dead plants subsequently form deposits of cellulose, hemicelluloses, low molecular weight carboxylic acids and their salts. Nitrogen-containing macromolecular compounds of plants and animals turn into non-protein compounds, in which amines, amino acids and their derivatives predominate. Nitrogen-containing heterocyclic of the bottom sediments are represented by humic acids. According to various data in the bottom sediments (lake, swamps or river mules), their concentration varies from 4% to 14%, and in sapropel – up to 50–60% [2; 13]. The value of humic acids is to create a specific metabolic environment and deposition of individual trace elements. Moving heavy metals, as noted by the council of authors, are not able to dissociate, most of them insoluble in water. Therefore, when the proportion of humus in the bottom sediments increases, their toxicity is reduced as organic fertilizers [8; 14].

Table 1 shows the localization and content of humus in lilies of various types of mules, depending on their place of origin. It has been experimentally established that the largest amount of humus contained a mixed deposition of algae. In addition, a general tendency to increase the humus compounds depending on the place of their occurrence (from the coastline to the lower layer) is established. However, samples of clay bottom sediments of the lower layer revealed 0,18% less humus than the silt layer at a distance of 3 m from the coast and 0,92% compared with the bottom layer.

In our opinion, a decrease in the amount of humus in the lower part of clay mud is due to mass sealing under the pressure of organic deposits and a decrease in the migration of nitrogen-containing compounds to heavy loam. Therefore, in the long run, when harvesting such lake mud, scientific recommendations should be followed: the amount of plowing floor should not exceed 10%.

Study of the biochemical composition of dry matter of bottom sediments has yielded mixed results. Thus, the content of organic substances and common samples of nitrogen, mixed with sapropel of algae, prevailed analogues, regardless of their place of origin. Most of the organic compounds contained samples of mixed algae of the sapropelic bottom. They contain 9,3% more organic matter compared to organo-sand and 14,5% – in com-

parison with clay bottom sediments. A similar trend was observed in the dynamics of the mass fraction of total nitrogen. In particular, the lower section of the mixed sapropel of algae had a higher concentration of nitrogen compared with organically sandy – by 0,12%, and compared with clay – by 0,24% on a dry matter basis.

It was found that most ash was found in bottom samples of clay deposits (96,7% vs. 94,8% in mixed algae and 96,5% in organic sand). The smallest number of ash elements was found in the mixed bottom sediments of the waterfall of the coastline – 86,9% on the basis of dry matter (Table 2).

The digital material in Table 2 indicates that the type and location of bottom sediments is determined by their ash composition.

When studying the content of metals in sandy sapropel, it was found that samples of the bottom cut exceeded even the samples of the surface layer by copper content (the difference was 0,6%). The mass fraction of manganese in the sandy sediments decreased, depending on the place of occurrence from the coastline to the bottom layer. Mineral salts of manganese were found in samples of the bottom cut. The difference was 3,7% ($p < 0,001$) (Table 3).

Table 1

Localization and content of humus in bottom sediments of different species, depending on their place of occurrence, *% in absolutely dry matter, n = 3, M ± m*

Location and depth of occurrence	Types of bottom sediments:		
	mixed sludge from algae	organic sandy bottom silt	argillaceous
Coastline	4,89 ± 1,85	3,15 ± 1,34	2,81 ± 0,33
Coastline (3 meters from the coast)	6,33 ± 0,05	4,05 ± 0,15	3,21 ± 0,18
Section at the bottom	8,56 ± 1,12	4,85 ± 0,03	3,95 ± 0,56
A layer of silt from below	12,58 ± 1,83*	6,18 ± 0,11*	3,03 ± 1,33

Table 2

Chemical composition and properties of sapropels of different species, depending on their place of occurrence, *% in absolutely dry matter*

Indexes	mixed sludge from algae				organic sandy bottom silt				argillaceous			
	Coastline	Coastline (3 meters from the coast)	Section at the bottom	A layer of silt from below	Coastline	Coastline (3 meters from the coast)	Section at the bottom	A layer of silt from below	Coastline	Coastline (3 meters from the coast)	Section at the bottom	A layer of silt from below
Mass fraction of organic matter	11,8	10,0	12,5	18,9	4,6	6,1	8,2	9,5	5,0	4,8	5,9	4,6
Mass fraction of ash	86,9	90,0	92,3	94,8	95,8	93,9	95,0	96,5	92,2	94,0	94,8	96,7
Mass fraction of nitrogen	0,19	0,21	0,24	0,36	0,19	0,14	0,18	0,24	0,13	0,12	0,14	0,12
Mass fraction of total phosphorus (P_2O_5)	0,30	0,26	0,38	0,49	0,18	0,13	0,15	0,25	0,35	0,30	0,75	1,05
Mass fraction of total potassium (K_2O)	1,05	1,75	1,50	1,48	0,50	0,60	0,52	0,68	2,3	2,56	3,58	4,25
A mass fraction of calcium (CaO)	0,69	0,64	0,45	0,91	2,05	0,62	1,25	2,85	6,15	6,25	8,0	10,3

Table 3

The content of heavy metals in sandy sapropel depending on the place of occurrence, *mg/kg of absolutely dry matter*

Mass fraction of metal:	Sample point:			
	Coastline	Coastline (3 meters from the coast)	Section at the bottom	A layer of silt from below
Copper	0,30 ± 0,002	0,20 ± 0,010***	0,28 ± 0,012	0,36 ± 0,009**
Manganese	18,75 ± 0,015	15,63 ± 0,030***	17,88 ± 0,005***	15,05 ± 0,006***
Zinc	1,56 ± 0,003	1,20 ± 0,009***	1,25 ± 0,050***	3,34 ± 0,010***

Zinc in the dry substance of the sapropel of the coastline and the lower section differed by 1,78% ($p < 0,001$). The revealed changes in the localization and levels of accumulation of some heavy metals in sandy deposits indicate the selective ability of humic acids to bind metals. In addition, the properties of humates of the corresponding heavy metals in terms of dissociation, hydrolysis and dissolution and, consequently, evaporation from sapropelic water were uneven.

Taking into account the recommendations of scientists concerning preparation of bottom sediments of lakes for exploitation, one type of slime (organic sand) lasted 180 days. Selected samples were evaluated organoleptically, chemical composition and acidity were determined. Experimentally it was discovered that after storage, the lake of dirt species was densified, the color changed, acquired a specific, not characteristic fresh sapropel, the smell. The acidity of such sapropel was 6.8 units. Due to convection and diffuse evaporation, the humidity was lower. The content of organic matter in the dry matter increased to 75,66 ± 1,032%, humus – to 25,9 ± 0,083%, nitrogen – 2,46 ± 0,050%, phosphorus – 0,21 ± 0,008%, potassium – 0,13 ± 0,002%.

Conclusions. The appearance and deposition of bottom sediment determines its chemical composition and properties. A regularity is established between the depth of occurrence and the content of organic matter, humus and nitrogen in lake mud. Most elements of ash are found in bottom sediments of clay type. The localization and dynamics of the content of heavy metals in the bottom sediments is uneven and depends on the depth of occurrence. After six months of storage, the chemical composition and properties of organically sandy deposits are changing.

Prospects for further development in this direction will be directed to studying changes in different types of deposits after annual storage in the natural environment, with or without consolidation. The content of organic matter, humus and dynamics of heavy metals in sapropel after storage was investigated. It will also be interesting to study changes in the composition and properties of sapropel for different methods of melioration.

References

1. Водні ресурси – БУВР Південний Буг. URL: http://www.buvr.vn.ua/2-buvr/5-vodni-resursi.
2. Ільїн Л. Озерні відклади. Екологічна енциклопедія : у 3 т. / за ред. А. Толстоухова (гол. ред.) та ін. Київ : ТОВ «Центр екологічної освіти та інформації», 2008. Т. 3 : О – Я. С. 17.
3. На Вінниччині річковий мул використовуватимуть як добриво. URL: https://superagronom.com/news/4262-na-vinnichchini-richkoviy-mul-vikoristovuvatimut-yak-dobrivo.
4. Пасічний М. Озерний сапропель рівненської області: особливості поширення та ресурси. *Науковий вісник Херсонського державного університету.* 2018. Вип. 9. С. 163–168.
5. Пенчук Ю. Сапропелеві поклади Придніпровської зони Переяслав-Хмельницького району. *Наукові праці НУХТ.* 2016. Т. 22. № 5. С. 33–39.
6. Річковий мул допоможе вижити деревам у пустелі. URL: http://www.golos.com.ua/article/302906.
7. Річковий мул як хороше добриво і його корисні властивості. URL: https://faqukr.ru/novini-ta-suspilstvo/59538-shho-take-richkovij-mul-osoblivosti-ta-korisni.html.
8. Топачевський И. Сапропели пресноводных водоемов Украины. *Геология и полезные ископаемые Мирового океана.* 2011. № 1. С. 66–72.
9. Genesis, composition, and properties of sapropel sediments. *INQUA 501 Seventh Plenary Meeting and Field Trip :* Conference, August 2011. DOI: 10.13140/RG.2.2.29059.40485.
10. Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elayig, Turkey) / H. Öymen et al. *Chemosphere*. 2004. Vol. 55. P. 401–408.
11. Stankevica K., Vincevica-Gaile Z., Klavins M. Freshwater sapropel (gyttja): its description, properties and opportunities of use in contemporary agriculture. *Agronomy Research.* 2016. № 14 (3). P. 929–947.
12. Stankevica Karina, Klavins Maris, Rutina Liga. Accumulation of Metals in Sapropel. *Material Science and Applied Chemistry.* 2012. № 26. P. 99–105.
13. Strus O. Study of sapropel extracts from Prybych natural deposits. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*. 2015. № 7 (6). P. 133–137.
14. The Study of Lacustrine Deposit (Sapropel) in Belarus. The Chemical Composition and Properties. *Journal of Japan Society on Water Environment.* № 18 (10). P. 745–754. DOI: 10.2965/jswe.18.745.

УДК 621.181.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-16

УСТАНОВКА ДЛЯ ОЧИСТКИ БАЛЛАСТНЫХ ВОД

Маслов И.З., Данилян А.Г., Тирон-Воробьёва Н.Б., Романовская О.Р., Бабак А.А.
Дунайский институт
Национального университета «Одесская морская академия»
ул. Фанагорийськая, 9, 68607, г. Измаил, Одесская обл.
igormslv@ukr.net, enginmarin@ukr.net, natasha_vorobyova@list.ru, formatirung@gmail.com,geshtern@mail.com

В статье изложены основные моменты-требования согласно нововведённой конвенции ИМО (англ. International Maritime Organization, IMO) (в частности, более «ужесточенное» требование D-2). По заданной конвенции (ссылаясь на основные правила и придерживаясь основных требований) авторами статьи приведена совершенно новая концепция по разработке установки для очистки балластных вод морских судов. Заданная концепция основана на нанотехнологических принципах усовершенствования очистного сооружения балластных вод. Надлежащим преимуществом является «би-включение» в предложенной установке, с одной стороны, мощного химического реагента, с другой же – высокотехнологичное конструктивное решение, позволяющее избежать глубокого «заражения» балластных вод от инвазивных чужеродных видов, в частности, также индикаторных микробов (токсикогенный вибрион холеры, кишечная палочка, кишечные энтерококки) как стандарт здоровья человека. *Ключевые слова:* очистка балластных вод, «би-включение».

Установка для очищення баластових вод. Маслов І.З., Данілян А.Г., Тірон-Воробйова Н.Б., Романовська О.Р., Бабак А.О. У статті викладено основні моменти-вимоги відповідно до нововведеної конвенції IMO (англ. International Maritime Organization, IMO) (зокрема, більш «жорстка» вимога D-2). За заданою конвенцією (посилаючись на основні правила та дотримуючись основних вимог) авторами статті приведено абсолютно нову концепцію з розроблення установки для очищення баластових вод морських суден. Задана концепція заснована на нанотехнологічних принципах удосконалення очисної споруди баластових вод. Належною перевагою є «бі-включення» у запропонованій установці, з одного боку, потужного хімічного реагенту, з іншого – високотехнологічне конструктивне рішення, що дозволяє уникнути глибокого «зараження» баластових вод інвазивними чужорідними видами, зокрема, також індикаторними бактеріями (токсикогенний вібріон холери, кишкова паличка, кишкові ентерококи) як стандарт здоров'я людини. *Ключові слова:* очистка баластних вод, «бі-включення».

Ballast water treatment plant. Maslov I.Z., Danilian A.H., Tiron-Vorobiova N.B., Romanovska O.R., Babak A.O. The article deals with the requirements in accordance with the new IMO convention (in particular, the stricter D-2 standard). Referring to the basic rules and adhering to the basic requirements for the given convention, the authors of the article present a completely new concept for the development of an installation for the treatment of ballast water of ships. The given concept is based on nanotechnological principles for improving the ballast water treatment plant. The advantage is the "bi-inclusion" in the proposed installation, on the one hand, of a powerful chemical reagent, and on the other hand, a high-tech constructive solution to avoid deep "contamination" of ballast water from invasive alien species, in particular, also indicator microbes (toxicogenic cholera vibrio, E. coli, intestinal enterococcus), as the standard of human health. *Key words:* ballast water purification, "bi-inclusion".

Постановка проблемы. 11 сентября 2017 года вступила в силу новая конвенция по очистке балластных вод морских судов. Большое количество судов, а это около 40 тыс. единиц, неспособны перейти к новым требованиям стандарта D-2, предыдущее освидетельствование проводилось в период с 8 сентября 2014 по 8 сентября 2017 года. Суда, прошедшие освидетельствование в указанный период, должны прийти к соответствию стандарта D-2 не позже второго освидетельствования. Сложности перехода сопряжены в основном с финансированием современных технологий переоборудования и покупки дорогостоящих очистных установок балластных вод. Это подтверждается заявлением Генерального секретаря международной палаты судоходства ICS Питера Хинчлиффа. Получение сертификата соответствия новым требованиям Международной конвенции о контроле судовых балластных вод, осадков и управления ними даст возможность значительно улучшить состояние вод Мирового океана от дальнейшего их «заражения» и прекращения распространения инвазивных водных видов, которые могут вызвать катастрофические последствия для местных экосистем, повлиять на биоразнообразие и привести к существенным экономическим потерям. Об этом заявляет Генеральный секретарь IMO Китак Лим. Целый ряд стран выступил с инициативой об отсрочке новых требований (Бразилия, Индия, Норвегия, острова Кука, Либерия, Великобритания), было предложено осуществить переоборудование в период с 2022 по 2024 годы [1].

Стандарт D-2 определяет ужесточение требований D-1 по основному показателю уничтожения жизнеспособных организмов в балластных водах. В каждом кубометре (1 м^3) обработанных балластных вод должно быть менее 10-ти жизнеспособных организмов, минимальный размер которых равен 50 микрометрам или более, и менее 10-ти жизнеспособных организмов на один миллилитр, минимальный размер которых менее 50 микрометров и равен 10-ти микрометрам или более, при этом сброс индикаторных микробов не превышает установленных концентраций. Индикаторные микробы как стандарт здоровья человека включают: токсикогенный вибрион холеры (O1 и O139) с менее чем 1 колониеобразующей единицей (кое) на 100 миллилитров или менее 1 кое на 1 грамм (сырого веса) образцов зоопланктона; кишечную палочку – менее 250 кое на 100 миллилитров; кишечные энтерококки – менее 100 кое на 100 миллилитров [2].

Актуальность исследования. Авторами данной статьи проведена определенная работа по изучению более современных технологий и инновационного

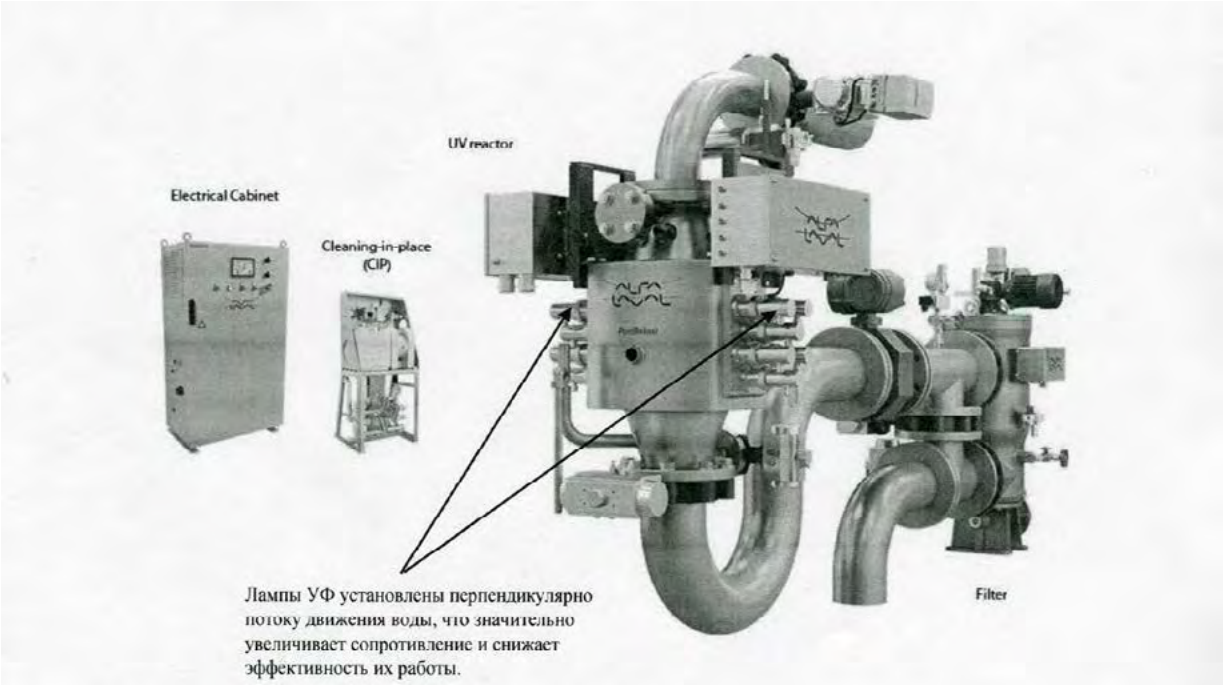


Рис. 1. Установка очистки балластных вод Alfa Laval – Pure Ballast 3.1

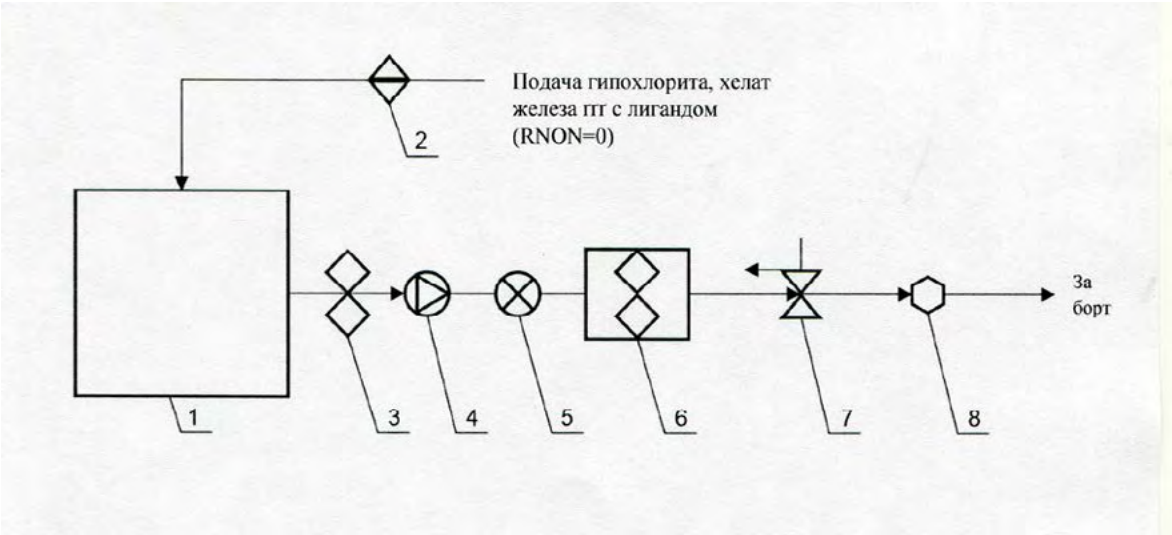


Рис. 2. Принципиальная схема авторского коллектива Дунайского института Национального университета «ОМА» очистки балластных вод согласно стандарту D-2

1 – балластный танк, 2 – дозатор реагентов, 3– фильтр грубой очистки, 4 – балластный насос, 5 – регулирующие устройство подачи балластных вод, 6 – общий блок реактора с лампами УФ, 7 – саморазгружающийся фильтр тонкой очистки балластных вод (рис. 4, наглядно), 8 – клинкет сброса балластных вод

оборудования, способного приблизиться к требованиям новых стандартов по очистке и обеззараживанию судовых балластных вод морских судов.

Связь авторского исследования с важными научными и практическими заданиями. В значительном многообразии очистных установок и их производителей, на наш взгляд, заслуживают особого внимания установки компаний:

− Elite Marine Ballast Water Treatment System Corp.;

− Alfa Laval – Pure Ballast 3.1.

Alfa Laval – Pure Ballast 3.1 – система третьего поколения, работающая по новейшей технологии обеззараживания балластных вод, и первая система, представленная на сертификацию в соответствии с обновлёнными требованиями G8.

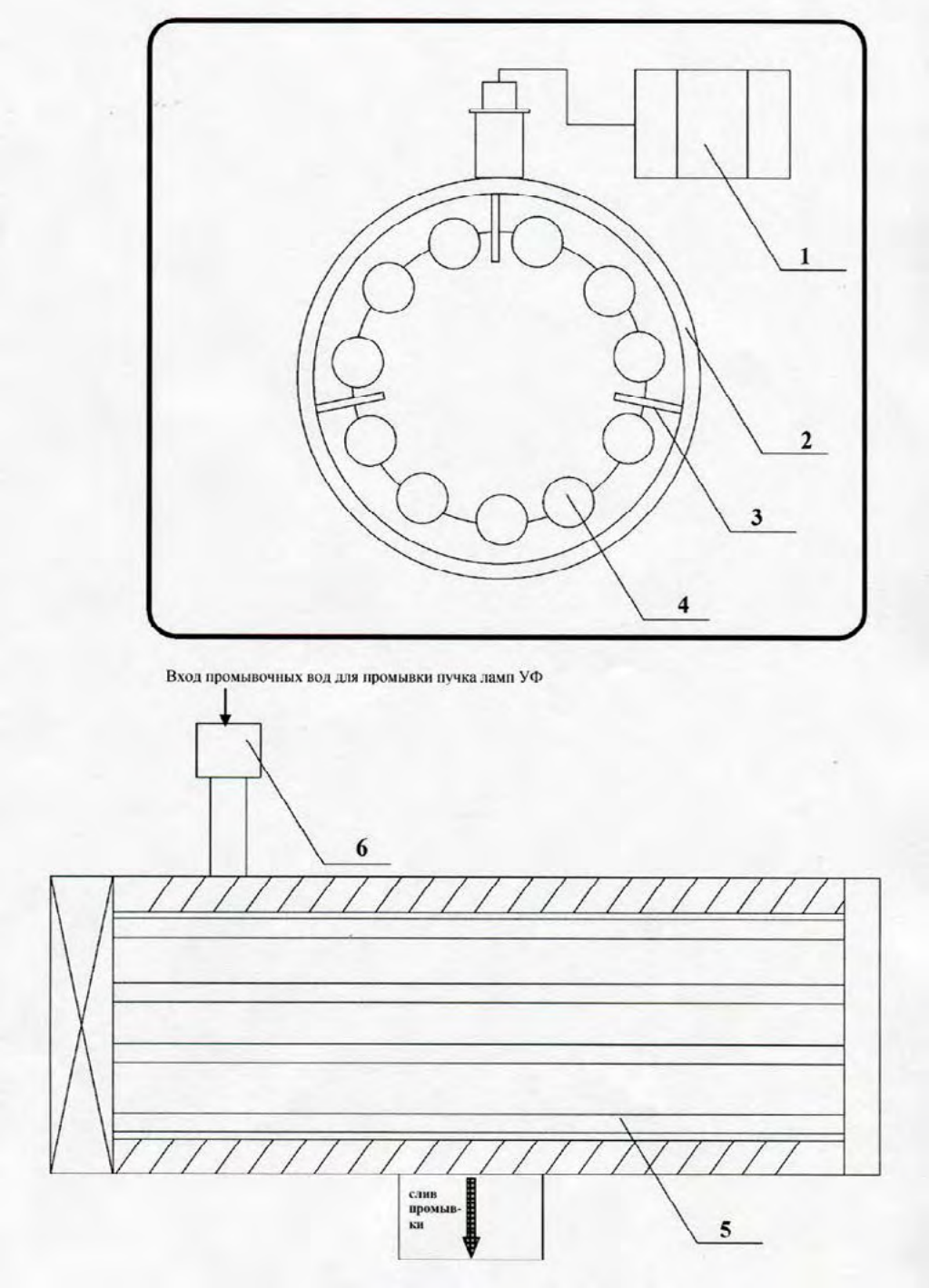


Рис. 3. Схема компоновки блока УФ для действенного уничтожения инвазий и патогенных штаммов

1 – блок контроля светового потока УФ излучения, 2 – корпус УФ блока ламп, 3 – крепление пучка ламп УФ, 4,5 – пучок ламп УФ, 6 – коллектор промывки пучка ламп УФ

Система не имеет себе равных в эффективности обеззараживания любой воды – пресной, морской или смешанного типа, способная довести производительность очистки балластных вод Q = 500–600 м^3/час с достаточно высокими показателями [3; 4].

Неслучайно вторая из них установка впервые была установлена судоремонтными работниками Ильичёвского судоремонтного завода (ИСРЗ) на теплоходе «Pomorze» польской судоходной компании «Polsteam». Сегодня два других польских судна на ИСРЗ устанавливают однотипные установки – Alfa Laval – Pure Ballast 3.1. [5].

Первая же в Украине компания по установке систем очистки балластных вод на судах любого типа – Elvi Marine LTD.

Анализ последних исследований и публикаций. При всех положительно достигнутых технических и экологических показателях работы установок их производительность достигается за счет увеличения размеров основных элементов.

К примеру, установка с производительностью Q = 5000 м^3/час имеет габариты основного контура рабочего фильтра в диаметре – Ф = 2200–2500 мм, а по высоте – Н = 3000–3500 мм, они достаточно велики и, на наш взгляд, не имеют высоконаучного и технологичного разрешения своей концепции.

Выделение неразрешенных ранее частей общей проблемы, которой посвящена статья. Представленная в работе принципиальная схема установки существенно отличается от новейших установок и систем конструктивностью, технологичностью, надёжностью, применением надлежащего оборудования, отличающегося дешевизной известных очистительных балластных конструкций.

Новизна. В предлагаемой авторами установке технология фильтрации построена на современных научных достижениях в области нанотехнологий и инновационных инженерных разработок.

Методологическое или общенаучное значение. Данный, разработанный авторами, подход позволит снизить габариты основного контура и значительно улучшить фильтрацию за счёт саморазгружающегося современного фильтра. Для лучшей фильтрации балластных вод используются фильтрующие диски, изготовленные, согласно нанотехнологиям, из углеродного материала, которые позволяют значительно снизить сопротивление проходящих вод через диски фильтра, при этом отсев инвазий и патогенных штаммов можно довести до 10 микрон. В разработанной установке авторами статьи значительно снижено сопротивление обрабатываемых балластных вод в блоке УФ с улучшением прохождения потока УФ излучения. Пучок ламп расположен по окружности корпуса блока излучателя, которые омываются ламинарными слоями жидкости со всех сторон по ходу потока воды, а не против него, как это показано на рис. 1. Блок контроля светового потока УФ в установке постоянно «мониторит» датчик, который подает сигнал на промывку в случае снижения потока УФ по причине отложений осадка балластных вод на лампах.

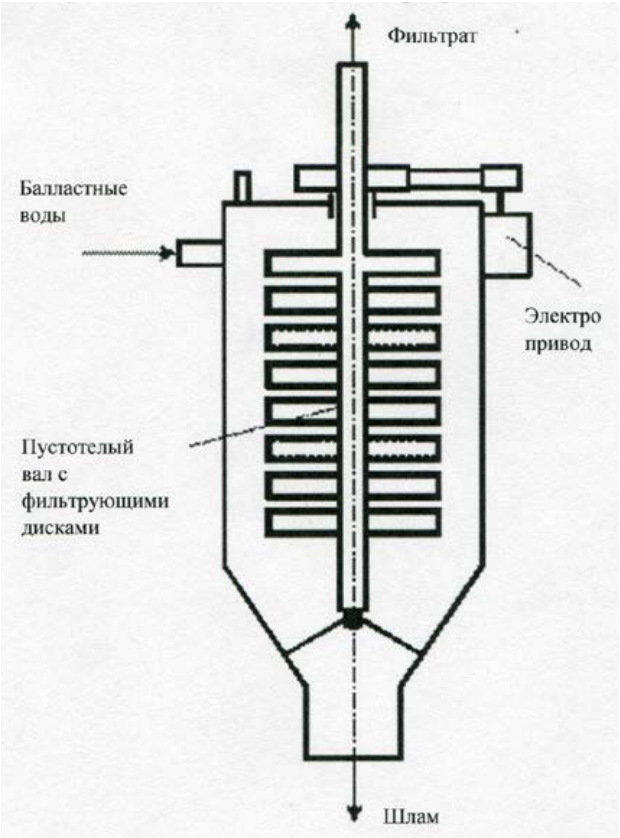


Рис. 4. Саморазгружающийся фильтр балластных вод

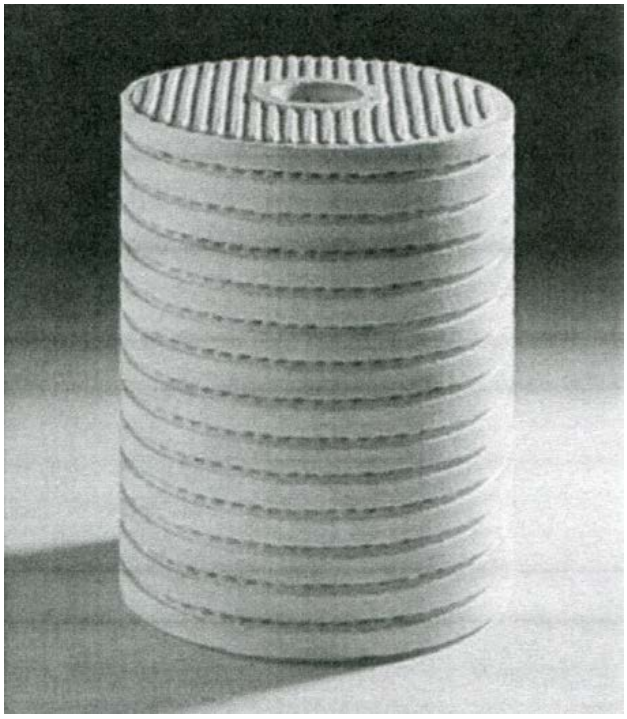


Рис. 5. Фильтрующие диски саморазгружающегося фильтра

Изложение основного материала. Предлагаемая установка (рис. 2) достаточно проста в изготовлении и не требует больших финансовых вложений. Она может быть модернизирована по усмотрению судовладельца с учетом возрастающих требований к очистке балластных вод. Благодаря своей оригинальной конструкции и использованию современных технологий и материалов удалось полностью обеспечить уровень требований по D-2.

В установке впервые в мировой практике используются химреагенты хелат железа с лигандом и щадящий гипохлорит (подача, позиция 2, рис. 2), хорошо зарекомендовавшие себя в уничтожении моллюсков в растениеводстве.

Применение углеродных нанодисков в саморазгружающемся фильтре (рис. 5), которые ранее прошли успешные испытания в опреснении морской воды, гарантировано обеспечат высокий уровень фильтрации балластных вод. Фильтр применяется для фильтрования мелкодисперсных суспензий. Состоит из корпуса, в котором на подшипниках закреплён полый вал с перфорированными дисками, соединёнными с полостью вала (рис. 4); на поверхности дисков закреплена с помощью хомутов фильтровальная ткань. Во время фильтрования вал с дисками неподвижен, фильтрат проходит через фильтровальную перегородку внутрь дисков, далее в полый вал и выводится сверху. Слой осадка образуется на верхней и нижней поверхности дисков. После окончания фильтрования суспензия сливается, внутрь вала и дисков подаётся промывная жидкость, а вал с дисками приводится во вращение электроприводом. За счёт центробежных сил осадок сбрасывается с дисков и выгружается из нижней части фильтра. Затем циклы фильтрования и промывки повторяются. Достоинство представленного фильтра: автоматическая выгрузка осадка − «саморазгрузка».

Также удалось улучшить работу блока УФ (рис. 3), найдя оригинальное конструкторское решение в установке пучка ламп и их автоматизированной очистке от налета отложений морской балластной воды, что значительно повышает эффективность их работы.

Главные выводы. Авторами приведена принципиальная схема установки для очистки балластных вод морских судов, включая наглядные «пособия» конструктивных её частей. Впервые предложенная система очистки балластных вод преимущественно обеспечит высокий уровень уничтожения чужеродных инвазивных видов, включая и индикаторные микробы, как стандарт здоровья человека. Последний аргумент сопряжён с требованиями ИМО (D-2). Авторы предлагаемой конструкции в первую очередь ссылаются на надёжность, качество и удешевление процесса обработки балластных вод. Таковая концепция достигается применением самых современных фильтрующих материалов (выращенные углеродные трубки), акцентируя внимание на всевозрастающий опыт и спрос нанотехнологий.

Перспективы использования результатов исследования. В работе дана принципиальная схема установки, которая может быть принята судоремонтным заводом морехозяйственного комплекса Украины для её детализации и привязки к конкретным типам морских судов, что обеспечит создание отечественной индустрии по производству современных украинских очистных установок балластных вод. Предлагаемая технология под силу компании CJC и др. для изготовления саморазгружающегося фильтра.

Литература

1. Судовладельцам могут дать еще пару лет на модернизацию судов под новые требования о балластных водах. URL: https://cfts.org.ua/nevs/2017/06/29/sudovladeltsam. (дата обращения: 29.06.2017).
2. Водяницкая С., Павлович Н. Методы деконтаминации судовых балластных вод дезинфекционным средством «Биопаг – Д». *Медицинский вестник Юга России*. 2017. № 1. С. 39–43.
3. Станция очистки балластных вод (BWTS). URL: www.marinetec.com (дата обращения: 19.03.2017).
4. Система Альфа Лаваль Pure Ballast 3.1 – наиболее популярная среди заказчиков система обеззараживания больших объемов балластных вод. URL: www.alfalaval.com/marine Система Pure Ballast3.0. (дата обращения: 26.01.2018).
5. Ильичёвский судоремонтный завод провел первую модернизацию балластной системы судна по современным стандартам. URL: https://traffic.od.ua/news/fleet/1212679 (дата обращения: 18.03.2019).

UDC 504.06:577.4
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-17

RESEARCHING THE IMPACT OF OPTICAL RADIATION AND ILLUMINATION FOR PRODUCTION PERSONNEL

Savchenko L., Savchenko V.
Zhytomyr National Agroecological University
Staryi Blvd, 7, 10008, Zhytomyr
slgua@ukr.net, dgs-ua@ukr.net

The article describes the essence of various lighting systems, considers the organization of lighting in the study area, the influence of lighting conditions and spectra of optical radiation on the degree of visual fatigue, which arises when performing high-intensity visual work is determined. *Key words*: optical radiation, illumination, visual fatigue, achromatic adisapropy, observation objects, optical properties, illumination of the working surface, angular size.

Дослідження впливу спектрів оптичного випромінювання та освітленості на виробничий персонал. Савченко Л.Г., Савченко В.М. У статті розкрито сутність різноманітних систем освітлення, розглядається організація освітлення в досліджуваному приміщенні, визначено вплив умов освітлення та спектрів оптичного випромінювання на ступінь зорового стомлення, що виникає під час виконання зорових робіт високої складності. *Ключові слова:* оптичне випромінювання, освітленість, зорове стомлення, ахроматична адиспаропія, об'єкти спостереження, оптичні властивості, освітленість робочої поверхні, кутовий розмір

Исследование влияния спектров оптического излучения и освещенности на производственный персонал. Савченко Л.Г., Савченко В.Н. В статье раскрыта сущность различных систем освещения, рассматривается организация освещения в исследуемом помещении, определено влияние условий освещения и спектров оптического излучения на степень зрительного утомления, возникающего при выполнении зрительных работ высокой сложности. *Ключевые слова:* оптическое излучение, освещенность, зрительное утомление, ахроматическая адиспаропия, объекты наблюдения, оптические свойства, освещенность рабочей поверхности, угловой размер.

Establishing the issue. The development of more powerful and efficient LEDs and their use in lighting systems continues to be one of the most important areas of modern lighting engineering. Evidence for this is the growing number of companies working in this field, the continuous growth of publications, patents, conferences on this topic and, most importantly, the rapid increase in the production of super-powerful and efficient lamps, which gain widespread applications: automotive, architectural and decorative illumination, general lighting of residential and industrial premises, etc.

Analysis of recent researches. Analysis of the material accumulated in recent years and relating to the reaction of the human sight to various conditions of artificial lighting can conclude that virtually no information is given that give a physiological and hygienic evaluation of the influence of lamps used for indoor lighting.

The purpose of the research is to evaluate the influence of optical radiation spectra and illumination on production personnel.

Main material. The conditions of artificial lighting in industrial companies have a significant effect on visual work, physical and nervous and psychological condition of people, and, consequently, on productivity, quality of production and level of occupational injuries. The more precise and tense the performed visual work, the greater this effect. Numerous studies have determined the dependence of visual functions on conditions of artificial lighting. They are guided by the standardization of quantitative and qualitative characteristics of industrial lighting installations and in developing recommendations for the choice of sources of light, systems and methods of artificial lighting.

Today, there are a large number of different lighting systems that differ from each other, the principle of functioning, purpose, technical characteristics and efficiency. Below we provide brief description of the most common lighting systems.

In the incandescent lamps, the effect of heating the conductor (the body of ignition) is used when the electric current flows through it (the thermal action of the current). The temperature of the body burns sharply after the current is turned on. The heat of the body emits electromagnetic thermal radiation in accordance with

Planck's law. Planck's function has a maximum, whose position on the scale of wavelengths depends on temperature. This maximum moves with increasing temperature towards the smaller wavelengths (Wien's displacement law). To obtain visible radiation, it is necessary that the temperature is in the order of several thousand degrees. The fewer the temperature, the smaller the proportion of visible light and the more radiated radiation appears. The glass bulb, filled with inert gas, prevents the rapid destruction of the body of ignition due to the oxidation of oxygen air [3, p. 55]. In most of the incandescent lamps are intended for general, local and decorative lighting purposes. The efficiency of the incandescent lamps depends on the temperature of the helix heat and varies, usually within 5–15%. As the temperature rises, the efficiency of the lamps increases, but its longevity is greatly reduced. When the voltage increases, the brightness increases, but at the same time, the service life of the lamp decreases by 95% [4, p. 16].

Discharge lamps are characterized by long service life and high nominal efficiency and the need for additional electronic devices to stabilize them at work. The gas filling the gas-discharge lamp must be ionized under the action of an electrical voltage in order to obtain the necessary electrical conductivity. As a rule, a gas discharge lamp is required to run higher voltage than to support discharge. For this purpose, special starters or other ignition devices are used. In addition, for normal operation of the lamp, a ballast load is required, which ensures the stability of the electrical characteristics of the lamp. The starter, in conjunction with the ballast, forms start-up devices. The discharge temperature can reach over a thousand degrees Kelvin (800–900 °C) [6].

Specific types of gas-discharge lamps are often referred to as gas used in them – neon, argon, xenon, krypton, sodium, mercury and metal halide. The most common are fluorescent lamps; metal halide lamps; sodium high and low pressure lamps.

For general searchlight lighting of open spaces with low level of illumination, the most effective light sources are metal halide and sodium high pressure lamps. They are one of the most economical sources of light for outdoor lighting systems and are used to illuminate streets, squares, parking lots, tunnels and high industrial premises. Widespread use in outdoor lighting of public buildings, in local lighting jobs, in light advertising and illuminating the facades of buildings found effective compact fluorescent lamps.

The sulfur lamp is a high-performance illuminator of a full spectrum without electrodes, in which the light source is a sulfur plasma heated by microwave radiation in an atmosphere of inert gas. A sulfur plasma emits a powerful light in a spectrum close to sunlight, almost without ultraviolet light. Sulfur lamps are used to illuminate large areas, interiors of underground and underground stations and buildings, military, medical, railway, and others, where there is a limit on the daily interval of time [7].

LED bulb is a semiconductor device with electron-hole transition or metal-semiconductor contact, which creates optical radiation when passing through the electric current. LED lighting technologies have been widely used in fixtures, spotlights, LED strips, and especially in compact lighting fixtures (for example, flashlights) thanks to their efficient power consumption and ease of construction. LED lights are divided into street and interiors. Currently, they are used to illuminate buildings, cars, streets and advertising structures, fountains, tunnels and bridges. This lighting is used to illuminate industrial and office premises, home furnishings and furniture.

We will conduct a study of the effect of illumination on production personnel on an example of work of IT department. The dimensions of the premises where the IT department is: length 7 m, width 5,5 m, height 3 m. The total area is 38,5 SQM. There are 3 employees in the room, that is, for each one there is 38,5 SQM, which corresponds to sanitary norms (not less than 20 SQM).

Inside the study room, side lighting and artificial lighting are applied. Natural light is normalized by the natural light intensity rate (NLI). This rate is calculated according to the formula [1] and is equal to the ratio of natural light inside the room to the simultaneous measurement of external illumination. The value of the NLI depends on the size of the windows and the removal of the calculated point from them. The target value of NLI for this room is determined by the characteristics: the system of natural light, the purpose of the room, the light climate belt. In our case: with side lighting, e_{min} = (1,5)%, light zone IV. The orientation of the light cavities is Northern. The building in which this room is located is located in the IV zone of light climate (СниП II–4–79), therefore, the minimum value of natural lighting intensity rate (NLI) is normed E_n^{IV} = 1,5%.

In premises with computers except for the work with computers where works with books is planned, it is necessary to foresee the following:

– natural light in the room is presented in the form of one-sided lighting;

– there is a light slit with an area of 8,96 SQM in the room;

– light slits are periodically cleaned of pollution (2 times a month);

– light slits have opening parts (transoms);

– the orientation of the light slits – the southern.

The calculation of natural light is reduced to the selection of light cavities in such a way that the actual NLI and the NLI normative differed no more than 10%.

1. Choice of normative coefficient.

2. Estimated size of light cubes in the room.

3. The calculation of total area of light transmittance coefficient

Thus, natural light meets the requirements [3], such as:

S_{fac} = 7,96SQM and S_{cal} = 7,41 SQM, therefore $S_{fac}>S_{cal}$

Table 1

Lighting of the workplaces of specialists of the department

	Index	Factual	Norm
Computer room № 1	Lighting of the workplace, E, lux.	200	300
	Category (accuracy) of visual works, Zor.	C	A
	Duration of concentrated observation, %.	120	24
	Number of important observation objects, units.	5	4
Computer room № 2	Lighting of the workplace, E, lux.	150	300
	Category (accuracy) of visual works, Zor.	D	A
	Duration of concentrated observation, %.	5	5
	Number of important observation objects, units.	3	3
Computer room № 3	Lighting of the workplace, E, lux.	300	300
	Category (accuracy) of visual works, Zor.	A	A
	Duration of concentrated observation, %.	50	25
	Number of important observation object, units.	8	5

and we can conclude that in natural light, visual conditions meet the regulatory requirements. Consequently, the room under study meets all requirements in accordance with the NLI regulations.

Artificial lighting in premises of computer operation is carried out by a system of uniform illumination. In administrative and public spaces, in cases of overwhelming work with documents, the use of the combined lighting system is allowed (in addition to the general lighting, local lighting fixtures are designed to illuminate the location of documents).

The general illumination is executed in the form of intermittent lines of fixtures, located above the desk, closer to its front edge, addressed to the operator.

The light source in the room is fluorescent lamps, the height of the suspension lamps is 2,9 m, the distance between the lamps is 1 m. Data on the illumination of each workplace are given in Table1.

Therefore, an additional lamp must be installed over the second and first jobs.

To illuminate the working surface, use a light instrument located directly above the object of observation. As a source of local lighting, light-emitting diodes of high intensity type U-337 are used. The level of illumination (E), which is created on the working surface, is regulated by the voltage of the power supply and varies in the range from 1 00 to 1 000 lux.

Metal objects with angular dimensions α = 1' and α = 5' belonging to the I and III grades, respectively, were used as objects of observation with directional-diffused reflection. As diffuse objects, Landolt rings were used with angular dimensions

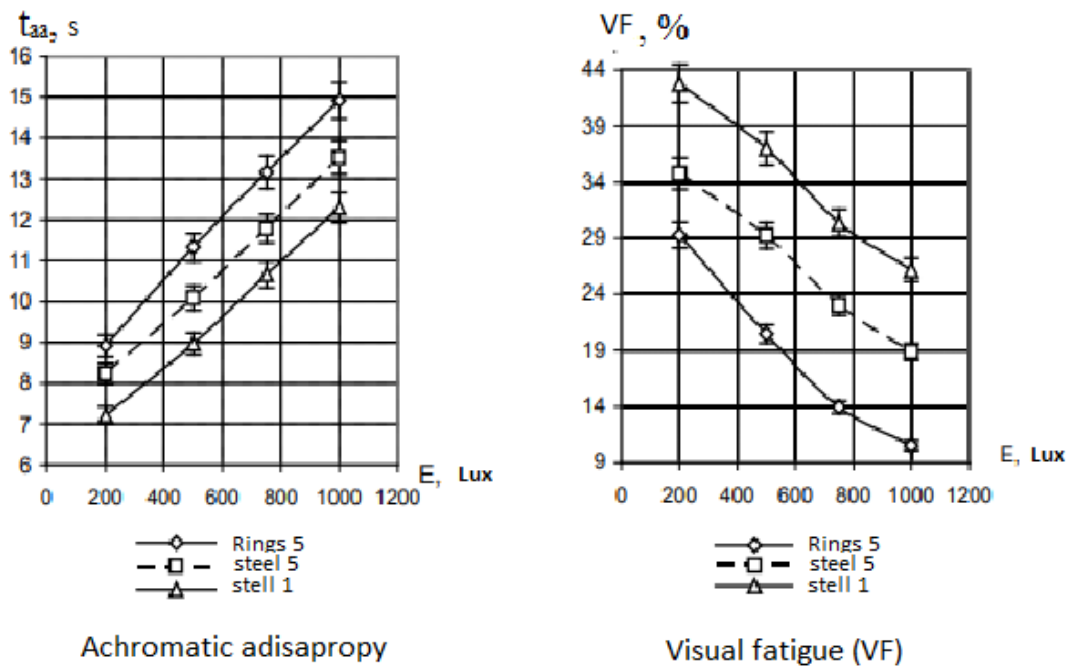


Fig. 1. Dependence of t_{aa} and Visual Fatigue on the level of lighting

α = 5’ and negative contrast of the object with the background.

In the course of conducting experimental research, the dependence of t_{aa} on the duration of visual work was established upon changing the level of illumination of the working surface. The experiment was carried out as follows: after a preliminary adaptation for 15 minutes, the test, stabilizing the line of sight by means of a fixing point, observes the boundary of the section of adjacent fields. The moments of the beginning of observation and the visual balance of the brightness of adjacent fields – the time of achromatic adisapropy (ta), was fixed by a stopwatch [2]. Absolute value of $t_{aa}$was measured before the sight work (t_{ai}) and after it (t_{aj}). The visual fatigue index was calculated after two hours of visual load:

$$A = (1 - \frac{t_{aj}}{t_{ai}}) * 100\%,$$

where t_{ai} – time of achromatic adisapropy before the beginning of visual work, s.; t_{aj}– time of achromatic adisapropy after the visual work, s.

As per results obtained, we built charts of correlation of t_{aa} = f (E) and ЗС = f (E) (fig. 1).The charts show that with a change in the degree of complexity of the visual task t_{aa} for α = 5’ it is 9,9 ÷ 19,4% higher than with α = 1’ (for directional-reflective objects) and 8,38 ÷ 12,4% lower than at α = 5’ (for diffuse objects) throughout the studied range of illumination. In addition, when working with α = 5’ (diffuse objects), the AS is in the range from 10,56 to 29,32%, with α = 1’ (directed-r eflective objects) in the range from 26,21 to 42.79%, with α = 5’ its limits make up from 18,89 to 34,78%.

The analysis of the results of the influence of the degree of complexity of the visual load on the fatigue of the organ of vision indicates that the indicator of visual fatigue is the higher, the smaller the angular size of the object of differentiation. The least visual fatigue is observed in the range from 750 to 1 000 lux, depending on the degree of complexity of the visual load.

Conclusions. Thus, the lighting should provide the necessary spectral composition of light for the correct transmission of light. The correct light transmission is created by natural light and artificial light sources with a spectral characteristic close to natural light. The results obtained in the course of the research can be used in the development of lighting standards and requirements for the quality of the light environment, as well as in the design of lighting installations with LEDs as the most promising from the energy point of view, light sources.

References

1. Зеркалов Д.В. Охорона праці в галузі: загальні вимоги : навчальний посібник. Київ : Основа, 2011. 551 с. URL: http://www.zerkalov.kiev.ua/sites/default/files/ opgkniga_0.pdf.
2. Абрамова Л.В., Михайлова, Е.М. Определение оптимальных условий освещения объектов светодиодными установками. *Известия вузов. Проблемы энергетики*. 2012. № № 1–2. С. 102–106.
3. Освітлення промислових об’єктів : навчальний посібник / П.П. Говоров та ін. Тернопіль : Джура, 2008. 388 с.
4. Гоман В.В., Тарасов Ф.Е. Проектирование и расчет систем искусственного освещения : учебное пособие. Екатеринбург : УрФУ, 2013. 76 с.
5. ДБН В.2.5–28:2006 «Природне і штучне освітлення». Чинний із 1 жовтня 2006 р. URL: http://dbn.at.ua/load/1-1-0-394 (дата звернення: 19.03.2019).
6. Commission Regulation (EC) № 244/2009 of 18 March 2009 implementing Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council with regard to ecodesign requirements for non-directional household lamps Text with EEA relevance. URL: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:076:0003:01:EN:HTM (дата звернення: 19.03.2019).
7. Energies parende LED-Lampen. URL: http://www.test.de/haushaltgarten/tests/Energiesparende-LED-Lampen-Sie-holen-auf-1816330-1823439/ (дата звернення: 19.03.2019).

ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В ГАЛУЗІ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ

УДК 504.05: 349.6.(07)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-18

ECOLOGICAL THREATS, RISKS AND ENVIRONMENTAL TERRORISM: SYSTEM DEFINITION

Bondar A.I, Mashkov O.A., Zhukaskas S.V., Nygorodova S.A.
State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management
St. Metropolitan Vasyl Lipkivsky, 35, bldg. 2, 03035, Kyiv
dei2005@ukr.net, mashkov_oleg_52@ukr.net

The article identifies the main environmental problems of society: changes in the atmosphere; Greenhouse effect; ozone hole in the atmosphere; acid rain; water pollution; water resources; water pollution; pollution of the earth's surface; destruction of plants and forests; problems of the animal world. On the basis of the system analysis, the concept of "environmental terrorism" is defined. Ways and ways to increase the level of environmental safety and prevent "environmental terrorism" are proposed. The necessity of environmental risk management is grounded. *Key words:* environmental safety, environmental terrorism, environmental risks and threats, a systematic approach

Екологічні загрози, ризики та екологічний тероризм: системне визначення. Бондарь О.І., Машков О.А., Жукаускас С.В., Нігородова С.А. У статті визначені основні екологічні проблеми суспільства: зміни в атмосфері; парниковий ефект; озонова діра в атмосфері; кислотні дощі; забруднення акваторій; водні ресурси; забруднення води; забруднення земної поверхні; знищення рослин та лісів; проблеми тваринного світу. На основі системного аналізу визначено поняття «екологічний тероризм». Запропоновано шляхи і способи підвищення рівня екологічної безпеки та запобігання екологічному тероризму. Обґрунтована необхідність керування екологічним ризиком. *Ключові слова*: екологічна безпека, екологічний тероризм, екологічні ризики та загрози, системний підхід.

Экологические угрозы, риски и экологический терроризм: системное определение. Бондарь А.И., Машков О.А., Жукаускас С.В., Нигородова С.А.. В статье определены основные экологические проблемы общества: изменения в атмосфере; парниковый эффект; озоновая дыра в атмосфере; кислотные дожди; загрязнения акваторий; водные ресурсы; загрязнение воды; загрязнение земной поверхности; уничтожение растений и лесов; проблемы животного мира. На основе системного анализа определено понятие «экологический терроризм». Предложены пути и способы повышения уровня экологической безопасности и предотвращения «экологического терроризма». Обоснована необходимость управления экологическим риском. *Ключевые слова:* экологическая безопасность, экологический терроризм, экологические риски и угрозы, системный подход.

Problem statement. Human activities lead to the destruction of natural resources and environmental pollution. Currently, the biosphere of the planet is in critical condition. Only a few steps remained before the global catastrophe. French geographer Elise Reclu said: "Man creates the environment in his own image and likeness''. We have the environment you deserve. At the same time, two aspects of the environmental problem can be distinguished: environmental crises resulting from natural processes and crises caused by anthropogenic impact and irrational nature management.

Melting glaciers, volcanic eruptions, the formation of mountains, floods – all of these are terrestrial natural factors. On average, one catastrophic earthquake occurs on the globe every year, 18 strong, 120 medium and about a million weak shocks. What man has done to the surrounding nature is already in scale the result of a catastrophe. As a result, water is already polluted in the air, the atmosphere itself is polluted, millions of hectares of fertile soils and forests have been destroyed, the planet is contaminated with toxic chemicals and radioactive waste, and the biosphere is being destroyed. Nature is experiencing the influence of society in the following areas: the use of environmental components as a resource base of production; the effect of human production on the environment (its pollution); demographic pressure on nature (agricultural use of land, population growth, growth of large cities). Today many global problems of humanity are intertwined – resource, food, demographic. All of them have access to environmental issues. But it has a feedback, – a great influence on the problems of mankind.

The purpose of the publication is to propose ways and means of improving environmental safety and pre-

venting environmental terrorism, as a tool for creating an environmental risk management system, based on a system analysis of the main environmental problems of society.

The main material. Today, the main sources of anthropogenic pollution of the environment are energy producers (thermal power plants, nuclear power plants, hydroelectric power plants), all industrial facilities (primarily metallurgical, chemical, oil refining, cement and cellulose-paper), chemical production, military industry and military facilities, motor transport and other types of transport (sea, river, railway, air), mining production. They pollute the environment with hundreds of toxic substances, harmful physical fields, noise, vibrations, excess heat.

With the development of chemistry, metallurgy, energy and engineering mankind began to be threatened with waste synthetic washing powders, oil products, heavy metals, nitrates, radionuclides, pesticides and other harmful substances. These harmful substances are not absorbed by microorganisms, they do not decompose, but accumulate in thousands of tons in soils, water bodies, and groundwater [1–3].

Now, only as a result of burning fuel resources, more than 22 billion tons of carbon dioxide get into the atmosphere of the planet every year. Every year, global industry dumps more than 160 km^3 of hazardous wastewater into rivers. Every year, 500 million tons of mineral fertilizers and about 4 million tons of pesticides are introduced into the soil by mankind. Most of the mineral fertilizers deposited in the soil or carried by surface water in rivers, lakes, seas and oceans. Over the past 45 years, the use of mineral fertilizers has increased 43 times, and toxic chemicals – ten times.

Another – no less important than previous problems, the problem of waste. Losses from them are not only huge areas of land occupied by landfills, waste heaps, slag farms, etc. The main anthropogenic pollutants of the environment also include various noises from industrial enterprises, transport, ionizing radiation, vibrations, light thermal effects.

System analysis of environmental threats to society. Ecological safety is a state and environmental conditions in which ecological balance is ensured and environmental protection is guaranteed (biosphere, atmosphere, hydrosphere, lithosphere, cosmosphere), species composition of the animal and plant world, natural resources, preservation of health of I and human activity. According to Art. 50 of the Law of Ukraine "On Environmental Protection" environmental safety – this is the state of the environment, which is guaranteed to prevent the deterioration of the ecological situation and human health. Ensuring environmental safety includes the following actions: environmental auditing, monitoring, forecasting the development of the environmental situation, environmental management. Ensuring environmental safety is aimed at solving environmental problems. At the same time, an "environmental problem" is a change in the natural environment as a result of anthropogenic impacts, leading to disruption of the structure and functioning of natural systems (landscapes) and leads to negative social, economic and other consequences. The concept of "environmental problem" is anthropocentric, since a negative change in nature is assessed relative to the conditions of human existence. The solution of environmental problems is aimed at preventing environmental disasters [5–7].

Ecological disaster is a dangerous change in the environment associated with causing enormous damage to the environment, the loss of plants, animals and people. An example of an environmental disaster in Ukraine is the Chernobyl disaster. It is considered the largest in the history of nuclear energy, both in terms of the estimated number of people killed and affected by its consequences, and in terms of economic damage. The radioactive cloud from the accident passed over the European part of the USSR, most of Europe, the eastern part of the United States. Approximately 60% of radioactive substances settled in Belarus. About 200,000 people were evacuated from the contaminated area.

The forerunner of ecological disaster is the ecological crisis. An environmental crisis is an unfavorable state of relations between society and nature, which arises as a result of the disparity between the development of productive forces and the resource and ecological capabilities of the biosphere. The elimination of the global environmental crisis is today the most important task of mankind [8–15].

Classification of environmental problems.

We define the following main environmental problems of society.

1. Changes in the atmosphere. This environmental problem is caused by the increased anthropogenic impact on the environment. It includes a number of aspects.

Firstly, the destruction of the ozone layer of the atmosphere occurs due to the increasing pollution of the atmosphere by freons, nitrogen oxides, etc. By the middle of the XXI century. these contaminants can lead to a 15% reduction in the stratospheric ozone content.

Secondly, the increase in CO_2 concentration occurs due to the combustion of fossil fuels, reduction of forest areas, depletion of the humus layer and soil degradation. By the middle of the XXI century. gas doubling is expected. As a result of the "thermal effect" in the 30s. XXI c. an increase in the average temperature of the surface air layer by $3 \pm 1.5°C$ may occur. It is predicted that maximum warming will occur at the Earth's pole, and minimal – at the equator. An increase in the rate of melting of glaciers and rising sea levels at a rate of more than 0.5 cm/year is expected.

Thirdly, acid precipitation has become an essential component of the atmosphere. They fall in the countries of Europe, North America, as well as in the areas of the largest agglomerations of Asia and Latin America. The main cause of acid precipitation is the entry of sulfur and nitrogen compounds into the atmosphere when burning

fossil fuels in stationary installations and engines of transport. Acid precipitation damages buildings, monuments and metal structures, destroys forests, reduces the productivity of many crops, and impairs soil fertility and the state of aquatic ecosystems.

In the industry uses about 70 thousand names of chemicals. Every year, the circulation receives almost 1.5 thousand chemicals. Most of them pose a threat to human life and health and the environment. As a result of accidents involving improper handling of hazardous chemicals and wastes, a significant number of people die or become sick, and the environment is polluted. The enterprises of the chemical complex are permanent sources of environmental pollution by emissions of hydrogen chloride, nitrogen and sulfur oxides, hydrogen sulfide, carbon tetrachloride, ethylene chloride, formaldehyde, ammonia, chlorine, dioxins, polychlorinated biphenyls and polychlorinated dibenzofurans, organic solvents. Heavy metals, cyanides, organic substances, oil products are dumped into the water.

Refrigerants, process fluids, transformer oil, solvents, chemicals for water treatment and processing of materials and products, household, medical and pharmaceutical waste are also dangerous. The problem of accumulation and use of large-tonnage waste in such industries as mining and metallurgical (37 million tons), chemistry (47 million tons), production and processing of polymeric materials (about 1 million tons) remains topical.

A serious threat to life and health of people and the environment are unsuitable for use pesticides, which in Ukraine have accumulated about 21.38 thousand tons pesticides are stored in almost 5 thousand warehouses. 46 percent of storage facilities are in poor condition, from which 52 percent are unsuitable for use (pesticides are stored in damaged packaging).

The issues of ensuring chemical safety and handling chemicals are regulated by relevant legislation and international acts ratified by the Verkhovna Rada of Ukraine. Government programs have been developed, relevant regulatory and legal acts have been adopted, including on occupational safety, fire and environmental safety. Sanitary and hygienic norms and rules are introduced. The list of central executive authorities that carry out state regulation in the field of chemical safety and chemicals management is defined. However, these programs are not fully implemented. The actions of central and local executive bodies are not coordinated, there is a duplication of their functions.

2. Greenhouse effect. Currently, the Earth is warming up much faster than it has ever been in the past. This is caused by a sharp increase in atmospheric carbon dioxide. In the earth's atmosphere, carbon dioxide acts like glass in a greenhouse: it transmits sunlight, but retains the heat of the sun-warmed surface of the earth. This causes the planet to warm up, known as the greenhouse effect.

Recently, anxiety of scientists about the greenhouse effect has increased. In addition to CO_2, some other gases (small impurities) cause the greenhouse effect. What is the danger of the greenhouse effect? Calculations show that increasing the average annual temperature of the Earth by 2.5° C will cause significant changes on Earth, which will have negative consequences for people. The greenhouse effect will change such critical quantities as precipitation, wind, cloud layer, ocean currents, as well as the dimensions of polar glaciers. The hinterland of the continents will become drier, and the coasts wet, winters shorter and warmer, and summer longer and hotter.

The most unpleasant for humanity are the two effects of the greenhouse effect. The first is a significant increase in aridity in the main grain areas. The second is the rise in the level of the oceans by 2–3 meters due to the melting of the polar ice caps. This will cause flooding of many coastal areas.

3. Ozone holes in the atmosphere. The ozone layer of the atmosphere protects the biosphere from the destructive effects of the short-wave ultraviolet radiation of the sun. Observations of meteorologists who work in Antarctica indicate that the ozone layer over this continent has begun to decrease. There was a hole, the ozone content in which was 40–50% less than usual. There is a tendency to increase its area (its area exceeds the area of the mainland of Antarctica).

Alarming messages come from the Northern Hemisphere: a smaller ozone hole is found over Svalbard's archipelago than over Antarctica. A decrease in the ozone content in the atmosphere threatens a decrease in crop yields, animal and human diseases, an increase in harmful mutations, and the like. If ozone disappears completely, all life on our planet will be destroyed.

According to scientists, a serious threat to the disappearance of the ozone layer will lead to serious consequences. On the causes of the appearance of ozone holes there is no consensus. It is established that the destruction of the ozone layer contribute to some chemicals. As a result, more ultra violet rays come to Earth. Such substances are widely used in industry (as refrigerants in a refrigerator, etc.) and in everyday life (aerosol packaging of cans for paint, varnish, perfume). In total, several million tons of freon are produced annually in the world. Freons are harmless to humans, but they are extremely stable (they can store up to 80 years in the atmosphere). Freon vapors fall into the stratosphere. Under the influence of the Sun, their molecules decay, releasing chlorine atoms. This substance acts as a very strong catalyst, decomposing ozone molecules to oxygen. High-altitude flights are also causing significant damage to the ozone layer. Engine exhaust contains nitrogen oxides.

4. Acid rain. Sulfur and nitrogen oxides, which enter the atmosphere as a result of the operation of thermal power plants and automobile engines, form small droplets of sulfuric and nitric acids. They are carried by winds in the form of acid mist and fall to the Earth in the form of acid rain. These rains have a detrimental effect on environmental factors: the yield of many agricultural crops is reduced by 3–8% (due to acid damage to the leaves). Acid precipitation causes the leaching of

calcium, potassium and magnesium from the soil. They contribute to the degradation of flora and fauna. Forests are degraded and die, the water of lakes and ponds is poisoned, in which fish and numerous species of insects perish. The disappearance of insects in water leads to the extinction of birds and animals that feed on them. The disappearance of forests in mountainous areas leads to an increase in the number of mountain landslides and mudflows. Sharply accelerated the destruction of architectural monuments, residential buildings. Human inhalation of air contaminated with acid mist causes respiratory diseases, eye irritation, and the like.

According to environmentalists, a third of the forests in Switzerland are dying of acid rain. 69% of surveyed beech trees in the forests of the UK dry up from the treetops. In Sweden, 18,000 lakes poisoned by acid rain, in 9000 of them, the fish have already partially died out, and in 4 thousand – disappeared altogether.

A big threat is the "transboundary" nature of this pollution. Air currents carry acid mists thousands of kilometers from their places of origin. Thus, the Swedish lakes were damaged by acid rains resulting from emissions from thermal power plants and metallurgical enterprises in the UK. Winds in the area carry poison far from the British Isles – to Scandinavia. Acid rain to Canada is brought from the United States, to Ukraine from Romania and the like.

5. Pollution of water areas. In our time, water pollution has become an environmental problem. The water quality of rivers and lakes has sharply deteriorated. This can not affect the state of the environment, the health of people.

6. Water resources of the planet. The reserves of water on Earth are huge – 1,39 x109 km^3, which is 0.023% of the total mass of the Earth. However, the absolute majority of this colossal mass is bitter-salty sea water, unsuitable for drinking and technical purposes. The mass of fresh water on the planet is 35 x 106 km^3 (only 2% of its total amount).

The problem of depletion of water resources is caused by the growth of water consumption by industry, rural and municipal farms, on the one hand, and pollution of water sources, on the other. Every year, mankind uses an average of up to 6,000 km^3 of water, of which about 3400 are in agriculture, 2200 are in industry, 400 km^3 for household needs.

7. Water pollution. The pollution of many land bodies of water (especially in the countries of Western Europe and North America) and the waters of the oceans has reached dangerous levels. Annually in the ocean falls (million tons): 0,2–0,5 toxic chemicals; 0.1 organochlorine pesticides; 5–11 – oil and other hydrocarbons; 10 – chemical fertilizers; 6 – phosphorus compounds; 0.004 – mercury; 0,2 – lead; 0.0005 – cadmium; 0.38 – copper 0.44 – manganese; 0,37 – zinc; 1000 – solid waste; 6.5 – 50 – solid waste; 6.4 – plastics. In the North Atlantic, oil film takes up 2-3% of the area. The most polluted with oil are the North and Caribbean seas, the Persian Gulf, as well as the areas adjacent to Africa and America where they are transported by tanker fleet.

As a result of the intensive use of water resources by mankind, significant quantitative and qualitative changes occur in the hydrosphere. Quantitative changes consist in the fact that in certain areas the amount of water suitable for household needs decreases, the water balance worsens, the regime of rivers and the like. Qualitative changes are due to the fact that most of the rivers and lakes are not only a source of water supply, but also those basins where industrial, agricultural, and domestic wastewaters are dumped. This led to the fact that nowadays there are practically no large river systems with a hydrological regime and chemical composition of water, not distorted by human activity, on Earth. Chemical pollution of water occurs as a result of various harmful inorganic impurities (acids, mineral salts, alkalis, etc.) and organic nature (oil and oil products, detergents, pesticides, etc.) entering the water bodies with wastewater. Most of them are toxic to the inhabitants of water bodies. These are compounds of arsenic, lead, mercury, copper, cadmium, chromium, etc. In fish, the concentration of poison can be a thousand times higher than its concentration in water, which in turn is dangerous for birds, animals and people.

A very dangerous factor for reservoirs are petroleum products. Oil is the number one enemy in modern pollution of the seas and oceans. Despite a number of international agreements, oil pollution of the hydrosphere is increasing. Oil films on the surface of the oceans are not only distorted shores, perishing sea inhabitants, waterfowl. This is a decrease in the amount of oxygen in the atmosphere as a result of pollution and the death of plankton.

Wastewater containing dissolved organic matter or suspensions of organic origin adversely affect the state of water bodies. Most of these substances help reduce oxygen in the water. Deposing to the bottom of water bodies, organic suspensions silt it and retard or completely stop the vital activity of organisms involved in self-purification.

The main suppliers of organic substances in wastewater are the pulp and paper industry, oil refineries, large livestock farms, and the like. The number of chemical water pollutants is constantly increasing. Their harmful effects manifest themselves in the next generations of living beings and consist in the appearance of harmful mutations, genetic disorders, and the like. Physical pollution of water is associated with changes in its physical properties – transparency, radioactivity, temperature.

Of particular danger to all living things are radioactive impurities that enter the water through the release of nuclear power plants. There is tremendous damage from radioactive landfills in the ocean. Thermal pollution of reservoirs caused by the descent into the reservoirs of warm water from various power plants. In the rivers, which are located near thermal and nuclear power plants, the conditions for fish spawning are violated, zooplank-

ton dies, and fish are affected by diseases and parasites. Biological pollution of the aquatic environment consists in the entry of various types of microorganisms, plants and animals (viruses, bacteria, fungi, worms) into reservoirs with sewage, which were not there before. Many of them are pathogenic for people, animals and plants. The pollutants are domestic wastewater, enterprises of the pulp industry, meat processing plants, sugar factories.

Biological pollution of water bodies acquires particular urgency in places of public recreation. Due to the poor state of sewage and wastewater treatment plants in recent years, the city leaders of Odessa, Mariupol and other cities on the Black and Azov Seas have repeatedly closed their beaches. In seawater, pathogens of such dangerous diseases as viral hepatitis, dysentery, and cholera were detected.

8. Pollution of the earth's surface. For a long time humanity has polluted the earth's surface with waste products of its activity. But in the twentieth century there was a sharp leap in character and scale, and the quality of pollution. One of the main environmental problems associated with the deterioration of land resources. As a result of accelerated erosion, deflation and other negative processes, humanity lost almost 2 billion hectares of productive land. Deserts can appear on an area of 45 billion hectares, where about 850 million people live. Deserts appear (up to 5–7 million hectares per year) in tropical regions of Africa, Asia and America, as well as in the subtropics of Mexico. The rate of forest extinction is 6–20 million hectares per year.

Soil, which is not a product of human labor and has been created by nature for thousands of years, is now in a state of exhaustion and depletion as a result of predatory use, unreasonable agricultural policies and squandering for different types of construction, quarries, landfills. In pursuit of the harvest, the soil began to be plowed deeper and more often, bringing huge amounts of mineral fertilizers and pesticides to the fields to control pests, over vast areas. Soils lose their ability to absorb and pass water, their structure has degraded, they are oversaturated with harmful chemicals. Soil yields are drastically reduced everywhere.

Thus, the continued existence of our civilization is endangered by the large-scale destruction of fertile land. Soil erosion causes significant damage to agriculture. Soil erosion leads to a decrease in yield by 30–40%, sometimes by 90%. The emergence of soil erosion contribute to: deforestation on the slopes, the destruction of grass or shrub cover, improper plowing of the earth, and the like. Frequent plowing, cultivation, harrowing, and tamping of the earth with wheels and caterpillars of heavy agricultural equipment most provoke erosion.

Erosion and salinization of soils lead to land desertification. During the last decades, thousands of hectares of arid lands in steppe areas, deserts and semi-deserts (where intensive irrigation is carried out and at first significantly increased productivity), later became unsuitable for use because of salts. Salts are contained in the soil as a result of evaporation of irrigation water. Soil condition deteriorates due to the accumulation of harmful chemicals in them after prolonged and intensive application of mineral fertilizers and various pesticides. The phosphorus brought in soil practically is not washed away.

One of the negative phenomena inherent in desertification are dust storms. Although they are quite common in nature, it turned out that some of them arise through the fault of man – on degraded lands.

9. Destruction of forests. Forests are one of the most important components of the plant world – the energy base of the biosphere, which plays a very important role in life on the planet. Forests are respiratory lungs of the planet. The actions of humanity led to the fact that forests are disappearing on all continents, in almost all countries. They are cut faster than they grow. But it is the forest that actively cleans the Earth's atmosphere from pollution. Green plants absorb carbon dioxide, using it as a building material for their cells. Each cubic meter of wood is almost half a ton of carbon dioxide collected from the air. It is estimated that the current rate of logging (even in forest-rich countries) is enough for 50-60 years. To restore forests need 100–200 years.

The main measures to protect forests are: limiting their felling; complete processing of wood and related raw materials; rational use and preservation of berry, fodder, medicinal, industrial plants; creation of forest shelter and water protection belts, etc.

10. Problems of the animal world. Solving the problem of improving the ecological state of the biosphere requires a new approach to the animal world. Today, about 600 species of birds and 120 species of mammals, a large number of fish, amphibians, and insects are under threat of destruction. Over the last thousand years more than 100 species of animals, 140 species of birds have disappeared from the face of the Earth. Recently, in the regions of the World Ocean, 25 species of the most valuable commercial fish have almost completely disappeared due to environmental degradation and predatory fishing. Up to 250 thousand dolphins, hundreds of thousands of sharks are exterminated annually. Whales have long been threatened with extinction.

System analysis of the concept of "environmental terrorism".

At the turn of the millennium, the world progressive thought came to the conclusion that "environmental threats", "environmental risks", "environmental terrorism", as dangerous phenomena for humanity, are among the world's threats along with organized crime, drug trafficking, nuclear and national danger. This is primarily due to the fact that "environmental terrorism" is becoming the most common means of resolving conflicts in various regions of the planet.

In Ukraine, scientists have a different approach to covering the issue of identifying terrorism, fighting it, analyzing various aspects of this phenomenon and the form of its manifestation. Thus, some experts define terrorism as the use of violence through intimidation to

influence the integrity of national institutions. Terrorism leads to innocent victims or socially dangerous consequences. Sometimes terrorism is defined as dangerous acts or the threat of encroachment on public safety. Such actions are aimed at creating an atmosphere of fear, anxiety, and depression in the social sphere in order to directly or indirectly influence the adoption of a decision.

The problem of countering terrorist activities has been the object of active scientific discussions of the last decades, but, despite a considerable amount of theoretical work on this topic, a practical solution to this problem has not yet been found. On the contrary, the power confrontation is increasing all over the world, therefore the problem of counteracting environmental terrorist activities remains most relevant today. At the same time, in spite of the considerable scientific potential, in our opinion, the insufficiently studied issue remains a systematic consideration of the characteristics and phenomenon of "environmental terrorism".

In our opinion, conditions exist in Ukraine and such negative phenomena and processes occur that create the threat of the emergence of "environmental terrorism". On the territory of our country there are many technologically and environmentally hazardous objects, among which the greatest concern is caused by the presence of chemical and toxic objects (Azot industrial associations – Severodonetsk, Primorsky plant – Odessa metro station, Dnieper chemical plant – Dnipropetrovsk region, etc.) In Ukraine, the tendency to commit terrorist crimes with the use of improvised explosive devices is becoming increasingly threatening.

Currently, there are more than 100 definitions of the term "terrorism", but none of them are supported by the international community as generally accepted. The terms "terror" and "terrorism" are historically used in several aspects, which, in turn, opens the way for arbitrary manipulation of them. The word "terror" (translated from the Latin language literally means "fear, horror") was first used in the political lexicon in France by the Girondeans and Jacobins. These French united to prepare the uprising and overthrow the cabinet of ministers under King Louis XVI "by means of intimidation and pardon".

Ecological terrorism has inherited all the traits of violence from its historical predecessors. It has specific features and constitutes a new stage in the development of this phenomenon. As the analysis shows, when studying the phenomenon of "environmental terrorism", it is advisable to take into account four main features.

First, "environmental terrorism" is one of the forms of organized violence.

Secondly, "environmental terrorism" pursues political goals and motives as a specific form of political violence. Ecological terrorism" is intended to conduct violent actions in order to force state or other bodies to make a decision that would satisfy the requirements of terrorists.

Thirdly, the feature of "environmental terrorism" is a conscious focus on numerous human victims, on the destruction of the environment and natural resources, which contributes to the emergence and deepening of antagonisms in the world.

Fourthly, actions that terrorists can take against humanity have significantly expanded: mass poisoning, radioactive contamination, infection with dangerous diseases, the spread of epidemics, and the like. Tools for the commission of terrorist acts can be explosive devices of a broad spectrum, radioactive, poisonous and other dangerous biochemical substances.

To date, there is no generally accepted definition of the term "environmental terrorism". The existing inconsistency and uncertainty of the basic concepts and basic signs of the definition of "environmental terrorism", and in some issues even a radical discrepancy (one and the same phenomenon is interpreted as a terrorist act or the struggle for "green" for the preservation of the natural environment) degree of risk of a terrorist act. At the same time, the criteria on the basis of which they are trying to distinguish between terrorism and a fair struggle for the preservation of the natural environment ("green" actions) are very conditional, subjective, and have no generally accepted international legal interpretation.

There is no universal international convention on environmental terrorism. Its creation is hampered by fundamental differences between the views of the UN member states. At present, there is no clear definition of the object of "environmental terrorism" as a crime. This gives grounds for scientific discussions. We believe that "environmental terrorism" may refer to: crimes against the foundations of national security; security crimes of humanity and the international legal order; crimes against public safety; and separately terrorist crimes.

The lack of unity of positions on this issue in the legal doctrines of various states can be traced by the example of legislative regulation of a terrorist act (terrorism). Terrorism is related to crimes against public safety in criminal laws: Russia (Art. 205); Kazakhstan (Art. 233), Azerbaijan (Art. 214), Armenia (Art. 217); Lithuania (Art. 250); Of Moldova (Art. 258). In the criminal codes of Georgia (Art. 323, 324), Latvia (Art. 88) and Estonia (Art. 64[1]), terrorism is classified as a crime against the state. Under the Criminal Code of Uzbekistan (Art. 155), terrorism is classified as a crime against the peace and security of mankind. In the Criminal Code of Belarus there are three sets of terrorist crimes. They are contained: in chapter 17 "Crimes against the peace and security of mankind", art. 126 (international terrorism); Chapter 27 "Crimes against public security", art. 289 (terrorism) and Art. 290 (the threat of an act of terrorism). Analysis of the criminal laws of some countries of the world shows that there are no established views on the definition of the object of crimes related to environmental terrorist activities.

Environmental crimes are not separately defined in the Criminal Code of Ukraine (Section IX "Crimes against public security") and do not apply to crimes against peace, the security of mankind and the interna-

tional legal order: Art. 258 (terrorist act), 258-1 (engaging in the commission of a terrorist act), 258-2 (public calls for a terrorist act), 258-3 (creating a terrorist group or terrorist organization), 258-4 (facilitating the commission of a terrorist act) Criminal Code of Ukraine, Art. 258-5 (terrorist financing) [4].

The current Law of Ukraine "On Combating Terrorism" dated March 20, 2003 No. 638-IV does not contain a specific classification of environmental terrorist acts. Now this Law mentions only two types of terrorism – technological and international. The Law "On the Fundamentals of the National Security of Ukraine" of June 19, 2003 No. 964-IV expands the list of types of terrorism envisaged at the legislative level. Article 7 of this Law points to the danger of Ukraine's national security: in the environmental sphere, from manifestations of man-made, including nuclear and biological, terrorism; in the information sphere, on the part of computer crime and computer terrorism.

It should be noted that the various movements of the Green organization are on the verge of despair when their transition to terror is possible. They have no other effective and state-recognized means of influencing governments and parliaments. They have no other opportunity to draw attention to themselves and to listen to their demands. It is difficult to say what forms the "green terror" will take, what methods it will adopt, but their actions are quite likely.

We believe that today there is a need for the international community to create and adopt a convention on combating "environmental terrorism." In this convention, taking into account international experience in the protection of human rights, the concepts of "environmental terrorism" and "environmental terrorist act" should be defined. A clear procedure for interaction between states and the conditions for the obligatory extradition of terrorists to the country concerned.

Ways and ways to increase the level of environmental safety and prevent environmental terrorism.

In the context of globalization of international relations, the fight against environmental terrorism only within the national framework is ineffective. Today, ecological terrorism must be fought at a systemic, international level. There was a need to coordinate efforts at the level of international organizations in order to prevent "environmental terrorism".

It is known that "security" is the state of protection of individuals, society and the environment from excessive danger. Today, indicators characterizing the state of human health and the state (quality) of the environment are often used as a unit of measure for safety. This is due to the fact that the purpose of safety is not only the protection of public health, but also the protection of the environment. Therefore, it is necessary to determine the indicators that quantitatively allow to assess the state and quality of the environment. Such quantitative characteristics include the degree of proximity of the state of ecosystems to the border of functional stability (beyond which the predictability of changes in ecosystems will be lost).

For a more accurate assessment of the functional sustainability of ecosystems, use the natural-ecological classification of the destruction of nature (an indicator of the functional sustainability of the ecosystem). For this, the following gradations should be distinguished: the natural state; equilibrium state; crisis condition; critical situation; catastrophic condition; state of collapse.

Studies show that the concept of "environmental risk" is not formalized. Thus, in scientific publications, the term "environmental risk" is often understood as the probability of adverse effects for the environment of any changes in natural objects and factors. Risk is considered as the probability of occurrence of emergency events in a certain period of time. Risk is expressed in quantitative parameters the occurrence of man-made accidents that could cause significant harm to the environment or human health. Some are specific risks, Others cannot be specifically identified. There are occupational risks – the risk of occupational diseases.

"Ecological risk" is the possibility of the appearance of insurmountable environmental phenomena: the development of the greenhouse effect, the destruction of the ozone layer, radioactive contamination, acid precipitation. From the point of view of quantitative assessment, the concept of "environmental risk" can be formulated as the ratio of the magnitude of possible damage from the impact of a harmful environmental factor over a certain time interval to the normalized intensity value of this factor.

"Environmental risk" is the possibility of a dangerous violation of the interaction of living organisms with the environment due to the action of natural or anthropogenic factors. By the nature of the manifestation, "environmental risk" can be sudden (man-made accident, earthquake, etc.) and slow (subsidence of land, waterlogging, erosion, etc.).

Environmental risk assessment involves analyzing the causes of its occurrence and the extent of manifestation in a particular situation. The risk of man-made accidents, significant in their consequences, is associated with chemical and petrochemical enterprises, nuclear and thermal power plants, mines, sewage facilities. The probability of man-made accidents is largely determined by the effectiveness of environmental protection activities. The analysis shows that "environmental risk" directly depends on three groups of factors: the effectiveness of the environmental policy of local authorities (effective regulatory decisions governing environmental protection); capital investments in resource-saving and environmental protection equipment (economic incentives for environmental measures); the effectiveness of the implementation of environmental state programs.

To assess the "environmental risk" it is advisable to apply the technology of neural networks, which allows you to provide analytical support for decisions when the use of traditional statistical methods is difficult.

An important feature of neural networks is the ability to self-study in order to improve the quality of functioning. Self-learning is achieved using algorithms that determine how communications should change in response to an input.

Risk assessment is based on an analysis of environmental factors. "Ecological factors" are factors that are caused by the causes of a natural nature (climatic conditions, physical and chemical characteristics of the atmosphere, water, soil, natural disasters and catastrophes).

You can define the following characteristics of the gradation of the ecological system:

– natural state: only background anthropogenic impact is observed; biomass is maximum, biological productivity is minimal;

– equilibrium state: the rate of recovery processes is higher or equal to the rate of violation; biological productivity is greater than natural, biomass begins to decline;

– crisis state: anthropogenic disturbances exceed natural-recovery processes in speed, but the natural character of ecosystems is preserved; biomass decreases, biological productivity is sharply increased;

– critical state: the deterioration of ecosystems to less productive, the biomass is small and, as a rule, decreases;

– catastrophic condition: difficult reversible process of ecosystem deterioration, biomass and biological productivity are minimal;

– state of collapse: irreversible loss of biological productivity, biomass tends to zero.

In addition to the natural-ecological classification of the extinction (restoration) of an ecosystem, a medico-social scale is also needed, i.e. objective indicators (criteria) of the described classification of the natural environment are classified according to the following gradations: a safe zone (there is a steady increase in life expectancy, the incidence of the population is decreasing) a zone of tense ecological situation (a region within which there is a transition of the state of nature from a crisis to a critical one); environmental emergency zone; ecological disaster zone.

Today, the community has come to understand the impossibility of creating "absolute security". Therefore, one should strive to achieve a level of risk from hazards that can be considered as "acceptable". Its acceptability must be justified on the basis of economic and social considerations. Environmental risk assessment is the only analytical tool to determine the risk factors for human health and determine the priorities of risk minimization activities. Environmental risk management is an analysis of a risk situation, the development and justification of a management decision (often in the form of a legal act) aimed at minimizing environmental risk. In all developed countries there is a steady tendency to apply the concept of "acceptable risk". The social acceptability of environmental risk associated with various activities is determined by economic, social and psychological factors.

Environmental risk management.

Practical activities in the field of environmental risk management should be structured so that society as a whole receives the safest available amount of natural goods. The principles of risk management laid down strategic and tactical goals. For strategic purposes, the desire to achieve the highest possible level of welfare of society as a whole is expressed, and in tactical goals – the desire to increase the safety of the population and life expectancy.

The most important principle of risk management is the provision that the management process should include the entire cumulative spectrum of environmental hazards existing in society. The general risk for any person and for society as a whole cannot exceed the "acceptable" level for it.

"Environmental risk" for people is expressed in two categories: individual risk, defined as the probability that a person is exposed to hazards in the course of their activities; social risk, defined as the ratio between the number of people killed by the accident and the probability of this accident.

In accordance with the basic principles of international legislation in the field of environmental safety and the handling of hazardous substances, the problem of preventing "environmental terrorism" can be solved by:

– improvement of the national legislation on ensuring environmental safety and handling hazardous substances;

– creating and promoting the functioning of the environmental safety system, introducing a continuous assessment of the risk of harm to human life and health and the environment in the process of handling hazardous substances, taking measures to reduce this risk level;

– taking measures to prevent the occurrence of environmental pollution and environmental accidents and disasters;

– raising the level of scientific and technical support for solving environmental safety issues and handling hazardous substances, coordinating scientific and technical activities in this area and ensuring the introduction of new technologies into practice based on the results of these activities;

– the formation of a responsible attitude of citizens to the use of hazardous substances in the process of their life cycle: production, storage, transportation, use, trade, removal from circulation and disposal.

Systemic actions to prevent and combat environmental terrorism should include the following actions:

– coordination of scientific and technical activities in the field of environmental safety and handling of hazardous substances and the introduction of new technologies into practice based on the results of such activities;

– development and support of the activities of research and development institutions and organizations in this area, updating their experimental base;

– equipping the control and analytical laboratories with modern measuring devices and standardized rapid

methods for determining the composition of chemicals in water, soil, air, living environment, food products, consumer goods, biological environment and waste disposal sites of various origin;

– modeling of possible emergencies at technologically hazardous enterprises in order to minimize environmental risk and environmental threats, develop a plan of measures to eliminate the consequences of environmental accidents and disasters;

– development and application of a mechanism for assessing the level of environmental pollution by hazardous substances;

– development of scientific foundations of environmental regulation of environmental loads;

– development of new methods of control in the process of production, storage, transportation, use, trade, removal from circulation and disposal of hazardous substances.

Conclusions. An analysis of the trends in the development of crime, the operational and socio-economic situation in the country suggests that potentially dangerous objects may become targets for possible terrorist actions. The problem of preventing environmental terrorism should be solved in close cooperation of all segments of society, other countries, with the mandatory coordination of all members of the global community. Ecological terrorism is a potential global threat. Ecological terrorism is the unlawful or intentional infliction of significant damage to the environment in order to intimidate the population or to force the government or an international organization to commit or abstain from any action. Such a definition of this crime, its legal consolidation will contribute to the consolidation of the efforts of members of the world community to counter environmental terrorism – a modern threat to humanity. In order to systematically counteract "environmental threats", "environmental risks" and "environmental terrorism", it is proposed: to increase the level of environmental safety and improve the system of handling hazardous substances; reduce the likelihood of environmental pollution, environmental accidents and disasters; remove from disposal and dispose of hazardous substances. Promising are further research on the development of new methods and mechanisms to combat "environmental terrorism" and the consolidation of these developments in the current legislation of Ukraine. It is necessary to focus on creating an environmental safety management system.

References

1. Биченок М.М., Трофімчук О.М. Проблеми природно-техногенної безпеки в Україні. Київ : УІНСіР, 2002. 179 с.
2. Білявський Г.О., Падун М.М., Фурдуй Р.С. Основи загальної екології. Київ : Либідь, 1993. С. 3–6.
3. Бондар О.І., Машков О.А., Абідов С.Т., Системний аналіз небезпеки у зоні проведення антитерористичної операції на сході України: біосферні конфлікти та транскордонне забруднення. *Екологічні науки: науково-практичний журнал.* Київ : ДЕА, 2015. № 9. С. 5–26.
4. Верховна Рада України : Закон України «Про національну безпеку України» від 21.06.2018 р. № 2469-VIII.
5. Гошовський С.В., Рудько Г.І., Преснер Б.М. Екологічна безпека техноприродних геосистем у зв'язку з катастрофічним розвитком геологічних процесів. Київ : ЗАТ «НІЧЛАВА», 2002. 624 с.
6. Качинський А.Б., Хміль Т.А. Екологічна безпека України: аналіз, оцінка та державна політика. Київ : НІСД, 1997. 127 с.
7. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ : НІСД, 2001. 312 с.
8. Косевцев В.О., Бінько І.Ф. Національна безпека України: проблеми та шляхи реалізації приоритетних національних інтересів. Київ : НІСД, 1996. 61 с.
9. Машков О.А., Мамчур Ю.В. Загроза національній безпеці: екологічний тероризм, як сучасний виклик суспільству. *Науковий часопис Академії національної безпеки*. 2018. № (17). С. 8–21.
10. Машков О.А., Мамчур Ю.В. Загроза національної безпеки: аерокосмічний тероризм, як новий виклик безпеці суспільства. *Науковий часопис Академії національної безпеки.* 2018. № 1 (17). С. 8–28.
11. Настасенко О.Г., Бондар О.І., Машков О.А. Системний підхід щодо ліквідації екологічної катастрофи у зоні антитерористичної операції. *Екологічні науки: науково-практичний журнал.* Київ : ДЕА, 2014. № 6. С. 5–20.
12. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. Київ : Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С., 2017. 308 с.
13. Указ Президента України Про рішення Ради національної безпеки і оборони України від 6 травня 2015 року «Про Стратегію національної безпеки України». URL: http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/287/2015/paran7#n7)
14. Шмандій В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти) : автореф. дис. ... д.т.н. Харків, 2004. 36 с.
15. Шмандій В.М., Шмандій О.В Екологічна безпека – одна з основних складових національної безпеки держави. *Екологічна безпека, КрНУ*. 2008 (1). № 1. С. 9–15.

УДК 621.65
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-19

АЛГОРИТМ СИСТЕМИ КОНТРОЛЮ НАСОСНОГО ОБЛАДНАННЯ ДЛЯ ПОЛІПШЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО ФОНУ РЕГІОНУ

Гупало Ю.Ю.
Дніпровський технічний університет
вул. Дніпробудівельна, 2, м. Кам'янське, Дніпропетровська обл.
uliana.gupalo@gmail.com

У статті знайдено рішення проблеми контролю обладнання для зменшення рівня техногенного аспекту від хімічного підприємства. Розглянуто параметри оцінювання системи, проаналізовано і виведено взаємозв'язок параметрів, визначено граничні значення системи за низкою вибраних характеристик. Розроблено математичну модель і алгоритм системи, що сприяє підвищенню точності оцінювання поточного стану. *Ключові слова*: триплунжерний насос, система контролю, розрядження рідини, нагнітання рідини, маслобак.

Алгоритм системы контроля насосного оборудования для улучшения экологического фона региона. Гупало Ю.Ю. В статье найдено решение проблемы контроля оборудования для уменьшения уровня техногенного аспекта от химического предприятия. Рассмотрены параметры оценивания системы, проанализированы и выведены взаимосвязующие параметры, определены предельные значения системы по ряду выбранных характеристик. Разработаны математическая модель и алгоритм системы, что способствует повышению точности оценивания текущего состояния. *Ключевые слова*: трехплунжерный насос, система контроля, разряжение жидкости, нагнетание жидкости, маслобак.

The algorithm of the pumping equipment control system to improve the ecological background of the region. Gupalo Yu.Yu. The article found a solution to the problem of controlling equipment to reduce the level of technogenic aspect from a chemical enterprise. The system estimation parameters are considered, interconnecting parameters are analyzed and derived, the system limits are determined according to a number of selected criteria. Also developed a mathematical model and algorithm of the system, which contributes to improving the accuracy of estimating the current state. *Key words*: three-plunger pump, control system, liquid discharging, liquid injection, oil tank.

Постановка проблеми. З огляду на обсяги та інтенсивність виробництва хімічної промисловості, актуальним питанням залишається контроль та діагностування пристрою для проведення поточного та капітального ремонту елементної бази обладнання.

Існує необхідність у розробленні потужної системи контролю, приймаючи особливість обладнання та середовище роботи, що сприятиме розвитку хімічної індустрії для збереження належного екологічного фону.

Актуальність дослідження. Сучасний світ важко уявити без хімічної промисловості. Товари народного споживання, галузевий розвиток пов'язаний із хімічною промисловістю. Реалізація рішення виробничих потреб полягає у застосуванні агрегатів, що працюють з агресивними середовищами. Основною вимогою до агрегатів є надійність, безпека і міцність. Але підвищений рівень інформаційного навантаження на апаратника, інтенсифікація роботи механізму і регламентованого дотримання норм виробітку продукції призводять до збоїв у технологічних ланках. Значне погіршення належного функціонування обладнання призводить до економічних, екологічних та людських утрат. За даними 2018 р., рівень аміаку становить 1,2 ГДК у повітрі, що перевищує у 60 разів допустиму норму [11]. Отже, питання підвищення надійності пристрою є важливим і розглядається як основний елемент у виробничій системі. У зв'язку із цим насосне обладнання, безперечно, підлягає безперебійному контролю протягом робочої зміни.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими і практичними завданнями полягає у розробленні системи визначення поточного стану насосного обладнання в режимі реального часу для отримання достовірної інформації про несправності та збої в роботі. Для цього визначається набір параметрів, що контролюються, аналізуються елементні складники насоса, створюються алгоритм і математична модель системи для поліпшення екологічної ситуації за рахунок спрощення діагностування обладнання та своєчасного ремонту.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Питанням підвищення надійності пристрою із застосуванням діагностуючих методів присвячено безліч досліджень. Переважна частина з них заснована на відстеженні одного поточного параметра шляхом вимірювання характеристики контролюючим прила-

дом. За таким принципом використовуються манометри, рівнеміри, газоаналізатори, п'єзодатчик і т. д. Останнім часом часто застосовуються рівнеміри. Рівнеміри – це прилади для вимірювання граничного значення (рівня) або контролю ємності в сипучих, рідких, агресивних середовищах [4]. В агресивних середовищах уживають безконтактний метод, де велика ймовірність засмічення або корозії пристрою [1]. Ультразвукові рівнеміри засновані на поглинанні коливань за повернення від відбитого сигналу середовища [2]. Переваги: багатофункціональність пристрою, відсутність контакту із середовищем, вимірювання тиску на результат не впливає. Істотними ж недоліками є: похибка сигналу залежить від зовнішніх джерел (пил, пар, газова суміш), обмежений діапазон для високих тисків і температур [3]. Мікрохвильові рівнеміри побудовані на принципі вимірювання відображених радіохвиль від поверхні системи «газ – контрольоване середовище» [6]. Висока точність вимірювань, застосовність у різних рідинах, відсутність похибки тиску і температури є перевагами радарних рівнемірів; до недоліків відносяться: дорожнеча, обмеження за діелектричною проникністю. Також істотний внесок роблять газоаналізатори – пристрої для контролю кількості шкідливих домішок у повітрі [8]. Часто застосовуються на підприємствах термохімічні газоаналізатори для сигналізування пропусків парів хімічної речовини з обладнання. Вони працюють на принципі сприйняття хімічно чутливої плівки домішок навколишнього середовища [7]. Переваги пристрою: низька інерційність [9], низька вартість, а недоліки: знижена зносостійкість сенсора, затримка даних, низька чутливість. Тензодатчики [10] необхідні для вимірювання рівня вібрації агрегатів, що запобігає зносу підшипників. Вимірювання деформацій – статичних і динамічних, кріплення датчиків до виробу, простота є невід'ємними перевагами, але недоліком залишається велика похибка за рахунок впливу датчиків температур. Тому питання розроблення системи, здатної точно, швидко й якісно визначити стан насосу, залишається невирішеним і вимагає підвищеної уваги.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Формування єдиного методу діагностування пристроїв даного типу з урахуванням підбору фактичних показників і ефективної обробки даних за мінімальної втрати інформації. При цьому важливим є вивчення екологічної ситуації на території регіону, аналіз структурних деталей пристрою для визначення знижених показників стійкості елементів, що в результаті призводить до екологічно нестабільного середовища.

Новизна. Створення системи діагностування з можливістю максимально точного контролю над поточним станом насосного обладнання, охоплюючи всі його структурні елементи, що виконує такі завдання, як запит до роботи пристрою, блокування насоса в разі виникнення пошкодження. Підвищення контролю над обладнанням призведе до поліпшення екологічної ситуації не тільки на підприємстві, а й у регіоні.

Методологічне або загальнонаукове значення. Розробити систему визначення поточного стану насосного обладнання в режимі реального часу з метою отримання достовірної інформації про несправності та збої в роботі. Для цього визначити набір параметрів, що контролюються, проаналізувати елементні складники насоса, створити алгоритм і математичну модель системи. Це допоможе посилити ефективність і довготривалість працездатності насоса, зменшити кількість локальних і глобальних пропусків підвищеної концентрації речовини.

Виклад основного матеріалу. Для розроблення системи діагностики (рис. 1) необхідно врахувати такі чинники: агресивне середовище, спосіб закріплення датчиків, вплив інших датчиків на похибку вимірювань. Оскільки середовище є агресивним, то контактний спосіб (із зануренням пристрою) є неможливим через імовірність корозії пристрою. Необхідний підбір пристроїв для створення системи здатної виконати такі завдання:

– запит дозволу на роботу;
– визначення параметрів для установки поточного стану пристрою;
– сигналізування збоїв системи;
– швидка передача на периферійний пристрій;
– висновок оціночного показника за допомогою обробки даних із датчиків;
– блокування насосу за результатами перевірки.

Структурна схема триплунжерного насоса для перекачування аміаку:

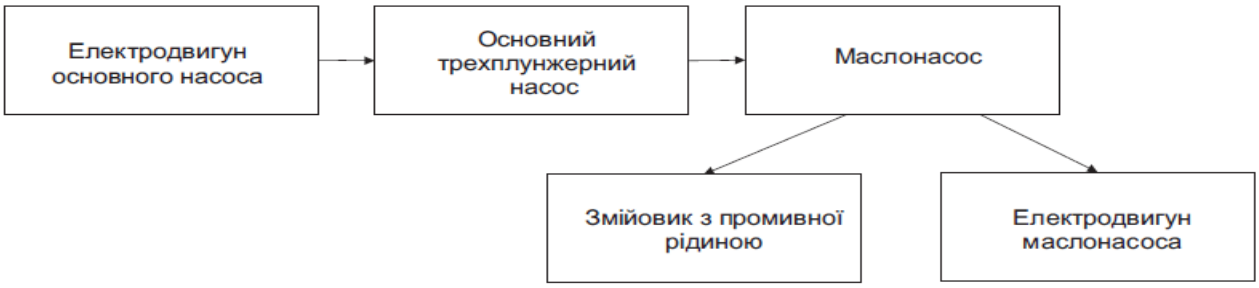


Рис. 1. Структурна схема насосу

Уважаємо за доцільне застосування такого алгоритму роботи системи (рис. 2).

Математична модель системи виглядатиме так:

$$W = S\{p, t, q\}. \quad (1)$$

1. Установка датчиків на позиції насоса. Застосовується безконтактний метод вимірювання середовища, але не безконтактні датчики, оскільки навіть найпотужніші акумулятори не здатні забезпечити безперебійний контроль без заміни джерела живлення, що тягне за собою значну похибку у вимірах. Усі шлейфи заводяться в короб для максимальних застережень пошкодження проводу.

Розроблення і прошивка програмного забезпечення із зазначенням меж вимірювань. Усі контрольовані параметри можна розділити на три блоки:

– тиск $p = \{p_1, p_2, \dots, p_n\}$ (табл. 1):

• тиск розрядження рідини – це тиск під час подачі аміаку через магістраль пристрою:

$$p_1 = p_v - \delta \quad (2)$$

• тиск нагнітання рідини – це тиск, який утворюється на виході пристрою:

$$p_2 = p_n - \delta \quad (3)$$

• тиск води – це тиск під час подачі води для охолодження елементів пристрою;

$$p_3 = p_{h20} - \delta \quad (4)$$

• тиск подачі масла – це тиск, за якого відбувається змащування основних елементів конструкції (плунжерів і т. д.):

$$p_4 = p_m - \delta \quad (5)$$

– температура $t = \{t_1, t_2, \dots, t_n\}$ (табл. 2):

• температура підшипників – це температура, яка вимірюється на підшипниках основного пристрою:

$$t_1 = t_p - \delta \quad (6)$$

• температура середовища – це температура аміаку. За підвищення температури аміаку відбувається хімічний вибух із виділенням парів середовища:

$$t_2 = t_s - \delta \quad (7)$$

– витрата $q = \{q_1, q_2, \dots, q_n\}$ (табл. 3):

• витрата води – це кількісний параметр, що визначає водні витрати для тепловіддачі:

$$q_1 = q_v - \delta \quad (8)$$

• витрата промивної води – це параметр, що визначає кількість води, яка поступає до агрегату:

$$q_2 = q_{vp} - \delta \quad (9)$$

• обсяг маслобака – кількісний показник, що визначає кількість масла в маслобаку:

$$q_3 = q_m - \delta \quad (10)$$

Таблиця 1

Параметри виміру контролю тиску

Найменування	Позначення
Тиск розрядження рідини	19 Бар
Тиск нагнітання рідини	165 Бар
Тиск води	2 Бар
Тиск подачі масла	6 Бар

Таблиця 2

Параметри виміру контролю температури

Найменування	Позначення
Температура підшипників	60–80 °C
Температура агресивного середовища	15–30 °C

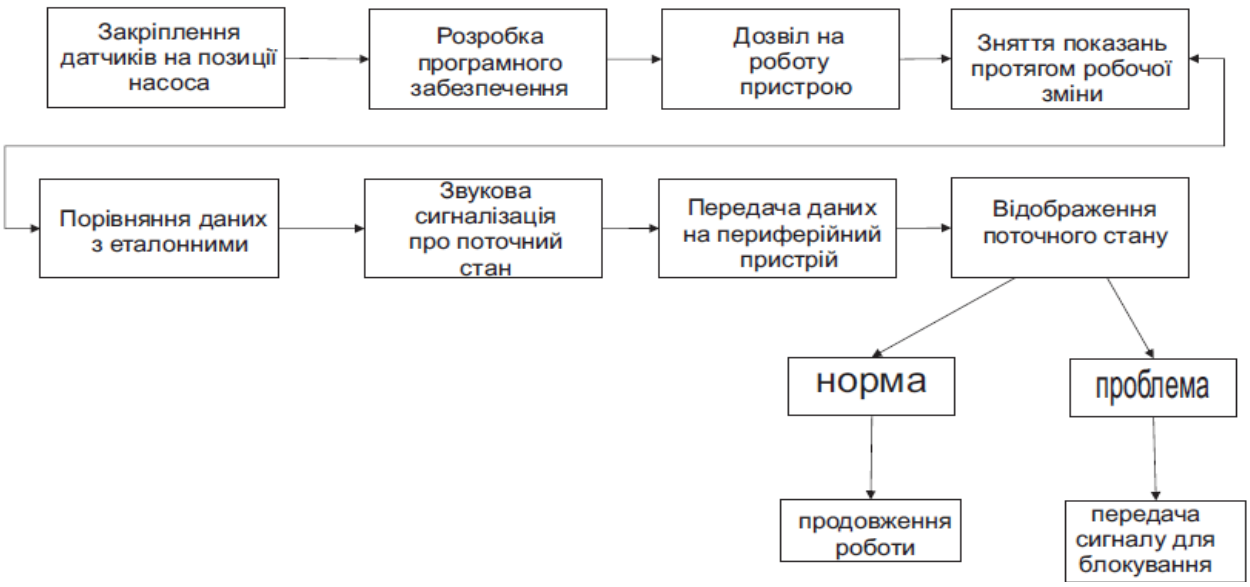


Рис. 2. Алгоритм системи діагностування поточним станом параметрів

Таблиця 3

Параметри виміру витрат речовини

Найменування	Позначення
Витрата води	1,8 м^3/ч
Витрата промивної рідини	0,6 м^3/ч
Обсяг маслобаку	0,5 м^3

За даними натурспостережень нами помічено, що деякі параметри мають взаємозв'язок:

температура підшипників t_1 та витрата промивної води q_2, оскільки за зниження промивної води відбувається надлишок тепловіддачі, що призводить до зношування підшипників, тобто до підвищення температури на них:

$$t_1 = \alpha * q_2 \quad (11)$$

тиск p_3 та витрата води q_1, оскільки можливий на основному агрегаті мінімальний тиск води, але при цьому відбуватиметься відсутність її в змійовику:

$$p_3 = \delta * q_1 \quad (12)$$

витрата промивної води q_3 і температура агресивного середовища t_1, оскільки за недостатньої подачі промивної води відбувається значне нагрівання сполучних частин пристрою, відповідно, й агресивного середовища (аміаку):

$$q_3 = c * t_1 \quad (13)$$

Для уточнення цих даних необхідні додаткові дослідження.

2. Дозвіл на роботу пристрою. Якщо на вході насоса буде гранично допустиме значення тиску розрядження, тоді пристрій може працювати, якщо ж ні – потрібний технічний огляд агрегату.

3. Порівняння параметрів за критеріями системи з еталонними. За підвищення або зменшення норми параметрів. пристрій сигналізує про можливі збої основного насоса, маслонасоса, змійовика рідини.

4. Передача на периферійний пристрій відбувається за допомогою Wi-Fi-сигналу, тому швидкість передачі даних буде не нижче частоти передачі Wi-Fi-сигналу.

5. Для прискорення і розвантаження пристрою передача даних буде відбуватися поблочно, тобто спочатку передаються дані з датчиків тиску, потім – температури і після – витрати.

6. Висновок поточного стану на дисплей із подальшими рекомендаціями. У разі перевищення або зниження значень відбувається блокування пристрою із зазначенням конкретної помилки для технічного огляду пристрою.

Подальші дослідження та експерименти системи діагностики поточного стану вважаємо необхідними для з'ясування ступеня її достовірності та надійності.

Головні висновки. Розроблено алгоритм системи діагностики поточного стану насосу, визначено набір параметрів працездатності, знайдено взаємосполучні елементи контролю, створено математичну модель системи.

Література

1. Винокуров Б.Б. Современная уровнеметрия жидких сред. Томск : Томский политехнический университет, 2014. С. 118.
2. Вильнина А.В. Вильнин А.Д., Ефремов Е.В. Современные методы и средства измерения уровня в химической промышленности. Томск : Томский политехнический университет, 2011. С. 207.
3. Кулаков М.В. Технологические измерения и приборы для химических производств ; 3-е изд. перераб. и доп. Москва : Машиностроение, 1983. 424 с.
4. Баранов В.Я. Промышленные приборы и средства автоматизации : справочник. Ленинград : Машиностроение, 1987. 840 с.
5. Калиниченко А.В., Уваров Н.В., Дойников В.В. Справочник инженера по контрольно-измерительным приборам и автоматике : учебно-практическое пособие ; под ред. А.В. Калиниченко. Москва : Инфра-Инженерия, 2008. 574 с.
6. Уровнемеры. Справочник. URL: http://basini.ru/2010/07/urovnemery (дата обращения: 11.04.2019).
7. Павленко В.А. Газоанализаторы Москва ; Ленинград : Машиностроение, 1965. С. 58–60.
8. Емельянов А.И. Практические расчеты в автоматике Москва : Машиностроение, 1967. 154 с.
9. Баратов А.Н. Горение – Пожар – Взрыв – Безопасность. Москва, 2003.
10. Ащеульников Е.К., Климова Е В. Методические указания к лабораторным работам по курсу «Датчики и электрические измерения неэлектрических величин» для студентов, обучающихся по специальности 190603.65 «Сервис транспортных и технологических машин и оборудования» «Сервис». Москва : МГМУ (МАМИ), 2012. 82 с.
11. Промислова екологія : навчальний посібник / С.О. Апостолюк та ін. ; 2-е вид., випр. і доп. Київ : Знання, 2012. 430 с.

УДК 504.064.4:62217/669.13:167
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-20

МЕТОДИКА ВИБОРУ ПРИРОДООХОРОННИХ ТЕХНОЛОГІЙ ЗА ІНТЕГРАЛЬНИМ ПОКАЗНИКОМ ЕКОЛОГІЧНОГО ВПЛИВУ

Луньова О.В.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
Oksanalunova@gmail.com

Наведено характеристику загальної ресурсоємності функціонування техноекосистеми, запропоновано методику вибору природоохоронних технологій за інтегральним показником екологічного впливу та алгоритм розрахунку інтегрального екологічного впливу. *Ключові слова:* інтегральний показник, природоохоронні технології, гірничодобувна техноекосистема, компоненти техноекосистеми.

Методика выбора природоохранных технологий по интегральному показателю экологического влияния. Лунева О.В. Приведена характеристика общей ресурсоемкости функционирования техноэкосистемы, предложены методика выбора природоохранных технологий по интегральному показателю экологического воздействия и алгоритм расчета интегрального экологического воздействия. *Ключевые слова*: интегральный показатель, природоохранные технологии, горнодобывающая техноэкосистема, компоненты техноэкосистемы.

An approach determine the environmental technology based on the integral indicator of ecological impact. Lunyova O.V. The characteristic of the total resource intensity of the functioning of the technical system is presented, the method of the choice of environmental technologies on the integral indicator of the environmental impact and the algorithm for calculating the integral ecological impact are proposed. *Key words*: integral index, environmental technologies, mining techno-ecosystem, components of techno-ecosystems.

Постановка проблеми. Одним із дієвих механізмів оптимізації техноекосистеми є регулювання техногенного впливу на її природні компоненти. Таке регулювання здійснюється за рахунок упровадження природоохоронних технологій.

Під природоохоронними технологіями захисту навколишнього природного середовища розуміють комплекс технологічних, технічних і організаційних заходів, спрямованих на зниження чи повне виключення антропогенного забруднення біосфери.

Актуальність дослідження. Запровадження технології під час використання матеріальних, енергетичних, природних та трудових ресурсів спричиняє виникнення техногенних впливів. Можлива ситуація, коли техногенні впливи від виробництва цих ресурсів можуть перевищувати впливи, які ліквідуються за рахунок реалізації природоохоронних технологій, що потребує постійних досліджень.

Виклад основного матеріалу. *Характеристика загальної ресурсоємності функціонування техноекосистеми.* У промисловості прийнято єдине, як і для всіх галузей, групування витрат для грошового виразу собівартості. У системі натуральних ресурсних показників прийнято структуру однорідних елементів витрат. Завданням дослідження є укрупнення єдиної класифікації натуральних ресурсів для її використання під час розрахунку наскрізної ресурсоємності. Це сировина, основні й допоміжні матеріали, паливо, енергія усіх видів, амортизація основних фондів, трудові ресурси, інші ресурси. Перші три види ресурсів відображають витрати предметів праці. Витрати ресурсів як засобів праці відображаються через амортизацію основних фондів. Основні фонди у виробничому процесі відіграють неоднакову роль. В економічній літературі здійснюється їх угрупування за ознакою участі у виробничому процесі. Основні виробничі фонди розподілені на дві групи за показником середньорічної величини зношування: будівлі і споруди; машини, устаткування, транспортні засоби та інструменти. Витрати живої праці враховуються як величини зворотної продуктивності праці в натуральних показниках і характеризують кількість людей, залучених до виробництва одиниці продукції. Інші витрати ресурсів відносно невеликі, але обов'язкові у виробничо-господарській діяльності підприємства і зазвичай фіксуються у статті «інші витрати».

Структура витрат ресурсів належить до техногенного компонента природно-техногенної системи, яким є будь-яке гірничодобувне підприємство. Витрати природних ресурсів під час функціонування цієї системи включають відчуження земель на розміщення виробничих та інших об'єктів, знищення земель вироблених кар'єрів, зони провалів шахт, використання земель за їх прямим призначенням у зонах рекреації і комунальному господарстві, зни-

щення або ушкодження підземних гідрогеологічних систем, поверхневих орогідрологічних систем, порушення цілісності літосфери та біоценозів. Ці витрати природних ресурсів мають місце під час виробництва основних і допоміжних матеріалів, палива, енергії, будівельних матеріалів на спорудження будівель, металу на створення машин тощо.

Отже, процес ресурсоспоживання під час функціонування будь-якого підприємства характеризуватиметься повною ресурсоємністю, тобто загальною кількістю ресурсів, які використовуються для виробництва промислової продукції [1–7] (рис. 1).

Повна ресурсоємність ураховує як ресурси, що використовуються безпосередньо під час виготовлення одиниці продукції, так і частку ресурсів, залучених до виготовлення засобів праці (устаткування, будівель, споруд, транспортних пристроїв), які амортизуються, використаних у соціальній сфері на основному виробництві та інших галузях промисловості, які обслуговують це виробництво. Проте джерелом будь-якого речового або енергетичного ресурсу є природне середовище – екотоп. Унаслідок вилучення з природного середовища будь-якого виду ресурсу різною мірою порушуються ґрунт, підземні або поверхневі води, атмосфера, біота, літосфера.

Отже, критерієм оцінки ефективності господарської діяльності людини може бути повна ресурсоємність конкретного виду діяльності з урахуванням

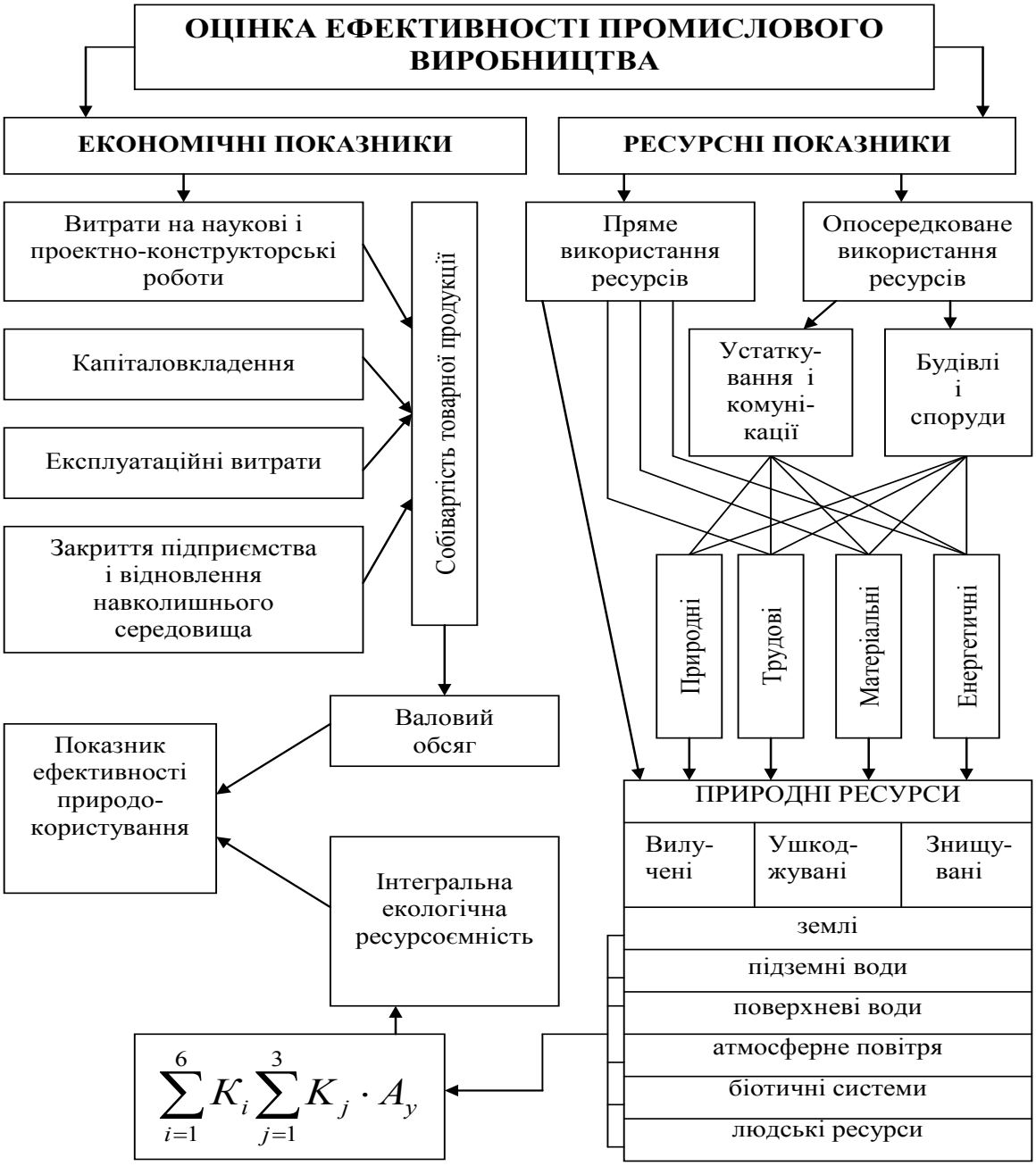


Рис. 1. Схема екологічної оцінки ефективності промислових технологій

усіх видів витрат природних ресурсів або антропо-екологічних. Скорочено цей термін може позначатися як «інтегральна екологічна ресурсоємність», що враховує витрати ресурсів, як прямі, так і опосередковані (устаткування, будівлі і споруди, соціальна інфраструктура).

Структура технологічних впливів на довкілля. Визначенню інтегральної екологічної ресурсоємності передує перелік залучених до процесу технологічного освоєння природних ресурсів, які класифікуються за характером використання (відчужувані, ушкоджені, знищені) і за типом компонента природного середовища (землі, підземні і поверхневі води, атмосферне повітря, біотичні системи, людські ресурси). Отже, природні ресурси, що використані в процесі виробництва, можна звести у матрицю з 18 елементів. Цю матрицю зводимо до одного показника – інтегральної екологічної ресурсоємності.

Це здійснюється на основі науково обґрунтованого методологічного принципу, який базується на глибокому аналізі природного середовища території. У процесі технологічної діяльності неминуча

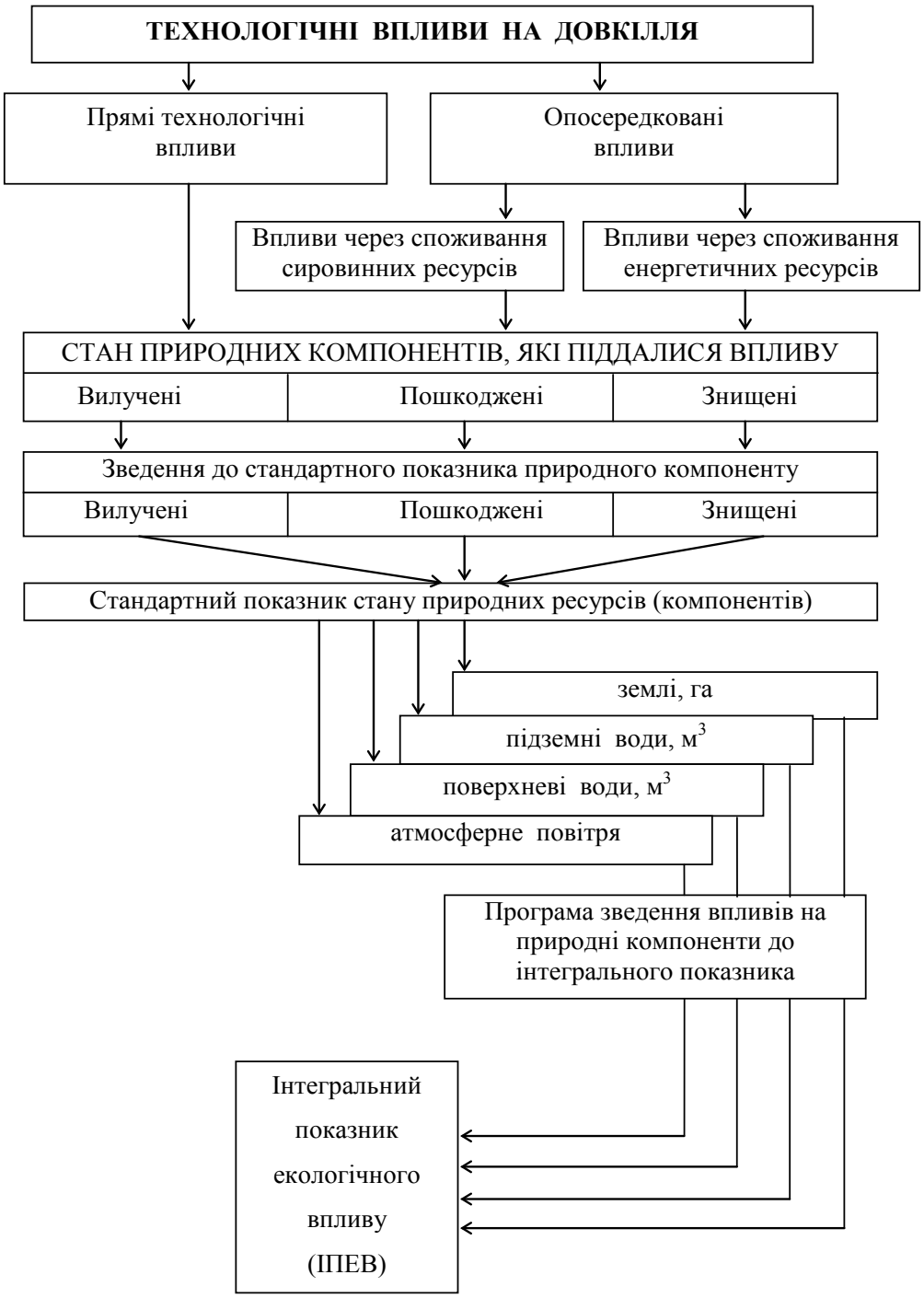


Рис. 2. Схема розрахунку інтегрального показника екологічного впливу

деформація природного регіонального середовища, змінюються способи його функціонування, перебудовуються внутрішні зв'язки. Однак ці перебудови не повинні порушувати здатність природних систем території до їхньог стійкого існування. Роль кожного з компонентів природного середовища в забезпеченні її стійкості може бути різною. Методологічною основою визначення «ваги» природних компонентів має синтезувати два способи їхньої оцінки – експертна оцінка і математичне моделювання.

Реалізація екологічної оцінки функціонування промислових підприємств передбачає перехід від урахування обсягів споживання ресурсів природного середовища до визначення розміру впливів виробництва на компоненти природного середовища, що є носіями цих ресурсів.

Визначення кількісних параметрів впливу на природні системи показано на схемі (рис. 2).

Структура технологічних впливів належить до техногенного компонента природно-техногенної системи, яким є будь-яке промислове підприємство. Технологічні впливи виявляються у використанні природних ресурсів під час функціонування системи, включають відчуження земель не за їх природним призначенням: на розміщення виробничих та інших об'єктів, знищення земель у вироблених просторах кар'єрів, зонах провалів шахт; використання земель за їх прямим призначенням у зонах рекреації і комунальному господарстві, знищення або ушкодження підземних гідрогеологічних систем, поверхневих орогідрологічних систем, порушення цілісності літосфери, порушення біоценозів. Таке використання природних ресурсів також має місце під час виробництва основних і допоміжних матеріалів, палива, енергії, а також будівельних матеріалів на спорудження будівель, металу на створення машин й устаткування тощо. Отже, можна відтворити процес технологічного впливу на природне середовище під час функціонування гірничодобувного підприємства, який у загальному вигляді характеризуватиметься інтегральним показником екологічного впливу (ІПЕВ).

Методика розрахунку інтегрального показника екологічного впливу технологій на довкілля. Інтегральний показник екологічного впливу враховує як прямі екологічні впливи, які виявляються безпосередньо під час виготовлення одиниці продукції, так і опосередковані впливи, які існують у процесі виготовлення засобів праці (устаткування, будівель, споруд, транспортних пристроїв), що амортизуються, а також задіяних у соціальній сфері на основному виробництві та інших галузях промисловості, обслуговуючих це виробництво.

Об'єктом впливу під час отримання будь-якого речовинного або енергетичного ресурсу є природне середовище. У результаті вилучення з природного середовища будь-якого ресурсу порушуються різною мірою ґрунт, підземні або поверхневі води, атмосфера, біота, літосфера. У зв'язку із цим критерієм ефективності природоохоронного заходу є показник інтегрального впливу на довкілля, що враховує як прямі, так і опосередковані впливи (рис. 2).

Під час визначення інтегрального екологічного впливу у процесі технологічного освоєння природних ресурсів їх необхідно класифікувати за характером використання: відчужувані, ушкоджені, знищені.

Принципи визначення коефіцієнтів приведення.

За показник негативного впливу на компоненти навколишнього середовища приймаємо:

- для земельних ресурсів – техногенний вплив, за якого природний ресурс повністю вилучається з використання;
- для водних ресурсів – скиди вод високої мінералізації;
- для атмосферного повітря – викиди з високою концентрацією газоподібних забруднюючих речовин.

За початковий показник відліку прийнято стан природного компоненту, який відповідає повній утраті його екоприродних функцій, тобто його знищенню.

Показником діаметрально протилежного впливу є вилучення природного компоненту із системи традиційного природокористування без зміни (втрати) якісного стану.

Проміжний стан природного компоненту класифікується як пошкоджений.

Для скидів основним чинником, який характеризує ступінь негативного впливу, є мінералізація. Тому граничними станами для скидів є:

- 1,0–25,0 мг/л – I стан (вилучення);
- 25,9–50,0 мг/л – II стан (забруднення);
- >50,0 мг/л – III стан (знищення).

Для викидів основним показником є ГДК:

- 0,1–1,0 ГДК – I стан;
- 1,1–10,0 ГДК – II стан;
- >10,0 ГДК – III стан.

Землі розглядаються як територія життєдіяльності та як ресурс, тому їхній стан буде визначатися так:

- нетрадиційне використання без погіршення якості земель – I стан;
- пошкодження з можливістю відновлення для традиційного землекористування – II стан;
- повна неможливість традиційного використання та відновлення – III стан.

Методологія комплексної оцінки вимагає застосування єдиного підходу до зведення компонентів із різним станом порушення природного компонента.

Аналіз науково-інформаційних джерел щодо формулювання різними авторами законів природокористування, статистичних матеріалів стосовно різних видів природокористування дав змогу встановити такі коефіцієнти приведення (табл. 1).

Алгоритм виконання розрахунку інтегрального екологічного впливу. Виконання екологічної оцінки природоохоронних заходів здійснюється приведенням показників впливу на основні компоненти природного середовища до єдиного інтегрального показника екологічного впливу (ІПЕВ).

Процедура виконання інтегральної природоохоронної оцінки заходу:

1. Аналіз заходу.

1.2. Задекларований природоохоронний ефект природоохоронного заходу (зменшення викидів, використання відходів).

2. Комплексна оцінка прямих впливів на компоненти довкілля.

2.1. Встановлення величини зменшення викидів в атмосферу за інгредієнтами через коефіцієнт приведення для конкретних обсягів викидів:

- пил;
- оксид вуглецю – CO;
- оксиди азоту – NO_x;
- діоксид сірки – SO_2.

2.1.1. Переведення прямих викидів (NO_x, SO_2 та пилу) до CO-еквіваленту через коефіцієнт:

$$A_{CO-экв.} = A_{NO_x} \times K_{пр.}^{NO_x} + A_{SO_2} \times K_{пр.}^{SO_2} + A_{пил} \times K_{пр.}^{пил} + A^{CO} \times 1, \quad (1)$$

$$K_{пр.}^{NO_x} = \left(\frac{ГДК_{CO}}{ГДК_{NO_x}}\right); \; K_{пр.}^{SO_2} = \left(\frac{ГДК_{CO}}{ГДК_{SO_2}}\right); \; K_{пр.}^{пил} = \left(\frac{ГДК_{CO}}{ГДК_{пил}}\right). \quad (2)$$

2.1.2. Розрахунок загального викиду в CO-еквіваленті.

2.2. Розрахунок величини впливів на підземні водоносні горизонти та їх приведення до стандартної величини.

2.3. Розрахунок величини впливів на поверхневі водні об'єкти.

2.4. Розрахунок впливів на землі промислового відведення та їх приведення до стандартної величини.

3. Визначення опосередкованих впливів за рахунок залучення чи економії (у результаті реалізації заходу) сировинних та енергетичних ресурсів:

- метали чорні;
- метали кольорові;
- будівельні матеріали;
- електроенергія;
- вугілля, газ, мазут.

4. Розрахунок параметрів опосередкованого впливу за компонентами:

- площа порушених земель;
- скиди у відкриті водотоки;
- фільтрація в підземні водоносні горизонти;
- викиди в атмосферне повітря.

5. Приведення параметрів прямого впливу до інтегрального показника екологічного впливу (ІПЕВ).

5.1. Визначення значень коефіцієнтів приведення (за компонентами довкілля) до інтегрального прямого впливу на навколишнє середовище.

5.2. Розрахунок ІПЕВ в одиницях CO-еквівалента.

6. Приведення параметрів опосередкованого впливу до інтегрального показника екологічного впливу (ІПЕВ).

Виконання розрахунків за запропонованою методикою дає змогу визначити та звести впливи на окремі компоненти до єдиного показника впливу на навколишнє середовище. Чисельні значення інтегральних показників екологічного впливу (ІПЕВ) корелюють зі ступенем їх важливості чи іншого заходу для стабілізації довкілля.

Для висвітлення фізичної суті Методології з використанням інтегрального показника екологічного впливу (ІПЕВ) необхідно зробити деякі пояснення та припущення.

Припустимо, що деяке гіпотетичне підприємство функціонує в гармонії з природним середовищем. Це означає, що його викиди ніяк не псують атмосферне повітря, його скиди знаходяться в межах рибогосподарських нормативів, землі в межах його земельного відводу перебувають у стані, який відповідає дотехногенним параметрам, а його діяльність дає робочі місця та наповнює бюджети різних рівнів. У цьому разі таке підприємство можна вважати екологічно чистим. Під час оцінки будь-якого іншого конкретного підприємства необхідно визначити умовну «відстань», яка його відділяє від зразкового. За міру такої «відстані» приймемо величину вартісних витрат, які необхідно було б понести цьому підприємству на природоохоронні заходи для досягнення такого ж екобезпечного стану. З урахуванням величини цих витрат на основі аналізу статистичних даних, виходячи з величини вартісних витрат, які необхідно понести під час здійснення повної реабілітації, обґрунтовано коефіцієнти приведення компонентів довкілля до ІПЕВ. Так, для реабілітації одного гектара знищених і непридатних до використання земель необхідно витратити близько 62,5 тис. умовних вартісних одиниць (B_Z = 62,5 \$/га).

Аналогічні витрати для повної очистки скидів та їх доведення до рибогосподарської якості становлять 250 \$/тис. м³ (B_W = 250 \$/м³).

Такі ж витрати для повної очистки викидів від пилу та газових забруднень становлять 13,1 \$/т (B_A = 13,1 \$/т).

Ураховуючи, що одним з основних завдань упровадження природоохоронних заходів є збереження клімату, за базовий показник для визначення коефіцієнтів приведення (K^A, K^Z, K^W) прийнято вар-

Таблиця 1

Коефіцієнти приведення за ступенем пошкодження природного компонента

Вплив на довкілля	Стан приведених компонентів	Коефіцієнт приведення
Вилучення	I стан	0,01
Пошкодження	II стан	0,1
Знищення	III стан	1,0

тісний показник очищення атмосферного повітря (СО-еквівалент забруднення):

$$K^A = \frac{B_A}{B_A},\ K^Z = \frac{B_Z}{B_A},\ K^W = \frac{B_W}{B_A}. \qquad (3)$$

Результати розрахунку коефіцієнтів приведення до ІПЕВ наведено в табл. 2.

Результати виконання чисельної екологічної оцінки ефективності заходів зводяться в таблицю, форму якої наведено в табл. 3.

На завершальному етапі оцінки з використанням коефіцієнтів приведення (табл. 2) підсумовуються дані, результати яких зводяться в окрему табл. 4.

Як приклад у табл. 4 наведено фактичні результати комплексної оцінки природоохоронних заходів одного з промислових виробництв. З аналізу цієї таблиці можна отримати інформацію про розмір прямих та опосередкованих техногенних впливів, визначених у натуральному вимірі та приведених до СО-еквіваленту.

Результуючу оцінку заходів і-го підприємства наведено в табл. 4. За даними табл. 4 наведено розрахунок відсотку виконання завдань з охорони компонентів довкілля:

– виконання завдань з охорони атмосферного повітря:

$$A'_{CO} = \frac{\Sigma A_{CO} \times 100}{\Sigma A_{CO}^{\max}} = \frac{3369 \times 100}{8156{,}1} = 41{,}3\%; \qquad (4)$$

– виконання завдань з охорони гідросфери:

$$W'_{CO} = \frac{\Sigma W_{CO} \times 100}{\Sigma W_{CO}^{\max}} = \frac{429 \times 100}{1996{,}6} = 21{,}5\%; \qquad (5)$$

– виконання завдань з охорони земель:

$$Z'_{CO} = \frac{\Sigma Z_{CO} \times 100}{\Sigma Z_{CO}^{\max}} = \frac{121 \times 100}{2916} = 4{,}15\%. \qquad (6)$$

У наведених формулах результуючої оцінки прийнято таке:

- A'_{CO}, W'_{CO}, Z'_{CO} – результати оцінки заходів в одиницях показника СО-еквівалента відповідно для атмосферного повітря, гідросфери та земель;
- $A_{CO}^{\max}$, $W_{CO}^{\max}$, $Z_{CO}^{\max}$ – завдання, які встановлені конкретному підприємству державними органами.

Сумарна оцінка виконання завдань підприємства в одиницях інтегрального показника впливу:

$$I_{ІПЕВ} = \frac{\Sigma\Sigma I_{ІПЕВ} \times 100}{\Sigma\Sigma I_{ІПЕВ}^{\max}} = \frac{12186 \times 100}{60468} = 20{,}15\%. \qquad (7)$$

Головні висновки. У разі виконання підприємством спланованих ним завдань проблема гармоніза-

Таблиця 2

Коефіцієнти приведення до базового показника ІПЕВ

Вплив на довкілля	Витрати на реабілітацію та очищення, $B_{(Z,W,A)}$	$K^{(Z,W,A)}$
Порушення земель	62,5 \$/га	4,8 $т_{СО\text{-}екв.}$/га
Скиди у водні об'єкти	250,0 \$/тис. м^3	19,2 $т_{СО\text{-}екв.}$/тис. м^3
Викиди в атмосферне повітря	13,1 \$/т	1,0 $т_{СО\text{-}екв.}$/т

Таблиця 3

Результати виконання чисельної екологічної оцінки ефективності заходів, приведених до СО-екв. показника

№ п/п	Найменування заходу	Показники впливу на компоненти довкілля			
		Компоненти довкілля	Прямі в натуральному виразі	Приведені	Опосередковані
1		A			
		W			
		Z			

Таблиця 4

Результуюча оцінка заходів і-го підприємства

Впливи	Показники оцінки заходів	Сумація показників в СО-еквіваленті	Інтегральний показник оцінки заходів	Усього (ІПЕВ)
Прямі в натуральному вимірі	$\Sigma A_п$ – 361 т	ΣA_{CO} – 1799+1570=3369 СО-екв. ΣW_{CO} – 183,2+246 = 429 СО-екв. ΣZ_{CO} – 112,3+8,95 = 121 СО-екв.	ΣA_{CO} – 3369 ІПЕВ ΣW_{CO} – 8236 ІПЕВ ΣZ_{CO} – 581 ІПЕВ	12186
	$\Sigma W_п$ – 183,2 тис. м^3			
	$\Sigma Z_п$ – 112,3 га			
Прямі приведені	ΣA_{CO} – 1799 т СО-екв.			
	ΣW_{CO} – 183,2 тис. м^3			
	ΣZ_{CO} – 112,3 га			
Опосередковані приведені	ΣA^o_{CO} – 1570,5 т СО-екв.			
	ΣW^o_{CO} – 246 тис. м^3			
	ΣZ^o_{CO} – 8,95 га			

ції природокористування в рамках його діяльності буде виконана лише на 20%, тому цей варіант природоохоронних заходів слід визнати недостатнім. Необхідно або запланувати нові, більш дієві природоохоронні заходи, або визнати рівень вимог із боку державних органів нереально завищеним.

Перспективи використання результатів дослідження. Реалізація наведеної методології дає змогу вирішувати проблеми регіонального природокористування. З її допомогою можна розробити рейтинговий ряд підприємств із позиції доцільності їх функціонування виходячи з регіональних інтересів. Для цього потрібно за схемою, наведеною на рис. 1, урахувати розмір відрахувань підприємств у регіональний бюджет та величину техногенного збитку в одиницях інтегрального показника впливу.

Література

1. Звіт про науково-дослідну роботу «Розробка наукових основ збалансованого функціонування складних техноекосистем та шляхи його досягнення» № ДР 0107U011874 (протокол № 24 від 23.12.2015 р) / А.Г. Шапар та ін. ; ІППЕ НАН України. Дніпро, 2015. 130 с.
2. Луньова О.В. Методологія вибору технологічних рішень оптимізації функціонування техноекосистем. *Геотехнічна механіка*. 2018. Вип. 141.
3. Єрмаков В.Н., Луньова О.В., Аверин Д.Г. Основні ознаки складних техноекосистем та їх збалансованість. *Вісті Донецького гірничого інституту.* 2019. № 2(39).
4. Луньова О.В. Моделювання сценаріїв розвитку техноекосистем. *Геотехнічна механіка*. 2019. Вип. 141.
5. Mäler K.G. Sustainable development and resilience in ecosystems. *Environmental and resource economics*. 2008. Vol. 39. № 1. P. 17–24.
6. Mori A.S. Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*. 2011. Vol. 48. № 2. P. 280–292.
7. Loreau M., Naeem S., Inchausti P. Biodiversity and ecosystem functioning. Synthesis and Perspectives. Oxford : University Press, 2002. 294 p.
8. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services / P. Balvanera et al. *Ecology Letters*. 2006. Vol. 9. № 10. P. 1146–1156.

УДК 504.4.602.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-21

ЗМІНА СТРУКТУРИ СПОЖИВАННЯ ПИТНОЇ ВОДИ ЯК ОСНОВА ВИРІШЕННЯ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ

Крисінська Д.О., Клименко Л.П.
Чорноморський національний університет імені Петра Могили
вул. 68 Десантників, 10, 54003, м. Миколаїв
silfida13@.gmail.com, rector@chmnu.edu.ua

У статті порушено актуальне питання якості питної води та структури її споживання. Ця проблема вже багато років залишається актуальною та невирішеною як на глобальному, так і на регіональних рівнях. Пропозиції вирішення питання якості питної води, запропоновані експертами в галузі, є актуальними і необхідними. Проте залишається невирішеним головне питання – використання прісної води для побутових, санітарно-гігієнічних потреб. Авторами проаналізовано проблему і запропоновано один зі шляхів вирішення – перехід від єдиної системи питного водопостачання в містах до будинкової. Перехід на будинкову систему доочищення води до якості питної матиме важливий екологічний ефект – розмежування використання води населенням для різних потреб (питна, побутова, технічна і т. ін.). Така система дасть змогу раціонально використовувати ресурси, у першу чергу зменшаться витрати на утримання реагентних цехів, господарств на комунальних підприємствах водопостачання, адже зникне необхідність підготовки всієї води, що потрапляє у водопроводи міста, як такої, що має відповідати вимогам якості питної. *Ключові слова*: водопостачання, питна вода, технічна вода, екологічна безпека.

Изменение структуры потребления питьевой воды как основа решения проблемы экологической безопасности питьевого водоснабжения. Крисинская Д.А., Клименко Л.П. В статье исследован актуальный вопрос качества питьевой воды в городе Николаеве. Данная проблема уже много лет остается актуальной и нерешенной как на глобальном, так и на региональных уровнях. Существующие решения вопроса качества питьевой воды, предложенные экспертами, актуальны и необходимы. Однако остается нерешенным главный вопрос – использование пресной воды для бытовых, санитарно-гигиенических нужд. Авторами проанализирована проблема и предложен один из путей решения – переход от единой системы питьевого водоснабжения в городах на домовую. Переход на домовую систему доочистки воды до качества питьевой будет иметь важный экологический эффект – разграничение использования воды населением для различных нужд (питьевых, бытовых, технических и т. д.). Такая система позволит рационально использовать ресурсы, в первую очередь уменьшатся расходы на содержание реагентных цехов, хозяйств на коммунальных предприятиях водоснабжения, ведь отпадет необходимость подготовки всей воды, попадающей в водопроводы города, как такой, которая должна соответствовать требованиям качества питьевой. *Ключевые слова*: водоснабжение, питьевая вода, техническая вода, экологическая безопасность.

Changing the structure of drinking water as the basis of solving the problem of environmental safety of water supply. Krysinska D.O., Klymenko L.P. This problem has been pressing and unresolved for many years, both at the global and regional levels. Proposals for solving the quality of potable water proposed by experts in the field are relevant and necessary. But the main question remains unresolved the use of fresh water for household, sanitary needs. The authors analyzed the problem and proposed one of the solutions a transition from a unified system of potable water supply in the cities to the house. Go to the house water purification system for the quality of drinking will have a significant environmental impact water consumption population differentiation for different needs: drinking, household, technical, irrigation and so on. This system will allow efficient use of resources, especially reduced maintenance costs reagent departemnt for water utilities, as removed the need to prepare all the water that falls in the water of the city, as such, must comply with quality potable water. *Key words*: water supply, potable water, process water, ecological safety.

Постановка проблеми. Проблема забезпечення населення якісною, безпечною питною водою є головною проблемою людства. Вирішення цієї проблеми – одне з пріоритетних завдань, що внесені до 17 цілей сталого розвитку людства.

Під поняттям екологічної безпеки питного водопостачання в нашому дослідженні розуміємо стан системи питного водопостачання, за якого встановлено максимально екологічно безпечне та ефективне її функціонування за зведення до мінімуму негативного впливу на компоненти екосистем, насамперед на людину та її здоров'я, за умов використання необхідних, науково і практично обґрунтованих фінансових та енергетичних витрат.

Україну відносять до числа держав з обмеженими питними ресурсами через підвищений рівень забруднення поверхневих і підземних джерел водопостачання. Особливо актуальною ця проблема є в містах південних областей України, більшість яких використовує для забезпечення питних потреб населення воду з поверхневих джерел.

У місті Миколаєві діяльність із надання послуг водопостачання та водовідведення здійснює міське комунальне підприємство (МКП) «Миколаївводоканал»,

що становить систему водопостачання та водовідведення – комплекс споруд, об'єднаних єдиним технологічним процесом транспортування, очищення, розподілу води, прийому та очищення стоків.

Із кожним роком ситуація з водопостачанням населення в місті загострюється, оскільки методи очищення води, система водопроводів морально і фізично зношені, тому пошуки перспективних рішень щодо поліпшення якості питної води в місті Миколаєві є своєчасними і доцільними.

Аналіз останніх досліджень і публікацій свідчить про недостатню вивченість цього питання. Питаннями якості питної води, технологій водопідготовки, систем управління в галузі водокористування займаються багато українських учених, а саме: П.І. Гвоздяк, В.В. Гончарук, М.М. Гіроль, Н.Г. Насонкіна, Ф.В. Стольберг, О.А. Ткачук та ін. Проте питання зміни структури використання прісної води залишається актуальним і невирішеним.

Основним джерелом питної води для 70% населення України є річка Дніпро, у т. ч. і для міста Миколаєва. Сира вода водоводом «Дніпро – Миколаїв» доставляється на МКП «Миколаївводоканал». У практиці водоочищення підприємства на більшій частині водогінних станцій України використовується газоподібний хлор – сильнодіюча отруйна речовина.

Для забезпечення населення Миколаєва якісною питною водою та підвищення екологічної безпеки на МКП «Миколаївводоканал» запроваджено інвестиційний проект «Розвиток системи водопостачання та водовідведення в м. Миколаєві». Виконання робіт у межах модернізації технологій очищення питної води на підприємстві розпочато в 2015 р.: знезараження питної води на НСВ 3-го підйому водопроводу та НСВ 4-го підйому водопроводу, цеху водогону «Дніпро – Миколаїв» проводять, використовуючи гіпохлорит натрію на заміну рідкого хлору [1]. Варто зазначити, що гіпохлорит натрію характеризується недовготривалою знезаражувальною дією, тому його використовують переважно тоді, коли система трубопроводів знаходиться в належному технічному стані.

У Миколаєві для розподілу питної води водоканалом експлуатується 1 202,1 км водопровідних мереж (із них аварійних – 82,79 км). Через незадовільний стан мережі втрати води сягають 30% [2].

У водопровідних мережах більшості українських міст, у т. ч. Миколаєва, переважно використовуються сталеві труби. Використання сталевих труб призводить до зменшення надійності і тривалості експлуатації трубопроводів, що спричинює погіршення якості питної води. Розподіл труб, що використовуються у водопроводах України, наведено на рис. 1.

Експлуатація водопроводів, що побудовані зі сталі, спричиняє вторинне забруднення питної води (кількість осаду, зібраного з внутрішньої поверхні труб для сталевих трубопроводів, – 2 см^3/100 см^2 поверхні трубопроводу), тому важливо це враховувати під час розроблення нових проектів модернізації системи водопостачання. Найбільш стійкими щодо корозійних впливів є труби з полімерних матеріалів [3].

Рис. 1. Розподіл труб у водопровідній мережі України

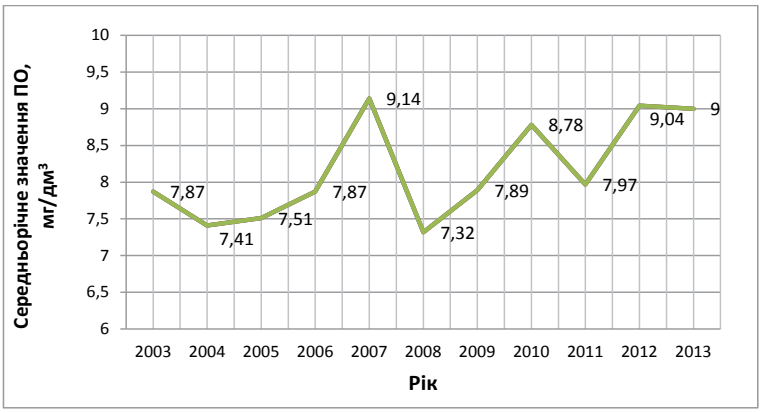


Рис. 2. Динаміка значення середньорічної концентрації перманганантної окиснюваності

Рис. 3. Динаміка значення середньорічної концентрації залишкового хлору

Виклад основного матеріалу. Одним із завдань нашого дослідження став пошук зв'язку між якістю водопровідної води та здоров'ям людини. Як ілюстративний приклад було використано дані обліку результатів дослідження якості питної води централізованого водопостачання Миколаївської СЕС [4]. Виявлено, що існує перевищення нормативів допустимих концентрацій, що встановлені [5] за такими показниками: перманганатна окиснюваність, нітрити, нікель, залишковий хлор, залізо, марганець. На рис. 2–5 показано динаміку зміни концентрації показників, значення яких не відповідає нормативам.

Наступним завданням у межах нашого дослідження стала оцінка впливу якості питної води на здоров'я населення міста Миколаєва шляхом визначення потенційних ризиків.

Використовуючи методику [6] та дані [4], було встановлене значення потенційного неканцерогенного ризику для жителів м. Миколаєва (табл. 1).

Проаналізувавши отримані дані, встановлено, що потенційний ризик для здоров'я населення міста Миколаєва знаходиться в межах небезпечного і надзвичайно небезпечного (за весь період дослідження для ПО, нікелю, періодично – для заліза, нітритів), тому вживати таку воду як питну не бажано.

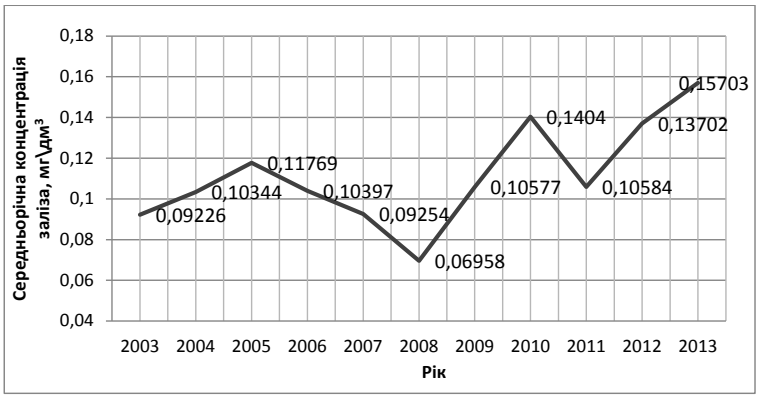


Рис. 4. Динаміка значення середньорічної концентрації заліза

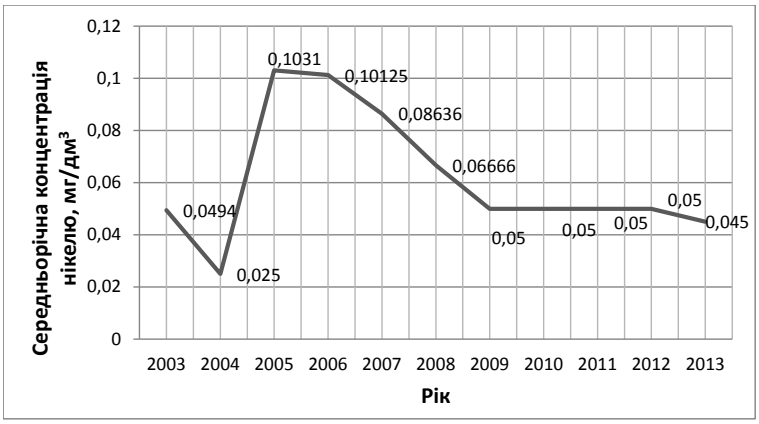


Рис. 5. Динаміка значення середньорічної концентрації нікелю

Використовуючи методику [7] та дані [8; 9], встановлено, що використання методу подвійного хлорування у водопідготовці є небезпечним для здоров'я населення, оскільки хлорорганічні сполуки можуть викликати потенційні ризики розвитку онкологічних захворювань у населення міста.

Проаналізувавши інформацію щодо зареєстрованих злоякісних новоутворень, що зафіксована у щорічних бюлетенях Національного канцер-реєстру «Рак в Україні» [10], проведено кореляційний аналіз. Установлено, що існує зв'язок між рівнем захворюваності населення (кількістю зафіксованих злоякісних новоутворень) та якістю питної води (концентрацією хлороформу у питній воді), коефіцієнт кореляції – 0,76 (рис. 6).

Із вищенаведеного виникає питання необхідності доведення всієї водопровідної води в мережі водопостачання до якості питної, якщо її вживання є потенційно небезпечним для здоров'я людини.

Таблиця 1

Значення потенційного ризику

Рік	**Потенційний ризик,** *частка одиниці*			
	ПО	**Нікель**	**Залізо**	**Нітрити**
2003	0,935708	0,98652	0,552597	0,995034
2004	0,924522	0,886893	0,594151	0,961347
2005	0,927225	0,999875	0,641557	0,010215
2006	0,935742	0,999853	0,596045	0,030051
2007	0,958764	0,999462	0,602307	0,763843
2008	0,922321	0,997006	0,454801	0,039308
2009	0,936319	0,987207	0,602307	0,050962
2010	0,953206	0,987207	0,705958	0,035799
2011	0,938102	0,987207	0,602578	0,053605
2012	0,957247	0,987207	0,69716	0,04914
2013	0,956646	0,987207	0,745622	0,04914

Дослідивши питання структури водоспоживання в Україні, країнах Європи, Азії, Америки та Австралії, встановлено, що частка споживання води з водопровідної мережі для задоволення питних потреб становить у середньому лише 15% (рис. 7).

Як бачимо, найбільше використовують воду для санітарно-побутових потреб (купання, прання, туалет). Наступним аргументом гострої необхідності зміни структури водоспоживання стають усереднені дані кількості водопровідної води, що витрачається на одну особу в домогосподарствах різних країн (рис. 8), які чітко ілюструють масштаби нераціональних витрат ресурсу.

Важливими досвідом вирішення питання зміни структури водокористування є система водопостачання на Американських Віргінських та Карибських островах [11], де втілено розподіл використання води в комунальній мережі на питну і технічну. Це подвійні системи розподілу, що включають використання води для потреб водопостачання з двох різних джерел у двох окремих розподільчих мережах. Дві системи працюють незалежно одна від одної в межах однієї зони обслуговування. Технічна вода використовується для таких цілей, як пожежогасіння, санітарні потреби (туалети, прання, прибирання), миття вулиць, зрошення декоративних садів, газонів. Як показує досвід цих маленьких територій і громад, подвійні системи розподілу води є економічно й екологічно виправданим. Подвійні системи спроектовано як дві окремі трубопровідні мережі: система розподілу питної води і система розподілу технічної води (морська вода доочищена або природна).

Головні висновки. Проаналізувавши попередні дослідження проблеми якості питної води в місті Миколаїв та провівши власні, зроблено висновок, що використання існуючих технологій водопідготовки на МКП «Миколаївводоканал» є неефективним, адже якість води за деякими показниками не відповідає нормативним стандартам. Окрім того, необхідно враховувати високий рівень зношеності трубопроводів. Ми пропонуємо одним зі шляхів вирішення проблеми забезпечення якісною питною водою перехід від єдиної системи питного водопостачання в містах до будинкової, а в подальшому – перехід до подвійної системи водопостачання – питної та технічної.

Будинкова система передбачає реалізацію низки проектів з установлення систем доочищення технічної, санітарної води в окремих будинках (багатоповерхових) або кварталах міста (у випадку одноповерхових будинків). Доочищена вода постачатиметься окремим локальним трубопроводом. Устаткування та питний трубопровід належатиме мешканцям будинків, так званим об'єднанням співвласників багатоповерхових будинків (ОСББ), а у випадку одноповерхових – власникам будинків певного кварталу. Початкове

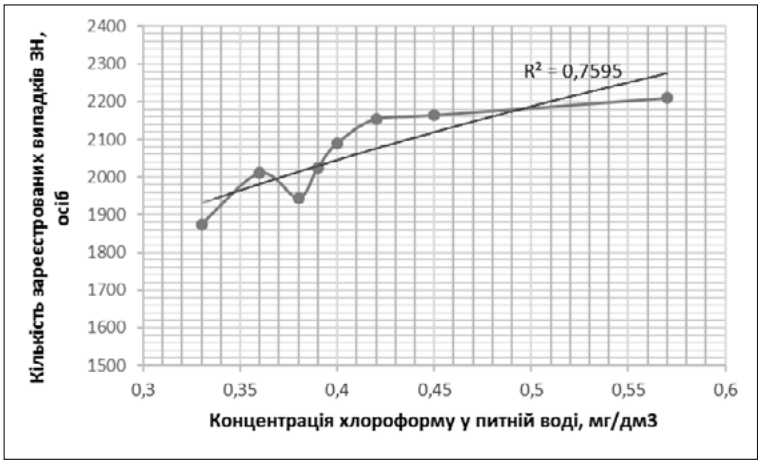


Рис. 6. Графік залежності між кількістю офіційно зареєстрованих випадків появи злоякісних новоутворень та концентрацією хлороформу у питній воді

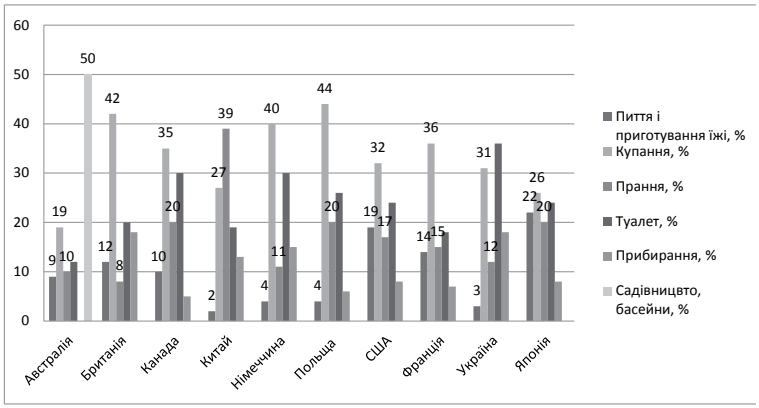


Рис. 7. Структура використання води в домогосподарствах різних країн

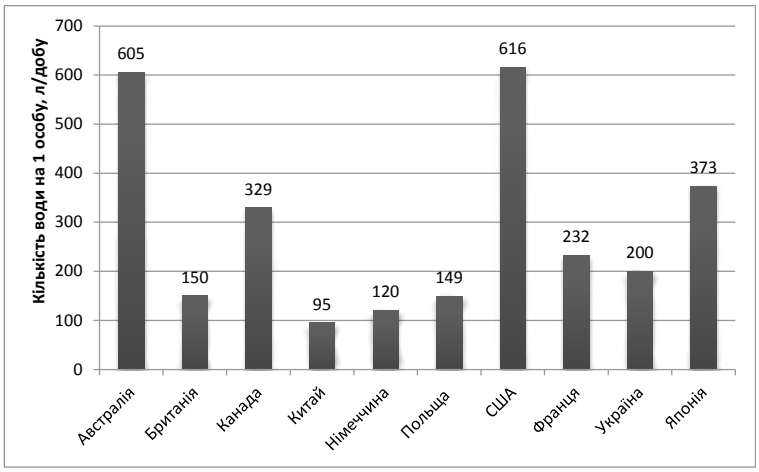


Рис. 8. Кількість води, що витрачається на одну особу в домогосподарствах

встановлення систем доочищення можливе з декількох джерел фінансування: надходження від співвласників, дотації з міського бюджету, підтримка міжнародних фондів, залучення грантів, меценатів, бізнесу та спонсорських коштів. Слід підкреслити, що в Україні почато процес децентралізації, а такий підхід може стати прикладом локальної децентралізації у вирішенні однієї з найгостріших проблем.

Варто зазначити, що впровадження такого підходу водопостачання зменшить загостреність питання невідкладної необхідності заміни застарілих систем трубопроводів, адже саме вторинне забруднення є однією з найгостріших проблем в населених пунктах України.

Необхідно зауважити, що перехід на будинкову систему доочищення води до якості питної матиме важливий екологічний ефект, адже це дасть змогу розмежувати використання води населенням для різних потреб (питна, побутова, технічна, поливна і т. ін.).

Така система дасть змогу раціонально використовувати ресурси, у першу чергу зменшаться витрати на утримання реагентних цехів, господарств на комунальних підприємствах водопостачання, адже зникне необхідність підготовки всієї води, що потрапляє у водопроводи міста, як такої, що має відповідати вимогам до питної.

Реалізація проекту будинкової водопідготовки дасть змогу зменшити негативний вплив на здоров'я населення під час уживання неякісної питної води, адже ті технології, які сьогодні використовують, призводять до потенційних ризиків канцерогенного та неканцерогенного походження і становлять небезпеку для здоров'я та повноцінного життя людини [12].

Література

1. Програма реформування та розвитку житлово-комунального господарства Миколаєва на 2015–2019 роки. *Миколаївська міська рада* : веб-сайт URL: https://mkrada.gov.ua/documents/ 22472.html (дата звернення: 12.04.2019).
2. Матеріали до Звіту про виконання розпорядження Миколаївської облдержадміністрації від 05.06.2015 № 165-р «Про основні завдання ЦЗ Миколаївської області на 2015 рік».
3. Стан водопровідних мереж України та шляхи запобігання погіршенню якості питної води / М.М. Гіроль та ін. *Полімерні труби*. 2013. URL: http: www //polypipe.info/news/238-stanvodoprovidnuhmerezhukraini (дата звернення: 10.07.2017).
4. Журнал обліку результатів дослідження питної води централізованого водопостачання Миколаївської СЕС за 2003–2013 роки на станції РЧВ № III МКП «Миколаївводоканал».
5. ДержСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». URL: http://zakon2.rada. gov.ua/laws/show/z0452-10 (дата звернення: 25.07.2017).
6. Методические рекомендации от 30.05.1997 РФ № 2510/5716-97-32 «Комплексная гигиеническая оценка степени напряженности медико-экологической ситуации различных территорий, обусловленной загрязнением токсикантами среды обитания населения». URL: http://docs.cntd.ru/document/ 1200060013 (дата звернення: 12.04.2019).
7. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 21 жовтня 2005 року № 545 Про затвердження методичних вказівок «Оцінка канцерогенного ризику для здоров'я населення від споживання хлорованої питної води/ *Платформа Liga:Zakon.* URL: http://search.ligazakon.ua/l_doc^2.nsf/link1/ MOZ4921.html (дата звернення: 12.05.2018).
8. Дані НДР «Вивчення стану забруднення питної води України токсичними тригалогенметанами та розробка профілактичних заходів» Інститутом гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзеєва. URL: http://www.health.gov.ua/ (дата звернення: 07.09.2014).
9. United States Environmental Protection Agency URL: http://www2.epa.gov/ (дата звернення: 12.10.2014).
10. Щорічні бюлетені Національного канцер-реєстру «Рак в Україні» за 2007–2014 рр. URL: http://www.ncru.inf.ua/ publications/ index.htm (дата звернення: 21.01.2015).
11. Source Book of Alternative Technologies for Freshwater Augmentation in Latin America and the Caribbean, UNEP International Environmental Technology Centre, Osaka. Shiga, Japan, 1997. URL: http://www.oas.org/DSD/publications/ Unit/oea59e/ch30. htm/ (дата звернення: 05.04.2019).
12. Крисінська Д.О. Визначення потенційного ризику як основного показника оцінки якості питної води. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки :* науково-технічний збірник КНУБА. 2015. Вип. 25. С. 137–143.

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ

УДК 502.7:504:581.5:581.9
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-22

ПАРК-ПАМ'ЯТКА САДОВО-ПАРКОВОГО МИСТЕЦТВА ФЕОФАНІЯ – ОСЕРЕДОК БІОТИЧНОГО РІЗНОМАНІТТЯ УРБАНОЕКОСИСТЕМИ КИЄВА

Радченко В.Г., Бурда Р.І., Пашкевич Н.А., Конякін С.М., Крахмальний О.Ф., Гапонова Л.П., Матяшук Р.К., Шупова Т.В., Дубровський Ю.В.
ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України»
вул. Академіка Лебедєва, 37, 03143, м. Київ
rvg@nas.gov.ua, riburda@ukr.net, pashkevych.nataly@gmail.com, ser681@ukr.net, krakhmalnyy_a@ukr.net, lgaponova@gmail.com, raisakiev2015@gmail.com, tv.raksha@gmail.com, uvd@online.ua, info@ieenas.org

Зібрана унікальна наукова інформація щодо біотичного різноманіття парку Феофанія. Розглянуто таксономічне та типологічне різноманіття наземних і прісноводних екосистем, раритетні та чужорідні елементи біоти та освоєння біотопів видами; наголошено на ролі парку як експериментальної бази наукових досліджень. *Ключові слова*: біота, таксономічне, типологічне, біотичне різноманіття, рідкісні види, інвазійні чужорідні види.

Парк-памятник садово-паркового искусства Феофания – рефугиум биотического разнообразия урбаноэкосистемы Киева. Радченко В.Г., Бурда Р.И., Пашкевич Н.А., Конякин С.Н., Крахмальный А.Ф., Гапонова Л.П., Матяшук Р.К., Шупова Т.В., Дубровский Ю.В. Собрана уникальная научная информация о биотическом разнообразии парка Феофания. Рассмотрено таксономическое и типологическое разнообразие наземных и пресноводных экосистем, раритетный и чужеродный элементы биоты и освоение биотопов видами; отмечена роль парка как экспериментальной базы научных исследований. *Ключевые слова*: биота, таксономическое, типологическое, биотическое разнообразие, охраняемые виды, инвазионные чужеродные виды.

Park-monument of landscape art Feofania – a refugium of the biotic diversity of the urban ecosystem of Kyev. Radchenko V.G., Burda R.I., Pashkevych N.A., Koniakin S.N., Krakhmalnyi O.F., Gaponova L.P., Matiashuk R.K., Shupova T.V., Dubrovsky Yu.V. The unique scientific information about the biotic diversity of the park Feofania is collected. The taxonomic and typological diversity of terrestrial and freshwater ecosystems, rare and alien biota elements and the development of biotopes by species have been considered; marked the role of the park as an experimental research base. *Key words*: biota, taxonomic, typological, biotic diversity, protected species, invasive alien species.

Постановка проблеми. У світі відбувається інтенсивне вивчення біотичного різноманіття з метою збереження життя, живих ресурсів, цінних генетичних ресурсів Землі. Головними науковими завданнями Державної установи «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України» (далі – ДУ «ІЕЕ НАН України») визначено: вивчення механізмів функціонування та еволюції екосистем; дослідження структурно-функціональної організації популяцій та угруповань рослин і тварин та їх адаптації до умов трансформованого навколишнього середовища; опрацювання теоретичних засад збереження, відновлення та раціонального використання біологічних ресурсів і ландшафтних комплексів природно-заповідного фонду. ДУ «ІЕЕ НАН України» розташований у добре відомому багатьом містянам і гостям Києва мальовничому парку Феофанія на південному заході міста, який займає частину урочища з такою ж назвою., Крім того, ДУ «ІЕЕ НАН України» здійснює адміністративне управління парком-пам'яткою садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення Феофанія.

Актуальність дослідження. Упродовж періоду 2007–2019 рр. науковцями ДУ «ІЕЕ НАН України» зібрана унікальна наукова інформація щодо біотичного різноманіття урочища Феофанія в цілому та

парку зокрема. Вивчалися наземні та прісноводні екосистеми, структурно-функціональні характеристики біосистем видового та популяційного рівня різних таксономічних груп, їх угруповань та екосистем парку, доглядались, зберігались та поповнювались декоративні насадження.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Зазначимо, що урочище Феофанія не залишалося поза увагою фахівців-біологів, зокрема екологів, ботаніків, зоологів ще до організації нашого Інституту. Надруковано низку цінних статей, які тут не згадуються. Різнобічне системне дослідження біотичного різноманіття парку Феофанія виконано науковими співробітниками ДУ «ІЕЕ НАН України» вперше. Головні аспекти цих розробок викладені в статті.

Виклад основного матеріалу. *Біотичне різноманіття парку Феофанія.* Особливу чарівність парку в будь-яку пору року за будь-яких погодних умов надає неповторне поєднання грабово-дубових лісів з участю вікових дерев дуба звичайного, відкритих трав'янистих просторів, що перемежаються з куртинами декоративних, красиво квітучих рослин, та водної гладі озер-ставів. Цей ландшафт гармонізує сприйняття, навіває спокій, схильність до замилування вічною непереможною красою природи. Когнітивна картина сприяє ментальному сприйняттю, вражає відвідувачів парку, як і неймовірне різноманіття живих істот з різних таксонів, для яких парк Феофанія став прихистком у розбурханому сучасному мегаполісі. У ньому співіснують види з різних вищих таксонів – царств: Рослини, Тварини, Гриби, а також Бактерії, Синьо-зелені водорості, Віруси тощо. Вони сприяють одне одному в непростому проживанні в урбаноекосистемі – не поряд, а спільно, де зелені рослини забезпечують створення зручних затишних помешкань – оселищ (біотопів) для кожного, як добрі сусіди під одним життєдайним Сонцем (рис. 1).

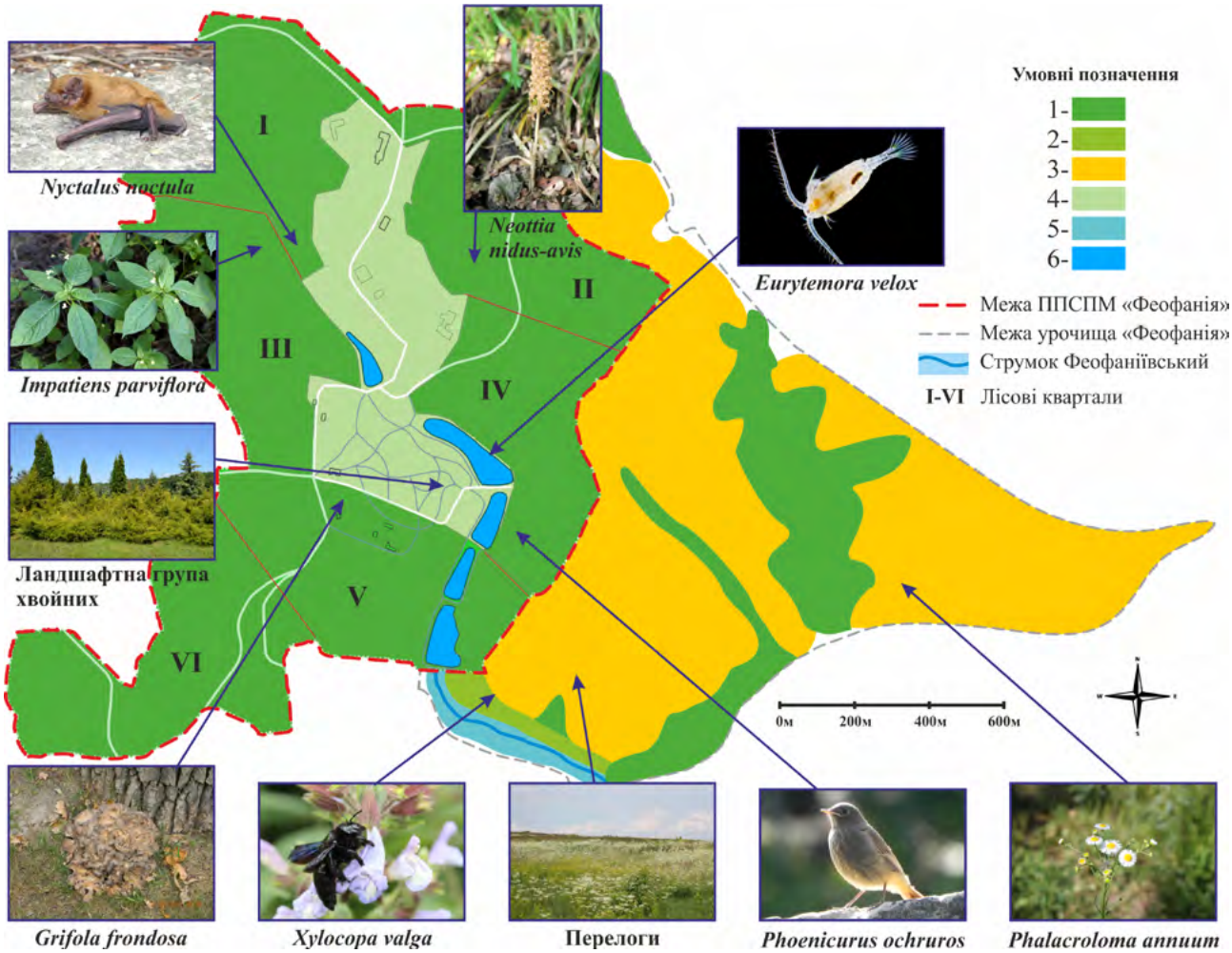


Рис. 1. Головні біотопи парку Феофанія та прилеглих територій

Умовні позначення: 1 – біотопи фанерофітного типу (G); 2 – злаково-трав'янисті, мезо- та ксеротичні біотопи з домінуванням гемікриптофітів, що формуються в умовах помірного або недостатнього зволоження (луки, степи) (E); 3 – біотопи, сформовані господарською діяльністю людини (перелоги) (I), 4 – те саме, садово-паркові (I) біотопи; 5 – перезволожені біотопи трав'яного типу, болотна та прибережно-водна рослинність (D); 6 – біотопи континентальних водойм (C)

У цьому «згустку життя» на досить обмеженій площі за нашими відомостями оселилися: судинні рослини – 604 види, серед них ценотично вірних – 341,56%; облігатних синантропів – 263,44% [1]; афілофороїдні гриби –75 видів і форм аксилотрофів на 37 деревних рослинах, серед них 7 формують мікоризу з *Quercus robur* [2]; безхребетні тварини – 509 видів, серед них найпростіших – 9 видів, дінофлагелят – 13, плоских червів – 20, молюсків – 10, ракоподібних – 29, комах – 441 вид. Серед останніх найвища чисельність видів із рядів перетинчастокрилих – 274 види (мурашки – 27 видів, бджоли – 247 видів), найчисельніші серед них двокрилі – 117, лускокрилі – 54, жуки – 32 види тощо [3].

У парку мешкають 94 види птахів, гніздяться – 68. Домінують за чисельністю в угрупованнях птахи європейського неморального комплексу: зяблик (*Fringilla coelebs* L.), синиця велика (*Parus major* L.), вільшанка (*Erithacus rubecula* L.), дрізд чорний (*Turdus merula* L.), а в угрупованнях паркових насаджень птахи пустельно-гірського комплексу: горобець польовий (*Passer montanus* L.) та шпак (*Sturnus vulgaris* L.). В усіх випадках більша частка належить дендрофільним видам [4]. У межах парку знайшли притулок 22 види ссавців. Це гризуни та комахоїдні скритного чи нічного способу життя. Найчастіше це білка звичайна (*Sciurus vulgaris* L.) та миша лісова (*Apodemus sylvaticus* L.). Серед 9 видів рукокрилих 6 дендрофільних, 3 – петрофільних [5].

У прісноводних екосистемах каскаду ставів виявлено 28 видів ракоподібних [6–9], серед них: гіллястовусі ракоподібні (Cladocera) – 6 видів (*Daphnia longispina*, *D. pulex*, *D. magna*, *Chydorus sphaericus*, *Simocephalus vetulus, Scapholeberis mucronata*), веслоногі (Copepoda) – 22 види (ряд Harpacticoida – *Nitocra hibernica*, ряд Calanoida – *Eurytemore velox*, решта 20 видів із ряду Cyclopoida). Зареєстровано 20 видів війчастих червів та 10 видів молюсків [3]. Дослідженнями, розпочатими академіком НАН України В.І. Монченком і продовженими його учнями, встановлено: сезонна зміна чисельності циклопід підпорядкована загальним закономірностям розвитку евритермних видів (види роду *Eucyclops*); а в зимовий період – холодноводних із роду *Cyclops* і *Diacyclops bicuspidatus* [7; 8]. Для нового для науки виду дінофлагелят – *Gymnodinium feofanium* Krachm., описаного к.б.н., с.н.с. О.Ф. Крахмальним, парк Феофанія є *locus classicus* (рис. 2, табл. 1) [10]. Крім цього, у водоймах парку були знайдені нові для України види дінофлагелят *Ceratium furcoides, C. rhomvoides* та *Woloszynskia limnetica* (рис. 2, табл. 2) [11–13], а також у великій кількості рідкісний вид «хижих» – *Tyrannodinium edax* [14] та види *Peridinium* (рис. 2, табл. 3).

Постійні мешканці ставів 11 видів риб (Pisces), земноводні (Amphibia) – *Rana ridibunda* Pall.; плазуни (Reptilia) – *Emys orbicularis* L., навесні ці водойми заселяють для розмноження *Bufo bufo* L., *Rana temporaria* L. [15]. Досліджені мікроводойми, утворені в дуплах дерев парку. В екстремальних умовах існування (малі розміри, слабка освітленість, хімізм води, зокрема, висока концентрація органічної речовини, незначний вміст кисню) сформувався специфічний склад мешканців. Тут трапляються комахи: личинки жуків роду *Helodes*, мокреців Ceratopogonidae, комарів-дзвінців (*Metriocnemus martini* Thienemann), кровосисних комарів (*Aedes geniculatus* Olivier) та представники розповсюджених груп одноклітинних, зокрема, джгутикових – Mastigophora та інфузорій – Ciliophora, коловерток – Rotatoria, нематод – Nematoda тощо [16].

Цілеспрямовано досліджено раритетну складову частину біоти парку Феофанія, що становить національну і глобальну цінність, а саме: судинні рослини (*Lilium martagon* L., *Liliaceae*; *Cephalanthera longifolia* (L.) Fritsch та *Neottia nidus-avis* (L.) Rich., *Orchidaceae* (рис. 1)), два види афілофороїдних грибів – *Grifola frondosa* (Dicks.) Gray (рис. 1), Meripilaceae та *Mutinus caninus* (Huds.) Fr., Phallaceae [17]; бабки (Odonata, Calopterygidae, Aeschnidae: *Calopterygida virgo* Linnaeus), *Anax imperator* Leach); твердокрилі (Coleoptera, Lucanidae, Scarabaeidae, Cerambycidae: *Lucanus cervus* (Linnaeus), *Osmoder maeremita*, (Scopoli), *Aromia moschata* (Linnaeus), *Cerambyx cerbo* Linnaeus); лускокрилі (Lepidoptera, Paoilionidae, Saturniidae: *Papilio machaon* Linnaeus, *Zerynthia polyxena* (Deniset Schiffermuller), *Iphiclides podalirius* (Linnaeus), *Aglia tau* (Linnaeus); перетинчастокрилі (Hymenoptera, Apoidea*: Andrena chrysopus* Pérez, 1903; *Bombus argillaceus* (Scopoli, 1763), *B. muscorum* (Linnaeus,1758), *Xylocopa valga* (Gerstaecker, 1872) [3]; ящірка (*Lacerta viridis* Laurenti); мідянка *Coronella austriaca* Laurenti [18] та 9 видів уже згаданих рукокрилих: *Eptesicus serotinus*, *Myotis daubentonii, Nyctalus leisleri, N. noctula* (рис. 1)*, Plecotus auritus, Pipistrellus nathusii, P. pygmaeus, P. kuhlii*, *Vespertilio murinus* (рис. 1) [5]. Це види Червоної книги України, а черепаха болотна (*E. orbicularis)* – Червоної книги МСОП; 82% видового складу хребетних урочища Феофанія охороняється на міжнародному рівні (МСОП, Бернська, Боннська, Вашингтонська конвенції), 8,9% – на національному рівні України, 12,6% є регіонально рідкісними. Знахідки рідкісних європейських видів двокрилих комах – *Bellardia pubicornis, Pollenia moravica, P. vera* поглибили роль парку як рефугіуму ентомокомплексів європейських раритетів [19; 20].

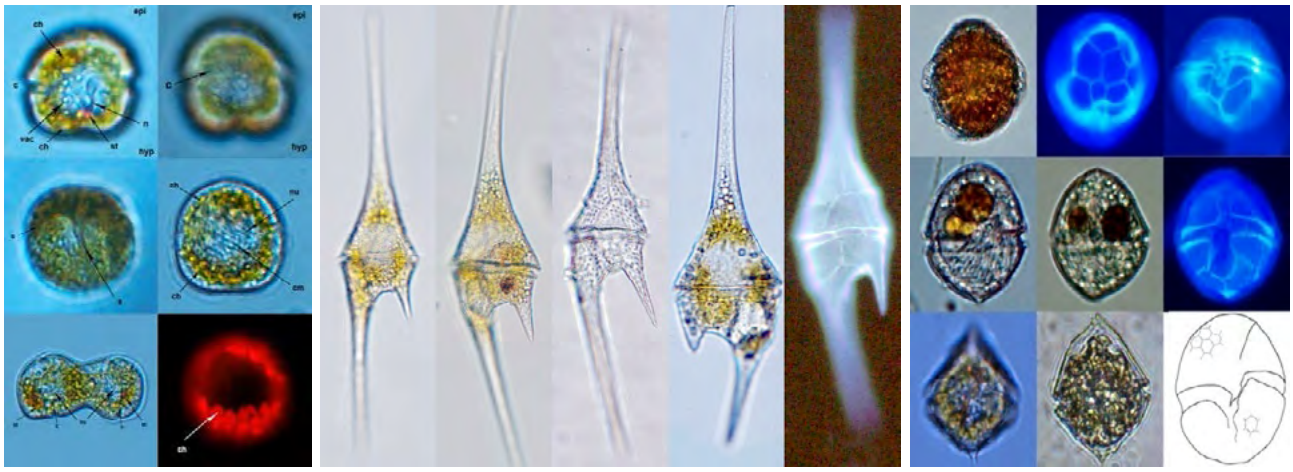
Синантропізація біоти. Ясна річ, тривале існування в межах урбаноекосистеми Києва наклало відбиток на біотичне різноманіття парку. Так, структура флори його лісів за екоморфотипами демонструє значну забур'яненість угруповань. У цьому контексті «забур'яненість» розглядається як наявність у складі лісових ценозів видів, що не належать до ценотипно вірних (виключно лісових) або супутніх їм. Це явище змінює зовнішній вигляд лісового ценозу,

особливо його трав'яного ярусу, призводить до глибоких структурних і функціональних порушень лісової екосистеми і є важливим критерієм оцінки дигресивних змін міських лісів [1; 21–24]. За числом видів переважає група синантропантів (198 видів або 58%), сільвантами залишаються 42%, їх 146 видів. Серед «видів-втікачів із культури» особливу загрозу становлять деревні види: *Acer negundo* L., *Aesculus hippocastanum* L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Quercus rubra* L., *Juglans mandshurica* Maxim., *J. regia* L., *Padus serotina* (Ehrh.) Ag., *P. virginiana* (L.) Roem. тощо. Трапляння видів у екосистемах лісового типу склалось за правилом: «наявність високої чисельності видів з низьким траплянням і низької – з високим траплянням». Частка видів з високим траплянням становить лише 23% (1 клас трапляння 8% + 2 клас – 15%), середній клас трапляння містить 15%, а видів з низьким траплянням – 62% (4 клас – 30% + 5 клас – 32%). Постійні в усіх описах такі бур'яни: *Arctium lappa* L., *Bidens frondosa* L., *Conium maculatum* L., *Descurainia sophia* (L.) Webb ex Prantl, *Erigeron canadensis* L., *Galium aparine* L., *Geranium robertianum* L., *Impatiens parviflora* DC., *Sisymbrium loeselii* L., *Urtica dioica* L.

Ксилотрофні макроміцети (9 видів) належать до факультативних паразитів дерев та кущів. Вони розвиваються на ослаблених, пошкоджених особинах, проте масштабних зон ураження не набувають. Це є підставою оцінити фітосанітарний стан ценозів парку як добрий [25]. Акцентуємо: всі відомості про макроміцетів Феофанії, зібрані науковцем ДУ «ІЕЕ НАН України» О.М. Іваненко [2; 17; 25], є новими. Серед птахів, облігатних синантропів, які селяться лише у трансформованих біотопах, – 9 видів, 13,2% від тих, що гніздяться; і 37 видів (54,4%) гемісинантропи – ті, що існують природними і синантропними субпопуляціями, і лише 32,4% птахів, що гніздяться, не є синантропами [4]. Серед 9 видів рукокрилих 2 синантропних [5].

Усупереч функції збереження генофонду до біотопів парку проникла низка чужорідних видів із різних царств, що пов'язано з антропогенною трансформацією екосистем. У складі фітоценозів парку Феофанія серед судинних рослин виявлений 131 чужорідний вид та 18 видів-ефемерофітів із несформованими поки що вторинними ареалами [1]. У парку гніздяться 4 чужорідних для орнітофауни України види: горлиця кільчаста (*Streptopelia decaocto* Frivaldszky), дятел сирійський (*Dendrocopos syriacus* Hemprich et Ehrenberg), горихвістка чорна (*Phoenicurus ochruros* S.G. Gmelin, рис. 1) та в'юрок канарковий (*Serinus serinus* Pallas) [4], мешкає адвентивний вид рукокрилих (Chiroptera) – нетопир середземноморський (*Pipistrellus kuhli)* [5]. У водах ставів виявлений чужорідний вид – рачок із каланід (ряд Calanoida) – *Eurytemora velox* Lilljeborg, 1853 (рис. 1), що наразі інтенсивно почав розмножуватися [7]. Це не єдиний приклад міграцій водних теплолюбних організмів, викликаний зміною теплового режиму в бік підвищення середньої температури вод у межах Київської міської агломерації. У 2015–2018 рр. у водах ставів парку постійно спостерігався *Peridinium gatunense* Nygaard – теплолюбний вид дінофлагелят, що був вперше знайдений у тропічних прісних водах. У водоймах України цей вид раніше траплявся зрідка, але зараз він став одним із найпоширеніших видів дінофлагелят (рис. 2, табл. 3) [14; 26].

Популяційні дослідження. Біотопи парку стали справжнім полігоном науковців для популяційного вивчення біоти. На градієнті антропогенно



Таблиця 1 Таблиця 2 Таблиця 3

Рис. 2. Різноманітність дінофлагелят (Dinoflagellata) у ставах парку Феофанія

Умовні позначення: Табл. 1. *1–6 – Gymnodinium feofanium* Krachmalny: epi – епікон, hyp – гіпокон, c – поясок, n – виступ епікону, s – борозна, st – стігма, ch – хлоропласти, nu – ядро, cm – хромосоми, vac – вакуолі. Табл. 2. *1–3 – Ceratium furcoides* Hickel; *4–5 – Ceratium rhomvoides* Hickel. Табл. 3. *1–3 –Peridinium gatunense* Nygaard; *4–6 –Tyrannodinium edax* (Schilling) Calado; *7–8 – Peridiniopsis kevei* Grigorszky et al.; 9 – *Woloszynskia limnetica* Bursa. Мікроскоп Olympus BX 51

трансформованих біотопів виявлені антропогенні стратегії чужорідних видів судинних рослин, грибів, мурашок, птахів і кажанів та спектр адаптивних властивостей видів різних царств [27]. Так, для з'ясування структурно-функціональних особливостей адаптації синантропних видів судинних рослин в умовах урбаноекосистеми було досліджено ценопопуляції злака-монокарпіка – *Eragrostis minor* Host. [28; 29], однорічних трав – *Impatiens parviflora* (рис. 1) [21–23], малорічних трав – *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm. [30, 31], *Ballota nigra* L. [32], багаторічних трав – *Solidago canadensis* L., *S. gigantea* Ait. [33], кущів – Amorpha fruticosa L. [34], дерев – види роду *Juglans* L. [35].

Наприклад, на основі дослідження впливу освітленості та зволоження ґрунту в біотопах за участю *A. fruticosa* встановлено, що для надійного контролю інвазії цього чужорідного інвазійного виду бобових досить відновлення в лісових біотопах Києва зімкнутих деревних насаджень з освітленістю не вище 15% повного світла [34]. Перші випадки масового розповсюдження *I. parviflora* нами зафіксовано від 2003 р. [36]. У більш ранніх ретельних геоботанічних описах рослинного покриву цей вид не згадується [37] або вказується в грабово-дубових угрупованнях як такий, що «трапляється поодиноко» [38]. Натепер вид освоїв і заполонив 3 типи біотопів: біотопи фанерофітного типу; злаково-трав'янисті, мезо- та ксеротичні з домінуванням гемікриптофітів (луки, степи) та біотопи, сформовані господарською діяльністю людини. У лісових біотопах за постійністю та траплянням *I. parviflora* належить до найвищого класу; щільність – 29,2 особин на 1 м^2, у домінантів трав'яного покриву ≤ 3, а решти видів – ≤ 1 особину на 1 м^2. Було з'ясовано адаптивні властивості інвазійного виду, притаманні *I. parviflora*: висока екологічна і фенотипові пластичність, архітектура кореневої системи, клейстогамія за несприятливих погодних умов, пролонгований період цвітіння і плодоношення, висока насіннєва продуктивність із сезонною диференціацією насіння, автохорія, алелопатичні властивості тощо [21–23]. Саме вони забезпечили середньоазійському *I. parviflora* набуття статусу «виду-тансформера», який домінує у трав'яному покриві грабово-дубових лісів у лісостеповій зоні.

У парку Феофанія спонтанно оселилися 6 голарктичних видів із роду *Juglans* L.: *J. ailantifolia*та Carrière, *J. subcordiformis* Dode – Японія; *J. mandshurica* Maxim. – Далекий Схід, Китай, Корея; *J. regia* L. – Китай, Середня та Передня Азія; *J. cinerea* L. – Північна Америка; *J. nigra* L. – Північна, Центральна та Південна Америка. Перед та після Другої світової війни у кварталах 2 та 6 парку створені змішані культури горіхів на площі до 2 га. Вони досягли генеративного віку. Розселення видів посилюється; природний спонтанний підріст становлять особини у віці від однорічних сіянців до жердняка, а подекуди дорослих дерев. У спектрі вікової структури переважають молоді особини, що надає підставу допустити: здичавілі види *Juglans* перебувають у статусі як «випадкові чужорідні види». Для формування повночленних популяцій з нормальним розподілом розмірних, вікових й онтогенетичних станів необхідний деякий час. На цьому етапі здичавіння представників роду *Juglans* та їхній вплив на місцеве біорізноманіття неістотний. Приховані загрози цих поселенців несе життєва форма (роль у ценозі дерев – едифікатори чи домінанти, а в екосистемі вони є ядрами консорцій). Отже, утворюючи повночленні місцеві популяції нормального типу, горіхи набувають статусу інвазійних чужорідних видів, наслідки вторгнення яких непередбачувані [35]. В околицях парку були вивчені популяції чужорідних для флори України рослин – трав'яної та деревної ліан (Echinocystis lobata (F. Minchx.) Torr. &Gray, Cucurbitaceae, Aristolochia macrophylla Lam., Aristolochiaceae), які є потенційними інвазійними видами через майже вільну екологічну нішу для ліан у Київських лісах та завдяки адаптивним властивостям, притаманним цим видам-вторженцям [39; 40].

На основі популяційного аналізу встановлено високу екологічну пластичність (рівень мінливості до 88%) чужорідного злаку *Eragrostis minor* та з'ясовано, що в паркових біотопах вид формує комплекс адаптивних ознак, які сприяють успішному розвитку та збереженню потенціалу, але не достатні для значної трансформації місцезростань, характеризується змішаним SR-типом стратегії з переважанням рис патієнтності, які є адаптацією до зростання в екстремальних умовах вторинного ареалу [27–29]. Вид у ценопопуляціях за різних екологічних умов широко поширеного євразійського лісового виду *A. sylvestris*, що у північній Європі останні роки проявляє експансію, має широку екологічну амплітуду. Його потенціал для освоєння нових ценозів і територій, переважно мезофітних та гігромезофітних порушених луків, значний, він віолент з ознаками фітоценотичного патієнта за умови стресу [30; 31]. Популяційне дослідження археофіта *Ballota nigra* дозволило оцінити його екологічну адаптацію у вторинному ареалі, встановити біоценотичний оптимум, адаптаційний потенціал та рівень загрози природному біорізноманіттю [32]. Аналіз диференціації виду за проективним покриттям та кількістю синтаксонів свідчить про значну участь виду у формуванні угруповань як класів синантропної, так і природної рослинності (рис. 3).

За показниками варіації морфометричних ознак установлено варіабельність локальних популяцій багаторічного синантропного злаку *Elytrigia repens* (L.) Nevski на градієнті екологічних умов. Цікаво, що найвищий рівень відмічений для популяцій напівприродних фітоценозів і є одним із механізмів адаптації локальних популяцій за несприятливих умов [41]. Адаптаційні механізми локальних популяцій видів-трансформерів *Solidago canadensis, S. gigantea*

залежно від умов середовища, зокрема дії антропогенних чинників, полягають у зміні життєвості і фенотипічної мінливості, спрямованих на виживання, розмноження і розвиток у трансформованих біотопах [33].

У лісових екосистемах парку Феофанія проводяться фенологічні дослідження ефемероїдів. За ознакою тривалості фенофази квітування виділено групи коротко-, середнє- та тривалоквітуючих рослин [42].

Різноманіття біотопів парку Феофанія. Триває дослідження лісової рослинності парку [43–45]. За результатами геоботанічних досліджень на основі флористичної класифікації широколистяні ліси урочища відповідають придніпровській грабовій діброві *Galeobdoloni lutei-Carpinetum Shevchyk et al. 1996,* яка флористично збіднена, знаходиться на східній межі ареалу союзу *Carpinion*, поширена на Поліссі та в Лісостепу центральної частини України. Було описано в асоціації *Galeobdoloni lutei-Carpinetum* нову субасоціацію *G.-C. impatientosum parviflorae* Goncharenko et al. 2013 [45]. У ході комплексного системного вивчення з метою оцінки трансформації грабових лісів дібрано індикаторні види для діагностики порушень ценозів, з урахуванням кліматичних, едафічних чинників і антропогенного впливу. Виділено індикатори природного типу угруповань, що відображають різноманіття найважливіших біологічних компонентів угруповання – аборигенні фонові, рідкісні, чужорідні види рослин і тварин, види-стенотопи тощо [24]. Серед усього різноманіття біотопів парку нагадаємо найважливіші – обрані як помешкання типовими, рідкісними видами, та ті, які не уникли чужорідних видів. Спираючись на адаптований до умов України варіант Європейської класифікації біотопів (EUNIS) European Natura Information System [46-48], було простежено розповсюдження чужорідних видів у п'яти типах: C – біотопи континентальних водойм, D – перезволожені біотопи трав'яного типу (болотна та прибережно-водна рослинність), E – злаково-трав'янисті, мезо- та ксеротичні біотопи з домінуванням гемікриптофітів, що формуються в умовах помірного або недостатнього зволоження (луки, степи), G – біотопи фанерофітного типу та I – біотопи, сформовані господарською діяльністю людини. Враховуючи специфіку нашого об'єкту, поселення видів уточнювалось у фрагментах біотопів третього рівня, що належать до згаданих типів C, D, E, G та I. Під час виконання фундаментальних НДТ система популяцій судинних рослин парку була залучена до порівняльного аналізу інвазіабельності лісостепових біотопів як модельна флора природно-заповідного фонду [49–51].

Декоративні насадження парку. Колекційний фонд деревних рослин у ландшафтних композиціях центральної частини парку представлений 130 таксонами з 3 відділів, 3 класів, 34 родин та 64 родів; серед них 35 – хвойні, 94 – листяні рослини; дерева – 53%,

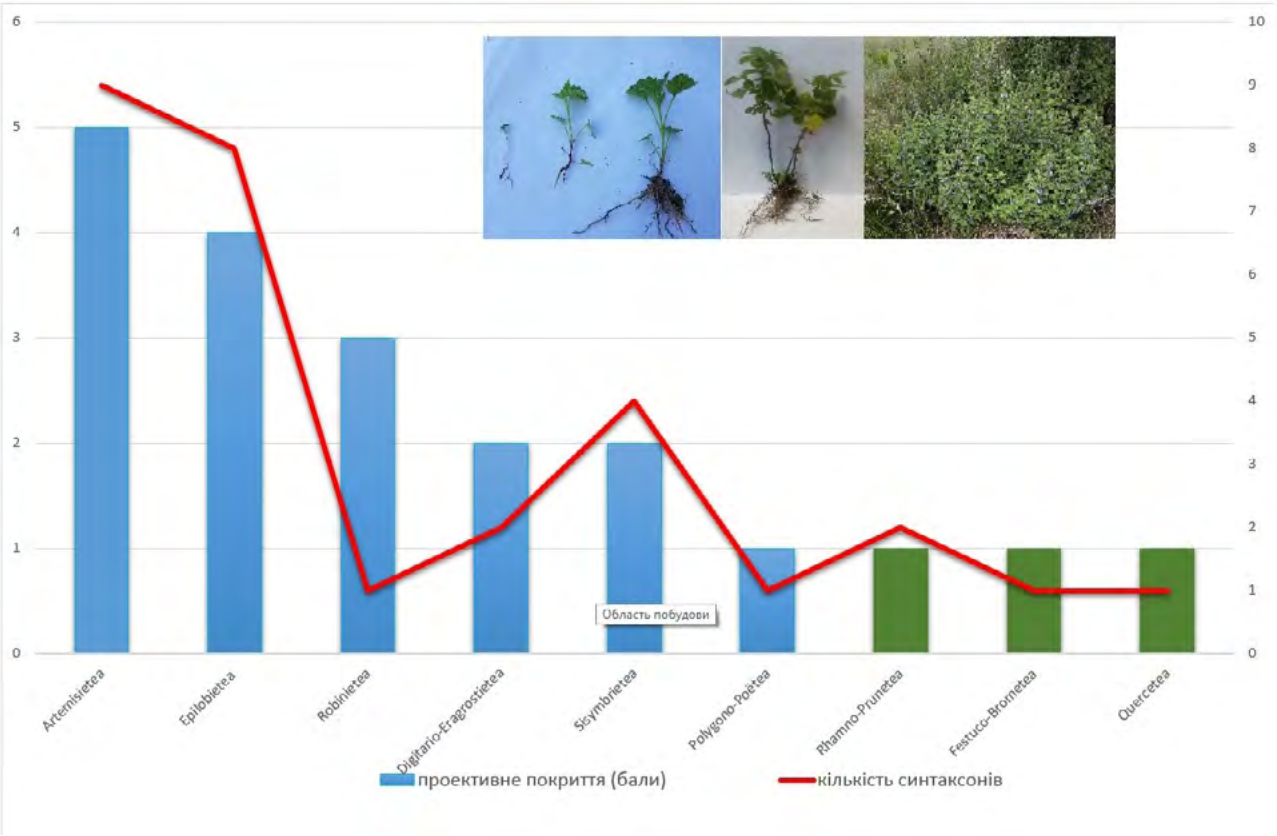


Рис. 3. Біоценотичний розподіл Ballota nigra L.

кущі – 46%, один вид деревних ліан. Поміж дерев і кущів переважають види флори Азії (Китай, Японія, Іран) та Європи, є з Африки [52]. Фонд багаторічних квітниково-декоративних рослин парку Феофанія містить 13 родин, 16 родів, 144 таксони, серед яких 23 види, 117 сортів, 3 форми, 5 селекційних зразків. Провідні родини: *Iridaceae* (74 сорти 51,8%), *Asteraceae* (21 таксон, 14,5%), *Hemerocallidaceae* (17 сортів і селекційних зразків, 11,8%), *Cannaceae* (14 таксонів, 9,7%).

Вдосконалення експозицій, розширення фонду перспективних видів орієнтовано на залучення рослин із нових таксонів шляхом інтродукції та створення нових сортів. ДУ «ІЕЕ НАН України» стала селекційним центром квітниково-декоративних рослин. У 2018 р. успішно завершене державне сортовипробування трьох сортів хризантеми дрібноквіткової: «Золото Феофанії», «Королева осені» та «ЕВЕКА» (наказ Мінагрополітики України від 12.03.2019 р. № 120; пп. 801, 802 і 803; експертні висновки: 6124-18, 6126-18 та 6128-18; автори: к.б.н., с.н.с. Р.К. Матяшук, І.В. Ткаченко і к.б.н. М.Ю. Мазура) [53–55]. Триває комплексна оцінка ще двох авторських сортів селекції наукових співробітників ДУ «ІЕЕ НАН України» – такої чудової для міських умов декоративної культури, як «Засніжена Феофанія» та «Енігма».

Для відвідувачів парку Феофанія надана розширена інформація про понад 100 видів рослин, представлених в експозиціях і колекціях. З цією метою науковцями ДУ «ІЕЕ НАН України» впроваджено інтелектуальну систему програмного забезпечення електронної ідентифікації видів рослин, що містить базу знань та програму генерації QR-кодів. Розробка сприяє підвищенню еколого-освітнього рівня відвідувачів, популяризації науки, зростанню зацікавленості відвідувачів і покращенню рівня обслуговування.

З освітньою метою розроблено екологічну стежину «Біотичне різноманіття лісової екосистеми парку Феофанія» як засіб екологічно-орієнтованої підготовки учнів загальноосвітніх та позашкільних навчальних закладів природничого напряму, а також студентів-біологів [56].

Біотичне різноманіття, зосереджене в парку Феофанія, вражає таксономічним багатством живих істот та їх адаптацією до непростих умов міської агломерації. Ясна річ, тривале збереження цього «згустку життя» можливе лише за надійних міграційних коридорів з іншими малими природоохоронними ядрами. В урочищі Феофанія парк межує з перелогами та луками, каскад ставів подовжує Феофанійський струмок. Це одне з ядер середовища перебування, умови якого наближені до природних і необхідні для існування багатьох видів біоти, що не можуть пристосуватись до життя на забудованих ділянках міста. Завдяки цьому в околицях Києва, до прикладу, все ще мають можливість гніздитися перепілка (*Coturnix coturnix* L.), деркач (*Crex crex* L.), дрімлюга (*Caprimulgus europaeus* L.), жайворонки чубатий та польовий (*Galerida cristata* L., *Alauda arvensis* L.), шуліка чорний (*Milvus migrans* Boddaert), луні польовий та лучний (*Circus cyaneus* L., *C. pygargus* L.), а на зимівлі – зимняк (*Buteo lagopus* Pontoppidan. На межі з парком зафіксована бджола *Xylocopa valga* (рис.1). В околицях парку в с. Хотів виявлені збіднені популяції орхідей *Dactylorhiza maculata* (L.) Soo та *D. incarnata* (L.) Soo [57].

Знання про видовий склад і поведінку населення різноманітних біотопів урочища є важливою аргументацією для ландшафтно-екологічного планування та підставою для науковців під час надання рекомендацій щодо оптимізації співіснування людини з живою природою.

Головні висновки. Нагромаджені відомості про біоту парку Феофанія, його ролі як експериментальної бази наукових досліджень, рекреаційного значення парку для мешканців та гостей столиці нашої країни – Києва, оздоровчий вплив насаджень на довкілля міської агломерації характеризують парк Феофанію як цінний об'єкт природно-заповідного фонду України. Біота парку Феофанія є наочним прикладом значимості поєднаних міграційними шляхами малих територій, що підлягають особливій охороні в межах міста, в системі екологічної мережі.

Перспективи використання результатів дослідження. Перед колективом ДУ «ІЕЕ НАН України» попереду вирішення непростих завдань для гармонійного налагодження наукової діяльності та природоохоронної, рекреаційної, освітньої функцій парку Феофанія, а ще – забезпечення комфортного життя всіх мешканців і їх угруповань в єдиній урбаноекосистемі Києва шляхом екологічного планування.

Література

1. Бурда Р.І. Забур'яненість міських лісів Києва. Бур'яни, особливості їх біології та системи контролювання у посівах сільськогосподарських культур: Зб. наук. пр. К.: Колобіг, 2012. С. 44–50.
2. Ivanenko O. Aphyllophoroid fungi (Basidiomycota) of biotopes on Kyivske Plato, Ukraine. Natura Montenegrina. 2013. Vol. 12, No 3–4. P. 625–638.
3. Гончар Г.Ю., Вервес Ю.Г., Гапонова Л.П. та ін. Попередній список безхребетних тварин урочища «Феофанія». Вісті Харк. ентомол. т-ва. 2018. Т.26, вип. 1. С. 11–49.
4. Шупова Т.В. Орнитологическое разнообразие парка-памятки садово-паркового искусства «Феофания». Запов. справа, 2014. Т. 20, вип. 1. С. 98–102.
5. Билушенко А.А. Рукокрылые парка «Феофания» в Киеве, Украина. Plecotusetal., 2016. Вып. 19. С. 19–26.
6. Монченко В.И. Веслоногие ракообразные (Copepoda) бассейна среднего Днепра: автореф. дисс. канд. биол. наук. Киев, 1962. 20 с.

7. Монченко В.І., Гапонова Л.П. Сезонна зміна екологічних комплексів циклопід у Феофанських ставках. Роль ботанічних садів і дендропарків у збереженні та збагаченні біологічного різноманіття урбанізованих територій: Матеріали Міжн. наук. конф. (Київ 28-31 трав. 2013 р.). К.: Віпол, 2013. С. 114–115.
8. Монченко *В.І.*, Гапонова Л.П. Сезонна динаміка циклопід (Copepoda, Cyclopoida, Cyclopoidea) у водоймах ППСПМ «Феофанія». Біологічне різноманіття природно-заповідних об'єктів Карпат: Матеріали Міжн. наук. конф., присв. 25-річчю створення НПП «Синевир» (Україна, с. Синевир, 25–27 черв. 2014 р.). Ужгород: Патент, 2014. С. 126–129.
9. Монченко В.І., Гапонова Л.П., Костенко О.Г. Сезонна динаміка деяких безхребетних водойм парку «Феофанія». Наук. з-ки Терноп. нац. пед. у-ту ім. В. Гнатюка. Сер. Біол. Спец. вип.: Гідроекологія. 2015. №3–4 (64). С. 477–480.
10. Крахмальный А.Ф. Новый для пресных водоемов СНГ вид динофлагеллят – *Woloszynskia limnetica* Bursa (Dinoflagellata). X Всерос. науч.-прак. конф.(25–26 октяб. 2013 г.). Тобольск. 2013. С. 88–90.
11. Крахмальный А.Ф. *Gymnodinium feofanium* Krachm. sp. nov. (Dinophyta, Dinoflagellata). Альгология. 2015. Т. 25, № 2. С. 211–217.
12. Крахмальный А.Ф. *Ceratium rhomvoides* B. Hickel – новый для пресных водоемов Украины вид динофлагеллят (Dinoflagellata, Dinophyta). XII Всерос. науч.-прак. конф. «Тобольск научный». Тобольск. 2015. С. 41–43.
13. Крахмальный А.Ф. *Tyrannodinium edax* (A.J. Schill.) Calado (Dinoflagellata: *Pfiesteriaceae*) в водоемах г. Киева (Украина). Альгология. 2017. Т. 27, №2. С. 190–201.
14. Крахмальный А.Ф., Костенко А.Г. Флора и фауна парка «Феофания». Панцирные динофлагелляты и турбеллярии. Материалы Межд. науч.-прак. конф. (27–28 нояб., 2014 г.). Караганда. 2014. С. 75–79.
15. Дубровский Ю.В., Цвелых А.Н. Значение парковых прудов для сохранения позвоночных животных в пределах мегаполиса. Від заповідання до збалансованого природокористування: Матеріали Міжн. наук. конф. (20-22 берез. 2013 р., м. Донецьк). Донецьк, 2013. С. 121–122.
16. Бабко Р.В., Берест З.Л., Дубровський Ю.В. та ін. Найпростіші та безхребетні дуплових водойм Голосіївського національного природного парку. Охорона, збереження та відтворення біорізноманіття в умовах мегаполісу: Матеріали міжн. наук.-практ. конф., присв. 10-річчю створ. нац. природ. парку Голосіївський м. Київ, 7-8 верес. 2017 р. К.: Діса Плюс, 2017. С. 224 – 233.
17. Іваненко О.М. Нові місцезнаходження видів афілофороїдних грибів, занесених до Червоної книги України // Рослинний світ у Червоній книзі України: впровадження глобальної стратегії збереження рослин. Матеріали III міжн. наук. конф. (м. Львів, 4–7 черв. 2014 р.). Львів, 2014. С. 182–183.
18. Конякін С.М. Знахідки раритетних видів тварин у деяких локалітетах Лісостепу України. Матеріали до 4-го видання Червоної книги України. Тваринний світ. Сер. Conservation Biology in Ukraine. Т.1, вип.7. К., 2018. С. 378.
19. Verves Yu. G. The first record of *Bellardia pubicornis* (Diptera, Calliphoridae) from Ukraine. Vestnik zoologii. 2012.Vol. 46, Iss. 4. P. 380.
20. Verves Yu. G. New record of *Pollenia vera* (Diptera, Calliphoridae) from Ukraine. Vestnik zoologii. 2013.Vol. 47, Iss. 1. P. 94.
21. Бурда Р.І.Чужорідний вид *Impatiens parviflora* DC. *(Balsaminaceae)* у міських лісах Києва. Укр. ботан. журн. 2012. Т. 69, № 3. С. 352–362.
22. Голівець М.О. Адаптивна стратегія *Impatiens parviflora* DC. *(Balsaminaceae)* у вторинному ареалі. I. Закономірності організації популяцій на еколого-ценотичному градієнті. Укр. ботан. журн. 2014. Т. 1, № 2. С. 161–172.
23. Голівець М.О. Адаптивна стратегія *Impatiens parviflora* DC. *(Balsaminaceae)* у вторинному ареалі. II. Віталітетна структура популяцій та онтогенетична стратегія виду. Укр. ботан. журн. 2014. Т. 71, № 3. С. 317–323.
24. Пашкевич Н.А., Іваненко О.М., Березніченко Ю.Г. Підбір індикаторних видів рослин і грибів з метою оцінки трансформації біосистеми (на прикладі грабових лісів). Питання біоіндикації та екології. 2018. Вип. 23, № 2. С. 3–17.
25. Blinkova O., Ivanenko O. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. Lesnícky časopis. Forest. J. 2016. Vol. 62, Iss. 2. P. 110–122.
26. Крахмальный А.Ф. Динофлагелляты водоемов Киевской городской агломерации (краткая история изучения и видовой состав). XIII Всерос. конф. «Тобольск научный». Тобольск. 2016. С. 56–58.
27. Бурда Р.І., Пашкевич Н.А., Блінкова О.І. та ін. Адаптивна стратегія популяцій адвентивних видів. Ред. Р. Бурда. К.: Наук. думка, 2018. 191 с.
28. Пашкевич Н.А. Анатомо-морфологічні адаптації листків *Eragrostis minor* Host. (*Poaceae*) за різних екологічних умов. Modern Phytomorphology. 2014, Т. 6. С. 309–314.
29. Пашкевич Н.А. Оцінка адаптації ценопопуляцій *Eragrostis minor* Host. (*Poaceae*) до умов трансформованого середовища. Modern Phytomorphology. 2015. Т. 7. С. 103–112.
30. Пашкевич Н.А., Березніченко Ю.Г. Популяційний аналіз *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm. в умовах лісової зони. Укр. ботан. журн. 2016. Т. 73, № 5. С. 474–482.
31. Пашкевич Н.А., Березніченко Ю.Г. Еколого-ценотичний аналіз трав'яних угруповань *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm. в умовах лісової зони. Укр. ботан. журн. 2016. Т. 73, № 6. С. 579–586.
32. Березніченко Ю.Г. Population analysis *Ballota nigra* L. for different environmental conditions. Матеріали Міжн. конф. молод. учен. Луцьк: Вежа-Друк, 2017. С. 37.
33. Olijnyk M. P. Variability of morphological signs of populations *Solidago canadensis* L. and *S. gigantea* Ait. in different ecological conditions. Наук. вісн. нац. ліс.-тех. у-ту України. 2018. Т. 28, № 11. С. 60–63. URL: https://doi.org/10.15421/40281111
34. Бурда Р.И., Игнатюк А.А. Значение репродуктивного усилия в процессе антропогенной миграции *Amorpha fruticosa* L. *(Fabaceae)*. Экосистемы, их оптимизация и охрана. 2012. Вып. 7. С. 198–208.
35. Burda R.I., Koniakin S.N. Spontaneous dispersion of species of the genus *Juglans* L. in the forests and parks of Kyiv. Russ. J. Biol. Invasion. 2018. Vol. 9, Iss.1. P. 95–107. doi: 10.1134/S2075111718020029. Original Russian Text R.I. Burda, S.N. Koniakin, 2018, published in Rossiiskii Zhurnal Biologicheskikh Invazii. 2018. Vol. 9, No 1. P. 2–17.Спонтанное расселение видов рода *Juglans* L. в лесах и парках Киева. Рос. журн. биол. инвазий. 2018.Т. 9, № 1. С. 2–17.

36. Бурда Р.І. Передумови розповсюдження антропофітів у екосистемах лісового типу м. Києва. Ботаніка і мікологія: проблеми і перспективи на 2011–2020 роки: Всеукр. наук. конф. (Київ, 6–8 квіт. 2011 р.). К.: Ін-т ботан. ім. М.Г. Холодного НАН України, 2011. С. 46–48.
37. Поварніцин В.О., Шендриков М.І. Типи лісу дослідного лісництва Академії наук Української РСР Феофанія. Укр. ботан. журн. 1957. Т. 14, № 1. С. 75–85.
38. Падун І.М.Сучасний стан рослинності урочища Феофанія. Укр. ботан. журн. 1987. Т. 42, № 2. С. 17–20.
39. Бурда Р.І. Спонтанне поширення *Aristolochia macrophylla* (*Aristolochiaceae*) у лісах Конча–Заспи (м. Київ). Укр. ботан. журн. 2014. Т. 71, № 5. С. 558–562.
40. Голівець М.О. Особливості фенології *Echinocystis lobata* (F. Minchx.) Torr. & Gray (*Cucurbitaceae*) у вторинному ареалі. Роль ботан. садів і дендропарків у збереж. та збагач. біол. різн. урбан. терит.: Матеріали міжн. наук. конф. (Київ, 28–31 трав. 2013 р.). К.: Віпол, 2013. С. 60–61.
41. Gubar L.M., Olijnyk M.P. Variability of morphological characteristics of *Elytrigia repens* (L.) Nevski population sin different ecological conditions. XII Inter.Conf. «Synanthropization of Flora and Vegetation». Book of Abstracts. Uzhhorod: AUTDOR–SHARK Press, 2018. P. 29.
42. Конякін С.М., Купрюшина Л.В. Фенологічні спостереження ефемероїдів за 2017 р. у лісовій екосистемі парку-пам'ятки садово-паркового мистецтва «Феофанія». Регіональні геоекологічні проблеми в умовах сталого розвитку. Зб. наук. пр. III Міжн. наук.-практ. конф. (Рівне, 18-20 жов. 2018 р.).Рівне: О. Зень, 2018. С. 221–224.
43. Гончаренко И.В. Экологический анализ местопроизрастаний широколиственных лесов урочища Феофания. Материалы III Межд. науч.-прак. конф. «Биоразнообразие и устойчивое развитие» (г. Симферополь, 15-19 сент. 2014 г.), 2014. С. 89–91.
44. Гончаренко И.В., Голик Г.Н. Классификация и фитоэкологическая оценка лесопарковой растительности г. Киева. Фиторазн. Вост. Евр. 2015. Т. 9, вип. 4. С. 129–158.
45. Гончаренко І.В., Ігнатюк О.А., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Лісова рослинність урочища Феофанія та її антропогенна трансформація. Екол. та ноосферол. 2013. Т. 24, № 3–4. С. 51–63.
46. Дідух Я.П., Мала Ю.І., Пашкевич Н.А. та ін. Біотопи Гірського Криму. Ред. Я.П. Дідух. К.: Інтерсервіс, 2016. 292 с.
47. Дідух Я.П., Фіцайло Т.В., Пашкевич Н.А. та ін. Біотопи лісової та лісостепової зон України. Ред. Я.П. Дідух. К.: МАКРОС, 2011. 288 с.
48. Davies C.E., Moss D., Hill M.O. EUNIS Habitat Classification. Final Report to the European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity, 2004. 310 p. European Environment Agency.
49. Бурда Р.І., Пашкевич Н.А. , Бойко Г.В. та ін. Чужорідні види охоронних флор Лісостепу України. К.: Наук. думка, 2015. 117 с.
50. Pashkevych N.A., Burda R.I. Distribution of alien species from *Poaceae* and *Asteraceae* families in the protected areas of Ukrainian Forest-Steppe. Thaiszia. J. Bot. 2017. Vol. 27, Iss. 1. P. 29–39.
51. Pashkevych N.A., Burda R.I. Spread of alien plant species in the habitats of the Ukrainian Forest-Steppe. Ekologia (Bratislava).. 2017. Vol. 36, No. 2. P. 121–129.
52. Гончаренко І.В., Матяшук Р.К., Ткаченко І.В. та ін. Таксономічний склад та просторова структура елементів озеленення ППСПМ «Феофанія». Екол. та ноосферол. 2015. Т. 26. № 3–4. С. 21–29.
53. Матяшук Р.К., Мазура М.Ю. Перспективы расширения ассортимента хризантемы мелкоцветной в условиях парка-памятки садово-паркового искусства «Феофания». Sci. J. Klaipeda St. Coll. «Formation of Urban GreenAreas». 2018. №1, Iss. 15. P. 186–192.
54. Матяшук Р.К., Мазура М.Ю. Урізноманітнення ландшафтних композицій ППСПМ «Феофанія» при формуванні його індивідуальності. Ландшафтна архітектура в ботанічних садах і дендропарках. Матеріали X Міжн. наук. конф. (м. Київ, 12-15 черв. 2018). С. 80–84.
55. Наказ Мінагрополітики України Про виникнення майнових прав інтелектуальної власності на сорти рослин… № 120 від 12.03.2019 р.
56. URL: http://www.minagro.gov.ua/uk/organic_ministry?nid=26098
57. Конякін С.М., Шупова Т.В. Екологічна стежка «Біотичне різноманіття лісової екосистеми» (на прикладі ППСПМ «Феофанія», м. Київ). Проблеми екології та еволюції екосистем в умовах трансформованого середовища: зб. матеріалів наук. пр. II Міжн. наук.-прак. конф., м. Чернігів, 11-12 жов. 2018 р. – Чернігів: Десна Поліграф, 2018. С. 324–331.
58. Конякін С.М., Жигаленко О.А. Нова знахідка *Dactylorhiza maculata* (L.) Soo та *D. incarnata* (L.) Soo в околицях села Хотів (Київська область). Актуальні проблеми ботаніки та екології. Матеріали міжнар. конф. молодих учених (Кирилівка, 2-5 верес., 2018р.). С. 51.

УДК 574.587
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-23

FILINIA В СПЕКТРІ РАЦІОНУ *ASPLANCHNA* (*ROTIFERA*: *MONOGONONTA*) РІВНИННИХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ЗАХОДУ УКРАЇНИ

Іванець О.Р.
Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, 79005, м. Львів
oleh_ivanets@ukr.net

На основі аналізу сучасної літератури і власних даних представлена характеристика родів *Filinia* Bory de St. Vincent, 1824 і *Asplanchna* Gosse, 1850. Основою роботи слугували 598 зразків, зібраних у 2004–2018 роках. Показано значення *Filinia* в спектрі раціону *Asplanchna* рівнинних гідроекосистем заходу України. Частка *Filinia* в раціоні *Asplanchna* змінюється в межах від 1,2% до 8,4%. *Ключові слова*: характеристка родів *Filinia*, рівнинні гідроекосистеми заходу України.

***Filinia* в диапазоне рациона *Asplanchna* (*Rotifera*: *Monogononta*) равнинных гидроэкосистем запада Украины. Иванец О.Р.** На основании анализа современной литературы и собственных данных представлена характеристика родов *Filinia* Bory de St. Vincent, 1824 и *Asplanchna* Gosse, 1850. Основой работы послужили 598 проб, собранных в 2004–2018 годах. Показано значение *Filinia* в спектре рациона *Asplanchna* равнинных гидроэкосистем запада Украины. Доля *Filinia* в рационе *Asplanchna* изменяется в пределах от 1,2% до 8,4%. Ключевые слова: характеристика родов *Filinia*, равнинные гидроэкосистемы запада Украины.

***Filinia* in the food spectrum of *Asplanchna* (*Rotifera*: *Monogononta*) of flat hydroecosystems of the western Ukraine. Ivanets O.R.** Based on the analysis of modern literature and its own data, the characteristics of the genus *Filinia* Bory de St. Vincent, 1824 and genus *Asplanchna* Gosse, 1850 are presented. Basis of work makes 598 tests in 2004–2018. The value of *Filinia* in the food spectrum *Asplanchna* of flat hydroecosystems of the western Ukraine is shown. The proportion of *Filinia* in the food spectrum of *Asplanchna* varies from 1,2% to 8,4%. *Key words*: characteristic of *Filinia* genera, plain hydroecosystems of the west of Ukraine.

Постановка проблеми. Гідроекосистеми рівнинних теренів заходу України відіграють важливу роль у детермінуванні головних закономірностей функціонування водойм центральної і східної Європи. По цих теренах проходить Головний європейський вододіл. На Розточчі створений біосферний резерват ЮНЕСКО (Biosphere Reserves) «Розточчя», який включений до світової мережі біосферних заповідників.

Коловертки, відповідно до Водної Рамкової Директиви ЄС (Directive 2000/60/EC), є надійними маркерами гідроекологічного моніторингу, вони активізують процеси самоочищення водойм. Ці організми, зокрема, представники роду *Asplanchna*, мають суттєве значення у трофодинаміці водойм. Вони, особливо за масового розвитку, як всеїдні форми визначають значною мірою процеси трансформації речовин та енергії, формування біологічної продукції гідроекосистем [1; 2; 8; 13; 21; 23]. *Filinia* є одним із компонентів раціону *Asplanchna*.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Разом із тим регіональна фауна цього таксону, особливості харчування і взаємодії у системі *Filinia–Asplanchna* до сьогодні залишаються мало вивченими.

Саме тому метою нашої роботи було з'ясування характеристик домінування, особливостей трофічних взаємодій у системі *Filinia– Asplanchna*, що є важливим з огляду на оцінку трофодинамічних характеристик гідробіоценозів.

Методологічне або загальнонаукове значення. Основою роботи послужили матеріали (598 проб), зібрані в гідроценозах рівнинних і передгірських теренів заходу України 2004–2018 років загальноприйнятими в гідробіології методами [6; 15; 25]. Дослідження 453 особин проводили на живому і фіксованому матеріалі.

Визначення видової приналежності *Asplanchna* і *Filinia* проводили відповідно до [14; 22].

До уваги брали такі показники розвитку популяцій, як чисельність, біомаса, частота трапляння, індекс домінування. Чисельність і біомасу враховували опосередковано через інтегральний показник

рівня домінування p√B, де «p» – частота трапляння організму, «B» – біомаса, яка визначалась як добуток «Nb», де «N» – чисельність особин, «b» – маса однієї особини. Такий підхід дозволяє вирівняти показники домінування великорозмірних організмів, якими є *Asplanchna* серед коловерток, формалізувати отримані результати і прослідкувати за загальними тенденціями змін важливих характеристик розвитку популяцій [16; 18].

Для ідентифікації та виділення жувальних апаратів коловертки переносилися на окремі предметні скельця і в подальшому оброблялися жавелевою водою та іншими хлоровмісними речовинами [6; 14; 24].

Особлива увага приділялася прибережній мілководній зоні водойм. Біоценози мілководь функціонують в умовах підвищеної флуктуації режимів середовища існування і характеризуються специфічною структурно-функціональною організацією. У цьому біотопі здійснюється активна взаємодія гідросфери, літосфери та атмосфери. Специфіка мілководь детермінується такими параметрами, як гідрологічний режим, берегова лінія, інтенсивність та характер заростання, дія хвиль. Прибережно-водний екотон розташовується в зоні значної напруженості та екологічного ризику, він піддається значному антропогенному впливу з боку водозбірної площі, на якій розташовані джерела забруднення [3; 9]. Структурно-функціональна організація прибережних екотонів відзначається наявністю механізмів адаптації компонентів ценозу і збереження його стійкості в динамічних умовах середовища [4].

Виклад основного матеріалу. Перші згадки про коловерток заходу України та прилеглих теренів знаходимо у видатного ротаторіолога А. Вежейського, роботи якого були важливим етапом в історії досліджень коловерток загалом і на теренах Галичини зокрема [11; 12]. У 1891 р. він уперше опублікував одну з ґрунтовних робіт з фауни коловерток Галичини, в якій наводить 50 видів. У тому числі поданий опис одного відкритого ним нового виду і трьох нових форм [26].

У роботі «Zur Kenntnis der *Asplanchna*-Arten», яку він опублікував у 1892 р. в «Zoologischer Anzeiger», А. Вежейський подав особливості будови жувального апарату *Asplanchna* [27]. У 1983 р. у Кракові А. Вежейський опублікував монографію «*Rotatoria* (wrotki) Galicyi» [28]. У водоймах Галичини А. Вежейський зареєстрував 161 вид коловерток, у тому числі описав 8 нових таксонів.

Матеріали, представлені А. Вежейським, супроводжуються цілою низкою ретельно зроблених рисунків, що характеризують морфолого-анатомічну будову організмів (Рис. 1.).

На даний час у досліджуваних водоймах зареєстровано 9 таксонів роду *Asplanchna* Gosse, 1850 (A. priodonta helvetica Imhof, 1884; A. priodonta priodonta Gosse, 1850; A. sieboldi Leydig, 1854; *A. girodi* de Guerne, 1888; A. brightwelli Gosse, 1850; *A. herricki* Guerne, 1888; A. henrietta Langhans, 1906; A. silvestris Daday, 1902; *A. intermedia* Hudson, 1886) і 4 таксони роду *Filinia* Bory de St. Vincent, 1824 (*F.* passa (O. F. Müller, 1786); *F. major* (Golditz, 1914); *F. longiseta* (Ehrenberg, 1834); *F. l. longiseta* (Ehrenberg, 1834)).

Даних щодо трофічних характеристик *Asplanchna* заходу України недостатньо. Разом із тим такі показники мають першочергове значення для з'ясування продукційних характеристик гідробіоценозів, визначення особливостей трофодинаміки водойм.

Подамо характеристику родів *Filinia* і *Asplanchna,* враховуючи власні дослідження та літературні джерела [5; 6; 7; 10; 14; 19; 20; 22; 24].

Тіло *Filinia* прозоре, жовтувате веретеноподібне або майже циліндричне, іноді помітно видовжене, ззаді звужене. Коловертальний апарат у вигляді двох, що тісно зближені, віночків війок. У передній частині тулуба два бокових кутикулярних більш або менш довгих придатки.

У задній частині тулуба один непарний придаток, що відходить від черевного боку або від його заднього краю. Краї придатків гладкі, зазубрені або з шипиками. Спинне щупальце сильно редуковане до невеликого горбика, парні бокові щупальця на рівні середини тулуба.

Дві маленьких очні плями з лінзами поблизу коловертального апарату. Яйця спокою покриті оболонкою з порожнистими міхуроподібними здуттями.

Тіло *Asplanchna* прозоре, з тонкою кутикулою, мішкоподібне або дзвоноподібне, іноді з боковими виступами. Нога з пальцями відсутня. Коловертальний апарат з великим апікальним полем і простим віночком війок. Мастакс великий інкудатного типу. Манубрії та ункуси слабо розвинуті. Шлунок округлий. Задня кишка й анальний отвір відсутні. Протонефридії для низки видів з характерним числом війчастих клітин. Число війчастих клітин має пряму залежність від розміру поверхні тіла коловерток. Жовточник округлий, стрічкоподібний або підковоподібний. Крім церебральної очної плями, іноді є ще дві бокові очні плями. Аміктичні самки живородні, міктичні відкладають яйця спокою.

За трофо-екологічною класифікацією планктону *Filinia* належить до плаваючих організмів, які захоплюють їжу шляхом вертикації («вертикатори»). За ступенем спеціалізованості представників роду *Asplanchna* можна віднести до генералістів і поліфагів. За трофо-екологічною характеристикою з урахуванням локомоторних особливостей гідробіонтів та специфікації в захопленні здобичі, *Asplanchna* відноситься до форм, що не беруть їжу із субстрату. Представники цього таксону належать до плаваючих організмів, які захоплюють і всмоктують їжу («захоплювачі-всмоктувачі»). Вони плавають у товщі води й активно полюють на своїх жертв, споживаючи найпростіших, коловерток, дрібних ракоподібних, молодь рачків [17]. Проте *Asplanchna* є факультативними хижаками, до їхнього раціону входить також

і фітопланктон. *Filinia* є одним із компонентів раціону *Asplanchna* (рис. 2).

Визначалася роль *Filinia* і *Asplanchna* у структурі домінування зоопланктоценозів. Індекс домінування розраховувався за формулою $D = p\sqrt{B}$, де p,% – частота трапляння виду (відсоток проб, в яких траплявся даний вид); B – біомаса виду.

Для *Filinia* частка біомаси від загальної біомаси в угрупованні змінюється в межах від 0,19% до 0,38%. Частота трапляння (p) варіює від 3,1% до 24%. Індекс домінування коливається від 4,3 до 7,2.

Для *Asplanchna* спостерігаються вищі, порівняно з *Filinia*, показники. Частка біомаси від загальної біомаси в угрупованні змінюється в межах

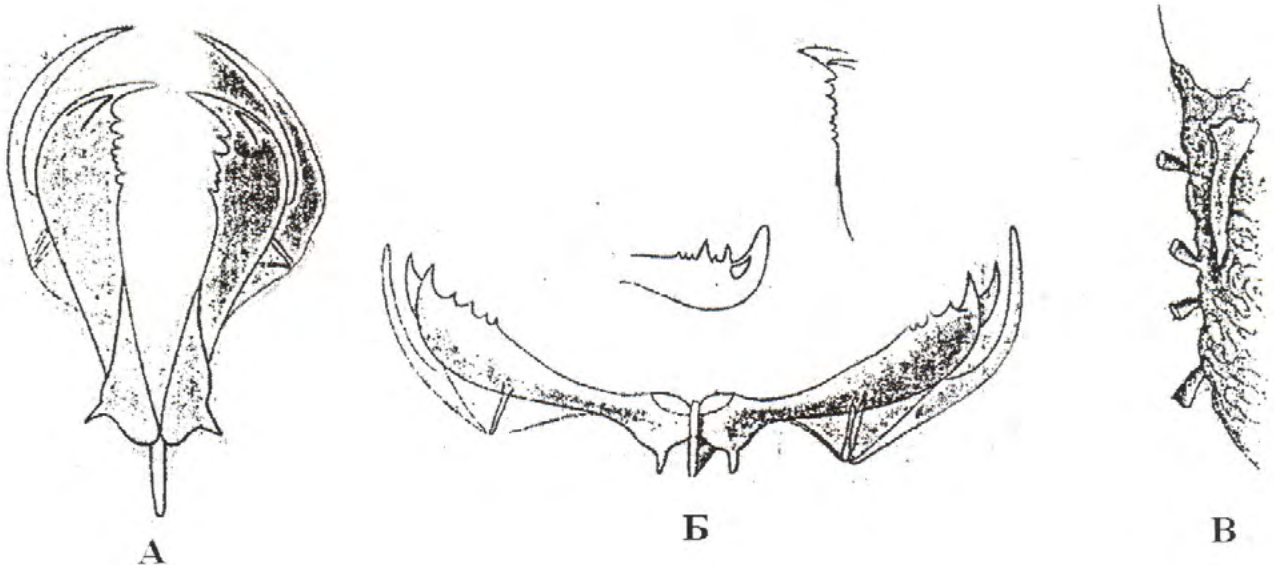


Рис. 1. Жувальні апарати (А, Б) і елементи видільної системи Asplanchna (В) [28]

А **Б**

Рис. 2. Filinia (8 х 40) – компонент раціону Asplanchna (А). Filinia, захоплена Asplanchna (15 х 40) (Б): 1 – рамуси викинутого для захоплення жертви мастакса Asplanchna, 2 – довгі придатки заковтнутої Filinia, що видаються назовні з ротового отвору Asplanchna. (Оригінал)

від 0,57% до 5,3%. Частота трапляння (р) варіює від 17,5% до 47%. Індекс домінування коливається від 4,7% до 31,5%.

Значення *Filinia* в спектрі раціону коловерток роду *Asplanchna* характеризується такими закономірностями. Частка *Filinia* в раціоні *Asplanchna* змінюється в межах від 1,2% до 8,4%. Причому найнижчі показники представленості *Filinia* в раціоні *Asplanchna* характерні для A. henrietta. Найбільш високі показники властиві для A. sieboldi. A. priodonta в цьому відношенні характеризується дещо нижчим від максимального показником – 7,4%. Для інших таксонів роду *Asplanchna* цей показник займає проміжні характеристики і змінюється в межах від 3,1% до 4,5%.

Розглянемо сезонну динаміку цих трофічних груп з урахуванням інших компонентів планктону.

В угрупованні зоопланктону прибережної зони водойм формуються складні трофічні і просторові зв'язки, структура яких визначається як харчовими характеристиками видів, що утворюють угруповання, так і зовнішніми абіотичними й антропогенними факторами.

Весною, коли фітопланктону небагато, у воді переважає дрібнодисперсний детрит. Відповідно, в зоопланктоні розвиваються коловертки-вертикатори (фіто- і детритофаги), а за ними – схоплювачі-всмоктувачі, які вносять вагомий вклад у сумарну біомасу угруповання організмів зоопланктону в кінці весни.

З літнім прогрівом води і розвитком фітопланктону на мілководдях зростає роль первинних фільтраторів (фітофагів) і копепод-схоплювачів. Веслоногими рачками-схоплювачами можуть споживатися великі коловертки роду Asplanchna, котрі інтенсивно розвиваються в літоральній зоні на мілководді в літній період.

Осінню внаслідок відмирання фітопланктону і літнього зоопланктону у воді накопичується автохтонна органічна речовина. У цей період знову зростає роль вертикаторів-детритофагів і коловерток схоплювачів-всмоктувачів.

Головні висновки. Таким чином, динаміка популяцій *Filinia* і *Asplanchna* окреслюється закономірностями, що зумовлюють перебіг сезонних сукцесій у водоймах: розвитком та відмиранням фітопланктону, формуванням детриту, накопиченням автохтонних органічних речовин протягом вегетаційного сезону.

Частка *Filinia* в раціоні *Asplanchna* змінюється в межах від 1,2% до 8,4%. Причому найнижчі показники представленості *Filinia* в раціоні *Asplanchna* характерні для A. henrietta. Найбільш високі показники властиві для A. sieboldi. A. priodonta в цьому відношенні характеризується дещо нижчим від максимального показником – 7,4%. Для інших таксонів роду *Asplanchna* цей показник займає проміжні характеристики і змінюється в межах від 3,1% до 4,5%.

Перспективи використання результатів дослідження. Дані щодо трофічних характеристик, визначення ролі *Filinia* у спектрі раціону *Asplanchna* мають важливе значення для з'ясування продукційних характеристик гідробіоценозів, визначення особливостей трофодинаміки водойм.

Література

1. Бигон М., Харпер Дж., Таунсенд К. Экология. Особи, популяции и сообщества. Москва : Мир, 1989. Т. 1. 667 с. Т. 2. 477 с.
2. Галковская Г.А. Особенности продуцирования естественных популяций планктонных коловраток. *Материалы 2. Всесоюз. симпоз. по коловраткам.* Ленинград : Наука, 1985. 69–83.
3. Зимбалевская Л.Н. Фитофильные беспозвоночные равнинных рек и водохранилищ. Київ : Наук. думка, 1981. 216 с.
4. Зимбалевская Л.Н. и др. Структура и сукцессии литоральных биоценозов днепровских водохранилищ. Київ : Наук. думка, 1987. 204 с.
5. Іванець О.Р. До вивчення фауни коловерток (*Rotatoria*) водойм лісових ландшафтів. *46-а науково-технічна конференція Львівського лісотехнічного університету (лісогосподарська секція, 12-19 квітня 1994 р.).* Львів, 1994. С. 91–93.
6. Іванець О.Р. Методичні вказівки до систематико-фауністичного вивчення коловерток (*Rotatoria*). Львів : ЛДУ, 1996. 28 с.
7. Іванець О.Р. Фауна планктонних коловерток (*Rotatoria*) ставів західного лісостепу України. *Актуальні проблеми медицини, біології, ветеринарії і сільського господарства. Серія медицина і біологія. Книга наукових статей. П'ята книга.* Львів, 2001. С. 46–51.
8. Іванець О.Р. Еколого-фауністична характеристика роду *Brachionus* (*Rotatoria*) у водоймах різноманітного типу. *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Біологія. Спеціальний випуск: Гідроекологія.* 2001. № 3 (14). С. 53–55.
9. Іванець О.Р. Екотони в системі моніторингу прісноводних екосистем. Мат–ли наук. конф. «Стан і біорізноманіття екосистем шацького національного природного парку» 11-14 вересня 2008 р. Львів, 2008. С. 73–75.
10. Іванець О.Р. Морфологічні характеристики екологічних груп коловерток (*Rotifera*, *Rotatoria*) як основа адаптацій до факторів середовища. «Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку». М-ли наук. конф. 12-15 вересня 2013 р. Львів : Сполом, 2013. С. 28–32.
11. Іванець О.Р., А. Вежейський – фундатор ротаторіологічних досліджень на теренах Галичини. *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* : Мат–ли першої Міжнародної науково-практичної конференції. 10-12 квітня 2014 р. м. Хотин. Чернівці : Друк Арт. С. 352–355.
12. Іванець О.Р. Гідробіологічні дослідження А. Вежейського на теренах Карпат. *Мат-ли наукової конференції, присвяченої 60-річчю Високогірного біологічного стаціонару Львівського національного університету імені Івана Франка «Історичні і сучасні аспекти вивчення біоти Карпат» (27-30 липня 2015 року).* С. 78–80.

13. Ковальчук А.А., Парчук Г.В. Коловратки Сасыкского водохранилища и их роль в продукционно-деструкционных процессах. *Гидробиол. журн*. 1992. № 1. Т. 28. С. 44–53.
14. Кутикова Л.А. Коловратки фауны СССР. Ленинград, 1970, 744 с.
15. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан та ін. ; за ред. В.Д. Романенка. ; НАН України. Ін-т гідробіології. Київ : Логос, 2006. 408 с.
16. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва : Наука, 1982. 287 с.
17. Чуйков Ю.С. Материалы к Кадастру планктонных беспозвоночных бассейна Волги и Северного Каспия. Коловратки (*Rotatoria*). Тольятти : ИЭВБ РАН, 2000. 196 с.
18. Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Т ольятти : ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.
19. Ivanets O.R. Zooplankton of the water vegetation in the ponds of west forest-steppe of Ukraine. *Вісник Львів. ун–ту. Сер. Біол*. 2011. Вип. 56. С. 148–156.
20. Ivanets O.R. The fauna of *Rotatoria* and microcrustaceans (*Cladocera*, *Copepoda*) of the Ukrainian Roztocze and its surroundings. Development of natural sciences in countries of the European Union taking into account the challenges of XXI century : Collective monograph. Lublin : Izdevnieciba “Baltija Publishing”, 2018. P. 183–196.
21. Ivanets O., Gorban I. Small storages of the western Ukraine: hydrobiological characteristics and Peculiarities of the waterfowl (Ornitofauna). Limnology and waterfowl. Monitoring, modelling and management. Sandor Farago, Josef Kerekes. Sarrod-Sopron 21-23. November, 1994. Societas Internationalis Limnologiae (SIL), Working Group on Aquatic birds, 1994, P. 26.
22. Koste W. *Rotatoria* : Die Rädertiere Mitteleuropas. Berlin, Stuttgart : Gebrüder Bornträger, 1978. 1. Textband. 673 s. Mit 63 Abb. 2. Tafelband. 276 s. Mit 234 Tafeln.
23. Kovalchuk A.A., Ivanets O. R. The impact of damming and water poundage on the formation and structure of zooplanktocoenoses in the conditions of rivers in the Ukrainian Roztocze (the “outer” or “chunk” Carpathians). Issues and challenges of small hydropower development in the Carpathians region (hydrology, hydrochemistry, and hydrobiology of watercourses). Monograph. Uzhgorod-L’viv-Kyiv : Biological Faculty of L’viv National University & Hydroecological society “Uzh”, 2016. P. 138–151.
24. Oganjan K., Virro T., Lauringson V. Food spectrum of the omnivorous rotifer *Asplanchna priodonta* in two large northeastern European lakes of different trophy. Oceanol. Hydrobiol. St., 2013. 42. P. 314–323.
25. Wetzel R., Likens G. Limnological Analyses. Philadelphia ; London ; Toronto: W.B. Saunders Company. 1979. 357 p.
26. Wierzejski A. Liste des Rotiferes observes en Galicie (Autriche-Hongrie). Bull. soc. zool. France. 16. 1891. P. 49–52.
27. Wierzejski A. Zur Kenntnis der *Asplanchna*-Arten. Zool. Anz. 15. 1892. S. 345–349.
28. Wierzejski A. *Rotatoria* (wrotki) Galicyi. Kraków : Akademia Umiejętności. Druk Uniw. Jag, 1893. 112 s.

УДК 574,3:581,52: 504,058
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-24

ВІТАЛІТЕТНА СТРУКТУРА ЦЕНОПОПУЛЯЦІЙ ВИДІВ РОДУ *POLYGONATUM MILL.* У ПЕРЕДКАРПАТТІ

Різничук Н.І., Миленька М.М.
Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника
вул. Галицька, 201, 76008, м. Івано-Франківськ
nadja1986_24@ukr.net, mulenka.m@gmail.com

Охарактеризовано особливості реалізації віталітетного потенціалу ценопопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. у різних біотопічних умовах Передкарпаття. *Ключові слова: Polygonatum* Mill., ценопопуляція, біотоп, Передкарпаття, віталітет.

Виталитетная структура ценопопуляций видов рода *Polygonatum* Mill. в Предкарпатье. Ризничук Н. И., Миленька М.М. Охарактеризованы особенности реализации виталитетного потенциала ценопопуляций видов рода *Polygonatum* Mill. в различных биотопических условиях Предкарпатья. *Ключевые слова: Polygonatum* Mill., ценопопуляция, биотоп, Предкарпатье, виталитет.

The vitalitetal structure of the populations of sorts of *Polygonatum* Mill. genus in the Carpathian piedmont. Riznychuk N.I., Mylenka M.M. The current study clarify the features of the vital potential of *Polygonatum* populations in the Precarpathian region. *Key words: Polygonatum* Mill., vitality, population, biotope, Precarpathian region.

Постановка проблеми. Мірою життєздатності популяцій є їхня екологічна пластичність – здатність зберігати внутрісистемну стабільність і максимально проявляти життєві потенції за змінних екологічних умов [1]. Між тим у літературі не описано єдиного методичного підходу щодо визначення екологічного стану популяцій за сукупної дії екологічних факторів. Це утруднює оцінку їх стану і перспектив розвитку в умовах конкретних біотопів. Дослідження популяційно-екологічних особливостей видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття проводилися нами в контексті розв'язання даної проблеми.

Актуальність дослідження. У Передкарпатті значний науковий інтерес становлять представники аборигенної бореально-неморальної флори, чільне місце серед яких належить видам роду *Polygonatum* Mill. [2]. Стан ценопопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття досі залишається невивченим, а фітоіндикаційне значення – невисвітленим. Це зумовлює своєчасність та актуальність дослідження.

Зв'язок авторського доробку з важливими науковими та практичними завданнями. Робота виконана на кафедрі біології та екології ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника» в межах наукових тем: № 0112U000507 «Екологічний моніторинг природних і антропогенно змінених екосистем Прикарпаття», № 0114U005004 «Порушення та адаптація різнорівневих біосистем в умовах антропогенної трансформації довкілля» та № 0112U000509 «Популяційно-екологічні дослідження фіто- та зооценозів антропогенно змінених і фонових екосистем Карпат і прилеглих територій», № O112U000508 «Поширення, ресурсний потенціал та охорона лікарських рослин на території Карпатського регіону».

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Описано індикаційну та еволюційну роль віталітету популяцій у природних біотопах [3; 4; 5; 6]. На основі аналітичного огляду літературних джерел зроблено висновок щодо перспектив ботанікопопуляційних досліджень у цілому та необхідності доповнення популяційно-екологічного опису маловивчених видів, зокрема роду *Polygonatum* Mill.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Мета роботи – дослідити структурно-функціональні особливості природних ценопопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття. Для досягнення поставленої мети виконували завдання: описати віталітетну структуру ценопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття.

Новизна. Уперше досліджено віталітетну структуру ценопопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. у розрізі окремих біотопів Передкарпаття; проаналізовано перспективність застосування структурно-функціональних характеристик ценопопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. як діагностичних маркерів екологічного статусу популяцій та критеріїв оцінки напруги екологічних факторів. Удосконалено алгоритм популяційно-екологічного аналізу видів та оцінки екологічного статусу природних ценопопуляцій у розрізі біотопічних умов їх місцезростань.

Методологічне або загальнонаукове значення. Територія дослідження за ландшафтно-географіч-

ним районуванням приурочена до Передкарпаття – частини Західної України, в межах Львівської, Івано-Франківської та Чернівецької областей. В основу виділення дослідних ділянок покладений біотопічний (оселищний) принцип [7]. Визначаючи біотопи, керувалися загальноєвропейською класифікацією за схемою EUNIS [8].

Використовували комплекс польових, лабораторних і камеральних методів. Структурно-функціональні параметри ценопопуляцій визначали із застосуванням методів описової та експериментальної ботаніки (облікових площ, модельних екземплярів тощо). Інтерпретацію отриманих результатів проводили методами математичної статистики: варіаційно-статистичним, кореляційним, кластерним і регресійним аналізами.

Виклад основного матеріалу. Віталітет (життєвість) популяцій є однією з найважливіших діагностичних характеристик популяційного рівня, оскільки відображає загальний стан популяцій на даний момент часу і дозволяє оцінити перспективи її подальшого розвитку. За зміною віталітету можна робити об'єктивні висновки про зміну комфортності умов проживання популяції. Тому індекс віталітету застосований нами для встановлення градієнта комфортності екологічних факторів біотопів Передкарпаття.

Ценопопуляції видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття характеризуються значним різноманіттям віталітетної структури.

Індекс віталітету (IVC) ценопопуляцій *Polygonatum multiflorum* (L.) All. змінюється від 0,67 до 1,25. Мінімальний вияв життєвих потенцій констатовано для ценопопуляції примагістрального біотопу, максимальний – в умовах східнокарпатських заболочених вільшаників (рис. 1). Індекс розмірної пластичності виду (ISP) становить 1.86.

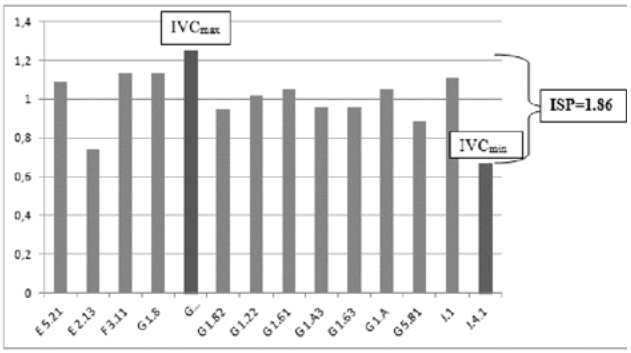


Рис. 1. Індекси віталітету (IVC) особин Polygonatum multiflorum (L.) All. у біотопах Передкарпаття

Високі значення IVC (> 1) притаманні для ценопопуляцій більшості лісових біотопів (ацидофільні дубові ліси, середньоєвропейські букові ліси, змішані дубово-в'язово-ясенові ліси, мезо-евтрофні нейтрофільні букові ліси), а також узлісних і селітебних біотопів та чагарників. У буково-дубових і грабових лісах IVC становить 0,95 і 0,96 відповідно. Дещо нижчі індекси віталітету розраховані для ценопопуляцій на зрубах (0,88) та занедбаних пасовищних і сіножатних лук (0,74).

На різну комфортність екологічних умов для ценопопуляцій *Polygonatum multiflorum* (L.) All. вказує також розподіл особин за класами віталітету (табл. 1). До категорії депресивних відносяться ценопопуляції антропогенних біотопів: занедбаних пасовищних та сіножатних лук і примагістральних. В умовах пасквального та фенісиціального навантаження критерій Q становить 0,15, а частка особин найнижчого віталітетного класу c становить 0,70; за умов антропогенної трансформації, спричиненої транспортним навантаженням, Q рівне 0,14; частка особин третього віталітетного класу – 0,72.

Таблиця 1

Віталітетна структура ценопопуляцій *Polygonatum multiflorum* (L.) All.

Показник / Біотоп	a	b	c	Q	Віталітетний тип
Узлісні біотопи	0,50	0,22	0,28	0,36	процвітаюча
Занедбані пасовищні і сіножатні луки	0,18	0,12	0,70	0,15	депресивна
Середньоєвропейські чагарникові зарості	0,48	0,32	0,20	0,40	процвітаюча
Ацидофільні дубові ліси	0,31	0,45	0,24	0,38	процвітаюча
Східнокарпатські заболочені вільшаники	0,42	0,43	0,15	0,43	процвітаюча
Буково-дубові ліси	0,20	0,24	0,56	0,22	рівноважна
Змішані дубово-в'язово-ясенові ліси	0,30	0,26	0,44	0,280	рівноважна
Середньоєвропейські ацидофільні букові ліси	0,29	0,35	0,36	0,32	рівноважна
Грабові ліси	0,31	0,22	0,47	0,27	рівноважна
Середньоєвропейські нейтрофільні букові ліси	0,35	0,18	0,47	0,27	рівноважна
Мезо-евтрофні ліси з дубом, грабом, ясенем і липою	0,36	0,24	0,40	0,30	рівноважна
Зруби	0,31	0,19	035	0,25	рівноважна
Селітебні біотопи	0,50	0,30	0,20	0,40	процвітаюча
Примагістральні біотопи	0,12	0,16	0,72	0,14	депресивна

Процвітаючий віталітетний тип установлено для ценопопуляцій узлісних біотопів (Q = 0,36), середньоєвропейських чагарникових заростей (Q = 0,40), ацидофільних дубових лісів (Q = 0,38), східнокарпатських заболочених вільшаників (Q = 0,43) та у селітебних біотопах (0,40). Висока частка особин a- і b-класу у віталітетному спектрі ценопопуляцій селітебних біотопів, з одного боку, є свідченням їх високої адаптивної здатності до умов штучного розведення, а з іншого – може бути наслідком штучного коригування віталітетної структури.

В усіх інших досліджених біотопах установлено рівноважний тип віталітетної структури природних ценопопуляцій *Polygonatum multiflorum* (L.) All. (0,22≤Q≥0,32).

Ценопопуляції *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce. у біотопах Передкарпаття характеризуються меншою розмірною пластичністю, порівняно з *Polygonatum multiflorum* (L.) All., на що вказує значення відповідного індексу (ISP = 1,39), а також індексів віталітету (IVC) (рис. 2).

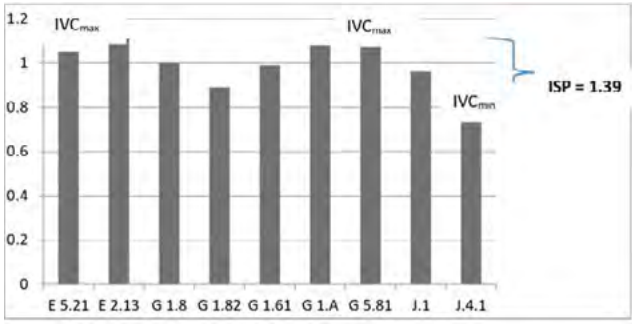


Рис. 2. Індекси віталітету (IVC) особин Polygonatum odoratum (Mill.) Druce. у біотопах Передкарпаття

Мінімальний IVC констатовано для ценопопуляції примагістрального біотопу (0,80), максимальні – на зрубах і в біотопах пасовищних і сіножатних лук (1,11).

За співвідношенням віталітетних класів досліджених ценопопуляцій до примагістрального біотопу приурочений депресивний тип віталітетної структури ценопополяцій *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce. (табл. 2). Рівноважний віталітетний тип установлено для ценопопуляцій буково-дубового лісу (Q = 0,30), середньоєвропейських нейтрофільних букових лісів (Q = 0,32) і селітебного біотопу (0,28). Ці ценопопуляції на 60%, 64% і 56%, відповідно, сформовані з особин найвищого і проміжного класів віталітету.

В інших досліджених біотопах ценопопуляції *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce. мають процвітаючий віталітетний тип (0,37≤Q≥0,45), що свідчить про наявність сприятливих умов для їх формування і розвитку.

Індекс віталітету ценопопуляцій *Polygonatum latifolium* Desf. змінюється в діапазоні 0,71–1,26, сягаючи максимуму на зрубах, мінімуму – у примагістральних біотопах (рис. 3). Індекс розмірної пластичності виду становить 1,77. Для ценопопуляцій пасовищних і сіножатних лук, ацидофільних дубових лісів, мезо-евтрофних нейтрофільних букових лісів і селітебних біотопів IVC < 1; в інших досліджених біотопах – змінюється в межах 1,00 (узлісся) – 1,20 (дубово-в'язово-ясеновий ліс).

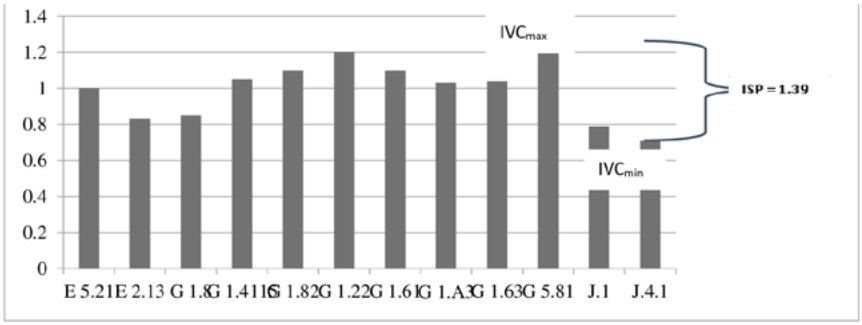


Рис. 3. Індекси віталітету (IVC) особин Polygonatum latifolium Desf. у біотопах Передкарпаття

Депресивний віталітетний тип констатовано для ценопопуляцій *Polygonatum latifolium* Desf. в антропогенних біотопах, де частка особин c- класу у віталітетній структурі є найвищою – 70% – у селітебному біотопі і

Таблиця 2

Віталітетна структура ценопопуляцій *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce

Біотоп \ Показник	a	b	c	Q	Віталітетний тип
Узлісні біотопи	0,5	0,4	0,10	0,45	процвітаюча
Занедбані пасовищні і сіножатні луки	0,27	0,43	0,30	0,35	процвітаюча
Ацидофільні дубові ліси	0,42	0,28	0,30	0,40	процвітаюча
Буково-дубові ліси	0,32	0,28	0,40	0,30	рівноважна
Середньоєвропейські ацидофільні букові ліси	0,34	0,30	0,36	0,32	рівноважна
Мезо-евтрофні ліси із дубом, грабом, ясенем і липою	0,44	0,30	0,26	0,37	процвітаюча
Зруби	0,49	0,35	0,16	0,42	процвітаюча
Селітебні біотопи	0,30	0,26	0,44	0,28	рівноважна
Примагістральні біотопи	0,10	0,20	0,70	0,15	депресивна

76% – у примагістральному (табл. 3). Ценопопуляції депресивного типу виявлені також на пасовищних і сіножатних луках, ацидофільних дубових та в мезо-евтрофних нейтрофільних букових лісах. Тут частка особин третього віталітетного класу становить, відповідно, 72% і 70%.

Процвітаючий віталітетний тип характерний для ценопопуляцій, що зростають в умовах узлісних біотопів, змішаних дубово-в'язово-ясенових лісів і на зрубах. Ці ценопопуляції характеризуються переважанням особин найвищого і проміжного віталітетного класу. Частка останніх в узлісному біотопі становить 0,76%; у дубово-в'язово-ясенових лісах – 84%; на зрубах – 98%, що є найвищим показником серед усіх досліджених ценопопуляцій.

Ценопопуляції *Polygonatum latifolium* Desf. інших досліджених біотопів мають рівноважний тип віталітетної структури. Критерій Q цих ценопопуляцій становить 0,25–0,30.

Індекс віталітету ценопопуляцій *Polygonatum verticillatum* (L.) All. змінюється від 0,84 у біотопі занедбаних пасовищних і сіножатних лук до 1,23 у біотопі буково-дубового лісу. Індекс розмірної пластичності (ISP) становить 1,46 (рис. 4). Слід відмітити, що для ценопопуляцій *Polygonatum verticillatum* (L.)

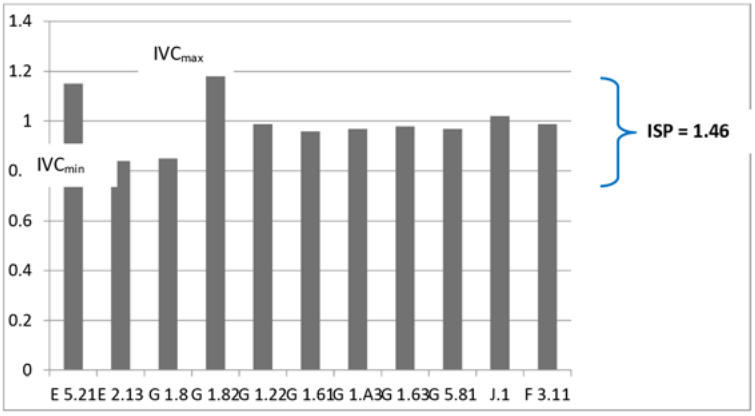


Рис. 4. Індекси віталітету (IVC) особин Polygonatum verticillatum (L.) All. у біотопах Передкарпаття

Таблиця 3

Віталітетна структура ценопопуляцій *Polygonatum latifolium* Desf.

Показник / Біотоп	a	b	c	Q	Віталітетний тип
Узлісні біотопи	0,40	0,36	0,24	0,38	процвітаюча
Занедбані пасовищні і сіножатні луки	0,10	0,18	0,72	0,14	депресивна
Ацидофільні дубові ліси	0,12	0,18	0,70	0,15	депресивна
Східнокарпатські заболочені вільшаники	0,30	0,26	0,44	0,28	рівноважна
Буково-дубові ліси	0,33	0,27	0,40	0,30	рівноважна
Змішані дубово-в'язово-ясенові ліси	0,48	0,36	0,16	0,42	процвітаюча
Середньоєвропейські ацидофільні букові ліси	0,28	0,22	0,50	0,25	рівноважна
Грабові ліси	0,30	0,24	0,46	0,27	рівноважна
Середньоєвропейські нейтрофільні букові ліси	0,35	0,25	0,40	0,30	рівноважна
Мезо-евтрофні ліси з дубом, грабом, ясенем і липою	0,20	0,20	0,70	0,15	депресивна
Зруби	0,50	0,48	0,02	0,49	процвітаюча
Селітебні біотопи	0,25	0,10	0,70	0,15	депресивна
Примагістральні біотопи	0,05	0,19	0,76	0,12	депресивна

Таблиця 4

Віталітетна структура ценопопуляцій *Polygonatum verticillatum* (L.) All.

Показник / Біотоп	a	b	c	Q	Віталітетний тип
Узлісні біотопи	0,40	0,34	0,26	0,37	процвітаюча
Занедбані пасовищні й сіножатні луки	0,17	0,13	0,70	0,15	депресивна
Середньоєвропейські чагарникові зарості	0,24	0,16	0,60	0,20	рівноважна
Ацидофільні дубові ліси	0,13	0,15	0,72	0,14	депресивна
Буково-дубові ліси	0,40	,038	0,22	0,39	процвітаюча
Змішані дубово-в'язово-ясенові ліси	0,21	0,17	0,62	0,19	рівноважна
Середньоєвропейські ацидофільні букові ліси	0,15	0,19	0,66	0,17	рівноважна
Грабові ліси	0,20	0,14	0,66	0,17	рівноважна
Середньоєвропейські нейтрофільні букові ліси	0,20	0,18	0,62	0,19	рівноважна
Зруби	0,21	0,15	0,64	0,18	рівноважна
Селітебні біотопи	0,27	0,17	0,56	0,22	рівноважна

All. IVC у більшості біотопів Передкарпаття є нижчим 1,0. Виняток, крім згаданої ценопопуляції буково-дубового лісу, становлять ценопопуляції узлісного (IVC = 1,15) і селітебного (IVC = 0,02) біотопів.

За співвідношенням віталітетних класів особин серед досліджених ценопопуляцій *Polygonatum verticillatum* (L.) All. можна виділити 2 ценопопуляції процвітаючого віталітетного типу, приурочені до узлісного біотопу та буково-дубового лісу. Частка особин найвищого і проміжного віталітетних класів у цих ценопопуляціях становить 74% і 78% відповідно (табл. 4).

Ценопопуляції занедбаних пасовищних і сіножатних лук й ацидофільних дубових лісів мають депресивний віталітетний тип. Частка особин найнижчого віталітетного класу в структурі цих ценопопуляцій сягає 70% і 72% відповідно. Інші досліджені ценопопуляції *Polygonatum verticillatum* (L.) All. належать до рівноважного типу. Критерій Q цих ценопопуляцій змінюється від 0,17 до 0,22, зростаючи в послідовному ряді досліджених біотопів Передкарпаття: середньоєвропейські ацидофільні букові ліси = грабові ліси → зруби → середньоєвропейські нейтрофільні букові ліси = змішані дубово-в'язово-ясенові ліси → середньоєвропейські чагарникові зарості → селітебні біотопи.

Отже, ценопопуляції видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття відрізняються за віталітетною структурою. Тут виявлено всі три якісні типи ценопопуляцій: депресивні, рівноважні та процвітаючі. Диференціація особин за рівнем віталітету має видову специфіку і визначається біотопічними особливостями місцезростань.

Головні висновки. 1. Ценопопуляції видів роду *Polygonatum* Mill. у біотопах Передкарпаття характеризуються значним різноманіттям віталітетної структури. Тут виявлено всі три якісні типи ценопопуляцій: депресивні, рівноважні та процвітаючі. Диференціація особин за рівнем віталітету має видову специфіку і визначається біотопічними особливостями місцезростань.

2. Індекс віталітету (IVC) ценопопуляцій *Polygonatum multiflorum* (L.) All. змінюється від 0,67 до 1,25. Мінімальний вияв життєвих потенцій констатовано для ценопопуляції примагістрального біотопу, максимальний – в умовах східнокарпатських заболочених вільшаників. Ценопопуляції *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce. у біотопах Передкарпаття характеризуються меншою розмірною пластичністю. Мінімальний IVC констатовано для ценопопуляції примагістрального біотопу (0,80), максимальні – на зрубах і в біотопах пасовищних та сіножатних лук (1,11). Індекс віталітету ценопопуляцій *Polygonatum latifolium* Desf. змінюється в діапазоні 0,71–1,26, сягаючи максимуму на зрубах, мінімуму – у примагістральних біотопах. Індекс віталітету ценопопуляцій *Polygonatum verticillatum* (L.) All. змінюється від 0,84 у біотопі занедбаних пасовищних і сіножатних лук до 1,23 у біотопі буково-дубового лісу.

Перспективи використання результатів досліджень. Дані щодо реального екологічного стану ценопопуляцій видів роду *Polygonatum* Mill. в умовах Передкарпаття є важливими для оцінки їхнього ресурсного потенціалу і перспектив розвитку, а також для екологічно обґрунтованої експлуатації та керування.

Основні положення дослідження використовуються як навчально-методичні матеріали на кафедрі біології та екології ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника» для забезпечення навчального процесу за спеціальностями 101 «Екологія» і 091 «Біологія».

Література

1. Скляр В.Г. Динаміка віталітетних параметрів лісоутворювальних видів Новгород-Сіверського Полісся: теоретичні засади та способи оцінки. *Укр. ботан. журн*. 2013. Т. 70. № 5. С. 624–630.
2. Мінарченко В.М. та ін. Методичні аспекти моніторингу недеревних рослинних ресурсів. *Агроекологічний журнал*. 2008. Т. 4. № 3. С. 32–36.
3. Царик И.В., Жиляев Г.Г. Популяционный подход в фитоценологии. *Биол. науки.* 1989. Вып. 311. № 1. С. 83–90.
4. Коваленко І.М. Екологія нижніх ярусів лісових екосистем : монографія. Суми : Університетська книга, 2015. 360 с.
5. Скляр Ю.Л. Віталітетна структура ценопопуляцій *Trapa natans* L. S. L. в національному природному парку «Деснянсько-Старогутський». *Вісник Черкаського університету*. Серія «Біологічні науки». 2015. № 2 (335). С. 96–102.
6. Злобин Ю.А. Теория и практика оценки виталитетного состава ценопопуляций растений. *Ботан. журн.* 1989. Т. 74. № 6. С. 769–781.
7. Різничук Н.І. Популяційно-екологічні особливості видів роду *Polygonatum* Mill. у Передкарпатті : автореф. дис. … канд. біол. наук : 03.00.16 ; Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича. Чернівці, 2018. 20 с.
8. Оселищна концепція збереження біорізноманіття: базові документи Європейського союзу / ред. О.О. Кагало, Б.Г. Проць. Львів : ЗУКЦ, 2012. 278 с.

УДК 581.526
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-25

НАСТІННА ГРУПА РУДЕРАЛІВ МІСТА КРЕМЕНЦЯ

Галаган О.К., Михалюк І.М., Лавренюк Ю.В.
Кременецька обласна гуманітарно-педагогічна академія імені Тараса Шевченка
вул. Ліцейна, 1, 47003, Тернопільска обл., м. Кременець
bukowska.ok@gmail.com

У статті наведено результати дослідження еколого-біологічних особливостей настінної групи рудералів м. Кременця. У складі настінних обростань м. Кременця було виявлено 86 видів судинних рослин. За ступенем пристосування до вологості найбільше мезофітів (79%) і мезоксерофітів (13%). За відношенням до освітлення переважають геліофіти (76%) і факультативні геліофіти (21%). За відношенням до родючості ґрунту найбільше мезотрофів (59%), а за відношенням до хімічного складу ґрунту – індиферентів (87%) і кальцефілів (8%). Щодо біоморфи видів, то найбільше трапляється багаторічників (72,1%) і гемікриптофітів (62,8%). За типом запилення квітів переважають ентомогами (70,9%) і анемогами (20,9%), а за типом перенесення діаспор – анемохори (61,6%) та автохори (12,8%). *Ключові слова:* рудерали, настінна група, біоморфа, екологічні групи.

Настенная группа рудералов города Кременца. Галаган О.К., Михалюк И.М., Лавренюк Ю.В. В статье приведены результаты исследования эколого-биологических особенностей настенной группы рудералов г. Кременца. В составе настенных обрастаний было обнаружено 86 видов сосудистых растений. По степени приспособления к влажности больше всего мезофитов (79%) и мезоксерофитов (13%). По отношению к освещению преобладают гелиофиты (76%) и факультативные гелиофиты (21%). По отношению к плодородию почвы больше мезотрофов (59%), а по отношению к химическому составу почвы – индиферентов (87%) и кальцефилов (8%). Что касается биоморфы видов, то больше всего встречается многолетников (72,1%) и гемикриптофитов (62,8%). По типу опыления цветов преобладают энтомогамы (70,9%) и анемогамы (20,9%), а по типу переноса диаспор – анемохоры (61,6%) и автохоры (12,8%). *Ключевые слова*: рудералы, настенная группа, биоморфа, экологические группы.

The wall group of ruderals in the city Kremenets. Halahan O.K., Mykhalyuk I.M., Lavreniuk Yu.V. This article presents the results of the study of ecological and biological features of the wall group of ruderals in the city Kremenets. In the structure of wall overstates of Kremenets, 86 species of vascular plants were identified. By degree of adaptation to humidity are the most of the mesophytes (79%) and mezokserofitov (13%). By illumination, heliophytes (76%) and optional heliophytes (21%) predominate. In relation to soil fertilitys dominate the mesotrophs (59%), and in relation to the chemical composition of the soil are the most indifferent (87%) and calcefils (8%). As for species biomorphs, the most frequent are perennials (72.1%) and hemicritophytes (62.8%). The type of pollination of flowers is dominated by entomogamy (70.9%) and anemogams (20.9%), and by the type of transference of the diamonds dominate anemohori (61.6%) and autochors (12.8%). *Key words*: ruderaly, wall group, biomorph, ecological groups.

Постановка проблеми. Флори урбанізованих територій стають об'єктом уваги ботаніків у всьому світі, оскільки їх дослідження має велике значення для відтворення повної картини сучасного флорогенезу. У більшості великих міст Західної Європи рослинний покрив добре вивчений, у багатьох містах він досліджувався неодноразово, і за його динамікою ведуться тривалі спостереження. У нашій країні проводяться дослідження, спрямовані на вивчення як урбанофлор в цілому, так і окремих їхніх компонентів. Значну кількість робіт присвячено дослідженню адвентивної флори, флори збережених природних територій у межах міст. Водночас набагато менше уваги приділяється флорам рудеральних місцезростань, хоча ця група екотопів займає центральне положення в будь-якому населеному пункті, а флора рудеральних місцезростань визначає специфіку урбанофлор у порівнянні з природними рослинними комплексами.

Актуальність дослідження. Вивчення флори рудеральних місцезростань невеликих поселень дозволяє оцінити специфіку її структури, закономірності формування і розвитку.

Формування флори рудеральних місцезростань відбувається під впливом ряду факторів: кліматичних і ландшафтних характеристик території, ступеня розвитку транспортної інфраструктури та інтенсивності перевезень. Впливає на досліджувану флору специфіка рудеральних місцезростань: мозаїчність мезо- і мікроекотопів, інтенсивна дія антропогенного чинника.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. В Україні рудеральну флору і рослинність вивчали В.В. Протопопова, Р.І. Бурда, М.В. Шевера, І.І. Мойсієнко, В.К. Тохтар, О.В. Костильов, О.О. Кагало, Л.М. Губарь та ін. [1]. Адвентивну флору міста Кременця та його околиць вивчала О.К. Галаган [2].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Головною метою було вивчення еколого-біологічних особливостей настінної групи рудералів м. Кременця.

Об'єктом дослідження є настінна група рудералів міста Кременця.

Предметом дослідження є видовий склад, еколого-біологічні особливості та аналіз настінної групи рудеральної рослинності міста Кременця.

Дослідження проводилося в таких екотопах: горизонтальні та вертикальні поверхні стін будівель, підпірні стінки та загорожі (бордюри, мури та підмурки), складені з природного каменю, цегли, бетонних блоків, без покриття або оштукатурені. Види визначали за визначниками [3; 4]. Біологічні особливості та відношення видів рослин до світла, вологи, трофності субстрату визначали за загальновідомою методикою [5].

Виклад основного матеріалу. Рудеральні рослини (від лат. rudus, родовий відмінок ruderis – щебінь, будівельне сміття) – рослини, що ростуть, як правило, поблизу парканів, звалищ, доріг тощо. Рудерали часто мають різні пристосування для захисту від знищення людиною та тваринами (отруйні речовини, шипи, жалкі волоски та ін.).

Всі рудеральні угрупування утворені видами – експлерентами або видами рудералами. Ці види першими поселяються на новоутворених ділянках зі зруйнованою рослинністю. Розвиваються часто з насіння, яке знаходиться в насіннєвому баку, чи з насіння, яке приносить ззовні, вітром. Мають короткий життєвий цикл. Вони інтенсивно ростуть на відкритих місцях та утворюють велику кількість дрібного насіння.

Рудеральні види є вихідцями з природних місцезростань. Їх флористичний склад утворюють адвентивні види, зокрема, види-антропохори, занесені людиною, та апофізи – види, які зростали в цій місцевості в природних умовах, а потім перейшли в штучні екотопи. Апофітизація та занесення іноземних видів лягли в основу утворення рудеральних угруповань.

Вчений Н.Г. Ільмінських виділяє 8 рудеральних місцезростань [6]:

1) ерозійна група – пустирі, насипи;
2) придорожня група – екотопи вздовж автострад;
3) залізнична група – екотопи залізничних шляхів;
4) щілинна група – щілини на стінах, асфальті, бетоні;
5) звалищна група – сміттєві кучі, звалища;
6) цвинтарна група – могили, міжмогильні ділянки;
7) настінна група – стіни, дахи;
8) переущільнена група – подвір'я, спортивні майданчики, стадіони, стежки.

Окремо виділяють групу карантинних видів – особливо шкідливі бур'яни, яких немає, або вони обмежено поширені на території України.

Споріднені за сукупністю абіотичних факторів оселища об'єднують у групи [7], однією з яких є настінна група, яка включає поверхні стін, дахів, старих фортифікаційних споруд, кам'яних огорож тощо. Специфікою настінних місцевиростань є їх значна посушливість і твердість субстрату, який за своїм походженням може бути як природним (вапняк, пісковик), так і штучним (цегла, бетон, цемент). Незважаючи на суворі умови виростання, такі екотопи заселяються значним числом видів рослин, як судинних, так і бріофітів.

Фітокомплекси настінних обростань вирізняються високим рівнем видового багатства, особливо в старих містах. Це характерно як для міст тропічної та субтропічної зон, так і для помірної зони. Так, в Індії на стінах м. Варанасі відзначено 136 видів вищих судинних рослин, м. Калькута – 81 вид, настінні обростання Кембриджу налічують 162 види судинних рослин, Мальти – 140, Мецу (Франція) – 52, Пловдіву (Болгарія) – 131 [8]. Значну участь у формуванні настінних обростань беруть і несудинні рослини: у містах Східної Богемії (Чехія) відзначено 60 видів бріофітів, у м. Цюрих (Німеччина) – 53, у м. Белград (Сербія) – 94, у містах східного регіону України – 40 [9] .

Кременець – це невелике містечко обласного значення, центр Кременецького району Тернопільської області. Розташоване біля підніжжя Кременецьких гір. Хоча місто невелике, але воно має давню історію (перша згадка датується 1227 роком). У 1438 році місто отримало магдебурзьке право, а у 1805 – відкрито Вищу Волинську гімназію, що була однією з 4 вищих навчальних закладів Російської імперії на той час. Все це свідчить про велику роль антропогенного фактору на флору міста.

Подібні дані щодо видового складу настінних обростань для міст України практично відсутні, що зумовлює актуальність дослідження настінного компоненту міських флор. Трапляються лише окремі згадки щодо приуроченості видів, що наводяться у працях, присвячених комплексному вивченню різноманіття урбанофлор [10].

Внаслідок інтенсивного навантаження господарської діяльності людини на природу відбувається руйнування природних екотопів та виникнення нових, антропогенно змінених територій зі зруйнованим попереднім типом рослинності. Види, що першими з'являються на оселищах, називаються рудеральними і утворюють синантропний тип рослинності [11].

Обстеження видового складу настінних обростань м. Кременця проводилось у таких екотопах: мур академії, жіночого монастиря, горизонтальні та вертикальні поверхні стін будівель, підпірні стінки та загорожі (бордюри, мури та підмурки), складені з природного каменю, цегли, бетонних блоків, без покриття або оштукатурені.

У складі настінних обростань м. Кременця було виявлено 86 видів судинних рослин, які належать до 81 роду і 37 родин.

Провідне положення у флористичному спектрі обростань судинних рослин посідають *Asteraceae*

(14 видів), *Poaceae* (9 видів), *Rosaceae, Fabaceae, Brassicaceae* (по 5 видів), *Caryophyllaceae, Ranunculaceae* (по 4 види), *Lamiaceae* (3 види). Родини мохоподібних рослин *Polytrichaceae, Ditrichaceae, Pottiaceae, Hypnaceae* представлені одним видом, а родини судинних рослин представлені дещо більшим флористичним складом (1–2 видами представлено 70% родин).

У міській флорі зменшується роль однодольних родин *Cyperaceae, Ranunculaceae, Scrophulariaceae* і збільшується частка родин *Asteraceae, Poaceae, Brassicaceae, Chenopodiaceae, Polygonaceae, Fabaceae.*

Спектр провідних родин досліджуваних посідають родини *Asteraceae, Poaceae, Rosaceae, Fabaceae та Brassicaceae* (табл. 1).

Таблиця 1

Структура спектрів родини судинних рослин рудеральних настінних обростань м. Кременця

Родина	Відсоток видів (%)
Asteraceae	17,2
Poaceae	11,1
Rosaceae	6,1
Fabaceae	6,1
Brassicaceae	6,1
Caryophyllaceae	4,9
Ranunculaceae	4,9
Lamiaceae	3,7
Pinaceae	2.5
Urticaceae	2,5

Найбільш часто в досліджених настінних обростаннях, незалежно від типу субстрату та експозиції, траплялися *Chelidonium majus* L., *Urtica dioica* L., *Arctium lappa* L., *Matricaria recutita* L., *Lamium album* L., *Achillea millefolium* L., *Taraxacum officinale* (L.) Weber ex F.H.Wigg, *Elytrigia repens* L.

Екологія рослин найбільше пов'язана з вологозабезпеченням, освітленням, трофністю субстрату та хімізмом ґрунту. Віднесення рослин до певних екологічних груп дозволяє встановити ступінь екологічної амплітуди та пластичності окремих видів рослин до конкретних умов навколишнього середовища.

За ступенем пристосування до вологості всі види рослин можна поділити на такі групи: гідатофіти, гідрофіти, гігромезофіти, мезофіти, ксеромезофіти та ксерофіти. Їх відсоткове співвідношення в настінній групі рудералів м. Кременця показано на рис. 1.

Як виявилося, тут немає жодного гідрофіта і гігрофіта, а мезогігрофітів лише 7%, що є типовим для цієї групи рослин.

За відношенням до освітлення виділяють такі групи: геліофіти, факультативні геліофіти і сціофіти.

З рис. 2 видно, що настінна група рудералів міста Кременця може розглядатися як геліофітно-факультативно-геліофітна, а умови мурів міста є сприятливими для виживання світлолюбивих рослин, що пристосовані до засушливих умов.

За відношенням до трофності субстрату розрізняють групи оліготрофів, мезотрофів та еутрофів. Безперечно, що віднесення кожного виду до однієї з перелічених груп є умовним. Насправді, в природі рослини мають більш широкий і менш визначений трофічний діапазон. Трофність таких видів визначається за приуроченістю синекологічного оптимуму до певного рівня багатства ґрунтів.

Значну частину всіх видів (59%) становлять мезотрофи. Дещо менше еутрофів (31%) і найменше (10%) оліготрофів. Тому дана група рудералів є мезотрофно-еутрофною, що видно на рис. 3.

За відношенням до хімічних особливостей субстрату виділяють такі групи рослин: індиферентні

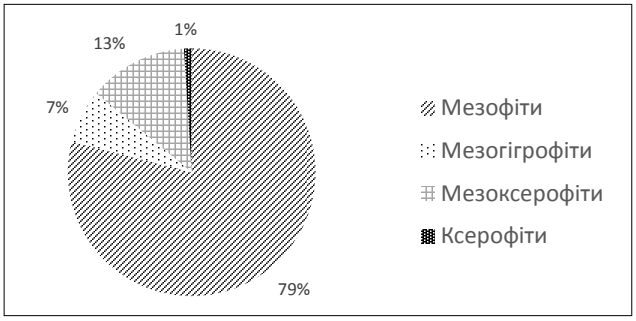


Рис. 1. Відсоткове співвідношення екологічних груп рослин щодо вологості в настінній групі рудералів м. Кременця

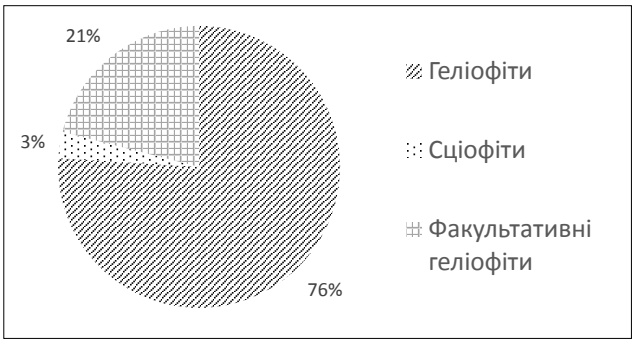


Рис. 2. Відсоткове співвідношення екологічних груп рослин щодо освітлення у настінній групі рудералів м. Кременця

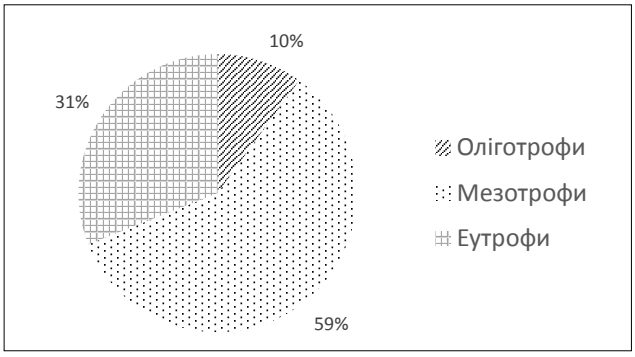


Рис. 3. Відсоткове співвідношення екологічних груп рослин щодо трофності субстрату у настінній групі рудералів м. Кременця

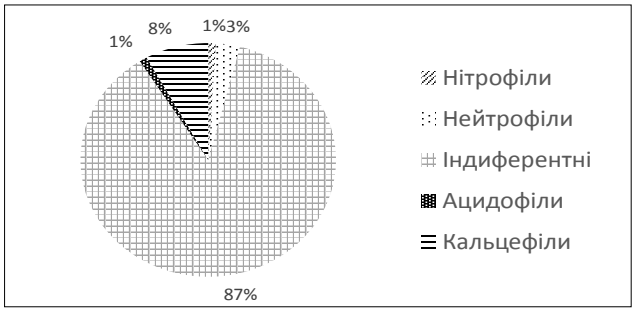


Рис. 4. Відсоткове співвідношення екологічних груп рослин щодо хімізму ґрунту в настінній групі рудералів м. Кременця

види, нейтрофіли, кальцефіли та ацидофіли. Спектр цієї групи рослин показано на рис. 4.

Значна більшість рослин даної групи рослин щодо трофності субстрату є індиферентною – 87%. Велику групу становлять кальцефіли – 8%, оскільки на території міста зосереджено багато вапнякових мурів. Отже, щодо хімізму ґрунту абсолютно переважають індиферентні види.

Проаналізувавши екологічні особливості видів, робимо висновок, що середньостатистичний вид настінної групи рудералів м. Кременця за екологічною приуроченістю є мезофітом (рідше мезоксерофітом), геліофітом (рідше – факультативним геліофітом), мезотрофом (рідше – еутрофом) та індиферентом (рідше – кальцефілом).

Вивчаючи біоморфологію рослин, ми враховували такі ознаки: тип рослини за І.Г. Серебряковим, життєва форма за системою К. Раункієра, спосіб запилення і спосіб перенесення діаспор. Узагальнені дані подані в табл. 2.

Із табл. 2 видно, що основним типом життєвих форм рослин є багаторічники. Далі йде група однорічників та дворічників, які разом становлять майже 30% усіх видів.

За системою К. Раункієра переважають також гемікриптофіти, а значний відсоток становлять фанерофіти і терофіти.

За типом запилення настінна група рудералів м. Кременця є ентомогамною, що є характерним і для інших груп рослин.

За типом поширення діаспор (насіння, плодів, вегетативних частин) більша половина видів є анемохорами. Значно менше ендозоохорів та автохорів, ще менше число епізоохорів та мірмекохорів, а гідрохорів узагалі немає. Ця ознака відображає адаптації видів до умов навколишнього середовища, адже для виживання виду потрібне надійне пристосування до його розселення.

Проаналізувавши біоморфологічні особливості видів настінної групи рудералів м. Кременця, можна

Таблиця 2

Біологічні особливості настінної групи рудералів міста Кременця

Біологічні особливості	К-сть видів	%
Життєві форми рослин за класифікацією І.Г. Серебрякова		
Однорічники	16	18,6
Одно- та дворічники	8	9,3
Багаторічники	62	72,1
Життєві форми за класифікацією Раункієра		
Фанерофіти	12	14
Хамефіти	6	7
Гемікриптофіти	54	62,8
Криптофіти	3	3,5
Терофіти	11	12,8
Типи запилення квітів		
Ентомогами	61	70,9
Анемогами	18	20,9
Клейстогами	-	-
Апогами	1	1,2
Невідомі	6	7
Типи перенесення діаспор		
Анемохори	53	61,6
Епізоохори	5	5,8
Ендозоохори	12	14
Автохори	11	12,8
Мірмекохори	5	5,8
Гідрохори	-	-

зробити висновок, що середньостатистичний вид за біоморфологією є багаторічником, гемікриптофітом, ентомогамом та анемохором.

Головні висновки. Фітокомплекси настінних обростань вирізняються високим рівнем видового багатства. Конспект настінних обростань м. Кременця налічує 86 видів вищих судинних рослин.

Середньостатистичний вид за біоморфологією настінної групи рудералів м. Кременця є багаторічником, гемікриптофітом, ентомогамом та анемохором.

За відношенням видів до освітлення настінна група рудералів міста Кременця може розглядатися як геліофітно-факультативно-геліофітна, а за трофністю субстрату – як мезотрофно-еутрофна.

Значна більшість рослин даної групи рослин щодо хімізму ґрунту є індиферентною – 87%. Велику групу становлять кальцефіли – 8%.

Виявилося, що середньостатистичний вид настінної групи рудералів м. Кременця за екологічною приуроченістю є мезофітом (рідше – мезоксерофітом), геліофітом (рідше – факультативним геліофітом), мезотрофом (рідше – еутрофом) та індиферентом (рідше – кальцефілом).

Література

1. Єременко Н.С. Рудеральна рослинність України: стан дослідження, проблеми та перспективи. *Чорноморський ботанічний журнал*. Т. 13 (2). 2017. С. 134–151.
2. Галаган О.К. Фітоінвазії у фітобіоті м. Кременця та його околиць. *Наукові записки Терноп. держ. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біол.* 2011. № 1 (46). С. 8–12.
3. Доброчаева Д.Н. и др. Определитель высших растений Украины. 2-ое изд. Київ : Фитосоциоцентр. 1999. 550 с.
4. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее развития. Київ : Наук. думка, 1991. 204 с.
5. Чернова Н.М., Былова. А.М. Экология. Київ : Высшая школа, 1989. 231 с.
6. Ильминских Н.Г. Урбанистические градиенты во флоре. *Изучение биоразнообразия методами сравнительной флористики* : матер. IV раб. совещ. по сравнительной флористике, Березинский биосферный заповедник, 1993. Санкт-Петербург : ПИИХ СПбГУ, 1998. С. 244–250.
7. Мельник Р.П. Урбанофлора Миколаєва : автореф. дис. … канд. наук. Ялта, 2001. 19 с.
8. Brandes D. Spontaneous flora of the old town centre of Metz (France). 2004. URL: http://www.ruderal-vegetation.de/epub/ (дата звернення: 20.04.2019).
9. Brandes D., Brandes E. The flora of the Maltese walls. URL: http://www.doku.biblio.etc.tu.de/opus/volltexte/1999/55 (дата звернення: 20.04.2019).
10. Мосякін А.С. Огляд основних гіпотез інвазійності рослин. *Укр. ботан. журн.* 2009. Т. 66, № 4. С. 466–477.
11. Мотекайте В.П., Василевич В.И. Рудеральные сообщества как особый тип растительности. *Ботан. журн.* 1998. Т. 73. № 12. С. 1699–1707.

УДК 593.11(477.41)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-26

ЧЕРЕПАШКОВІ АМЕБИ (TESTACEALOBOSIA; SILICOFILOSEA) СФАГНОВИХ БІОТОПІВ ПОЛІСЬКОГО ПРИРОДНОГО ЗАПОВІДНИКА

Алпатова О.М.[1],Уваєва О.І.[1], Бордюг Н.С.[2]
[1]Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. В.Бердичівська, 40, 10008, м. Житомир
alpatova-o@ukr.net, bio-2016@ukr.net
[2]Житомирський національний агроекологічний університет
Старий бульвар, 7, 10008, м. Житомир
natali-21@ukr.net

Вперше наведено таксономічний склад 72 видів черепашкових амеб, знайдених у сфагнових біотопах Поліського природного заповідника. За видовим різноманіттям домінували представники родин Arcellidae, Centropyxidae, Difflugiidae, Lesquereusiidae та Euglyphidae. *Ключові слова:* черепашкові амеби, сфагнові біотопи, таксономічний склад, Поліський природний заповідник.

Раковинные амебы (Testacealobosia; Silicofilosea) сфагновых биотопов Полесского природного заповедника. Алпатова О.Н, Уваева Е.И., Бордюг Н.С. Впервые приведен таксономический состав 72 видов раковинных амеб, найденных в сфагновых биотопах Полесского природного заповедника. По видовому разнообразию доминировали представители семейств Arcellidae, Centropyxidae, Difflugiidae, Lesquereusiidae и Euglyphidae. *Ключевые слова:* раковинные амебы, фауна, сфагновые биотопы, таксономический состав, Полесский природный заповедник.

Testate Amoebae (Testacealobosia; Silicofilosea) of the sphagnum biotopypes of Polissky Nature Reserve. Alpatova O.N., Uvaeva E.I., Bordyug N.S. The data about taxonomic composition of 72 species of testate amoebae of the sphagnum biotopypes of Polissky Nature Reserve. By species diversity was dominated by representatives of families Arcellidae, Centropyxidae, Difflugiidae, Lesquereusiidae and Euglyphidae. *Key words:* testate amoebae, sphagnum biotypes, taxonomic composition, Polissky Nature Reserve.

Постановка проблеми. Вивчення сфагнобіонтних черепашкових амеб являє собою значний теоретичний та практичний інтерес. Наявність виражених екологічних переваг робить тестацей цінними біоіндикаторами стану болотних екосистем [10].

До нашого часу описано близько 2000 видів, із них більше 350 зустрічається у сфагнобіонтних біотопах [9]. У болотах та торф'яниках тестацеї мешкають у масі органічної речовини, що зволожена водою.

Актуальність дослідження. Черепашкові амеби – найважливіший компонент болотних екосистем, вони утворюють до половини біомаси всіх одноклітинних організмів [12] і відіграють важливу роль у трофічних ланцюгах, беручи участь у продукції та деструкції органічної речовини. Ці організми представляють собою найважливіший блок у структурно-функціональній організації сучасних екосистем, сприяючи формуванню різноманітних шляхів трансформації речовини та енергії [11].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Однією з найбільш перспективних територій України для вивчення прісноводних найпростіших є Українське Полісся з його різноманіттям водойм різного типу. При цьому цілеспрямованого еколого-фауністичного дослідження тестацей Поліського заповідника не проводилося, що й зумовило необхідність спеціальних досліджень цієї групи в регіоні.

Мета та **завдання** роботи – встановити таксономічний склад черепашкових амеб у сфагнових біотопах Поліського заповідника.

Матеріал й методи дослідження. Матеріалом дослідження слугували якісні та кількісні проби, зібрані у 2014–2017 рр. Проби представляли собою вижимки зі сфагнумів, воду, що знаходилася на глибині 10–20 см, та поверхневі зразки сфагнума. Для визначення використовували монографії: Мазей, Циганов, 2006 [6]; Ogden, Hedley, 1980 [13]; визначник Bartos, 1954 [8], а також ряд інших робіт [3–5].

Збір та обробку матеріалу проведено за методиками, рекомендованими для цієї групи протистів [2]. Для виділення черепашкових амеб із листових пазух сфагнума проби стряхували протягом 10 хв. Потім отриману суспензію переносили в чашку Петрі. Для визначення видового складу тестацей проби проглядали під бінокуляром МБС-9, після чого черепашки за допомогою піпетки відсаджували на предметне скло, поміщали в краплю гліцерину та досліджували під мікроскопом МБР-3 при збільшенні х180 або х450. Проміри черепашок розглядали за допомогою окуляр-мікрометра.

Виклад основного матеріалу. В роботі ми використовуємо останню версію системи еукаріот Едля зі співавторами [7]. У цій системі лобозні та філозні черепашкові амеби відносяться до двох неспоріднених молекулярних кластерів, які не мають таксономічного статусу: Amoebozoa та Rhizaria.

Нами у сфагнових біотопах Поліського заповідника знайдено 72 види черепашкових амеб, що відносяться до 2 класів, 3 рядів, 12 родин і 17 родів.

За видовим складом домінували представники родин Arcellidae, Centropyxidae, Difflugiidae, Lesquereusiidae та Euglyphidae. Кількісно переважали представники родини Arcellidae.

Нижче наведено список черепашкових кореноніжок, знайдених у регіоні дослідження:

Клас Tubulinea Smirnov et al., 2005
Підклас Testacealobosia de Saedeleer, 1934
Ряд Arcellinida Kent, 1880
Родина Arcellidae Ehrenberg, 1832
Рід *Arcella* Ehrenberg, 1830
Arcella arenaria Greeff, 1866
A. bathystoma Deflandre, 1928
A. catinus Penard, 1890
A. conica (Playfair, 1918) Deflandre, 1928
A. dentata Ehrenberg, 1830
A. discoides discoides Ehrenberg, 1840
A. discoides scutelliformis Playfair, 1918
A. gibbosa Penard, 1890
A. hemisphaerica Perty, 1852
A. intermedia (Deflandre, 1928) Tsyganov, Mazei, 2006
A. megastoma Penard, 1902
A. mitrata pyriformis Deflandre, 1928
A. mitrata gibbula Deflandre, 1928
A. polypora Penard, 1890
A. rotundata Playfair, 1918
A. vulgaris vulgaris Deflandre, 1928
A. vulgaris crenulata Deflandre, 1928
A. vulgaris undulata Deflandre, 1928
Родина Centropyxidae Jung, 1942
Рід *Centropyxis* Stein, 1857
Centropyxis aculeata Stein, 1857
C. aerophila Deflandre, 1929
C. bryophilus Dekhtyar, 1998
*C. constricta (*Ehrenberg 1841) Deflandre, 1929
C. discoides Penard, 1890
C. ecornis Ehrenberg, 1838
C. minuta Deflandre, 1929
C. platystoma Penard, 1890
Рід *Cyclopyxis* Deflandre, 1929
Cyclopyxis arcelloides (Penard 1890) Deflandre, 1929
C. eurystoma Deflandre, 1929
C. kahli Deflandre, 1929
Родина Difflugiidae Wallich, 1864
Рід *Cucurbitella* Penard, 1902
Lagenodifflugia Medioli et Scott, 1983
Lagenodifflugia bryophila (Penard, 1902) Ogden, 1987
Рід *Zivkovicia* Ogden, 1987
Zivkovicia compressa (Carter, 1864) Ogden, 1987
Z. spectabilis (Penard, 1902) Ogden, 1987
Рід *Difflugia* Leclerc, 1815
Difflugia acuminata Ehrenberg, 1838
D. bidens Penard, 1902
D. corona Wallich 1864
D. elegans Penard, 1890
D. gramen Penard, 1902
D. lithophila (Penard, 1902) Gauthier-Lievre et Thomas, 1958
D. oblonga Ehrenberg, 1838
D. pristis Penard, 1902
D. pyriformis Perty, 1834
Родина Heleoperidae Jung, 1942
Рід *Awerintzewia* Schouteden, 1906
Awerintzewia cyclostoma (Penard, 1902) Schouteden, 1906
Родина Hyalospheniidae Schultze, 1877
Рід *Hyalosphenia* (Stein, 1857) Schulze, 1877
Hyalosphenia papilio Leidy, 1879
Родина Nebelidae Taránek, 1882
Рід *Nebela* Leidy, 1874
Nebela bigibbosa Penard, 1890
N. collaris (Ehrenberg, 1848) Leidy, 1879
N. dentistoma dentistoma Penard, 1890
N. dentistoma hesperica Wailes, 1913
N. militaris Penard, 1890
N. vitraea Penard, 1899
Родина Lesquereusiidae Jung, 1979
Рід *Lesquereusia* Schlumberger, 1845
Lesquereusia epistomium Penard 1893
L. longicollis Dekhtyar, 1994
L. modesta Rhumbler, 1895
L. spiralis (Ehrenberg, 1840) Butschli,1888
Рід *Netzelia* Ogden, 1979
Netzelia compressa Dekhtyar, 1994
N. tuberculata Netzel, 1983
N. wailesi (Ogden, 1980) Meisterfeld, 1984
Родина Paraquadrulidae Deflandre, 1953
Рід *Paraquadrula* Deflandre, 1932
Paraquadrula globulosa (Penard, 1890) Deflandre, 1929
Ряд Phryganellina Bovee, 1985
Родина Phryganellidae Jung, 1942
Рід *Phryganella* Penard,1902
Phryganella acropodia (Herwig et Lesser, 1874) Hopkinson, 1909
Ph. hemisphaerica Penard,1902
Клас Silicofilosea Adl et al., 2005
Ряд Euglyphida Copeland, 1956
Родина Cyphoderiidae de Saedeleer, 1934
Рід *Cyphoderia* Schlumberger, 1845
Cyphoderia ampulla ampulla (Ehrenberg 1841) Schlumberger, 1845
C. ampulla papillata Wailes et Penard, 1911
Родина Euglyphidae Wallich, 1864
Рід *Assulina* Leidy, 1879

Assulina muscorum Greef, 1888
Рід *Euglypha* Dujardin, 1841
Euglypha acanthophora (Ehrenberg, 1841) Perty, 1849
E. ciliata (Ehrenberg, 1848) Leidy, 1878
E. compressa Carter, 1864
E. cristata Leidy, 1879
E. rotunda Wailes, 1915
E. strigosa (Ehrenberg, 1871) Leidy, 1878
E. tuberculata Dujardin, 1841
Родина Trinematidae Hoogenraad et de Groot, 1940
Рід *Trinema* Djurandin, 1841
Trinema enchelys (Ehrenberg, 1838) Leidy, 1879
T. lineare Penard, 1890

Головні висновки. Нами у сфагнових біотопах Поліського заповідника зареєстровано 72 види черепашкових амеб, із них: 18 видів родини Arcellidae Ehrenberg, 1832; 11 видів родини Centropyxidae Jung, 1942; 13 видів родини Difflugiidae Wallich, 1864; 1 вид родини Heleoperidae Jung, 1942, 1 вид родини Hyalospheniidae Schultze, 1877, 6 видів родини Nebelidae Taránek, 1882, 7 видів родини Lesquereusiidae Ogden, 1979; 1 вид родини Paraquadrulidae Deflandre, 1953; 2 види родини Phryganellidae Jung, 1942; 2 види родини Cyphoderiidae de Saedeleer, 1934; 8 видів родини Euglyphidae Wallich, 1864; 2 види родини Trinematidae Hoogenraad et de Groot, 1940.

За видовим складом домінували представники родин Arcellidae, Centropyxidae, Difflugiidae, Lesquereusiidae та Euglyphidae. Кількісно переважали представники родини Arcellidae.

Література

1. Аверинцев С.А. Rhizopoda пресных вод. *Тр. Имп. Спб о-ва естествоисп.* 1906. 36. № 2. 351 с.
2. Алекперов И.Х,. Асадуллаева Э.С., Заидов Т.Ф. Методы сбора и изучения свободноживущих инфузорий и раковинных амеб. *Методологическое пособие*. Санкт-Петербург : Сайгон, 1996. 51 с.
3. Викол М.М. Корненожки (Rhizopoda, Testacea) водоемов бассейна Днестра. Кишинев : Штиинца, 1992. 128 с.
4. Гельцер Ю.Г., Корганова Г.А., Алексеев Д.А. Определитель почвообитающих раковинных амеб (практическое руководство). Москва : Изд-во МГУ, 1995. 88 с.
5. Дехтяр М.Н. Новые и редкие виды раковинных амеб из семейств Arcellidae, Centropyxidae, Lesquereusiidae и Hyalospheniidae (Rhizopoda, Testacealobosia). *Зоол. журн*. 1994. 73. № 11. С. 3–15.
6. Мазей Ю.А., Цыганов А.Н. Пресноводные раковинные амебы. Москва : Товарищество научных изданий КМК, 2006. 300 с.
7. Adl S.M. et al. The New Higher Level Classification of Eukaryotes with Emphasis on the Taxonomy of Protists. *J. Eucaryot. Microbiol.* 2005. Vol. 52. № 5. P. 399–432.
8. Bartoŝ E. Koreňonožce radu Testacea. Bratislava : Vyd. Slov. Akad. Vied, 1954. 189 p.
9. Chardez D. Ecologie generale des Thecamoebiens (Rhizopoda, Testacea). *Bull. Inst. Agron.* 1965. № 3. S. 306–341.
10. Charman D.J. Biostratigraphic and palaeoenvironmental applications of testate amoebae. *Quat. Sci. Rev*. 2001. Vol. 20. P. 1753–1746.
11. Fenchel T. Ecology of Protoxoa: The biology of free-living phagotrophic protists. Berlin : Springer Verlang. 197 S.
12. Gilbert D. et al. The Microbial Loop at the Surface of a Peatland:Structure, Function, and Impact of Nutrient Input. *Microb. Ecol.* 1998. Vol. 35. P. 83–93.
13. Ogden C.G., Hedley R.H. An atlas of freshwater testate amoebae. London : Oxford Univ. Press, 1980. 222 p.

УДК 594.38:574.64
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-27

ВПЛИВ ІОНІВ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ НА ВЕЛИЧИНУ СЕРЕДНЬОДОБОВОГО РАЦІОНУ LYMNAEA GUERETINIANA (MOLLUSCA: PULMONATA)

Василенко О.М., Онищук І.П.
Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Бердичівська, 40, 10008, м. Житомир
o.vasylisa@gmail.com, irinashpin@gmail.com

Встановлено вплив різних концентрацій іонів Cd^{2+} та Zn^{2+} на величину середньодобового раціону Lymnaea gueretiniana під час споживання ним різних видів корму (листя частухи, тополі, рдесника та стебел латаття). Встановлено, що патологічний процес викликаний дією токсикантів, характеризується фазністю перебігу. *Ключові слова:* Lymnaea, іони кадмію, іони цинку, середньодобовий раціон.

Влияние ионов тяжелых металлов на величину среднесуточного рациона Lymnaea gueretiniana *(Mollusca: Pulmonata).* Василенко О.Н., Онищук И.П. Исследовано влияние различных концентрированных ионов Cd^{2+} и Zn^{2+} на среднесуточный рацион Lymnaea gueretiniana при приеме различных видов пищи (Alisma, Potamogeton, Nymhaea, Populus). Установлено, что патологического процесс, который вызван влиянием этих токсинов, характеризуется наличием фаз. *Ключевые слова*: Lymnaea, ионы кадмия, ионы цинка, среднесуточный рацион.

The influence ions on amount of the average daily ration Lymnaea gueretiniana (Mollusca: Pulmonata). Vasylenko O.M., Onischuk I.P. Here is researched an influence of different concentrated ions Cd^{2+} and Zn^{2+} on amount of the average daily ration Lymnaea gueretiniana during taking different food types (*Alisma, Potamogeton, Nymhaea, Populus*). It has been established that pathological progress evolution which colled by influence of this toxin, is characterized by phases presence. *Key words:* Lymnaea, the cadmium ions, the zinc ions, the average daily ration.

Постановка проблеми. Господарська діяльність людини здійснює все більший вплив на умови формування та використання водних ресурсів, їхні кількісні й якісні зміни. Вона визначається безпосереднім використанням води для виробничих, соціальних, господарсько-питних потреб, прямою зміною режиму та якості води в процесі господарської діяльності [13]. Житомирщина порівняно з іншими областями України належить до регіону з низькою водозабезпеченістю. Загальна площа земель водного фонду області становить 138,62 тис. га, тобто 4,6% від її загальної території [5]. По території Житомирщини протікає 335 річок (довжиною понад 10 км кожна) загальною протяжністю 5,8 тис. км, з яких вісім належать до категорії середніх, 327 є малими та майже 2,5 тис. струмків (довжиною менше 10 км) протяжністю понад 6,1 тис. км [13].

Якість води – обмежений фактор водокористування на тлі різкого зростання попиту на прісну воду загалом [12]. Особливо в останні роки якість природного середовища погіршують важкі метали (ВМ), що вважаються найнебезпечнішими для біоти у зв'язку з токсичністю та здатністю накопичуватися в їхніх організмах [20]. Вони належать до класу консервативних забруднювальних речовин, що не використовуються та не розкладаються у процесі міграції трофічними ланцюгами, володіють мутагенною та токсичною дією, значно знижують інтенсивність перебігу біохімічних процесів у водних організмах [21]. Деякі з них токсичні навіть за дуже низьких концентрацій [22], а такі важливі мікроелементи, як Fe, Cu і Zn, за високих концентрацій також можуть бути біологічно небезпечними. Доволі часто ВМ можуть надходити у питні води. Відомо, що ВМ сорбуються завислими речовинами та, осідаючи у бенталі, можуть накопичуватися протягом десятків років. Моніторинг ВМ, вивчення процесів їх накопичення та міграції, виявлення чинників, якими ці процеси визначаються, – одні з важливих питань як для оцінки безпеки навколишнього середовища, так і для здоров'я людей [14]. Регіональне забруднення малих річок важкими металами спричинює погіршення якості води у середніх і великих річках, що створює серйозну небезпеку для здоров'я населення [16].

Актуальність дослідження. Біоіндикація дає змогу отримати інтегральну оцінку стану водойми, яка відображає не лише ступінь концентрації ВМ, а й загальний екологічний стан водойми, тому визначення оптимальних біоіндикаторів з-поміж видів, що поширені у водоймах, не лише дасть змогу виявляти забруднення гідроекосистеми, а й уживати заходів із детоксикації водойми на ранніх етапах, що може бути більш економічно вигідно, ніж усунення наслідків на пізніх етапах, коли дія токсичних речо-

вин може завдавати непоправної шкоди біоті водної екосистеми [9].

Виконані дослідження є складовою частиною комплексних науково-дослідних тем кафедри зоології Житомирського державного університету імені Івана Франка «Прісноводні молюски у системі біологічного моніторингу» (державна реєстрація № 0103V000134).

Аналіз літературних джерел свідчить, що відомості, котрі стосуються трофіки ставковиків, на разі вкрай бідні, розбіжні і здебільшого фрагментарні. Жоден з аспектів їхнього живлення не є повноцінно дослідженим. З кількісних показників відомі значення лише деяких із них (величина середньодобового раціону, тривалість проходження корму через травний тракт, його засвоюваність і швидкість добової асиміляції), і то тільки для одного зі ставковиків – ставковика озерного. Нечисленними є також матеріали щодо впливу токсикантів на трофіку легеневих молюсків. До того ж вони аж ніяк не охоплюють усі аспекти трофіки ставковиків.

Досі залишається малодослідженим вплив іонів важких металів на кількісні показники трофіки ставковиків. Однак установлено, що за дії 0,2, 0,4 та 0,6 мг/л сульфату міді на ставковика озерного величина середньодобового раціону під час споживання ним частухи прогресуюче знижується [3] від 1,65±0,09% до 1,56±0,08 та 0,74±0,04% відповідно. Пристосування до патогенного впливу важких металів відбувається за рахунок підвищення коефіцієнту засвоєння корму (за 0,2 мг/л сульфату міді в 1,17 рази проти норми). За більш високих концентрацій токсиканта (0,4 та 0,6 мг/л) патологічні процеси в організмі молюсків починають переважати, що призводить до зниження значень цього трофологічного показника (відповідно до 0,55±0,02 та 0,29±0,02%). Подібне характерне й для тривалості проходження корму через травний тракт *L. gueretiniana.* Так, за концентрації 0,2 мг/л сульфату міді цей показник зменшується в 1,2 рази, за 0,4 мг/л – в 1,24, а за 0,6 мг/л – в 1,5 рази.

Досліджено також вплив хлориду цинку [7] у концентраціях 2, 10, 18 мг/л на деякі ланки трофіки *L. gueretiniana.* Зі зростанням концентрації токсиканту відбувається прогресуюче зменшення величини середньодобового раціону на 42%, 45% та 74% відповідно для кожної із застосованих концентрацій. Визначено, що за 2 та 10 мг/л $ZnCl_2$ відбувається зростання засвоюваності корму – на 17% та 7% відповідно, за 18 мг/л – зменшення її на 43%. Тривалість проходження корму через травний тракт зі зростанням умісту токсиканта у воді прогресуюче зменшується: від 11,35% за 2 мг/л $ZnCl_2$ до 20 – за 10 мг/л та на 33% за 18 мг/л хлориду цинку у середовищі.

Відомо, що вплив токсикантів різко відрізняється від впливу екологічних чинників середовища на функціональний стан травних ферментів [8]. Відповідні реакції в організмі на вплив токсиканта виникають як зовсім нові, чужорідні, що не мають пристосувального характеру. Накопичення токсичної речовини призводить до різкого пригнічення активності більшості фізіологічних і біохімічних процесів, у тому числі й дії травних ферментів.

Установлено [7], що молюскоцидний ефект іонів міді на водяних черевоногих молюсків пов'язаний із блокуванням циклу трикарбонових кислот на рівні α-кетоглутарату. Адже після інкубації протягом шести годин у розчині $CuSO_4$ (2 мг/л) у травній залозі молюсків відзначено значне зниження розчинених у холодній хлорній кислоті вуглеводів, амінокислот, фосфоліпідів та гліцеринів. Уміст пірувата при цьому залишається незмінним, а кількість лактату збільшується на 50%. У присутності ж α-кетоглутарату іони міді викликають зниження активності комплексу кетоглюкодегідрогенази на 92%, аланінотрансферази – на 33% за збільшення активності глюкозо-6-фосфатази на 78%.

Чималий інтерес викликають дослідження сумісної дії трематодної інвазії та іонів важких металів на організм молюсків. Вивченням впливу трематод *Schistosomatium douthiti* та *Trichobilharzia sp.* на молюсків з'ясовано, що патогенний ефект паразитів підвищується під впливом іонів цинку, а також іонів міді [8]. Молюски, інвазовані партенітами трематод, за високої інтенсивності інвазії менше токсикорезистентні, ніж вільні від зараження особини. Отже, інвазія є обтяжуючим чинником, що ускладнює перебіг патологічного процесу, викликаного дією токсиканту. Це підтверджують і деякі трофологічні дослідження [2]. Так, величина середньодобового раціону у інвазованих тварин за помірної інвазії зростає, а за тотальної інвазії різко падає порівняно з незараженими особинами.

Важливість токсикологічних досліджень водяних безхребетних підкреслювалася ще В.Н. Беклемішевим [1], адже спостереження за тваринами у токсичному середовищі можуть розв'язати численні питання гідроекології.

Нами вперше встановлено вплив різних концентрацій іонів Cd^{2+} на основні трофологічні показники молюсків підроду Peregriana (Mollusca: Pulmonata) за споживання ним різних видів корму (листя частухи, тополі та стебел латаття).

Отримані для ставковиків трофологічні показники можуть знайти застосування у вирішенні низки важливих завдань екологічної фізіології і продукційної біології. Вони можуть бути використані під час моделювання тих біологічних процесів у гідроекосистемах, які є наслідком антропогенного забруднення водного середовища полютантами, зокрема іонами важких металів. Бажано, аби кількісні трофологічні показники були враховані під час перегляду значень діючих зараз ГДК рибогосподарських. Наведені у ній матеріали можуть знайти застосування у біотестуванні (у системі екологічного моніторингу стану водного середовища) під час здійснення заходів,

спрямованих на збереження та відтворення водних біоценозів; у практичній роботі працівників рибних господарств.

У лабораторних дослідженнях використано один із найпоширеніших ставковиків як фауни України взагалі, так і згаданого її регіону зокрема *Lymnaea gueretiniana (Servain, 1881)*. Для визначення величини середньодобового раціону тварин попередньо аклімували протягом 14 діб до лабораторних умов. Підтримували сталу активну реакцію середовища (pH 7,2–7,5) і температуру води на рівні 16–19^{0}C. Молюсків обсушували фільтрувальним папером, зважували (електронні ваги марки WPS 1200/C) та поміщали одночасно з наважкою корму по одному у заповнені водою ємкості об'ємом 200 мл. Як корм використовували листя чатухи (*Alisma*) і рдесника (*Potamogeton*), повздовж розрізані стебла латаття (*Nymphaea*), проварене та мацероване у воді протягом п'яти діб листя тополі (*Populus*). Наважки корму кожного виду попередньо поміщали між аркушами фільтрувального паперу під тягарем масою в 1 кг на 20 хв. Тривалість досліду – дві доби. Через 24 години воду заміняли свіжою. Після закінчення експерименту корм, що залишився не спожитим, витягували з води, висушували вищезгаданим способом та зважували. За різницею маси наважки та корму, що залишився, визначали величину добового споживання його кожною окремою особиною. Величину середньодобового раціону (у % щодо загальної (сирої) маси тіла молюсків) розраховували за формулою:

$$x = \frac{a \times 100}{p},$$

де x – величина середньодобового раціону; a – маса спожитого корму; p – загальна (сира) маса тіла молюска.

Для постановки токсикологічного експерименту готували розчини з концентраціями хлоридів цинку та кадмію, що відповідали значенням ГДК (для іонів цинку – 0,01, для іонів кадмію – 0,005 мг/дм^3), 2ГДК, 3ГДК. Токсичне середовище поновлювали через добу. Отримані числові результати дослідів оброблено методами варіаційної статистики за Г.Ф. Лакіним [10].

Відомо, що у легеневих молюсків, як і у інших гідробіонтів, розвиток патологічного процесу, викликаного дією на нього токсикантів, характеризується фазністю перебігу [3; 4]. Виділяють такі його фази (у порядку посилення дії токсичних речовин): байдужості, підвищення активності, депресії, сублетальна та летальна. Так, величина середньодобового раціону під час споживання ставковиками різних видів корму за концентрації токсиканта (Zn^{2+}), що відповідає ГДК, зростає проти норми (для листя рдесника в 1,4 рази (P>99,9%), частухи – в 1,3 (P>94,5%), тополі та стебел латаття – в 1,2 рази) (рис. 1). Така реакція організму молюска відповідає фазі підвищення активності. За подальшого збільшення концентрації іонів цинку до 2 ГДК відзначене незначне зростання цього показника проти норми лише для двох видів корму: листя частухи – з 5,2±0,5% до 5,7±0,5% та тополі – з 4,2±0,4% до 4,7±0,4%. Для інших видів корму зафіксоване помітне зменшення величини середньодобового раціону: для листя рдесника – в 1,3, для стебел латаття – в 1,4 рази, що є ознакою фази депресії. Чітко ця фаза простежується за концентрації Zn^{2+}, яка відповідає 3 ГДК. За цієї обставини відбувається різке зменшення

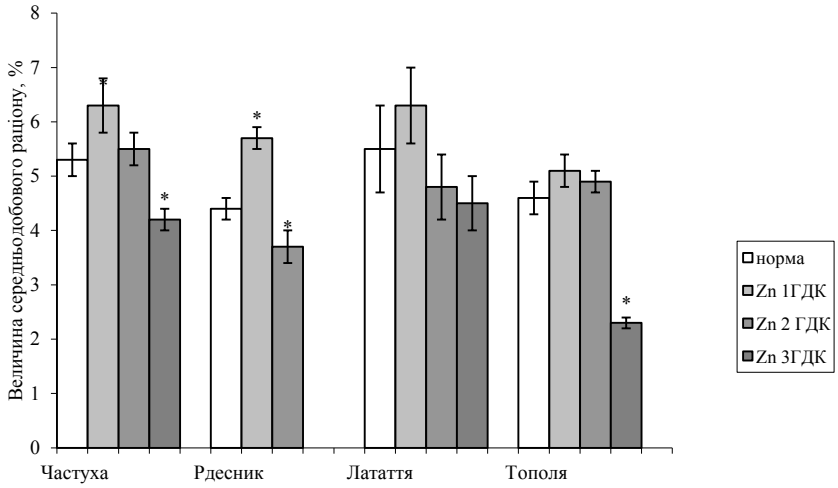


Рис. 1. Вплив Zn^{2+} на величину середньодобового раціону Lymnaea gueretiniana

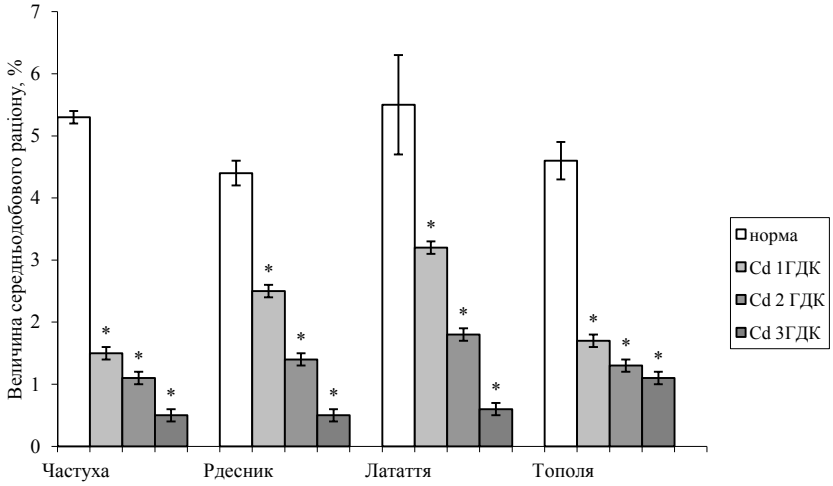


Рис. 2. Вплив Cd^{2+} на величину середньодобового раціону Lymnaea gueretiniana

величини середньодобового раціону для всіх видів корму (для листя тополі – у 2,1 рази (P>99,9%), рдесника – в 1,8, частухи – в 1,4 та стебел латаття – в 1,3 рази).

Вплив іонів кадмію на трофіку ставковиків є більш негативним, аніж вплив іонів цинку. За незначної концентрації токсиканту (ГДК) спостерігається різке зменшення величини середньодобового раціону для всіх видів корму (P>99,9%), особливо для листя частухи – у 3,5 рази проти норми, дещо менше для тополі – у 2,8 рази та найменше для рдесника й стебел латаття – в 1,8 рази (рис. 2). Збільшення концентрації полютанту до 2 ГДК поглиблює патологічний процес. Значення величин середньодобового раціону стрімко зменшується проти норми (P>99,9%): для листя частухи – у 4,3 рази, для тополі – у 3,5 рази, для рдесника й стебел латаття – у 3,2 рази. За найбільшої концентрації іонів кадмію у середовищі (3 ГДК) значення величини середньодобового раціону є незначним і становить для листя частухи й рдесника – 0,5±0,1%, для стебел латаття – 0,6±0,1%, для листя тополі – 1,1±0,1%.

Головні висновки. Отже, величину середньодобового раціону ставковиків можна використовувати під час біотестування у системі екологічного моніторингу. Зокрема, за значенням цього трофологічного показника можна оцінювати рівень забруднення водного середовища іонами цинку і кадмію, адже організм молюска по-різному реагує на певний вид металу. Так, з отриманих результатів видно, що іони кадмію та цинку чинять різну дію на величину спожитого молюском корму. Помірні концентрації цинку (для деяких видів корму 2 ГДК) викликають підвищення активності. І лише високі концентрації цього токсиканту (3 ГДК) – фазу депресії. Іони кадмію у концентрації від ГДК до 3 ГДК спонукають одразу розвиток фази депресії.

Перспективи використання результатів дослідження. У перспективі є необхідним вивчення вплив іонів різних важких металів на трофіку ставковиків різних екологічних груп.

Література

1. Беклемишев В.Н. Вопросы, входящие в проблему устойчивости членистоногих к инсектицидам. *Устойчивость членистоногих к инсектицидам*. Москва : Мир, 1969. С. 18–25.
2. Василенко О.М. Вплив іонів кадмію на тривалість проходження корму через травний тракт ставковиків (Mollusca: Pulmonata:Lymnaeidae). *Наукові записки Тернопільського державного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія «Біологія»*. 2011. № 2(47). С. 11–5.
3. Веселов Е.А. Биологические тесты при санитарно-биологическом изучении водоёмов. *Жизнь пресных вод СССР*. Москва ; Ленинград : АН СССР, 1959. Т. 4. Кн. 2. С. 7–37.
4. Веселов Е.А. Основные фазы действия токсических веществ на организмы. *Тез. докл. Всесоюз. науч. конф. по вопр. водн. токсикологии*. Москва : Наука, 1968. С. 15–16.
5. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Житомирській області у 2007 році / Держ. упр. охорони навкол. природ. середовища в Житомирській обл. Житомир, 2007. 183 с.
6. Дудник С.В., Євтушенко М.Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування : монографія. Київ : Український фітосоціологічний центр, 2013. 297 с.
7. Киричук Г.Е. Влияние разных концентраций ионов тяжелых металлов на физико-химические свойства Planorbarius purpura (Mollusca : Bulinidae) в норме при инвазии трематодами. *Паразитология*. 2002. Т. 36. Вып. 2. С. 108–116.
8. Киричук Г.Є., Василенко О.М. Вплив іонів цинку та кадмію на кумумятивні та трофологічні показники ставковика озерного. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету ім. В. Гнатюка. Серія «Біологія»*. 2010. Т. 43. № 2. С. 237–240.
9. Клесник Н.Л. Біоіндикатори забруднення важкими металами прісних водойм. *Таврійський науковий вісник*. 2015. Вип 94. С. 124–133.
10. Лакин Г.Ф. Биометрия. Москва : Высш. шк., 1973. 343 с.
11. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Ленинград : Гидрометеоиздат, 1986. 268 с.
12. Мислива Т.М., Кот І.С. Важкі метали у водах малих річок і боліт Житомирського Полісся. *Вісник ЖНАЕУ*. 2011. № 2. Т. 1. С. 58–68.
13. Нестерчук І.К. Геоекологічний аналіз: концептуальні підходи, сталий розвиток : монографія. Житомир : ЖДТУ, 2011. 312 с.
14. Прокопчук О.І., Грубінко В.В. Важкі метали у малих річках Тернопільщини з різним рівнем антропічного навантаження. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія «Біологія. Екологія»*. 2016. Вип. 24(1). С. 173–181.
15. Романенко В.Д. Основи гідроекології : підручник. Київ : Обереги, 2001. 728 с.
16. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. Київ, 2001. 264 с.
17. Сущеня Л.М. Количественные закономерности питания ракообразных. Минск : Наука и техника, 1975. 208 с.
18. Сушкина А.П. Питание и рост некоторых брюхоногих моллюсков. Труды Всесоюзного гидробиологического общества. 1949. Ч. 1. С. 118–131.
19. Тяжелые металлы как фактор экологической опасности : методические указания к самостоятельной работе по экологии для студентов III курса дневной формы обучения / сост. Ю.А. Холопов. Самара : СамГАПС, 2003. 16 с.
20. Brygadyrenko V., Ivanyshyn V. Changes in the body mass of Megaphyllum kievense (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. *Journal of Forest Science*. 2015. Vol. 61(9). P. 369–376.
21. Malik D., Singh S., Thakur J., Singh R., Kaur A., Nijhawan S. 2014. Heavy metal pollution of the Yamuna River: An introspection. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci. 3(10). P. 856–863.
22. Niu Y., Yu W., Niu Y., Xu Y., Spatial X. 2015. Evaluation of heavy metals concentrations in the surface sediment of Taihu lake. Int. J. Environ. Res. Public Health 12. P. 15028–15039.

УДК [502+582]:[57.05+57.08+58.084.5]:606
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-28

РОЗРОБКА ТЕХНОЛОГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ ВИСОКОГІРНИХ ВИДІВ РОДУ *GENTIANA* L. ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ СТРАТЕГІЇ «QUASI» *IN SITU* ТА МЕТОДІВ БІОТЕХНОЛОГІЇ

Грицак Л.Р., Дробик Н.М.
Тернопільський національний педагогічний університет
імені Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, 47028, м. Тернопіль
hrytsak1972@gmail.com, drobyk.n@gmail.com

Морфо-анатомічні та фізіологічні особливості високогірних видів значно ускладнюють отримання їх життєздатного посадкового матеріалу в умовах *ex situ*. Запропоновано новий підхід, який передбачає проведення синекологічних, популяційних досліджень, а також детальне вивчення залежності структурно-функціонального стану рослин *Gentiana lutea* L., *Gentiana punctata* L., *Gentiana acaulis* L. від природних умов росту та умов культивування *in vitro*. За результатами досліджень розроблено багатоступінчасту технологію, яка забезпечує високий ступінь мультиплікації пагонів в умовах *in vitro* без зміни їх геному, підвищує адаптаційний потенціал рослин *in vitro* до умов *ex vitro* та *in situ*. Отримані рослини *in vitro* можуть бути використані як альтернативне джерело посадкового матеріалу для реінтродукції знищених популяцій цих видів. *Ключові слова*: *Gentiana* L., збереження, технологія, *in vitro*, *ex vitro*, *in situ.*

Разработка технологии сохранения высокогорных видов рода *Gentiana* L. с использованием стратегии «quasi» *in situ* и методов биотехнологии. Грицак Л.Р., Дробык Н.М. Морфо-анатомические и физиологические особенности высокогорных видов значительно усложняют процесс получения их жизнеспособного посадочного материала в условиях *ex situ*. Предложен новый подход, предусматривающий как проведение синэкологических, популяционных исследований, так и детальное изучение зависимости структурно-функционального состояния растений *Gentiana lutea* L., *Gentiana punctata* L., *Gentiana acaulis* L. от условий их роста в природе и культуре *in vitro*. Исходя из результатов исследований, разработана многоступенчатая технология, позволяющая увеличить показатели мультиплицирования стеблей в условия *in vitro* без геномных изменений, а также уровень адаптационного потенциала растений *in vitro* к условиям *ex vitro* и *in situ*. Полученные растения *in vitro* могут быть использованы как альтернативный источник посадочного материала для реинтродукции уничтоженных популяций этих видов. *Ключевые слова*: *Gentiana* L., сохранение, технология, *in vitro*, *ex vitro*, *in situ.*

The development of technology for conservation of highland species of *Gentiana* L. genus using the strategy of «quasi» *in situ* and biotechnology methods. Hrytsak L.R., Drobyk N.M. Morpho-anatomical and physiological features of highland species greatly complicate obtaining their viable planting material in *ex situ* conditions. A new approach, which involves conducting synecological, population surveys, as well as a detailed study of the dependence of the structural and functional plant states of *Gentiana lutea* L., *Gentiana punctata* L., *Gentiana acaulis* L. on natural growth conditions and *in vitro* cultivation conditions is proposed. Based on the results of the research, a multi-stage technology that provides a high degree of shoot multiplication *in vitro* without altering their genome, increases the adaptive potential of plants *in vitro* to *ex vitro* and in situ conditions has been developed. The obtaing plants *in vitro* can be used as an alternative source of planting material for the reintroduction of destroyed populations of these species. *Key words*: *Gentiana* L., preservation, technology, *in vitro*, *ex vitro*, *in situ.*

Постановка проблеми. Застосування традиційних методів збереження з використанням технологій *in situ* та *ex situ* до високогірних рідкісних видів, що входять до складу трав'янистих формацій, не завжди дозволяє отримати очікувані позитивні результати. Це пов'язано з низкою причин: вузьким діапазоном толерантності таких таксонів до кліматичних факторів, що призводить до елімінації їх популяцій зі складу угруповань в умовах глобального потепління; детермінуванням резерватогенних сукцесій на природоохоронних територіях, у ході яких відбувається заміщення трав'янистих угруповань на чагарникові та лісові формації; значною фрагментарністю їхніх ареалів, зумовленою демутаціями автохтонних угруповань (внаслідок антропогенного втручання) та появою негативних видів-сусідів; ущільненням поверхневого шару ґрунту та зміною вектору ґрунтотворних процесів у результаті понаднормових рекреаційного та пасторального навантажень; комплексом морфо-анатомічних і фізіологічних особливостей цих таксонів, сформованих в екстремальних умовах існування, що значно ускладнює отримання їх життєздатного посадкового матеріалу в колекціях *ex situ*, розташованих на нижчих гіпсометричних рівнях тощо. Усе це в комплексі призводить до значної втрати генофонду рідкісних високогірних рослин навіть у межах природоохоронних територій.

Актуальність досліджень. Тому необхідним є пошук нових підходів, інструментальна база яких доповнювала би традиційні форми охорони високогірного фіторізноманіття та сприяла більш ефективному його збереженню в умовах тотальної трансформації природних місць росту видів.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Представлена наукова робота є результатом багаторічних досліджень авторів, спрямованих на розробку підходів до відновлення знищених та стабілізації параметрів порушених популяцій високогірних рідкісних видів роду Тирлич (*Gentiana* L.) флори України.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. До недавнього часу основні стратегії збереження біорізноманіття, в тому числі й високогірних районів, базувалися на запровадженні режиму заповідання (*in situ*) у місцях росту рідкісних видів і створення їх живих колекцій в умовах ботанічних садів (*ex situ*). Низка вчених дотримується різних поглядів щодо результативності активних або пасивних форм заповідання [4; 6; 11]. Однак відомо, що запровадження режиму «пасивної охорони» до антропогенно трансформованих гірських ценозів Українських Карпат ініціює розвиток резерватогенних сукцесій. У поєднанні з кліматичними змінами вони вже через 30–40 років зумовлюють відновлення лісових, чагарникових і чагарничкових угруповань на місці лучних субальпійських ценозів [5; 6]. На цьому етапі демутаційних сукцесій проективне покриття *Duschekia viridis* (Chaix) DC, *Juniperus communis* L. subsp. *nana* (Suter) Čelak, *Pinus mugo* Turra у субальпійському і нижній частині альпійського поясу збільшується з 3% до 30%, що й зумовлює значне зменшення чисельності популяцій рідкісних лучних видів [5; 7, с. 200; 14, с. 11]. Тому вчені схиляються до необхідності застосування на цих територіях активного (або регульованого) природоохоронного режиму, який би призупиняв хід таких сукцесій [6; 20]. Крім того, деякі дослідники притримуються поглядів, що технології *in situ* ефективними є лише у випадку видів, які представлені декількома багаточисельними популяціями [10]. Зберегти генофонд видів за значної фрагментації їх ареалу та низької чисельності особин у популяціях складно, оскільки це спричинює генетичну ерозію [21].

Метод *ex situ* належить до другого напряму збереження генофонду рідкісних і зникаючих видів. Він передбачає вилучення видів (у вигляді насіння, цибулин або сформованих рослин) із природних місць росту та збереження їх у «живих» колекціях ботанічних садів, банків насіння, пилку, ДНК та культури *in vitro*. Технології *ex situ* дозволяють зберігати відібрані зразки впродовж тривалого часу, краще вивчити біологію видів та їх адаптивні реакції у відповідь на зміну чинників довкілля. Проте дослідники часто працюють з обмеженою кількістю вихідних генотипів рідкісних видів, що може спричинювати в ізольованих польових колекціях інбридну депресію та, відповідно, гальмувати еволюційні процеси [2; 10; 15]. Крім того, існує ризик спонтанної гібридизації з іншими видами або втрати матеріалу через інфікування патогенами [23]. Тому стратегія *ex vitro* потребує розроблення складних технологій, які б необмежено тривалий час забезпечували підтримання життєздатних батьківських ліній.

Пошуки уніфікованих технологій збереження генетичного різноманіття призвели до появи нових інтегрованих стратегій, до яких належить *inter–situ* [16]. Автори цієї стратегії пропонують за результатами аналізу палеоекологічних даних щодо місць та умов росту в минулому певних рідкісних або зникаючих видів рослин з'ясувати їх первинні ареали і на підставі цього здійснити реінтродукцію тих популяцій, що зазнали антропогенних навантажень [16]. При цьому пропонується відновлювати популяції навіть на земельних ділянках низької економічної цінності, наприклад, на закинутих сільськогосподарських угіддях. Очікується, що реінтродукований видовий комплекс із часом стане природною екосистемою, подібною до тої, що існувала в цьому регіоні у минулому. Необхідно зазначити, що ця стратегія не позбавлена певних недоліків. Зокрема, для відновлення популяцій автори пропонували використовувати не матеріал колекцій *ex situ*, а вилучати частину рослин із природних оселищ, що знаходяться неподалік. Однак це може спричинити інбридингову депресію в реінтродукованих популяціях [27]. Крім того, у випадку видів, що мають низьку насіннєву продуктивність або представлені малочисельними популяціями, така техніка реінтродукції може призвести до значного зниження життєвості природних популяцій-донорів [25]. Водночас є повідомлення, що пересаджені рослини, особливо вегетативного походження, в популяціях-реципієнтах швидко старіють і навіть за інтенсивного догляду через 2–5 років гинуть [1, с. 64].

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. З урахуванням вищезазначених проблем, на даний час колекції *ex situ* розглядають як основне джерело посадкового матеріалу для проведення робіт з реінтродукції видів [12; 17; 19]. Однак установлено, що вирощування видів у еколого-географічних умовах, відмінних від природних місць їх росту, часто призводить до гальмування експресії одних генів та посилення ролі інших, а також до змін каріотипу. Це відображається на їхньому генотипі, фенотипі та адаптивному потенціалі [1, с. 97–98]. Тому існує ризик втрати рослин *ex situ* в разі перенесення їх у природні місця росту або ж, навпаки, використання такого реінтродукційного матеріалу може призвести до низки проблем: гібридизації з близькородинними видами у природному середовищі; популяційного вибуху та витіснення інших видів зі складу природ-

них угруповань; інвазії рослин за межі природного ареалу таксону тощо. Крім того, аналіз літературних джерел показав [9], що високогірні види досліджуваного нами роду *Gentiana* складно ввести в культуру *ex situ* за умови розташування плантацій на нижчих гіпсометричних рівнях. Створення живих колекцій *ex situ* цих таксонів та інших високогірних видів у місцях їх росту потребує значних технічних і матеріальних затрат, що не завжди є рентабельним.

Методологічне або загальнонаукове значення. Тому мета нашої роботи полягає у розробці нового підходу до отримання посадкового матеріалу високогірних видів роду *Gentiana* (з використанням методів біотехнології) для реінтродукції знищених та стабілізації чисельного складу їх порушених популяцій, який би став альтернативним джерелом живих колекцій *ex situ*.

Концептуальною базою є положення стратегії «квазі» *in situ*, запропоновані Воліс і Блетчер (2010) та доповнені нами.

Методологічною основою нашого підходу є поєднання індуктивно-дедуктивного методу із системним. Це дозволило встановити не лише численні причино-наслідкові зв'язки між інтенсивністю впливу певних факторів довкілля та структурно-функціональним станом окремих представників і популяцій видів *Gentiana lutea* L., *Gentiana acaulis* L., *Gentiana punctata* L. загалом, але й сприяло кращому розумінню як закономірностей підпорядкування регуляторних систем рослин, так і специфіки ієрархічної будови природних угруповань, до складу яких вони входять. Для успішної реалізації мети було проведено низку польових та інструментально-лабораторних досліджень із використанням багатьох методів, а саме:

– *популяційної екології*, які дозволили на індивідуальному рівні вивчити онтогенез рослин, мінливість їхніх морфологічних ознак і життєвість, а на груповому – особливості вікової та віталітетної структур популяцій, їх здатності до самопідтримання та самовідтворення залежно від фітоценотичного оточення, еколого-географічних умов росту та інтенсивності пасторального навантаження. За зміною диференційних ознак цих рівнів, згідно з методикою Й. Царика зі співавторами (2001), було визначено тип стратегії досліджених популяцій видів та оцінено їхні перспективи;

– *фізико-хімічного аналізу*, які дозволили визначити як гранулометричний склад ґрунтів у місцях росту досліджуваних видів, $pH_{вод}$, вміст валових, катіоннообмінних форм хімічних мікроелементів, так і загальний елементний склад рослин з умов *in situ* та *in vitro*, і, відповідно, з'ясувати видоспецифічні потреби рослин в елементах мінерального живлення;

– *культивування in vitro,* а саме мікроклонального розмноження для швидкого отримання значної кількості рослинного матеріалу;

– *молекулярно-генетичні*, зокрема метод полімеразної ланцюгової реакції (ПЛР) для вивчення генетичної стабільності/мінливості посадкового матеріалу;

– *спектрофотометричний метод* для визначення вмісту фотосинтетичних пігментів та вільного проліну в рослинах *in situ*, *in vitro*, *ex vitro*;

– *фізіологічні* – для визначення параметрів водного режиму рослин;

– *біофізичні*, а саме метод індукції флуоресценції хлорофілу (ІФХ), який дозволив отримати об'єктивну інформацію про стан фотосинтетичного апарату (ФА) рослин, не порушуючи їхньої цілісності, та вивчити характер впливу факторів середовища на параметри фотосинтезу;

– *біометричні* – для дослідження ростових параметрів;

– вивчення *анатомічної будови листків* рослин *in vitro*, *ex vitro*, *in situ*;

– *статистичні*, а саме: дисперсійний аналіз ANOVA з використанням критерію достовірної різниці групових середніх Тьюкі (Honestly Significant Difference), метод головних компонент (Principal component analysis), за допомогою якого були виокремлені й узагальнені як морфо-, алометричні параметри, так і ФА рослин, які було використано, як маркери функціонального стану рослин *in vitro* та *ex vitro*.

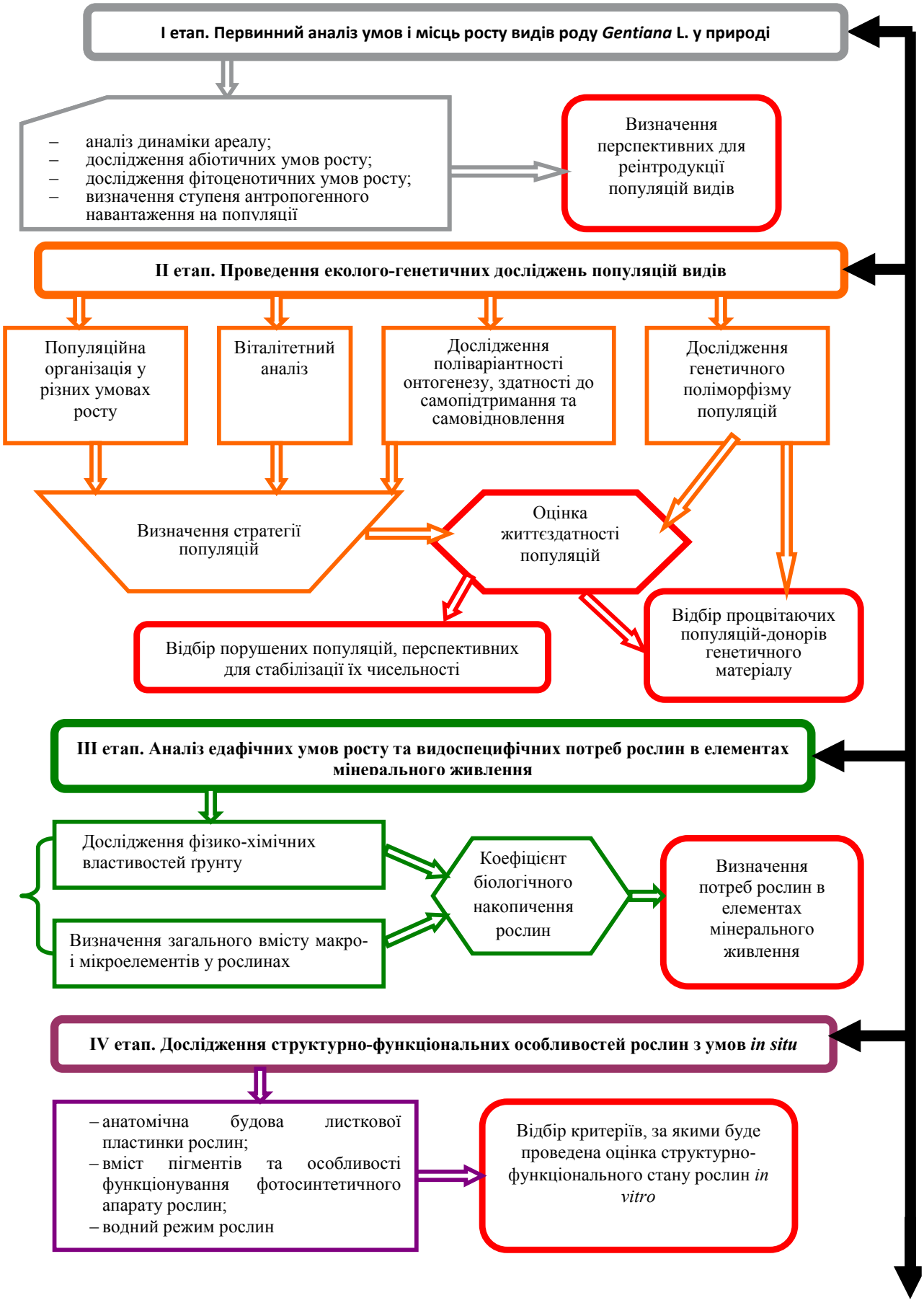
Викладення основного матеріалу. На наш погляд, запропонована С. Волісом та М. Блетчером (2010) [27] стратегія *in situ–ex situ* (або «квазі» *in situ)* є найбільш вдалою спробою поєднати елементи основних технологій *in situ* та *ex situ*. Вона містить концептуальну схему проведення робіт з реінтродукції рідкісних видів, що представлені у флорах певних регіонів нечисельними популяціями, більшість з яких знаходяться поза межами територій із природоохоронним статусом. Реінтродукція за технологією «квазі» *in situ* передбачає послідовне проведення таких етапів:

– первинний аналіз умов і місць росту рідкісних видів у природі; дослідження варіабельності їхніх морфологічних ознак, фенології, здатності до самопідтримання. Це дозволяє визначити популяції з найвищим адаптаційним потенціалом;

– відбір насіннєвого (або іншого посадкового) матеріалу з декількох географічно ізольованих популяцій. Передбачається, що з кожної популяції повинно бути відібрано не менше ніж 10–50 особин;

– створення живих колекцій рослин *ex situ* в умовах, які максимально відповідають їхнім еколого-географічним потребам. Це можуть бути як природні умови, так і максимально до них наближені. При цьому такі колекції *ex situ* повинні існувати тривалий період часу та зберігати високу ступінь генетичної різноманітності рослин;

– вивчення особливостей протікання онтогенезу рослин із різних популяцій залежно від абіотичних і


І етап. Первинний аналіз умов і місць росту видів роду *Gentiana* L. у природі
– аналіз динаміки ареалу;
– дослідження абіотичних умов росту;
– дослідження фітоценотичних умов росту;
– визначення ступеня антропогенного навантаження на популяції
Визначення перспективних для реінтродукції популяцій видів
ІІ етап. Проведення еколого-генетичних досліджень популяцій видів
Популяційна організація у різних умовах росту
Віталітетний аналіз
Дослідження поліваріантності онтогенезу, здатності до самопідтримання та самовідновлення
Дослідження генетичного поліморфізму популяцій
Визначення стратегії популяцій
Оцінка життєздатності популяцій
Відбір порушених популяцій, перспективних для стабілізації їх чисельності
Відбір процвітаючих популяцій-донорів генетичного матеріалу
ІІІ етап. Аналіз едафічних умов росту та видоспецифічних потреб рослин в елементах мінерального живлення
Дослідження фізико-хімічних властивостей ґрунту
Визначення загального вмісту макро- і мікроелементів у рослинах
Коефіцієнт біологічного накопичення рослин
Визначення потреб рослин в елементах мінерального живлення
IV етап. Дослідження структурно-функціональних особливостей рослин з умов *in situ*
– анатомічна будова листкової пластинки рослин;
– вміст пігментів та особливості функціонування фотосинтетичного апарату рослин;
– водний режим рослин
Відбір критеріїв, за якими буде проведена оцінка структурно-функціонального стану рослин *in vitro*

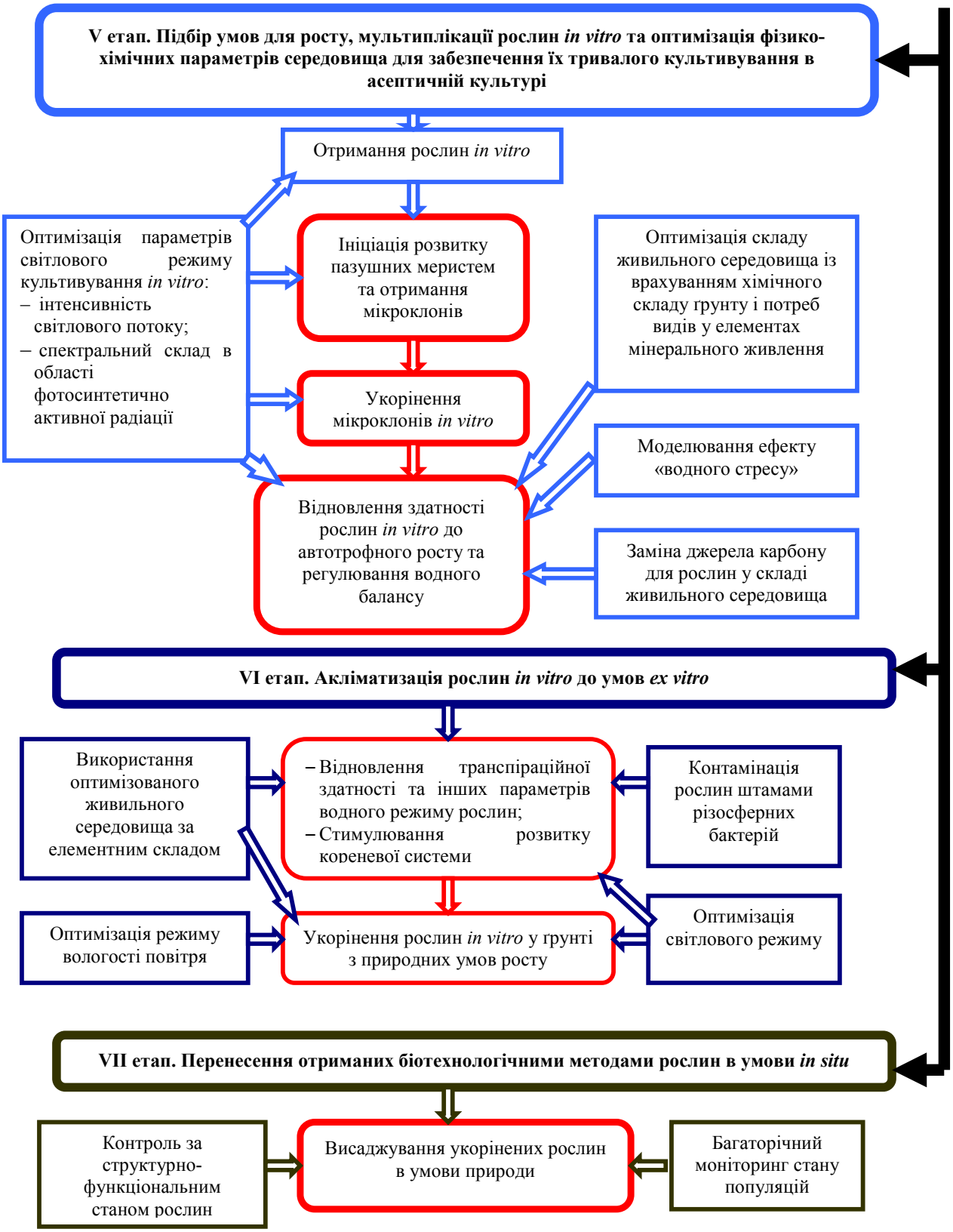


Рис. 1. Блок-схема розробленої технології збереження високогірних видів роду Gentiana L.

біотичних факторів умов росту *ex situ*. Це дозволить отримувати колекції *ex situ*, пристосовані до природних умов існування виду. Тому використання саме такого матеріалу для реінтродукції, на думку вчених, знижує ризик невдач, пов'язаних зі складною адаптацією саджанців до спектру абіотичних і біотичних факторів, що діють на них у нових умовах росту [18; 24; 27];

перенесення саджанців на відповідні ділянки в межах природного ареалу виду та здійснення багаторічного моніторингу за їх станом. Реінтродукція вважається успішною за умови формування популяцією вікової структури, подібної до таких природних популяцій виду [24; 26–28].

Отже, автори стратегії «квазі» *in situ* дотримаються поглядів щодо необхідності використання для реінтродукції популяцій рідкісних видів посадкового матеріалу живих колекцій *ex situ*. Однак, як нами зазначалося вище, створення таких колекцій у високогірних районах є складним завданням. Тому альтернативою їм є колекції рослин *in vitro*. Методи культури *in vitro* дозволяють не лише досягнути високого рівня мультиплікації рослинного матеріалу для проведення робіт з реінтродукції популяцій рідкісних видів у природі, але й уникнути аут-кросинговеру, характерного для колекцій *ex situ*, та зберегти генетичну різноманітність рослин, знизити ризик їх втрати внаслідок інфікування патогенами тощо. Проте використання рослинного матеріалу, отриманого методами біотехнології, в проектах із реінтродукції є обмеженим. Це пов'язано зі структурно-функціональними змінами рослин в умовах *in vitro*, які ускладнюють процес їх адаптації до нових умов росту та зумовлюють високу (до 75%) летальність особин [8; 22].

На даний час чимало наукових проектів скеровано на пошуки шляхів підвищення адаптаційного потенціалу рослин *in vitro*. Однак значна кількість дослідників [3; 29; 30] зосереджує свою увагу на технології перенесення посадкового матеріалу в умови *ex vitro*, який є останнім, завершальним етапом робіт із мультиплікації рослин. При цьому фактично не враховують особливості біології та екології видів у природних умовах, від яких в умовах *in vitro* залежать потреби рослин у світловому, водному та температурному режимах, елементах мінерального живлення. Невідповідність фізико-хімічних умов культури *in vitro* потребам видів зумовлює, на нашу думку, глибокі перебудови анатомічних структур особин *in vitro*, значні зміни характеру перебігу їхніх фізіологічних реакцій тощо, що й позначається на здатності рослин *in vitro* адаптуватися до умов *ex vitro* та спричинює високі показники їх летальності протягом першого року життя в природі.

Саме тому одним з аспектів розробленої нами нової технології збереження високогірних видів роду *Gentiana* є врахування їх едафічних потреб, температурного та світлового режимів росту в природі за оптимізації абіотичних умов їх культивування *in vitro*. Це дозволило значно підвищити адаптаційний потенціал посадкового матеріалу ще на етапі *in vitro*, мінімізувати ризик геномних змін рослин, забезпечити їх 100% приживання в природних умовах, відповідно, використовувати культури *in vitro* досліджуваних високогірних видів як альтернативний варіант їх колекцій *ex situ*.

Ще одною особливістю розробленої нами технології є використання морфометричних параметрів анатомічних структур, показників функціонального стану ФА, водного режиму рослин із природи як маркерів структурно-функціонального стану рослин на етапах культивування *in vitro*, акліматизації до умов *ex vitro* та *in situ*.

Загалом, розроблена нами технологія збереження високогірних видів роду *Gentiana* передбачає послідовне проведення 7 етапів (рис. 1). На початковому етапі було здійснено інвентаризацію місцезнаходжень популяцій досліджуваних таксонів і проведено комплексний аналіз місць їх росту, який передбачав вивчення особливостей топографії; фітоценотичного оточення та пов'язаних з ним процесів задерніння та/або затінення; наявність/відсутність певних видів антропогенного впливу (пасторального, сінокісного, рекреаційного навантажень, викопування кореневищ) та інтенсивності цього впливу. За результатами досліджень було складено перелік зниклих популяцій, з'ясовано чинники, що спричинили такі зміни, та, відповідно, визначено перспективні для майбутньої реінтродукції популяції видів тирличів.

Другий етап передбачав проведення комплексу еколого-генетичних досліджень популяцій, зокрема: вивчення щільності особин у популяціях, типу їх розташування (дифузного, компактно-дифузного або компактного); поліваріантності онтогенезу та морфометричних параметрів особин у різних умовах росту; вікової, віталітетної, генетичної структур та їхньої залежності від фітоценотичного оточення та антропогенного навантаження. За результатами цих досліджень було визначено тип стратегії популяцій, оцінено їхню життєздатність, а також відібрано як популяції-донори генетичного матеріалу, так і популяції, що перебувають у депресивному стані та є перспективними для стабілізації їх чисельності.

У ході проведення досліджень на другому етапі було здійснено відбір зразків ґрунту, рослин, насіння, що послужили матеріалом для наступних трьох етапів.

Так, на третьому етапі узагальнення результатів аналізу елементного складу рослин, валового вмісту хімічних елементів у ґрунтах із локалітетів видів дозволило встановити їхні потреби в елементах мінерального живлення.

Дані щодо концентрацій рухомих і катіонообмінних форм хімічних елементів було використано

в подальшому за оптимізації мінерального складу живильного середовища для культивування рослин *in vitro*.

Комплекс досліджень структурно-функціонального стану рослин із природи, проведений на четвертому етапі, дозволив не лише з'ясувати особливості анатомічної будови листкових пластинок рослин тирличів, уміст і співвідношення фотосинтетичних пігментів у рослинах різних вікових груп, особливості функціонування їх ФА за показниками кінетики ключових параметрів флуоресценції хлорофілу *a*, показники водного режиму, але й використати їх як маркери для оцінки реакцій рослин *in vitro* на зміну фізико-хімічних умов їх культивування.

На п'ятому етапі, як вже зазначалося вище, за використання інструментальної бази біотехнології було отримано колекцію рослин *in vitro*, здатних до тривалого росту в умовах асептичної культури. Оптимізація світлового режиму їх культивування дозволила, з одного боку, ініціювати в рослин без додаткового використання підвищених концентрацій регуляторів росту розвиток пазушних бруньок, тобто мікроклональне розмноження, а з іншого – врахування потреб видів у світлі та його спектральному складі у природних місцях їх росту дозволило в умовах *in vitro* одержати рослини, максимально наближені за габітусом, вмістом і співвідношенням пігментів, ефективністю роботи фотосистеми II до таких із природи. Крім того, світлові режими культивування рослин впливали й на щільність продихів, їх апертуру та сприяли кращому диференціюванню клітин мезофілу. Заміна сахарози (10 г/л) на маніт (3 г/л) у живильному середовищі та його доповненням проліном на останніх етапах культури *in vitro* не лише стимулювала перехід рослин на фотоавтотрофний ріст, але й моделювала «ефект водного стресу», що значно покращувало показники водного режиму особин. Оптимізація елементного складу живильного середовища з урахуванням видоспецифічних потреб рослин та хімічного складу ґрунтів сприяла у свою чергу кращому розвитку кореневої системи. Усе це в комплексі дозволило отримати ще на етапі *in vitro* рослини з високим адаптаційним потенціалом як до умов *ex vitro*, так й *in situ*.

На шостому етапі відбувалося перенесення асептичних рослин в умови *ex vitro*. Для цього використовували пластикові ємності з кришками, заповнені живильним середовищем, що максимально за елементним складом наближено до хімічного складу ґрунту з локалітету майбутнього місця росту рослин у природі. За ручного вентилювання ємностей, із поступовим збільшенням часу експозиції, вже на 8–9 день в особин повністю відновлювалося функціонування продихового апарату. Рослини вирощували за тих же параметрів світлового режиму, за яких відбувся ріст та укорінення пагонів *in vitro*. Крім того, здійснювали контамінацію рослин симбіотичними різосферними штамами бактерій роду *Bacillus*, що входять до складу біопрепаратів Корбіон або Фітодоктор, що сприяло 100% захисту посадкового матеріалу від патогенної мікрофлори в умовах *ex vitro*. Через 30 діб росту в умовах *ex vitro* біомаса рослин збільшувалася у 2,0–2,5 рази. При цьому листки, утворені в період росту рослин на живильних середовищах із манітом, продовжували функціонувати, а сформовані на сахарозі – починали жовтіти та засихати. Наприкінці першого місяця росту рослини *ex vitro*, отримані біотехнологічними методами, висаджували у пластикові касети, заповнені ґрунтом із майбутніх природних місць росту. Укорінені рослини через 30 днів переносили в умови *in situ*. На завершальному, сьомому етапі, життєвість рослин оцінювали за швидкістю розвитку нових листків, перебудовою параметрів їхніх анатомічних структур тощо. Приживання рослин в умовах *in situ* наприкінці першого вегетаційного періоду становило 100%, що свідчить про високий адаптаційний потенціал рослин *in vitro* та ефективність розробленої нами технології. Проте результативність реінтродукційного процесу в цілому можна буде оцінити лише через декілька років.

Головні висновки. Отже, розроблена нами нова технологія збереження високогірних видів роду *Gentiana* L. доповнює стратегію «квазі» *in situ* новими методичними підходами, інструментальною базою біотехнології збереження рослин. Вона передбачає не лише проведення більш ґрунтовних синекологічних та популяційних досліджень, але й вивчення залежності структурно-функціонального стану рослин від умов їх росту. Інтеграція та систематизація цих знань дозволить цілеспрямовано впливати на процеси росту та розвитку рослин в умовах *in vitro* та, відповідно, на механізми підвищення їхнього адаптаційного потенціалу до умов *ex vitro* та *in situ*.

Перспективи використання результатів досліджень. Результати наших досліджень дозволять більш ефективно використовувати отриманий за допомогою біотехнологічних методів посадковий матеріал як альтернативу живим колекціям *ex situ*.

Література

1. Амельченко В.П. Редкие и исчезающие растения Томской области (анатомия, биоморфология, интродукция, реинтродукция, кариология, охрана). Томск : Изд-во Том. гос. ун-та, 2010. 238 с.
2. Белокурова В.Б. Методи біотехнології в системі заходів зі збереження біорізноманіття рослин. *Цитология и генетика*. 2010. № 3. С. 58–72.
3. Білоус С.Ю. Біотехнологічні аспекти адаптації рослин-регенерантів *Populus tremula* L. до умов закритого та відкритого ґрунту. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України*. 2015. Вип. 219. С. 198–205.
4. Борейко В.Е., Галущенко С.В., Парникоза И.Ю. Территории строгого природоохранного режима (категории I-a, I-b МСОП/IUCN). Международный и европейский опыт. Київ : Логос, 2018. 112 с.
5. Кияк В.Г., Білонога В.М. Сучасні структурні зміни популяцій рослин високогір'я Українських Карпат. *Наукові записки державного природознавчого музею*. 2016. Т. 32. С. 39–48.
6. Климишин О. Оптимізація, охорона і раціональне використання рослинності високогір'я та верхньої межі лісу Українських Карпат. *Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна*. 2010. Вип. 54. С. 27–40.
7. Малиновський К.А. Крічфалушій В.В. Високогірна рослинність. Київ : Фітосоціоцентр, 2000. 232 с.
8. Медведєва Т.М. Проблеми акліматизації культивованих *in vitro* рослин. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2008. Т. 40. № 1. С. 299–309.
9. Москалюк Б.І. Збереження *Gentiana lutea* L. в природі з використанням культури *ex situ*. *Промышленная ботаника*. 2013. Вып. 13. С. 80–84.
10. Новикова Т.И. Использование биотехнологических подходов для сохранения биоразнообразия растений. *Растительный мир Азиатской России*. 2013. № 2 (12). С. 119–128.
11. Парнікоза І.Ю. Основні підходи до заповідної справи в Україні у зв'язку з євроінтеграцією. *Будуємо нову Україну* : збірник конференції (26-27 листопада, 2014 р. м. Київ). Київ : Видавничий дім «Києво-Могилянська академія», 2015. С. 393–401.
12. Парубок М.І., Мамчур Т.В., Свистун О.В. Інтродукція рідкісних та зникаючих деревних і чагарникових рослин у ботанічному розсаднику Уманського національного університету садівництва та перспективи використання їх в озелененні. *Вісник Уманського національного університету садівництва*. 2014. № 1. С. 96–101.
13. Стратегія популяцій рослин у природних і антропогеннозмінених екосистемах Карпат / за ред. М. Голубця, Й. Царика. Львів : Євросвіт, 2001. 160 с.
14. Фактори загроз біорізноманіттю заповідних територій Українських Карпат, Розточчя та Західного Полісся : монографія / Й.В. Царик, І. М.Горбань, О.С. Решетило ; за заг. ред. Й.В. Царика. Львів : Сполом, 2016. 120 с.
15. Aguilar R. et al. Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. Molecular Ecology. 2008. Vol. 17. Issue 24. P. 5177–5188.
16. Burney D.A., Burney L.P. Paleoecology and «inter-situ» restoration on Kauai, Hawaii. Frontiers *in* Ecology *and the* Environment. 2007. Vol. 5. Issue 9. P. 483–490.
17. Cochrane J.A., Crawford A.D., Monks L.T. The significance of *ex situ* seed conservation to reintroduction of threatened plants. *Australian Journal of Botany*. 2007. Vol. 55. Issue 3. P. 356–361.
18. Guerrant E.O., Pavlik B.M. Reintroduction of rare plants: genetics, demography, and the role of *ex situ* conservation methods. In: Fiedler P.L., Kareiva P.M. (eds). *Conservation Biology*. Springer, Boston, MA, 1998. P. 88–108.
19. Guerrant E.O.J., Raven A. Supporting in situ conservation: the Berry Botanic Garden, an *ex situ* regional resource in an integrated conservation community. In: Smith R.D., Dickie J.B., Linington S.H., Pritchard H.W., Probert R.J. (eds). *Seed conservation: turning science into practice*. The Royal Botanic Gardens, Kew London, 2003. P. 879–896.
20. Heywood V.H., Iriondo J.M. Plant conservation: old problems, new perspectives. *Biological Conservation.* 2003. Vol. 113. Issue 3. P. 321–335.
21. Kramer F.T., Havens K. Plant conservation genetics in changing world. *Trends in Plant Science*. 2009. Vol. 14. Issue 11. P. 599–607.
22. Mathur A. et al. Biological hardening and genetic fidelity testing of micro-cloned progeny of *Chlorophytum borivilianum*. *African Journal of Biotechnology*. 2008. Vol. 7. Issue 8. P. 1046–1053.
23. Maunder M., Hughes C., Hawkins J.A., Culham A. Hybridization in *ex situ* plant collections: conservation concerns, liabilities, and opportunities. In: Guerrant E.O.J., Havens K., Maunder M. (eds*). Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Island Press, Washington, 2004. P. 325–364.
24. Menges E.S. Restoration demography and genetics of plants: when is a translocation successful? *Australian Journal of Botany*. 2008. Vol. 56. Issue 3. P. 187–196.
25. Menges E.S., Guerrant E., Hamze S. Effects of seed collection on the extinction risk of perennial plants. In: Guerrant E.O.J., Havens K., Maunder M. (eds*). Ex situ plant conservation: supporting species survival in the wild*. Island Press, Washington, 2004. P. 305–324.
26. Pavlik B.M. Defining and measuring success. In: Falk D.A., Millar C.I., Olwell M. (eds). *Restoring diversity. Strategies for reintroduction of endangered plants*. Island Press, Washington, 1996. P. 127–155.
27. Volis S., Blecher M. Quasi *in situ*: A bridge between *ex situ* and *in situ* conservation of plants. Biodiversity *and* Conservation. 2010. Vol. 19. № 9. P. 2441–2454.
28. White P.S., Walker J.L. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. Restoration Ecology. 1997. Vol. 5 № 4. P. 338–349.
29. Ubalua A.O., Nsofor G.C. The role of supporting substrates in *ex vitro* acclimatization and growth of tissue cultured cassava plantlets. *Plant Knowledge Journal*. 2017. Vol. 6. № 1. P. 1–6.
30. Ubalua A.O., Okoroafor U.E. Micropropagation and postflask management of sweet potato using locally available materials as substrates for hardening. *Plant Knowledge Journal*. 2013. Vol. 2. № 2. P. 56–61.

УДК 591.55(477.6)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-29

АКУМУЛЯЦІЯ ЦИНКУ ПРЕДСТАВНИКАМИ САПРОФАГІВ (DIPLOPODA, JULIDAE, ROSSIULUS KESSLERI) В УМОВАХ ХІМІЧНОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Похиленко А.П., Дідур О.О., Кульбачко Ю.Л., Федоров П.Р.
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
пр. Гагаріна, 72, 49010, м. Дніпро
vivtash@ukr.net, didur@ua.fm, kulbachko57@ua.fm

Статтю присвячено аналізу особливостей накопичення цинку представниками двопарноногих багатоніжок (на прикладі ківсяка сірого) під дією хімічного навантаження різного рівня. Розглянуто проблему опустелювання, відтворення родючості ґрунту за рахунок тварин – екосистемних інженерів, висвітлено роль сапрофагів у забезпеченні регулівних екосистемних послуг. З'ясовано рівень хімічного навантаження на представників ківсяка сірого з максимальною акумуляцією ківсяком цинку. *Ключові слова*: *Diplopoda*, ківсяк сірий (*Rossiulus kessleri*), лісова підстилка, екосистемні послуги, важкі метали, акумуляція цинку.

Аккумуляция цинка представителями сапрофагов (Diplopoda, Julidae, Rossiulus kessleri) в условиях химической нагрузки. Похиленко А.П., Дидур О.А., Кульбачко Ю.Л., Федоров П.Р. Статья посвящена анализу особенностей накопления цинка представителями двупарноногих многоножек (на примере кивсяка серого) при воздействии химической нагрузки разного уровня. Рассмотрена проблема опустынивания, воспроизводства плодородия почвы за счет животных – экосистемных инженеров, освещена роль сапрофагов в обеспечении регулирующих экосистемных сервисов. Установлен уровень химической нагрузки на представителей кивсяка серого с максимальной аккумуляцией кивсяком цинка. *Ключевые слова*: *Diplopoda*, кивсяк серый (*Rossiulus kessleri*), лесная подстилка, экосистемные сервисы, тяжелые металлы, аккумуляция цинка.

Zinc accumulation by saprophagous (Diplopoda, Julidae, Rossiulus kessleri) in conditions of chemical loading. Pokhylenko A.P., Didur O.O., Kulbachko Y.L., Fedorov P.R. The study is devoted to the analysis of zinc accumulation by millipede representatives (case study *Rossiulus kessleri*) under the influence of a chemical load on different levels. The problem of desertification and soil fertility reproduction by animals "ecosystem engineers" is considered.It is highlighted the saprophagous role in providing of regulatory ecosystem services . The chemical load level with the maximum zinc accumulation on diplopoda is established. *Key words: Diplopoda*, *Rossiulus kessleri*, forest leaf-litter, ecosystem services, heavy metals, zinc accumulation.

Постановка проблеми. На території степового Придніпров'я України одним зі шляхів боротьби з посухою та оптимізації клімату є створення лісосмуг і штучних лісових насаджень, які забезпечують регулівну екосистемну послугу. У лісових насадженнях функцію деструкторів відмерлого листя виконують безхребетні тварини – сапрофаги. Вони беруть участь у трансформації відмерлого листяного опаду, змішують його з мінеральною частиною ґрунту і забезпечують таку екосистемну функцію, як захист ґрунтів від ерозії, підвищення родючості ґрунтів. Антропогенний вплив на штучні лісові екосистеми і сапрофагів як їх невід'ємну частину призводить до невиконання низки важливих екосистемних послуг.

У статті основна увага приділяється з'ясуванню величини акумуляції в сапрофагах такого промислового полютанта, як цинк, надлишки якого накопичуються у ґрунті, рослинах та водних системах, що негативно впливає на їхні стан та продуктивність.

Актуальність дослідження. На сучасному етапі вплив людства на навколишнє середовище набув величезних масштабів, головними завданнями стали боротьба з опустелюванням, захист ґрунтів від ерозії і підвищення їхньої родючості [1]. За останні 50 років близько 60% світових екосистемних послуг, 70% регулівних і культурних послуг підірвано внаслідок антропогенного впливу на навколишнє середовище. Нині відбувається подальша їх деградація завдяки кліматичним змінам, зростанню народонаселення Землі, економічній експансії, зміні в землекористуванні [2].

Надані природою екосистемні послуги, такі як стабілізація клімату, очищення води і повітря, формування родючих ґрунтів та їх захист від ерозії, круговорот поживних речовин, продуктивність природних співтовариств і т. п., забезпечують добробут людства (якість життя) [3]. Екосистемні функції, які вважали невичерпними, насправді не безмежні та існують завдяки природному біологічному різноманіттю, порушення якого призводить до неминучого зниження їхньої ефективності. Посилення антропогенного тиску на природу призводить до скорочення біорізноманіття, руйнування природних комплексів і деградації життєво важливих екосистемних функцій.

Це приносить істотний економічний збиток і представляє реальну загрозу для життя і здоров'я людей. Світовою сучасною тенденцією є зміна клімату [4] в бік посушливості та збільшення температури [5], особливо це спостерігається в семіаридних кліматичних зонах. За таких умов здійснення екосистемних послуг погіршується, тому вивчення окремих аспектів екосистемних послуг, упровадження їхніх результатів у процеси прийняття екологічних рішень мають принципове значення.

Результатом антропотехногенного впливу є забруднення навколишнього середовища, зокрема важкими металами, без тенденції до зниження. Для дослідження рівня забруднення застосовують різні екологічні тести, зокрема як тест-об'єкти в екологічному моніторингу часто використовують безхребетних тварин [6]. Групу найбільш небезпечних становлять такі важки метали, як ртуть, свинець, кадмій, хром, марганець, нікель, кобальт, ванадій, мідь, залізо, цинк, олово, миш'як [7], які є одними з головних антропотехногенних забруднювачів середовища. У складі промислових викидів нараховують близько 10–20 хімічних елементів. Однак у найбільших кількостях трапляються і завдають найбільшої шкоди 4–6 елементів. Металургійні заводи формують характерні зони забруднення свинцем, цинком, кадмієм, ртуттю, міддю; біля свинцево-плавильних підприємств, окрім свинцю та цинку, головними забруднювачами є кадмій, мідь, ртуть, арсен, селен [8].

Антропогенне забруднення ґрунтів цинком, джерелами якого є підприємства кольорової металургії та агротехнічна діяльність, призводить до його високої акумуляції у верхньому шарі ґрунту різних територій. Відновлення забруднених цинком ґрунтів зазвичай засноване на обмеженні його біодоступності шляхом внесення вапна або органічної речовини [13]. На території Дніпропетровської області сконцентровано великі металургійні комплекси, і, за даними 2015 р., викиди в атмосферу становлять 723,9 тис. т, скиди стічних вод – 751 млн. м^3. У цілому, за даними ВОЗ, щорічно на поверхню нашої планети потрапляє 121,5 тис. т цинку [9].

Цинк має високу токсичність по відношенню до живих організмів. Його сполуки не руйнуються в ґрунті, воді, рослинах і організмі тварин, вони можуть тривалий час зберігатися в об'єктах навколишнього середовища, мігрувати і накопичуватися в тканинах тварин і за певних умов здатні передаватися в ланках трофічного ланцюга «ґрунт – рослина – тварина – продукти тваринництва – людина» [10; 11]. Попередні дослідження показали, що основні зміни відбуваються у верхньому шарі ґрунту, який є геохімічним центром ґрунту [12]. З атмосферними опадами щорічно на 1 км^2 поверхні Землі випадає у середньому 72 кг цинку – в три рази більше, ніж свинцю, і в 12 разів більше, ніж міді. Загальний уміст цинку в ґрунті коливається від 1 до 300 мг/кг, за вмісту цинку у верхньому шарі ґрунту до 8–13% від загального його вмісту значно зменшується чисельність і різноманіття ґрунтової біоти [13]. Розподіл та зв'язування Zn у техногенно трансформованих ґрунтах відбувається залежно від складу полютантів упродовж тривалого часу, а по-друге, зумовлено специфікою ландшафту території та буферними властивостями ґрунтів [14].

Збереження родючості ґрунту, його рекультивація та ремедіація в антропогенних екосистемах до певного ступеня можливі за умови збереження комплексу ґрунтових тварин, які забезпечують виконання екосистемних послуг (підвищення родючості ґрунту і захист його від ерозії) [15–19]. Разом із тим роль окремих груп тварин і структуру їхніх комплексів в умовах антропогенного навантаження на екосистеми вивчено недостатньо. Метою представленого дослідження є оцінка накопичення цинку сапрофагами в умовах хімічного навантаження.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Представлені матеріали – частина науково-дослідної роботи «Екологічні основи зоопертинентного впливу тварин на процеси оптимізації природних і порушених екосистем в умовах сучасного природокористування» (номер держреєстрації 0117U001207, замовник – МОН України).

Виклад основного матеріалу. Об'єкт дослідження – представники Diplopoda (Julidae) – *Rossiulus kessleri* (Lohmander, 1927) – сірого ківсяка. Це еврибіонт, звичайний для лісів, південних дібров, лісополос помірних широт. Приймає активну участь у деструкції опалого рослинного матеріалу та, як результат, у забезпеченні ґрунту родючості. Вид екологічно пластичний, світолюбивий. Матеріал для дослідження збирали в межах міста Дніпро (лісопарк Дружби народів, парк «Севастопольський», ділянка штучного лісового масиву поблизу аеропорту).

Лісопарк Дружби народів розташований у північній частині міста Дніпро, знаходиться на початку Новомосковського шосе, навпроти смт Слобожанське. Домінантна деревна порода – дуб звичайний (*Quercus robur* L.). Підстилка двошарова, щільна, зчеплена, складається з напіврозкладеного і розкладеного листя дуба та інших деревно-чагарникових порід. Проби лісової підстилки відбирали на території парка, де практично відсутнє рекреаційне навантаження, тобто відбувається процес натуралізації зелених насаджень. Із підстилки відбирали листя клена польового, які в подальшому використовували в експерименті як кормову базу ківсяка сірого.

Парк «Севастопольський» розташований у центральній частині міста Дніпро. Підстилка розсипчаста, одношарова, складається з відмерлого листя ясена звичайного (*Fraxinus excelsior* L.), робінії псевдоакації (*Robinia pseudoacacia* L.) та дуба звичайного (*Quercus robur* L.). Із підстилки відбирали листя робінії псевдоакації, які в подальшому використовували в експерименті як кормову базу ківсяка сірого.

Представників *R. kessleri* збирали у штучному лісовому насадженні на околицях міста Дніпро, у 2 км від аеропорту. Домінуючими породами дерев є ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.), клен польовий (*Acer campestre* L.). Підстилка міцна, одношарова. З підстилки відбирали листя клена польового, які в подальшому використовували в експерименті як кормову базу ківсяка сірого.

Особин *R. kessleri* утримували в дволітрових контейнерах протягом 10 діб за температури +22 °С з метою акліматизації до лабораторних умов. Загалом в експерименті використали 12 контейнерів (пластикові ємності) і 90 екземплярів ківсяків. Листяний опад висушували до повітряно-сухого стану. По 25 г повітряно-сухої листяної підстилки (зваженою з точністю до 0,01 г) і по 10 особин *R. kessleri* вносили до кожного контейнеру. Експериментальні контейнери розміщували в затіненому місці лабораторії. Зволожували підстилку кожні дві-три доби розчином цинку відомої концентрації. Використовували розчин сульфату цинку ($ZnSO_4*7H_2O$) у лінійці концентрацій – 0,006 г/л, 0,03 г/л, 0,15 г/л. Для випробування кожної концентрації розчину солі цинку та у контролі (досліди без обробки підстилки сульфатом цинку) використовували по три контейнери.

Уміст цинку (валова форма) визначали в ківсяках та їх екскрементах атомно-адсорбційним методом на спектрофотометрі AAS-30 (Karl Zeiss, Jena, Germany). Зразки спочатку висушували до постійної ваги за температури 105°С і спалювали (сухе озолення), потім аналізували на вміст цинку [20].

Таблиця 1

Результати дисперсійного аналізу

Дисперсія	Сума квадратів	Ступені свободи	Середній квадрат	F-відношення	P-рівень
ОСНОВНИЙ ЕФЕКТ					
• Хімічне навантаження	267191,	3	89063,7	18,76	0,0002
• Кормова база	11610,1	1	11610,1	2,45	0,1489
• Об’єкт дослідження	71888,3	1	71888,3	15,14	0,0030
ЗАЛИШКОВА	47473,7	10	4747,4		
У ЦІЛОМУ (скоригована)	398163,	15			

Таблиця 2

Описова статистика вмісту цинку (мг/кг) у ківсяках та їхніх екскрементах за кожним фактором та його градацією

Градація фактора	Кіль-кість	Середнє арифметичне	Стандартна похибка	Границя 95%-го довірчого інтервалу	
				нижня	верхня
Хімічне навантаження (г $ZnSO_4$/1 л розчину)					
• Контроль	4	174,37	34,45	97,60	251,13
• 0,006	4	259,89	34,45	183,13	336,65
• 0,03	4	398,08	34,45	321,32	474,84
• 0,15	4	512,14	34,45	435,38	588,90
Кормова база					
• підстилка з листя Acer	8	309,18	24,36	254,90	363,46
• підстилка з листя • Robinia	8	363,06	24,36	308,78	417,33
Об’єкт дослідження					
• ківсяк сірий	8	403,15	24,36	348,87	457,43
• екскременти ківсяка сірого	8	269,09	24,36	214,81	323,37

Таблиця 3

Результати множинного рангового тесту Тьюкі щодо оцінки впливу хімічного навантаження на ківсяків у результаті їх живлення листяною підстилкою з різним умістом цинку

Хімічне навантаження	Кількість	Середній уміст цинку, мг/кг	Однорідність груп
Контроль	4	174,36	X
0,006	4	259,89	X X
0,03	4	398,08	X X
0,15	4	512,14	X

Одержані результати опрацьовували статистичними методами (дисперсійний аналіз) [21]. Для порівняння середніх значень застосовували критерій достовірно значущої різниці групових середніх Тьюкі [22]. Відмінності були визнані статистично значущими за $P \leq 0,05$.

За результатами опрацювання одержаних даних можна стверджувати про наявність статистично значущого впливу хімічного навантаження та розбіжності середнього вмісту цинку за об'єктом дослідження (у ківсяках та в їхніх екскрементах). З'ясовано, що запропонована кормова база не впливає на особливості розподілу цинку в ківсяках в умовах хімічного навантаження середовища (табл. 1).

У контролі зафіксовано найменший середній уміст цинку, що логічно, оскільки у цих дослідах хімічне навантаження відсутнє, максимальний уміст виявлено під час впливу найбільшої концентрації (табл. 2).

За результатами парних порівнянь установлено, що вміст цинку в ківсяках чітко відрізняється для контроля і майже кожної концентрації розчину сульфату цинку – 0,03 г/л і 0,15 г/л, виборки яких не утворюють між собою однорідної групи (табл. 3).

Найбільша абсолютна різниця вмісту цинку в ківсяках та їхніх екскрементах характерна для такого контрасту, як «контроль – розчин сульфату цинку 0,15 г/л», мінімальна – для контрасту «контроль – розчин сульфату цинку 0,006 г/л» (табл. 4).

Таблиця 4

Статистична оцінка вмісту цинку в ківсяках залежно від рівня хімічного навантаження

Порівнювана пара (контраст)	Статистична різниця	Абсолютна різниця вмісту цинку в порівнюваній парі
Контроль – 0,006 г/л	–	-85,53
Контроль – 0,03 г/л	*	-223,72
Контроль – 0,15 г/л	*	-337,78
0,006 г/л – 0,03 г/л	–	-138,19
0,006 г/л – 0,15 г/л	*	-252,25
0,03 г/л – 0,15 г/л	–	-114,06

*Примітка: «–» – розбіжності середніх статистично недостовірні; * – існує статистична достовірна різниця середніх із рівнем значущості $P \leq 0,05$.*

Таблиця 5

Оцінка впливу різної за видовим складом листяної підстилки на вміст цинку в ківсяках у ході їх живлення в умовах хімічного навантаження (за ранговим тестом Тьюкі)

Кормова база	Кількість	Середній уміст цинку, мг/кг	Однорідність груп
Підстилка з листя Acer	8	309,18	X
Підстилка з листя Robinia	8	363,06	X

Таблиця 6

Статистична оцінка вмісту цинку в ківсяках залежно від запропонованої кормової бази за умов хімічного навантаження

Порівнювана пара (контраст)	Статистична різниця	Абсолютна різниця вмісту цинку в порівнюваній парі
Підстилка з листя Acer • підстилка з листя Robinia	–	-53,88

Примітка: «–» – розбіжність середніх статистично недостовірна.

Таблиця 7

Оцінка вмісту цинку в ківсяках та їхніх екскрементах у ході живлення тварин в умовах хімічного навантаження (за ранговим тестом Тьюкі)

Об'єкт дослідження	Кількість	Середній уміст цинку, мг/кг	Однорідність груп
Екскременти ківсяка сірого	8	269,09	X
Ківсяк сірий	8	403,15	X

Таблиця 8

Статистична оцінка вмісту цинку в ківсяках та їхніх екскрементах

Порівнювана пара (контраст)	Статистична різниця	Абсолютна різниця вмісту цинку в порівнюваній парі
Ківсяк сірий – екскременти ківсяка сірого	*	134,06

*Примітка: * – існує статистична достовірна різниця середніх із рівнем значущості $P \leq 0,05$.*

За результатами парних порівнянь установлено, що середній уміст цинку в ківсяках не відрізняється від того, яку підстилку ці сапрофаги споживали – кленову або робінієву. Виборки за двома кормовими базами утворюють статистично однорідну групу (табл. 5).

Результати парного порівняння контрасту кормової бази ківсяків не доводять наявність статистичної різниці вмісту цинку в ківсяках залежно від видової належності листяної підстилки (табл. 6).

Доведено, що середній уміст цинку в ківсяках більший, аніж уміст цинку в його екскрементах. Виборки утворюють статистично неоднорідну групу даних (табл. 7).

Результати парного порівняння вмісту цинку в ківсяках та їхніх екскрементах свідчать про наявність статистичної різниці (табл. 8).

Головні висновки. За умов моделювання хімічного навантаження на представників двопарноногих багатоніжок було встановлено, що в екскрементах ківсяка спостерігається в 1,5 рази менший уміст цинку, ніж у самому ківсяку, а видова належність запропонованого листяного опаду статистично не впливає на акумуляцію цинку. Навпаки, рівень хімічного навантаження прямим чином статистично достовірно впливає на вміст цинку в ківсяку та його екскрементах.

Література

1. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцилло Е.В. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. Москва : Эдиториал УРСС, 1999. 256 с.
2. Андреева Н.Н., Поляничко Е.В. Анализ потенциала и перспектив внедрения платы за экосистемные услуги в рекреационно-туристической сфере Украины. *Економічні інновації.* 2013. Вип. 54. С. 7–18.
3. Kadem D.E.D., Rached O., Krika A., Gheribi-Aoulmi Z. Statistical analysis of vegetation incidence on contamination of soils by heavy metals (Pb, Ni and Zn) in the vicinity of an iron steel industrial plant in Algeria. *Environmetrics*. 2004. Vol. 15(5). P. 447–462. URL: https://doi.org/10.1002/env.673.
4. Stott D.E., Moebius-Clune B.N. Soil Health: Challenges and Opportunitie. In: Field, D. J., Morgan, C. L. S., McBratney, A. B. (Eds.) Global Soil Security. Progress in Soil Science. Springer, Cham, 2017. P. 109–121.
5. Інтегральна оцінка стану популяцій рідкісних видів рослин / Г. Клименко та ін. *Ukrainian Journal of Ecology*. 2017. № 7(2). С. 201–209. DOI: 10.15421/2017_37.
6. Assessing toxicity of metal contaminated soil from glassworks sites with a battery of biotests / M. Hagner et al. *Science of the total environment.* 2018. Vol. 613–614. P. 30–38. URL: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.121.
7. Бокова Т.И. Закономерности детоксикации антропогенных загрязнителей (тяжелых металлов) в системе «почва – растение – животное – продукт питания человека» : дис. ... докт. биол. Наук : 03.00.16. Красноярск, 2005. 345 с.
8. Динаміка забруднення вод сільськогосподарського призначення солями важких металів в умовах Полтавщини / В.В. Коваль та ін. *Вісник Полтавської державної аграрної академії.* 2012. № 1. С. 40–44.
9. URL: https://dnepr.comments.ua/article/2018/10/16/140017.html.
10. Godwin C.M., Smits J.E.G., Barclaya R.M.R. Metals and metalloids in nestling tree swallows and their dietary items near oilsands mine operations. *Northern Alberta*. 2016. Vol. 562. P. 714–723. URL: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.069.
11. Kalugina O.V., Mikhailova T.A., Shergina O.V. Pinus sylvestris as a bio-indicator of territory pollution from aluminum smelter emissions. *Environmental Science and Pollution Research*. 2017. № 24(11). P. 10279–10291. URL: https://doi.org/10.1007/s11356-017-8674-5.
12. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта : учебное пособие ; изд. 3-е, перераб. и доп. Москва : Астрея-2000, 1999. 798 с.
13. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали у ґрунтах : монографія / Н.М. Цвєткова та ін. ; за заг. ред. проф. О.Є. Пахомова. Дніпро : ЛІРА, 2016. 180 с.
14. Determining the speciation of Zn in soils around the sediment ponds of chemical plants by XRD and XAFS spectroscopy and sequential extraction / Minkina T. et al. *Science of the total environment*. 2018. Vol. 634. P. 1165–1173. URL: https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.118.
15. Didur O.A., Kulbachko Y.L., Gasso V.Y. Accumulation of microelements by different invertebrate trophic groups on wasted lands. *Ukrainian journal of ecology.* 2018. Vol. 7(4). P. 30–34. DOI: 10.15421/2017_83.
16. Тишков А.А. Экологическая реставрация нарушенных экосистем Севера. Москва : УРАО, 1996. 113 с.
17. Spurgeon D.J., Hopkin S.P. The effects of metal contamination on earthworm populations around a smelting works: quantifying species effects. *Applied soil ecology.* 1996. Vol. 4(2). P. 147–160. URL: https://doi.org/10.1016/0929-1393(96)00109-6.
18. Read H.J., Martin M.H., Rayner J.M.V. Water, Air, & Soil Pollution. 1998. № 106 (1–2). P. 17–42. URL: https://doi.org/10.1023/A:1004917829355.
19. Brygadyrenko V., Ivanyshyn V. Changes in the body mass of Megaphyllum kievense (Diplopoda, Julidae) and the granulometric composition of leaf litter subject to different concentrations of copper. *Journal of forest science*. 2015. № 61(9). P. 369–376. DOI: 10.17221/36/2015-JFS.
20. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. Ленинград : Химия, 1983. 144 с.
21. Юденков В.А. Дисперсионный анализ. Минск : Бизнесофсет, 2013. 76 с.
22. Mcdonald J.H. Handbook of biolological statistics ; 3rd edn. Baltimore : Sparky House Publishing, 2014. 299 p.

УДК 504.55.054:553.982(477.83)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-30

ВПЛИВ НАФТОВОГО ЗАБРУДНЕННЯ І ГУМАТІВ НА РІСТ РОСЛИН МІСКАНТУСУ

Подан І.І., Джура Н.М.
Львівський національний університет імені Івана Франка
вул. Грушевського, 4, 79005, м. Львів, Україна
iruna.podan@gmail.com

Показано, що нафтозабруднені ґрунти пригнічували ростові показники *Miscanthus giganteus*. Застосування гуматів (гумифілд форте і фульвітал плюс) – обприскування надземної частини у процесі вегетації – покращувало загальну життєздатність міскантусу в умовах нафтового забруднення: рослини активно нагромаджували біомасу, розвивали потужну кореневу систему і надземну частину, в листках збільшувався вміст фотосинтетичних пігментів. Проведені дослідження можуть бути використані для підвищення стресостійкості й урожайності міскантусу в умовах нафтового забруднення та під час розроблення фіторемедіаційних технологій відновлення нафтозабруднених територій. *Ключові слова:* нафтозабруднені ґрунти, гумати, *Miscanthus giganteus*, фотосинтетичні пігменти, фіторемедіація.

Влияние нефтяного загрязнения и гуматов на рост растений мискантуса. Подан И.И., Джура Н.М. Показано, что нефтезагрязненные почвы подавляли ростовые показатели *Miscanthus giganteus*. Применение гуматов (гумифилд фортэ и фульвитал плюс) – опрыскивание надземной части в процессе вегетации – улучшало общую жизнеспособность мискантуса в условиях нефтяного загрязнения: растения активно накапливали биомассу, развивали мощную надземную часть, в листьях увеличивалось содержание фотосинтетических пигментов. Проведенные исследования могут быть использованы для повышения стрессоустойчивости и урожайности мискантуса в условиях нефтяного загрязнения и при разработке фиторемедиационных технологий восстановления нефтезагрязненных территорий. *Ключевые слова:* нефтезагрязненные почвы, гуматы, *Miscanthus giganteus*, фотосинтетические пигменты, фиторемедиация.

Influence of oil pollution and humates on growth of miscanthus plants Podan I.I., Dzhura N.M. It was studied that oil-polluted soil suppresses growth parameters of *Miscanthus giganteus*. Humates application (Humifield Forte and Fulvital Plus) – spraying on the above-ground part in the process of vegetation – improved the general viability of *Miscanthus giganteus* in conditions of oil pollution: plants accumulated biomass actively and developed powerful above-ground part, the content of photosynthetic pigments was increased in the leaves. The research can be used for increase of stress resistance and crop capacity of *Miscanthus giganteus* in conditions of oil pollution and for the development of phytoremediation technologies for the recovery of oil-contaminated areas. *Key words:* oil-polluted soil, humates, *Miscanthus giganteus*, photosynthetic pigments, phytoremediation.

Постановка проблеми. Техногенне забруднення довкілля має глобальний характер. Нафтовидобувна і нафтопереробна галузі промисловості за наслідками впливу на природне середовище створюють багатопланові проблеми. Негативна дія нафти на ґрунт полягає у порушенні водно-повітряного балансу, зменшенні вологоємності ґрунту, блокуванні доступності мінеральних речовин унаслідок гідрофобізації поверхні ґрунтових частинок важкими фракціями вуглеводнів, пригніченні біологічних процесів токсичними компонентами нафти. Відновлення родючості ґрунтів, охорона їх від забруднення є однією з найскладніших наукових проблем сучасності, потребує проведення комплексу фізико-хімічних і біологічних заходів. Актуальним та важливим, як у теоретичному, так і в прикладному аспектах, є розроблення нових способів ремедіації нафтозабруднених ґрунтів [1; 2; 3].

Актуальність дослідження. Процес фітоочищення полягає у створенні стійких штучних насаджень рослин, толерантних до нафтового забруднення, тобто таких, які мають високу еластичність механічних тканин, здатність коренів рости в щільному ґрунті з порушеною аерацією. Відомо, що довгокореневищні види, зокрема *Carex hirta* L., відзначаються найбільшою стійкістю до несприятливих умов нафтозабрудненних екотопів, що дає підстави рекомендувати їх для фіторемедіації нафтозабруднених територій [1]. Досліджено участь *Faba bona* Medic. (*Vicia faba* L.) у відновленні нафтозабруднених ґрунтів. Показано, що рослини *V. faba* суттєво знижували фітотоксичність і вміст нафтопродуктів у забруднених ґрунтах [2].

Аналіз останніх літературних джерел підтвердив важливість фітотехнології з вирощуванням міскантусу гігантського для очищення і поліпшення якості ґрунтів, забруднених важкими металами внаслідок військової діяльності, та використання його біомаси для виробництва твердих видів біопалива (гранул або брикетів) [5; 6].

В Україні промислові площі міскантусу збільшуються, тому виникає потреба у вивченні та

впровадженні у виробництво ефективних технологій догляду за рослинами, встановленні науково обґрунтованих параметрів і прийомів вирощування біомаси [5].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У попередніх наших дослідженнях вивчено вплив тривалого нафтовидобутку на ґрунт і рослинний покрив Старосамбірського нафтового родовища. Проаналізовано температурний режим, кислотність і фітотоксичність цих ґрунтів. Установлено видовий склад рослин досліджуваної території. Проведені дослідження дають змогу зробити висновок, що ґрунти в регіоні потребують впровадження заходів, які забезпечили б поліпшення їхнього якісного стану, зокрема визначення оптимальних умов для проведення фіторемедіації [3].

Міскантус гігантський *(Miscánthus giganteus)* – багаторічна трав'яниста інтродукована енергетична рослина, що вирізняється високою врожайністю та здатністю рости на бідних на органічні речовини та забруднених ґрунтах [5]. Міскантус розмножується вегетативно – ризомами (rhizome) – це частина кореневища, яка містить бруньки. Рекомендують вирощувати міскантус на малопродуктивних ґрунтах, не придатних для вирощування інших сільськогосподарських культур [6].

Біологічні особливості міскантусу вдало поєднуються із цілою низкою цінних господарських характеристик – висока адаптивність, ефективне використання потенціалу території, висока продуктивність і низька собівартість біомаси, яку можна збирати щорічно за допомогою звичайних комбай-

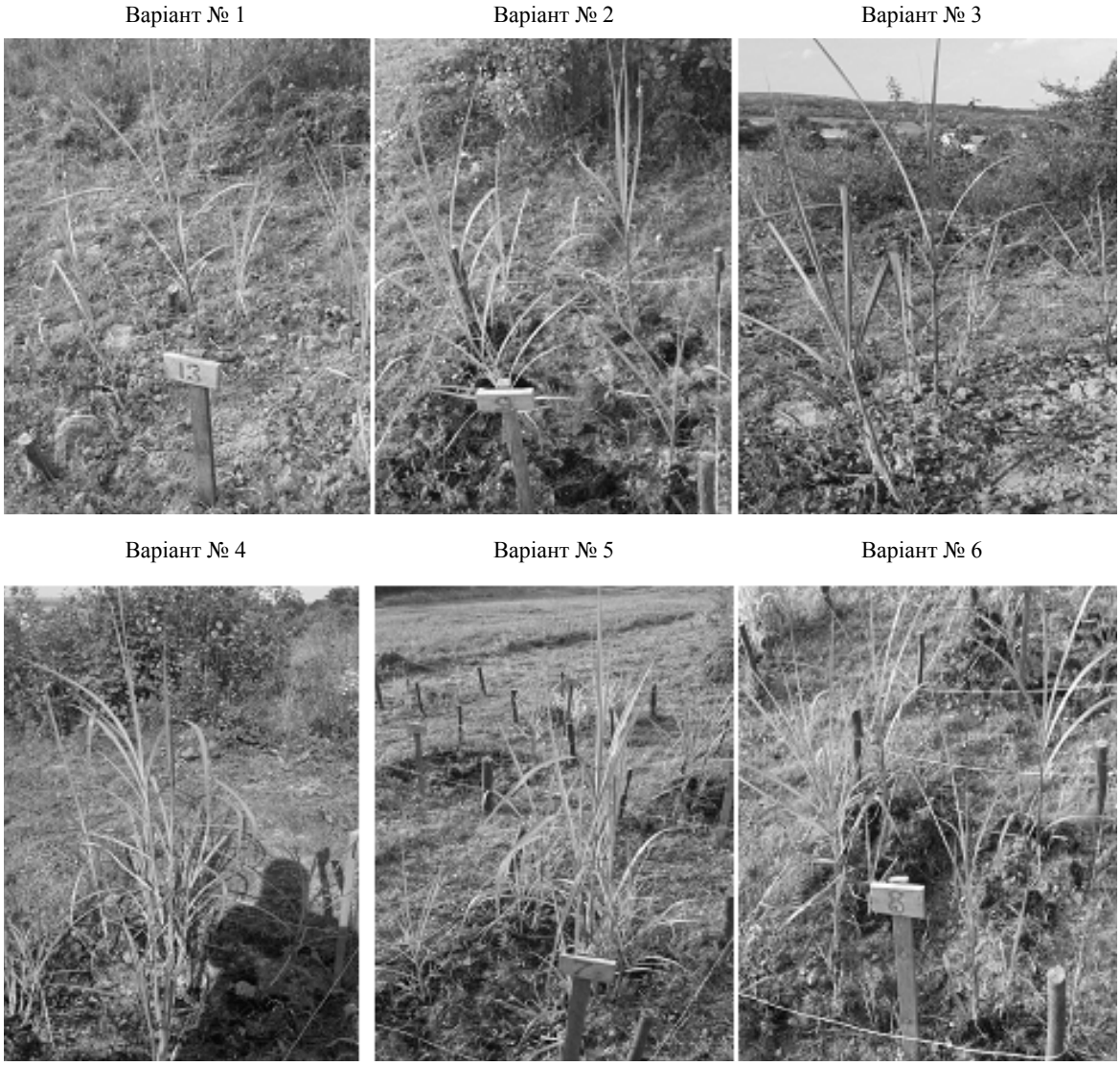


Рис. 1. Дослідна ділянка для вивчення впливу нафтового забруднення і гуматів на ріст рослин міскантусу

№ 1 – контроль (грунт без нафти, рослини без гуматів); № 2 – нафтове забруднення, рослини без гуматів; № 3 – контроль (грунт без нафти) + фульвітал (обприскування); № 4 – контроль (грунт без нафти) + гуміфілд (обприскування); № 5 – нафтове забруднення + фульвітал (замочення та обприскування); № 6 – нафтове забруднення + гуміфілд (замочення та обприскування)

нів. Отримана маса може безпосередньо використовуватися для вироблення тепла або перероблятися в паливні брикети чи гранули [6].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Відомо, що гумінові препарати стимулюють ріст і розвиток рослин та покращують якість рослинної продукції [4]. Гуміфілд і фульвітал є поліфункціональними препаратами з біозахисними властивостями, що забезпечують активний ріст і розвиток культури, формування високого та якісного врожаю, підвищують стресостійкість рослин до несприятли-

Таблиця 1

Ростові показники міскантусу за впливу нафтового забруднення і гуматів (липень 2018 р.)

Варіанти	Висота пагона, см	Ширина листків, см
№ 1– контроль (грунт без нафти, рослини без гуматів)	86,5 ± 5,1	1,5 ± 0,1
№ 2 – нафтове забруднення, рослини без гуматів	84,0 ± 2,2	1,4 ± 0,1
№ 3 – контроль (грунт без нафти) + фульвітал (обприскування)	75,0 ± 4,1	1,4 ± 0,1
№ 4 – контроль (грунт без нафти) + гуміфілд (обприскування)	80,0 ± 5,0	1,5 ± 0,1
№ 5 – нафтове забруднення + фульвітал (замочування та обприскування)	108,3 ± 5,1	1,7 ± 0,2
№ 6 – нафтове забруднення + гуміфілд (замочування та обприскування)	82,5 ± 4,2	1,4 ± 0,1

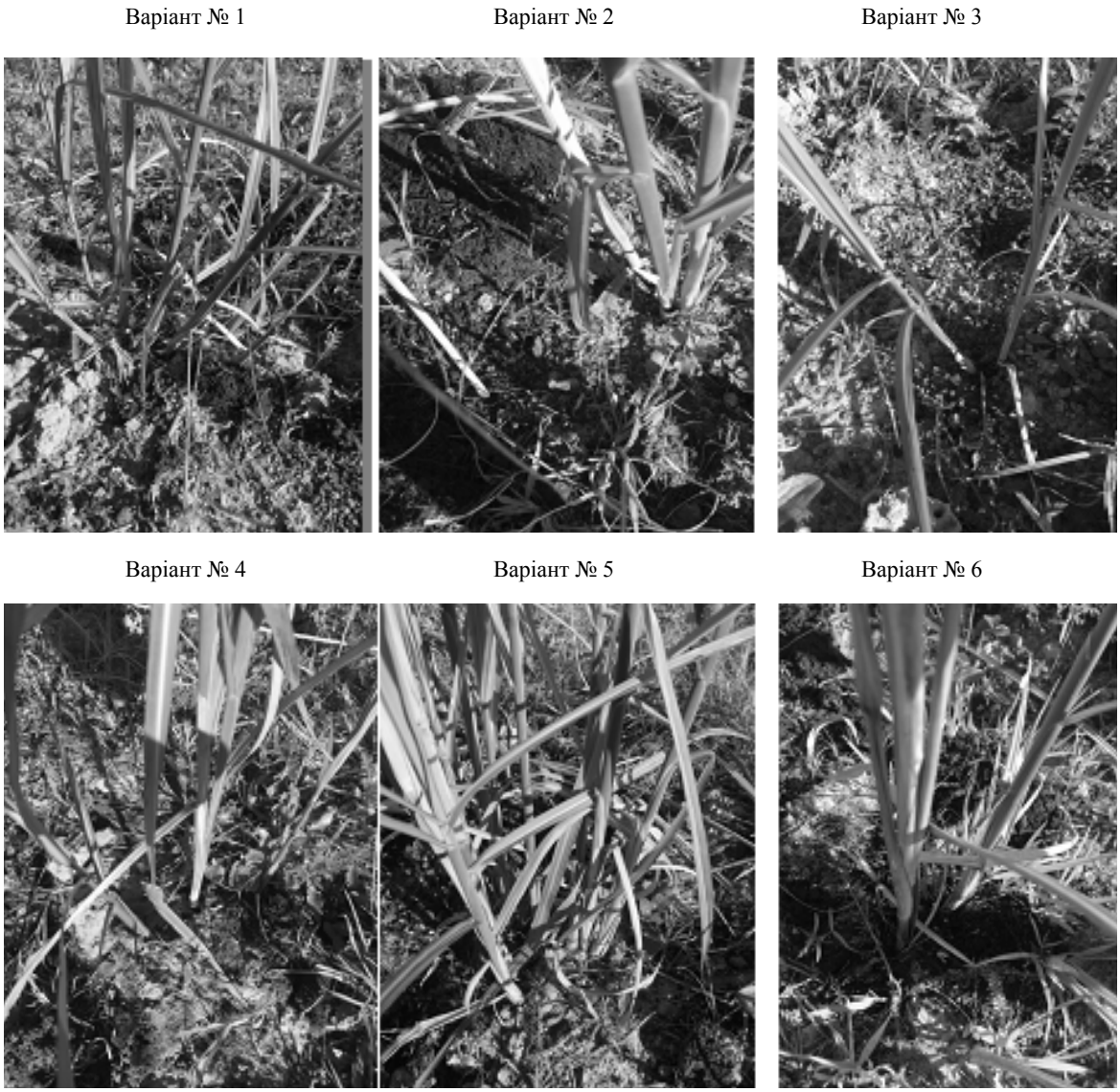


Рис. 2. Рослини міскантусу за впливу нафтового забруднення і гуматів

вих умов довкілля [8]. Проте вплив цих препаратів на ефективність вирощування міскантусу на нафтозабруднених ґрунтах досі не вивчався.

Метою роботи було дослідити вплив нафтового забруднення і гуматів на ріст міскантусу гігантського (*Miscánthus giganteus*).

Методика дослідження. Досліди закладали в польових умовах поблизу Старосамбірського нафтового родовища Львівської області в березні 2018 року. Ділянки глинистого ґрунту розміром 1 м^2 забруднювали сирою нафтою в кількості 10 л/м^2. Контролем був глинистий ґрунт без нафти. Перед висаджуванням міскантусу ризоми замочували в розчинах препаратів *гуміфілд форте* і *фульвітал плюс* (0,2 г на 1 л води). У фазі вегетації двічі проводили обприскування надземної частини рослин цими препаратами.

Варіанти дослідних ділянок представлено на рисунку 1.

Рослинні зразки для аналізу відбирали у липні, серпні та вересні 2018 року. У свіжозібраному рослинному матеріалі визначали ростові показники і вміст фотосинтетичних пігментів за загальноприйнятою методикою [7].

Виклад основного матеріалу. За результатами дослідження (табл. 1, рис. 2) встановлено, що застосування фульвіталу покращувало ріст і розвиток міскантусу в умовах нафтового забруднення: середня висота пагонів становила 108,3±5,1 см (варіант № 5), а це на 25% більше ніж за впливу нафтового забруднення без гуматів (варіант № 2).

Варто підкреслити, що саме за впливу нафтового забруднення і фульвіталу (варіант № 5) спостерігали розвиток потужної кореневої системи й активне нагромадження надземної біомаси, тоді як у контролі (варіант № 3) висота пагонів міскантусу була меншою майже на 30%. Аналіз результатів досліджень вказує на стимулюючу дію сумісного впливу нафтового забруднення і фульвіталу на ростові показники міскантусу. Причини такого ефекту потребують додаткового пояснення і будуть вивчатися у подальших дослідженнях.

Очевидно, що шкідливий вплив смолянисто-альфальтенових компонентів нафти на ґрунтові екосистеми змінює водно-повітряний режим і фізико-хімічні властивості ґрунту, а це призводить до порушення біодоступності елементів мінерального живлення для рослин і створює їх дефіцит. Тоді як *фульвітал плюс* – стимулятор росту та дефіцит-коректор елементів живлення рослин [8]. Обприскування надземної частини фульвіталом забезпечувало позакореневе живлення міскантусу основними мінеральними елементами (S, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn) і солями фульвових кислот, що могло стимулювати швидке нагромадження вегетативної маси і посилювати природний імунітет рослин в умовах нафтового стресу.

Відомо, що рослини міскантусу відносяться до енергетичних рослин групи С4, здатних інтенсивно акумулювати енергію сонця впродовж вегетаційного періоду та мають високу стійкість до хвороб і шкідників [6].

Пігментна система більшості рослин чутлива до забруднення середовища. Вміст хлорофілів у листках рослин є однією з найвиразніших характеристик адаптації фотосинтетичного апарату рослин до несприятливих умов довкілля. Виходячи з цього, ми досліджували динаміку вмісту фотосинтетичних пігментів у листках міскантусу за впливу нафтового забруднення та гуматів (рис. 3, 4).

Найбільший вміст фотосинтетичних пігментів спостерігали на ранніх етапах росту рослин (11.07.2018 р.). За впливу нафтового забруднення і фульвіталу (варіант № 5) вміст хлорофілу *a* (рис. 3А) і хлорофілу *b* (рис. 3Б) в листках дослідних рослин у 1,5 рази більший, ніж у варіанті № 2 (рослини за впливу нафтового забруднення без гуматів). Навіть відсутність впливу нафти і обприскування фульвіталом не дало такого ефекту (варіант № 3).

Поряд із хлорофілами важливу роль у фотосинтетичних реакціях рослин відіграють і каротиноїди,

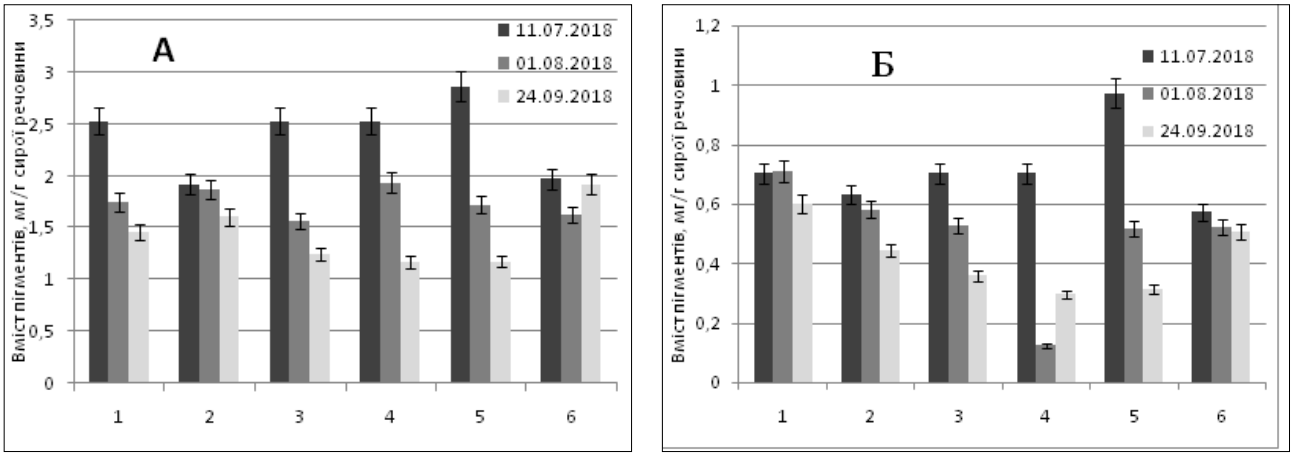


Рис. 3. Вміст хлорофілу a (А) і хлорофілу b (Б) у листках міскантусу за впливу нафтового забруднення і гуматів

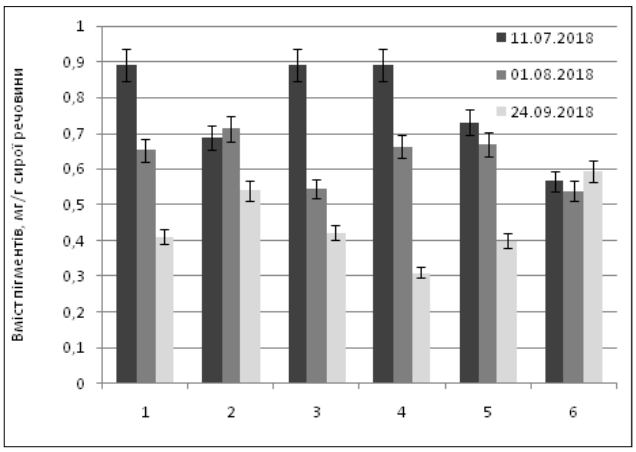


Рис. 4. Вміст каротиноїдів у листках рослин міскантусу за впливу нафтового забруднення та гуматів

які не тільки вловлюють і постачають додаткову світлову енергію до реакційних центрів фотосистем I і II, але й захищають фотосистеми від деструктивної дії світла і кисню. У більшості випадків вони менш чутливі до впливу стресів, ніж хлорофіли.

За впливу нафтового забруднення вміст каротиноїдів у листках міскантусу (рис. 4, варіант 2) був менший на 30% у порівнянні з рослинами, які росли на ґрунті без нафти (варіант 1), а також на ґрунті без нафти за впливу гуматів – варіанти 3, 4. Застосування фульвіталу на нафтозабруднених ґрунтах несуттєво збільшувало вміст каротиноїдів (варіант 5 відносно варіанту 2).

У процесі вирощування міскантусу на нафтозабрудненому ґрунті та за впливу позакореневого обприскування гуміфілдом виявили, що вміст фотосинтетичних пігментів у листках дослідних рослин залишався стабільним на всіх етапах досліджень (варіант № 6, рис. 3, 4).

Гуміфілд форте – антистресант на основі гумату амонію – найактивніша форма гумату: прискорює ріст кореневої системи, покращує якісні показники врожаю, підвищує стійкість до різних стресів [8]. Результати досліджень показали, що навіть у кінці вегетації (24.09.2018 р.) за впливу гуміфілду на нафтозабруднених ґрунтах (варіант 6, рис. 4) вміст каротиноїдів у листках міскантусу був максимальним у порівнянні з іншими варіантами.

Головні висновки. Нафтозабруднені ґрунти пригнічували ростові показники *Miscanthus giganteus*. Застосування гуматів (гуміфілд форте і фульвітал плюс) – обприскування надземної частини у процесі вегетації – покращувало загальну життєздатність міскантусу в умовах нафтового забруднення: рослини активно нагромаджували біомасу, розвивали потужну кореневу систему і надземну частину, в листках збільшувався вміст фотосинтетичних пігментів.

Отримані **результати дослідження можуть бути використані** для підвищення стресостійкості й урожайності міскантусу в умовах нафтового забруднення та під час розроблення фіторемедіаційних технологій відновлення нафтозабруднених територій.

Література

1. Пат. 60481 Україна, МПК (2011.01) A01B 79/02 (2006.01) B09C 1/00. Спосіб фітоочищення нафтозабруднених ґрунтів / Н.М. Джура, О.І. Романюк, О.М. Цвілинюк, О.І. Терек: заявники – Львівський національний університет імені Івана Франка, Відділення фізико-хімії горючих копалин Інституту фізико-органічної хімії та вуглехімії ім. Л.М. Литвиненка НАН України, власник – Львівський національний університет імені Івана Франка. – № u2010 12943; Заявл. 01.11.2010; Опубл. 25.06.2011 р.; Бюл. № 12, 2011. 9 с.
2. Джура Н.М. Перспективи фіторемедіації нафтозабруднених ґрунтів рослинами *Faba bona* Medic. (*Vicia faba* L.). *Вісник Львівського університету. Сер. біол.* 2011. Вип. 57. С. 117–124.
3. Джура Н.М., Подан І.І. Екологічні наслідки довготривалого нафтовидобутку на Старосамбірському родовищі. *Вісник Львівського університету. Сер. біол*. 2017. Вип. 76. С. 120–127.
4. Горова А.І., Павличенко А.В., Височин Л.В. Використання гумінових речовин для відновлення ґрунтів у гірничодобувних регіонах. *Відновлення біотичного потенціалу агроекосистем* : матеріали II Міжнар. наук.-практ. конф. (9 жовт. 2015 р., Дніпропетровськ) ; за ред. В.І. Чорної. Дніпропетровськ : Арбуз, 2015. С. 50–51.
5. Медков А. та ін. Вплив регуляторів росту рослин на адаптивні властивості Міскантусу гігантського (*Miscanthus giganteus*) для виробництва біомаси на ґрунтах, забруднених важкими металами. *Біологічні студії.* 2017. Том. 11. № 3–4. С. 100–101.
6. Агрономічні аспекти вирощування міскантусу гігантського (*Miscanthus giganteus*) як сировини для виробництва твердого біопалива на забруднених внаслідок військової діяльності ґрунтах / Т.Р. Стефановська та ін. *Біологічні студії.* 2017. Том. 11. № 3–4. С. 99–100.
7. Мусієнко М.М., Паршикова Т.В., Славний П.С. Спектрофотометричні методи в практиці фізіології, біохімії та екології рослин. Київ : Фітосоціоцентр, 2001. 200 с.
8. URL: www.agrotechnosouz.com.ua.

УДК 504.062.2
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-31

АКТУАЛЬНІ НАПРЯМИ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ЦУКРОВОГО ВИРОБНИЦТВА

Мартинюк А.С., Пастух Г.С.
Національний університет харчових технологій
вул. Володимирська, 68, 01601, м. Київ
martinyuk@i.ua, hannapastukh@ukr.net

У статті проаналізовано способи перероблення бурякового жому, враховуючи сучасні потреби населення та промисловості України. У тому числі розглянуто можливі способи отримання бурякового пектину, харчових волокон та біогазу. *Ключові слова:* жом, харчові волокна, пектин, вторинна сировина, буряковий жом, біогаз.

Актуальные направления утилизации отходов сахарного производства. Мартынюк А.С., Пастух Г.С. В статье проанализированы способы переработки свекловичного жома, учитывая современные потребности населения и промышленности Украины. В том числе рассмотрены возможные способы получения свекольного пектина, пищевых волокон и биогаза. *Ключевые слова:* жом, пищевые волокна, пектин, вторичное сырье, свекольный жом, биогаз.

Current trends in the disposal of sugar production waste. Martyniuk A.S., Pastuh H.S. The article analyzes the methods of processing beet pulp, given the current needs of the population and industry of Ukraine. Including possible ways of obtaining beet pectin, dietary fiber and biogas are considered. *Key words:* pulp, dietary fiber, pectin, secondary raw materials, beet pulp, biogas.

Постановка проблеми. Україна входить до числа країн світу з несприятливою екологічною ситуацією і серед усіх чинників, які формують загальний екологічний стан, значне місце займають відходи харчової промисловості. Харчова промисловість України об'єднує понад 40 галузей, які виробляють продукти харчування. Однією з основних галузей є цукрова.

В Україні налічується близько 42 діючих цукрових заводів. На жаль, із кожним роком кількість цукрових заводів зменшується, проте великі цукрові заводи збільшують свою продуктивність. У цьому році зібрано 13,8 млн. т цукрових буряків та вироблено 1,82 млн. т цукру [1; 2].

Основним продуктом цукрового виробництва є цукор. З усіх галузей харчової промисловості найбільшу масу відходів отримують саме в цукровому виробництві: мелясу та жом. Останній становить основну частину відходів.

Актуальність дослідження. Меляса містить близько 50% цукру, використовується для вироблення спирту, тому майже ніколи не затримується на цукрових заводах. Усе по-іншому відбувається з жомом. Вихід сирого жому становить 80–83% до маси перероблених буряків. Можемо спрогнозувати, що у цьому сезоні вихід жому становив близько 11 млн. т. Виробники цукру наголошують на проблемі зберігання та утилізації бурякового жому, що має негативні наслідки для екологічної ситуації регіонів розташування цукрових заводів [3], тому актуальним залишається пошук шляхів перероблення жому.

Жом у сирому вигляді має малий термін зберігання. Для експорту жому за кордон його сушать та гранулюють, однак це зовсім невелика кількість (близько 9%), не всі цукрові заводи обладнано сушильними установками та пресами глибокого віджиму. Частину жому продають у свіжому вигляді на годівлю тварин. Нині такий спосіб утилізації бурякового жому досить незначний, це пояснюється різким зменшенням поголів'я худоби, а також високою вартістю його транспортування, а це призводить до того, що основну кількість жому скидають у жомові ями а згодом його вивозять за територію. За вивезення невикористаного жому і викидання його у навколишнє середовище заводам доводиться виплачувати великі штрафи.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Буряковий жом (свіжий і висушений) – це джерело для виробництва енергії завдяки вмісту в ньому цукру. Є відомості, що будівництво біогазового комплексу та переробка жому дають змогу отримувати біогаз, електричну енергію, біодобрива та теплову енергію. Біогаз, що утворився у результаті анаеробного зброджування жому, після його подальшої газопідготовки передбачається використовувати залежно від пори року згідно з потребами замовника: у сезон цукроваріння біогаз буде спрямовуватися на

виробничі потреби як недорога заміна природного газу; під час збирання зернових біогаз направлятиметься на зерносушарки, в решту часу біогаз спрямовуватиметься на газотурбінний енергоцентр для вироблення електроенергії і теплової енергії [4].

Окрім основного продукту – біогазу, створюються умови для поліпшення екологічної ситуації навколо цукрового заводу, тому що це дає змогу зменшити санітарну зону біля підприємства з 500 до 150 м. Використання бурякового жому як сировини для біогазових установок дає змогу отримувати 60–70 м^3 газу з 1 т сировини [4].

Одним із перспективних і затребуваних напрямів використання бурякового жому є виробництво харчових волокон. Харчові волокна – це залишки рослинних клітин, які стійкі до гідролізу, що здійснюється травними ферментами людини. Встановлена фізіологічна добова потреба організму дорослої людини в харчових волокнах становить від 25 до 38 г. Їхня калорійність становить 55–65 ккал у перерахунку на 100 г сухих речовин [5].

Ще на початку 80-х років за кордоном буряковий жом почали використовувати для виробництва харчових волокон. Так, наприклад, в Англії фірмою British Sugar виробляються харчові волокна, у США фірма Crystal Sugar Company також налагодила виробництво подібної продукції, де вона продається під назвою Dio Fiber. Харчові волокна, що виробляються в різних країнах, відрізняються за вмістом основних хімічних компонентів і містять 90–92,6% сухих речовин, 65,5–67,5% клітковини, 20–23% пектину, близько 10% білка, а також мікроелементів у вигляді K, Na, Ca. Харчові волокна використовують для приготування соусів, присипок і приправ. Так, фірма Raffinerie Tirlemontaisi (Бельгія) виробляє подібний продукт під назвою Sarkara, який містить бурякові волокна, збагачені вітамінами B_2, B_6, B_{12}, а також мікроелементи Ca, Zn, Fe [6].

Сьогодні відомо різні способи отримання харчових волокон із жому [5]. Харчові волокна є готовим продуктом у вигляді порошку кремового кольору без запаху і смаку. Волокна з розміром часток 0,25–0,5 мм можна використати як добавку в м'ясні продукти, а волокна з розміром часток 0,25 мм і менше рекомендується використовувати в хлібопекарській, кондитерській, молочній та інших галузях харчової промисловості. Готовий продукт має такий склад (табл. 1).

Таблиця 1

Склад харчових волокон жому

Речовина	Вміст, %
Клітковина	28
Целюлоза	26
Загальний вміст пектинових речовин, у тому числі: нерозчинний протопектин, розчинний пектин	19-20 10-11 9-10
Лігнін	10
Вода	10-12

Харчові волокна характеризуються такими функціональними властивостями: висока зв'язуюча й вологоутримуюча здатність – 1:3–1:7, ефективний загусник, знижує міграцію вологи з начинки в продукт, добрий стабілізатор, надають сипкість сумішам, збагачують продукти баластними речовинами, знижують енергетичну цінність, можуть бути нерозчинні у воді й жирі, термостабільні, володіють адгезією, нейтральністю смаку й запаху [5].

Поєднання харчових волокон, які мають стандартизовані технологічні характеристики, з іншими харчовими та функціональними інгредієнтами дасть змогу отримувати продукти із заданими органолептичними та фізико-хімічними властивостями.

Останніми роками за кордоном знаходять широке застосування пігулки, що включають до свого складу суміші різних харчових волокон. Так, акціонерне товариство ВУЦ (Прага) в Чехії розробило пігулки з бурякового волокна під назвою «СИТА», збагачені вітаміном С. Їх рекомендується вживати при розвантажувальних дієтах. Наголошується, що завдяки наявності їх у складі пектину пігулки дають змогу понизити вміст холестерину в крові, і тим самим виключається можливість інфаркту міокарду і низки інших захворювань [6].

Окрім харчових волокон, із бурякового жому є можливість отримувати пектин, який, на жаль, в Україні не виробляють, а купують за кордоном.

Користь пектину з погляду медицини безцінна. Пектини нормалізують мікрофлору кишечника, поліпшують травлення, проявляють бактерицидні властивості. Пектин, отриманий із буряка, має найкращу комплексоутворювальну здатність і як детоксикуюча природна речовина не має аналога у світі. Дані досліджень показують, що з усіх видів пектину (яблучний, цитрусовий і буряковий) комплексоутворювальна здатність, тобто здатність зв'язувати метали і виводити з організму отруйні речовини та радіонукліди, у бурякового пектину втричі вище [7].

Якщо звернутися до розрахунків, то з однієї тонни сирого бурякового жому можна отримати в середньому 12 кг пектину, а щоб виробити 35 тис. т, тобто задовольнити потребу всього населення України, необхідно близько 3 млн. т сировини [7]. Сировини у нас більше ніж удосталь.

Наукові дослідження з проблем бурякового пектину відображено у працях І.М. Литвака, М.І. Барабанова, Л.Б. Сосновського, Г.В. Бузіної, Б.Б. Аймухамедової, Н.П. Шелухіної, З.Д. Ашубаєвої, М.С. Карповича, Л.В. Донченко, В.В. Неліної та ін. Їхній науковий доробок був реалізований у створенні пектинових виробництв на Нальчицькій кондитерській фабриці, Краснодарському пектиновому заводі, Гайсинському спиртзаводі. Однак великі енерговитрати, у тому числі на висушування буряко-

вого жому, невідповідність якості сухого жому вимогам пектинового виробництва, а також недосконалі технічні рішення не дали змоги виробляти конкурентоздатний пектин [7].

Виклад основного матеріалу. Із літературних джерел відомо, що у пектиновому виробництві використовується як свіжий, так і висушений буряковий жом. Типова промислова технологія пектину, й тому числі й бурякового, базується на кислотно-термічному гідролізі сировини.

Для отримання бурякового пектину та дослідження його фізико-хімічних властивостей у лабораторних умовах процес проводили за такою схемою: свіжий буряковий жом екстрагували розчином хлоридної кислоти за співвідношення фаз 1:1 при температурі 80–85°С, pH 0,8–1,0 протягом 1 год. Слід зазначити, що отриманий таким чином пектин має слабку коагуляційну структуру, є низькоетерифікованим пектином (ступінь етерифікації – 42%) [7].

Спектри зразків знімали на спектрофотометрі FT-IR Spectrum BX-II, Perkin Elmer в діапазоні 400–4000 см-1. Зразки готували у вигляді таблеток KBr. Отримані ІЧ-спектри дають інформацію про склад і будову, чистоту, абсолютну та відносну кількість вільних та заміщених карбоксильних груп досліджуваного зразка пектину [7].

Спектри пектинових речовин мають досить складну структуру, тому ми розглядали лише смуги, ідентифікація яких збігається з іншими дослідженнями. У табл. 2 наведено літературні дані щодо положення піків відповідних груп та піків досліджуваного пектину.

Таблиця 2

Положення характеризуючих смуг (см-1) ІЧ-спектрів

Типи коливань	Положення характеристичних смуг	Буряковий
$\nu(OH)_в$	3600-3000	3433
CH_2	2960-2926	2931
С-Н	3000-2800	-
С=О	1750-1350	1745
	1640	1635
		1524
$\delta_{as}[(CH]_3)_E$	1442	1446
$\delta_s[(CH]_3)_E$	1378	1329
$\delta(CH)_K$	1331	-
С-О-С	1300-1050	1287
$(C–OH)_C$, n(C–C, C–O)K		1153
		1101
		1016

У зразка пектину (рис. 1) наявні полоси, що характерні для пектинових речовин. Коливання ОН-групи проявляється у вигляді широкої полоси в межах 3200–3400 см-1, що відповідає первинним гідроксильним групам. Слід підкреслити, що ОН-групи пектинових речовин порівняно з ОН-групами води зміщені в низькочастотну область. Це пояснюється участю гідроксилів у системі Н-звязків.

Незначна полоса (плече) в області 2700–2500 відповідає валентним коливанням зв'язаної групи

Рис. 1. Буряковий пектин

ОН карбоксила. Пік 2926 $см^{-1}$, відносять до валентних симетричних коливань CH_2-групи. Область 2000–1500 $см^{-1}$ – до коливань групи С=О. Тут можливі поглинання, які відносяться до валентних коливань С=О трьох груп: 1748–1739 $см^{-1}$, 1700–1680 $см^{-1}$, 1610–1550 $см^{-1}$. Співвідношення інтенсивності поглинання, що відповідає цим групам, може змінюватися залежно від того, яка форма в структурі пектину переважає (ефірна, кислотна, іонна). У даного зразка спостерігається чітка полоса в межах 1750–1735 $см^{-1}$. Дана область – одна з найважливіших в ідентифікації пектинових речовин. Наявність смуги в області 1640 $см^{-1}$ підтверджує наявність іонізованих карбонільних і карбоксильних груп. Під час аналізу спектру пектину можна зробити висновок, що міститься велика кількість галактуронової кислоти (інтенсивні смуги поглинання в області 1010–1150 $см^{-1}$). 1200–950$см^{-1}$, піки у цій зоні відповідають коливанням скелету молекули [7].

Але, незважаючи на високі показники фізико-хімічних властивостей бурякового пектину, він потребує додаткового вивчення, а саме дослідження інтенсифікації процесу гідролізу-екстрагування без порушення його структури, можливість поліпшення структури коагуляти за рахунок комбінування сировини.

З бурякового жому виробляється також пектиновий клей. Спосіб отримання клею базується на переведенні в розчин нерозчинних у холодній воді пектинових речовин, що містяться в жомі. Вихід клею при цьому становить 2,5–3% до маси свіжого жому [3].

Головні висновки. Отримані результати лабораторних досліджень показують перспективи отримання бурякового пектину – цінного продукту харчової та фармацевтичної промисловості. Результати ІЧ-спектрів показують, що отриманий за класичної технології пектин низькоетерифікований, із високим умістом уранідного складника. Доцільніше налагодити виробництво пектину зі свіжого бурякового жому поблизу цукрових заводів (окремий цех) і не витрачати кошти на доставку сировини та продовження терміну зберігання (сушіння та консервування жому).

Перспективи використання результатів дослідження. Нині Міністерство екології та природних ресурсів розробляє нові нормативи з охорони навколишнього середовища з посиленням штрафних санкцій за викиди відходів виробництва вище допустимих норм. У зв'язку із цим проблема тривалого зберігання або утилізації бурякового жому є вкрай актуальною, а запропоновані способи є вирішенням даної проблеми [3].

У даній статті розглянуто альтернативні шляхи вирішення проблеми перероблення бурякового жому. Актуальним є отримання харчових волокон та пектину власного виробництва.

Запуск нових підприємств та налагодження перероблення жому на діючих цукрових заводах позитивно вплине на екологію, економіку, додатково будуть створені робочі місця, що є надзвичайно актуальним для сільської місцевості.

Література

1. Инфоиндустрия. Київ, 2018. URL: http://infoindustria.com.ua/v-ukrayini-dozrivaye-rekordniy-urozhay-tsukrovih-buryaki/ (дата звернення: 03.03.2019).
2. Виробництво цукру в Україні скоротилося на 15%. Київ, 2019. URL: https://news.finance.ua/ua/news/-/443355/vyrobnytstvo-tsukru-v-ukrayini-skorotylos-na-15 (дата звернення: 20.03.2019).
3. Сучасні напрями використання та утилізації бурякового жому. Київ, 2019. URL: http://diamantsugar.com.ua/ua/articles/sychasn-napryamki-vikoristannya-ta-ytilzats-byryakovogo-zhomy (дата звернення: 20.03.2019).
4. Левандовський Л.В., Бублієнко Н.О., Семенова О.І. Природоохоронні технології та обладнання : підручник. Київ : НУХТ, 2013. 243 с.
5. Федоренченко Л.О., Сімахіна Г.О. Технологія природних харчових сорбентів : навчальний посібник. Київ : НУХТ, 2006. 100 с.
6. АД_БАД Україна. URL: https://ag-bag.ua/advice/kormovaja-cennost-zhoma-saharnoj-svekly (дата звернення: 22.03.2019).
7. Грабовська О.В., Пастух Г.С. Про перспективи розвитку пектинового виробництва в Україні. *Цукор України.* 2017. № 6–7(138–139). С. 42–47.
8. Пастух Г.С. Розроблення технології пектину з вторинної картопляної сировини : дис. …канд. тех. наук : 05.18.05 ; НУХТ. Київ, 2018. 267 с.

УДК 656.073.436
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-32

ОБҐРУНТУВАННЯ МОДЕЛЕЙ ТЕХНОГЕННО-АНТРОПОГЕННИХ РИЗИКІВ І МЕТОДОЛОГІЇ УПРАВЛІННЯ ПІД ЧАС ТРАНСПОРТУВАННЯ ПЕСТИЦИДІВ ТА ІНШИХ НЕБЕЗПЕЧНИХ ВІДХОДІВ

Петрук Р.В.
Вінницький національний технічний університет
Хмельницьке шосе, 95, 21000, м. Вінниця
prroma07@gmail.com

У роботі обґрунтовано математичні моделі ризиків, як індивідуальних, так і соціальних, під час транспортування небезпечних вантажів, якими є пестициди та інші ХЗЗР. Запропоновано методологію управління ризиком можливих аварій під час ТНВ та прийняття відповідних управлінських рішень у передзагрозну і післязагрозну фази. *Ключові слова*: екологічна безпека, ризики, транспортування небезпечних вантажів, пестициди, управління ризиками

Обоснование моделей техногенно-антропогенных рисков и методологии управления при транспортировании пестицидов и других опасных отходов. Петрук Р.В. В работе обоснованы математические модели рисков, как индивидуальных, так и социальных, при транспортировании опасных грузов, какими являются пестициды и другие ХСЗР. Предложена методология управления риском возможных аварий при ТОГ и принятия соответствующих управленческих решений в предугрозную и послеугрозную фазы. *Ключевые слова*: экологическая безопасность, риски, транспортирование опасных грузов, пестициды, управление рисками

Justification of technogenic-antropogenic risk models and management methodology for the transportation of pesticides and other hazardous waste. Petruk R.V. In this paper, the author justifies mathematical models of both individual and social risks for transporting of dangerous substances, e.g., pesticides and other chemicals for plant protection. Besides, the methodology of risks management for possible accidents during dangerous substances transportation and adoption of relevant management decisions in the pre-threatening and post-threatening phases is designed. *Key words:* ecological safety, risks, transportation of dangerous substances, pesticides, risks management.

Постановка проблеми. В Україні в результаті утворення великих обсягів токсичних (небезпечних) відходів (НВ) проблема екологічної безпеки набула особливої гостроти. Розрив між прогресуючим накопиченням токсичних відходів і заходами з їх утилізації та знешкодження загрожує поглибленням екологічної кризи в державі.

Особливої складності у дотриманні безпеки НВ набувають процеси, що пов'язані з транспортуванням небезпечних вантажів (ТНВ), які становлять значну частку обсягу перевезень. При цьому окрему групу токсичних відходів становлять непридатні пестицидні препарати та інші ХЗЗР. Наслідки транспортних подій під час перевезення небезпечних відходів можуть бути катастрофічними для людей, природи і транспорту, тому організаційно-технологічні, природоохоронні та технічні заходи щодо ефективної ліквідації цих наслідків повинні розглядатися у системному зв'язку із заходами щодо мінімізації ризику таких транспортних подій.

Актуальність дослідження. Ризик, який супроводжує дорожнє транспортування небезпечних вантажів, складний, щоб зрозуміти, наскільки він зв'язаний з усією дорожньою мережею й залежить від багатофакторних коефіцієнтів, таких як густота руху, атмосферні умови, виникнення небажаних подій (дорожні аварії, природні явища і т. п.). Цей ризик також сильно пов'язаний із природою матеріалів, що транспортуються, із присутністю людей і матеріалів у близькості до місця інциденту. Наприклад, транспортування ХЗЗР, зокрема хлор- та фосфорорганічних пестицидів, і їх поширення в навколишнє середовище під час аварії може викликати значний небезпечний вплив на людину, інші живі системи та довкілля, передусім масові отруєння, загибель тощо. Отже, моделювання та прогнозування ризиків під час ТНВ, а також управління можливими ризиками для зменшення небезпеки та шкоди для живих систем і довкілля є вкрай актуальною науково-технічною проблемою.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Як відомо з наукових джерел, імовірність настання надзвичайних ситуацій (НС) під час ТНВ відносно низька (10^{-8}–10^{-6} на кожен кілометр), але катастрофічні наслідки разом із великими об'ємами НВ і великими відстанями, на які вони транспортуються,

становлять підвищену екологічну небезпеку. НС під час транспортування НВ відбуваються, насамперед, або в результаті аварійної ситуації, або через витікання й активацію небезпечних компонентів відходів, які перевозяться. Комбінація цих двох випадків зазвичай може мати навіть більш катастрофічні наслідки, які можуть призвести до людських жертв, забруднення довкілля і значних економічних утрат. При цьому у сучасних вітчизняних та зарубіжних наукових джерелах проблемі екологічної безпеки приділяється достатньо уваги. Однак це здебільшого теоретичні підходи та математичні моделі, які значною мірою не проектуються на конкретні практичні завдання, зокрема на вищезазначені [1–18].

Виклад основного матеріалу.

Оцінювання ризику ТНВ. Оцінювання ризику є обов'язковою частиною процесу інтегрування програм протидії природним загрозам і загальних цілей розвитку. Ці оцінки ідентифікують джерела ризику, вразливі групи і потенційні впливи. Вони дають змогу точно визначати цілі програм управління ризиком та встановлювати цілі зменшення вразливості.

Ризик характеризується двома аспектами: ймовірністю виникнення події та наслідків цієї події. У контексті транспортування небезпечних вантажів небажані події – це нещасні випадки, які можуть призвести до викиду (витоку) небезпечних матеріалів. Відповідно до [5], «ризик – це міра ймовірності і серйозності небезпеки для рецептора через потенційні небажані події, що включають небезпечні матеріали, тоді як рецептором можуть бути особа, навколишнє середовище або властивості». У [2] ризик визначено на основі історичних даних:

$$Risk = \frac{Events}{Exposure}, \qquad (1)$$

де *Events* – кількість надзвичайних ситуацій (подій); *Exposure* – масштаб впливу (експозиція).

Оскільки дослідження, як правило, зосереджені на викидах (витоках), які відбуваються на автомагістралі чи (рідше) вздовж залізниць, учені оцінюють ризик з урахуванням різних чинників, таких як щільність населення, тип управління (особливості логістики), властивості та компонентний склад відходів, які підлягають перевезенню [1–4; 13–18].

Кількісний аналіз ризику передбачає такі ключові кроки: 1) ідентифікація небезпеки і рецептора (того, хто піддається небезпеці); 2) частотний аналіз подій; 3) моделювання наслідків.

Моделі ризику ТНВ. Ризик транспортування небезпечних матеріалів, як правило, обчислюється за допомогою функції оцінки шляху. Розглянемо шлях r, що складається з послідовного набору ділянок $\{1,2,...,n\}$, i. Припустимо, що в кожної ділянки є дві важливі та відомі ознаки: p_i – імовірність виникнення аварійної ситуації на ділянці та C_i – величина, що характеризує наслідки на ділянці i. Наслідок можна визначити кількісно, наприклад число людей, що живуть у межах 1 км від місця виникнення нещасного випадку. Найпоширеніша функція оцінки шляху носить назву «традиційна модель ризику»:

$$TR(r) = \sum_{i=1}^{n} p_i C_i \qquad (2)$$

Вираз для традиційного ризику можна інтерпретувати як математично очікувану величину наслідку руху вантажівки з небезпечним вантажем по шляху *r*. Щоб включити завершення поїздки, ми можемо замінити ймовірність p_i аварії на ділянці (припускаючи, що вантажівка їде по ділянці і) на вираз $(1-p_1)(1-p_2)...(1-p_{i-1})p_i$, що включає ймовірність того, що вантажівка буде рухатися по ділянках від i до $i-1$ без аварії. Це дасть змогу отримати більш складну функцію оцінки шляху (модель Альпа):

$$R^l = \sum_{(i_h, j_h)\in A^l} \prod_{\substack{(i_h, j_h)\in A^l \\ h<k}} (1-p_{i_h j_h}) p_{i_k j_k} C_{i_k j_k}, \qquad (3)$$

яка припускає, що відвантаження закінчується, як тільки нещасний випадок відбувається на зв'язку (*I, j*). Якщо припустити, що нещасні випадки на ділянці і довжиною l_i, по якій рухається ця вантажівка, відбуваються відповідно до просторового розподілу Пуасона зі швидкістю λ_i за одиницю відстані, і якщо $p_i = l_i \lambda_i$, тоді ми отримаємо ймовірність зупинки руху в будь-якому місці ділянки:

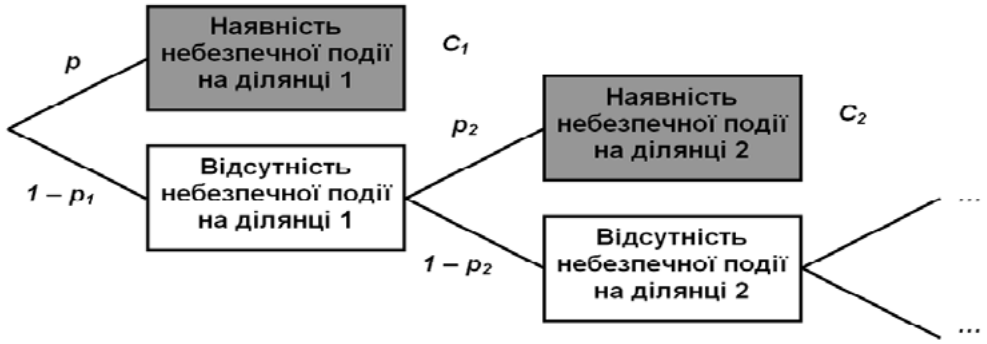


Рис. 1. Відображення часткової ймовірності можливих наслідків під час транспортування НВ, де p – ймовірність інциденту на певній ділянці, C – кількість населення, що піддається впливу у разі інциденту

Таблиця 1

Функції оцінки ризику ТНВ

Вид ризику або його складова частина	Модель	Автор(и)
Ймовірність аварії	$IP(r)=\sum_{i\in r} p_i$	Ф. Саккоманно, А. Чан (1985)
Прийнятний ризик	$PR(r)\sum_{i\in r} p_i\left(C_i\right)^q$	М. Абковіц та ін. (1992)
Умовний ризик	$CR(r)=\sum_{i\in r} p_i C_i \big/ \sum_{i\in r} p_i$	Р. Сівакумар та ін. (1993)
Традиційний ризик	$TR(r)=\sum_{i\in r} p_i C_i$	Е. Альп (1995)
Вплив на населення вздовж маршруту	$Exposure_l = f\left(V_{c,}\rho(V_c)\right)$	Р. Батта, С. Чіу (1988)
	$PE(r)=\sum_{i\in r} D_i$	К. Ревелль та ін. (1991)
	$R_{ij}\left(\upsilon_{ij},\upsilon_{ij}\right)=s_{ij}\left(\upsilon_{ij}\right)\rho_{ij}u_{ij}$	Ван та ін. (2011)
Середнє відхилення	$MV(r)=\sum_{i\in r}(p_i C_i + kp_i C_i^2)$	Еркут, А. Інголфссон (2000)
Небезпека впливу	$DU(r)=\sum_{i\in r} p_i(\exp(kC_i)-1)$	
Мінімум-максимум	$MM(r)=\max_{i\in r} C_i$	

$$R^l=\sum_{i=1}^{n}\prod_{j=1}^{i-1}\exp(-p_j)(1-\exp(-p_i))C_i \qquad (4)$$

Якщо визначити атрибути ділянки як $q_i = 1 - \exp(-p_i)$ для всіх ділянок, то попередні вирази суттєво спрощуються із заміною q_i на p_i. При цьому кількість q_i – імовірність однієї або декількох аварій, що відбуваються на ділянці і під час руху по ній небезпечного вантажу.

Окрім моделі традиційного ризику, у літературних джерелах є багато інших функцій оцінки шляху та ризиків під час транспортування НВ (табл. 1).

У табл. 1 D_i використовується для позначення загальної чисельності населення в регіоні впливу вздовж ділянки *i*.

Частотний аналіз ТНВ. Згідно з [5], частотний аналіз включає: 1 – визначення ймовірності небажаної події; 2 – визначення рівня потенційного впливу на рецептора з урахуванням природи явища; 3 – оцінка ступеня серйозності з урахуванням рівня впливу. Кожна стадія цього оцінювання вимагає розрахунку розподілу ймовірності, а стадії (1) і (2) включають умовні розподіли. Наприклад, для кожної ділянки дороги визначають спільну ймовірність типу аварії, емісії, події і наслідку, як показано нижче. При цьому нехай: A – аварія з перевізником небезпечних матеріалів, M – подія (явище) емісії, I – вид події, D – розмір шкоди живим організмам. Припустимо, що наслідок емісії небезпечних матеріалів виражається числом пошкоджень. Тоді, використовуючи теорему Байєса, ми отримаємо ймовірність шкоди, яка виникає внаслідок нещасного випадку, пов'язаного з небезпечними матеріалами:

$$p\,(A, M, I, D) = p\,(D|A, M, I)\,p\,(I|A, M)\,p\,(M|A)\,p\,(A) \qquad (5)$$

Під час оцінювання ризику в наукових джерелах розрізняють індивідуальні і соціальні ризики. Такий поділ виправданий, якщо небагато людей присутні навколо небезпечної ділянки, і соціальний ризик наближається до нуля, тоді як індивідуальний ризик може бути досить високим.

Оцінювання індивідуального ризику. У [5] індивідуальний ризик визначається як щорічна частота смертельних випадків середньостатистичної особи на певній відстані від зони впливу. Наприклад, автори [9] пропонують модель, що потребує для оцінювання індивідуального ризику такі змінні високого рівня: частота викидів (скидів, аварій), імовірність події з викидом (аварією), ймовірність вітру та інші метеоумови, вразливість та декілька інших механічних та фізико-хімічних параметрів джерел ризику, зокрема: швидкість витоку, його тривалість тощо.

Таким чином, розподіл уразливості навколо точки ризику приписується кожній парі «метеоумов випадків витоку (аварії)». Це називають картою вразливості. З математичного погляду «одинична ймовірність» («пробіт») – це пряма ймовірність, розроблена для вимірювання, наприклад, смертельної шкоди певній частині населення, виражена як середньоквадратичне відхилення з математичним очікуванням. Рівняння пробіту (одиничної ймовірності) має вигляд:

$$Y = k_1 + k_2 \cdot \ln V\,, \qquad (6)$$

де Y – пробіт, який пов'язаний із відсотком населення, яке страждає від наслідків; k_1 і k_2 – константи, які визначаються з історичних даних; V – величина ефекту, наприклад надлишковий тиск або теплова доза.

Згідно з [6], у точці досліджуваної області (тобто точці, що відповідає реальному місцю розташування), індивідуальний ризик задається сумою ризиків, які створюються у тій точці всіма дугами лінійного джерела ризику на дорозі.

Щоб обчислити індивідуальний ризик у точці P унаслідок нещасного випадку в точці $Q(t)$, карти вразливості поєднуються з ймовірністю настання різних сезонних ситуацій, метеоумов і напряму вітру для одержання карт одиничного ризику, тоді як t – абсциса криволінійного маршруту.

Припустимо, що $Q(t)$ – точкове джерело ризику, тоді у спільній точці O карти одиничного ризику для i-го випадку витоку (аварії) одиничний ризик визначається як:

$$\overline{R}_{Q(t)\to O}(i)=\sum_{j=1}^{N_{seas}} x(j)\sum_{k=1}^{N_{met}}\int_0^{2\pi} P_{wind}(j,k,\vartheta)\upsilon_{Q(t)\to O}(i,k,\vartheta)d\vartheta, \quad (7)$$

де N_{seas} – кількість різних сезонних ситуацій; N_{met} – кількість різних метеорологічних ситуацій; P_{wind} – функція щільності ймовірності заданого вітру ϑ для визначених метеоумов k і сезонної ситуації j; $\upsilon_{Q(t)\to O}$ – вразливість того, що витік (аварія) i при $Q(t)$ виникає в точці O, коли метеоумова – k, і напрям вітру – ϑ; $X(j)$ – частка року, протягом якої танкери (цистерни) переміщаються по дорозі в даному сезоні (у цьому разі використовують символ $x_V(j)$; $x(j)$ – частка сезону, протягом якого будь-який засіб, з якого може витекти шкідлива речовина, є активним й у цьому разі використовується символ $x_p(j)$. Тоді карти одиничного ризику суміщаються з відповідними коефіцієнтами частоти і перетворюються вздовж маршруту для опису змін в місці, де може відбутися нещасний випадок, тобто частку всіх точкових джерел ризику $Q(t)$ у значенні ризику P. Нарешті, вони додаються для всіх випадків витоків (аварій) для одержання глобального індивідуального ризику IR_p:

$$IR_p=\sum_{i=1}^{N_{rel}}\left[\int_L f_{rel}(i,t)\overline{R}_{Q(t)\to P}(i)dt\right], \quad (8)$$

де L – дорожній маршрут; N_{rel} – кількість випадків витоків (аварій); f_{rel} – частота i-го випадку витоку (аварії). Вона обчислюється як:

$$f_{rel}(i,t)=\lambda_R(t)p_{rel}p_\Phi(i)p_I n_V, \quad (10)$$

де λ_R – середня кількість аварій (транспортних засобів$^{-1}\cdot$км$^{-1}$); p_{rel} – ймовірність витоку під час аварії; p_Φ(шt) – ймовірність витоку певного розміру (певної кількості); p_I – ймовірність займання (тільки для вогненебезпечних речовин); n_V – кількість транспортних засобів, які проїжджають за рік.

Для того щоб виконати лінійний інтеграл виразу (10), необхідно представити маршрут як полігональну криву з N_{seg} прямих сегментів, кожен з яких характеризується постійними значеннями частоти витоків. Із цією гіпотезою вираз (10) та з урахуванням виразу (8) перетворюється на:

$$IR_p=\sum_{i=1}^{N_{rel}}\sum_{l=1}^{N_{seg}} f_{rel}(i,l)\left[\int_{Li}\overline{R}_{Q(t)\to P}(i)dt\right]. \quad (11)$$

Оцінювання соціального ризику. Соціальний ризик може бути представлений за допомогою кривих $F(N)$, де F – частота всіх аварій, які призводять до смерті N або більше осіб. Окрім карт уразливості для кожного випадку метеорологічних умов необхідно також ідентифікувати на карті населення: зони прямокутної форми, де людей можна вважати однорідно розподіленими з густотою, яка залежить від того, чи територія міська, приміська або сільська; дороги, де люди лінійно розподілені; місця скупчення людей, наприклад, школи, лікарні, та магазини, де людей можна розглядати як розбитих на групи. Крім того, потрібно оцінити ймовірності перебування всередині приміщень кожної категорії людей.

Тоді у точковому джерелі ризику $Q(t)$ розвиток подій залежить від комбінації сезонної ситуації i, метеорологічних умов j і напрямку вітру k. Коли в $Q(t)$ трапляється аварія, то кількість летальних наслідків $N^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)$ відповідно до кожного сценарію розвитку подій оцінюється рівнянням:

$$\begin{aligned}N^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)&=\sum_{m=1}^{n_L}\rho_{L_m}(j)\int_{L_m}\upsilon_{Q(t)}(i,k,\vartheta)\left[x_{L_m}(j)+(1-x_{L_m}(j))\alpha_{P,L_m}\right]dL_m+\\&+\sum_{n=1}^{n_A}\rho_{A_n}(j)\int_{A_n}\upsilon_{Q(t)}(i,k,\vartheta)\left[x_{A_n}(j)+(1-x_{A_n}(j))\alpha_{P,A_n}\right]dA_n+\\&+\sum_{O=1}^{n_C}\upsilon_{Q(t)}(i,k,\vartheta)\left[x_{C_O}(j)+(1-x_{C_O}(j))\alpha_{P,C_O}\right]N_{C_O}(j),\end{aligned} \quad (12)$$

де n_L – кількість ліній (прямих) на карті населення; n_A – кількість прямокутників на карті населення; n_C – кількість точок на карті населення; p_{A_n} – щільності людей, що відповідають m-ій лінії; p_{A_n} – щільності людей, що відповідають n-му прямокутнику; N_{C_O} – кількість осіб у місці скупчення O; x_{L_m} – частка людей, що залишаються в приміщенні на загальній прямій; x_{A_n} – частка людей, що залишаються в приміщенні на загальному прямокутнику; x_{C_O} – частка людей, що залишаються в приміщенні в місці скупчення О; α_{P-A_n} – коефіцієнт зменшення, який залежить від перебування в приміщенні на загальній прямій; α_{P-A_n} – коефіцієнт зменшення, який залежить від перебування в загальному прямокутнику; α_{P-C_O} – коефіцієнт зменшення, який залежить від перебування в місці скупчення; $\upsilon_{Q(t)}$ – вразливість унаслідок витоку в точковому джерелі $Q(t)$, яка відображена на картах уразливості.

Для того щоб здійснити інтегрування рівняння (12), кожна матриця вразливості лінійно інтерполюється з одержанням неперервної функції.

Кожен сценарій у точковому джерелі ризику має бути охарактеризований кількістю фатальних наслідків $N^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)$ та частотою на одиницю довжини й одиницю кута, яка визначається як:

$$f^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)=f_{rel}(i,t)x(j)P_{wind}(i,j,\vartheta). \quad (13)$$

Для того щоб оцінити $N^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)$ для даного сценарію у точковому джерелі ризику $Q(t)$, на карту населення накладаються карти вразливості, які обертаються для опису змін напрямку вітру.

Коли $N^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)$ і $f^{scen}_{Q(t)}(i,j,\vartheta)$ у точці $Q(t)$ відомі для кожного сценарію, $F_Q(t)\left[N(i,j,k)\right]$ – комулятивну функцію частоти $Q(t)$ на одиницю довжини в точці $Q(t)$ можна оцінити з урахуванням усіх напрямків вітру.

Для того щоб моделювати зміни в місці, де можуть відбутися аварії, карти вразливості переносяться вздовж маршруту і для кожної точки маршруту *Q(t),* і для фіксованих значень *N*, щоб додати інтегровані значення для всіх комбінацій сезонних ситуацій, метеоумов і одержати остаточну криву *F*(*N*).

Попередні вирази дають змогу оцінювати ризик із припущенням, що може відбутися лише один тип аварії. Однак під час транспортування небезпечних матеріалів може відбутися більше ніж один тип аварії чи наслідків. Тоді ризик транспортування небезпечних матеріалів, пов'язаний із дорожнім сегментом *l*, можна виразити як:

$$R_l = s_{l_m} \sum_{a \in A} \sum_{m \in M} \sum_{i \in l} \sum_{c \in C} p_i(A_a, M_m, I_i, C_c) \cdot CONS_c, \quad (14)$$

де $CONS_c$ – можливий наслідок *c*-типу.

Аналіз моделей ризику ТНВ автотранспортом. Транспортування НВ автотранспортом фактично створює потенційно високий ризик залежно від природи небезпечних відходів, які транспортуються, та потенційних фізико-хімічних подій, пов'язаних із ними (радіоактивність, вибухо- та пожежонебезпека, токсичність, корозійна здатність тощо); природи, розміщення та щільності огороджених територій (населені пункти, промислова зона, об'єкти інфраструктури, паркова зона та ін.); особливостей стану доріг (топографія, планування, наявність тунелів тощо); щільності руху та стану навколишнього середовища (погодні умови, природні явища та ін.).

При цьому тип небезпечних відходів, їхня кількість, маршрут та час перевезення не завжди відомі органам державної влади, дорожнім компаніям, територіальним громадам, населенню.

Методика визначення ризику ТНВ автошляхами. Дослідження у цьому напрямі зосереджено на двох головних питаннях:

1) оцінці ризику для населення від вантажівок, які рухаються на різних сегментах дорожньої мережі;

2) вибору найбільш безпечних маршрутів для перевезення НВ.

Відомо, що одна з найбільш поширених моделей ризику – це модель соціального ризику, яка є результатом між імовірністю інциденту на одиницю довжини й наслідком інциденту, який оцінюється як кількість населення в зоні впливу. У [10] наведено концепцію λ-сусідства, в якій зона впливу являє собою коло із центром у місці розташування інциденту з радіусом λ, величина якого залежить від класу небезпеки речовини. У цій ситуації зусилля з планування заходів не тільки повинно бути спрямоване на мінімізацію повного ризику, а й повинно забезпечити однорідний розподіл ризику по всьому маршруту.

Розроблення моделі та її параметри. Автострада, як правило, – широкий бетонований шлях (без поперечних переїздів) для масового автомобільного руху. Вона являє собою переважно дорогу з двобічним рухом, із мінімум двома смугами у кожному напрямку, а також смуги, які мають розділений доступ. При цьому потрібно враховувати такий причинно-наслідковий зв'язок, який може бути пов'язаний із процесом транспортування групи небезпечних відходів: 1) автомобіль може бути предметом ДТП (аварії); 2) унаслідок аварійної ситуації можливе вивільнення матеріалу, що транспортується (емісія); 3) аварія може викликати ланцюгову реакцію (інцидент); 4) інцидент впливає на територію, прилеглу до місця аварії.

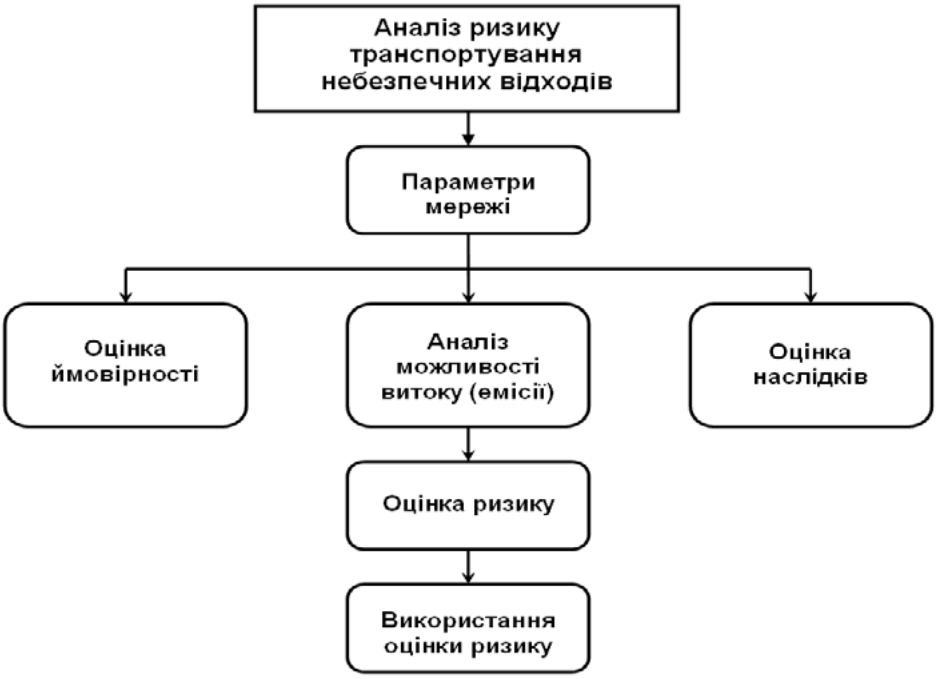


Рис. 2. Методологія оцінки ступеня ризику

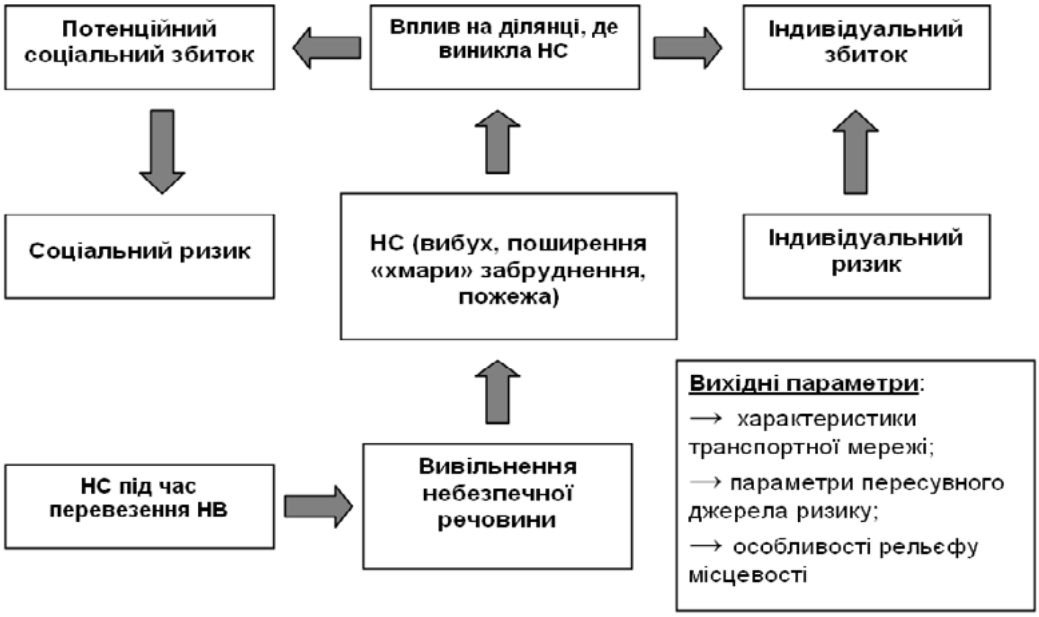


Рис. 3. Модель оцінки ступеня ризику

Таблиця 2

Фаза попередження і зниження ризику (превентивні заходи)

Передзагрозна фаза			
Ідентифікація ризику	**Зменшення**	**Передача ризику**	**Підготовленість**
Оцінка небезпеки (частота, величина і місце виникнення)	Робота з фізичного/структурного зменшення	Страхування і перестрахування суспільного і приватного майна	Системи раннього попередження і комунікаційні системи
Оцінка вразливості (населення і майна)	Планування землекористу-вання і будівельні правила	Інструменти фінансового ринку	Планування на випадок надзвичайних ситуацій (комунальні підприємства)
Оцінка ризику (функція небезпеки і вразливості)	Економічні стимули	Приватизація комунального обслуговування з правилами безпеки	Мережі реагування на надзвичайні випадки (місцеві та національні)
Моніторинг і прогнозування небезпеки (ГІС, картогра-фування)	Освіта, навчання і занепокоєння ризиками і запобігання	«Фонди нещастя» (національний або локальний рівень)	Укриття та плани евакуації

Таблиця 3

Фаза відновлення після загрози

Післязагрозна фаза	
Аварійне реагування	**Відновлення і реконструкція**
Гуманітарна допомога	Відновлення і реконструкція пошкодженої критичної інфраструктури
Прибирання, поточні ремонти, і відновлення послуг	Управління макроекономікою і бюджетом (стабілізація і захист соціальних витрат)
Оцінка пошкоджень	Регенерація порушених секторів (експорт, туризм, сільське господарство тощо)
Мобілізація ресурсів	Об’єднання компонентів зменшення загрози через реконструкційну діяльність

Модель ураховує величину збитків та ймовірність летальних випадків.

Оцінка ступеня ризику – це структурований процес, що випливає із взаємодії між такими компонентами: 1) транспортна мережа (у цьому разі автострада); 2) динамічне джерело ризику (автотранспортний засіб); 3) зона ураження.

Безпечні технології ТНВ. Із погляду безпечних технологій ТНВ пропонуються такі потенційні напрями досліджень: переспрямування маршрутів навколо головних міст, оскільки ризик терористичних атак зробив дуже небажаним маршрут транспортних засобів (особливо поїздів) через густонаселені міста; зміни в моделюванні ризиків подій; зміни в методології планування маршруту; встановлення на всіх транспортних засобах, що перевозять НВ, глобальних навігаційних систем і обладнання зв'язку, які дають змогу точно відслідковувати шлях транспортних засобів, і також запровадити системи оперативного прийняття рішень.

Управління ризиком під час ТНВ. Наявність можливості виникнення надзвичайних ситуацій потребує процесу управління ризиком, який включає прийняття вирішальних логістичних рішень, які посилаються, наприклад, на організацію операцій аварійного реагування. Фактично логістичні рішення про планування маршрутів перевезення небезпечних речовин і про аварійне реагування повинні бути об'єднані [2].

Планування маршрутів перевезення небезпечних матеріалів є критичним рішенням для зменшення ризику транспортування. Переспрямування цих маршрутів транспортування, особливо отруйних речовин, зокрема пестицидів, із небезпекою інгаляції подалі від населених районів набуло значної уваги в останні роки як засіб зниження ризику. Чіткі стратегії, процедури й управління ризиком під час ТНР дадуть змогу точно ідентифікувати небезпечні матеріали і мінімізувати ризики.

Також необхідно розробляти інтегровані системи управління безпекою для здійснення заходів, які зменшують уразливість, і попереджувальних заходів, які зменшують небезпеку [8].

Незважаючи на серйозну занепокоєність, імовірність аварії під час ТНВ, спричиненої терористичною атакою, зростає, тому висуваються такі дві додаткові цілі: моделювати параметри ризику і розробляти методи для обчислення ризику транспортування, ефективно сформулювати і вирішити проблему маршруту ТНВ так, щоб ризик був мінімізований без необґрунтованого збільшення вартості транспортування.

Процес управління ризиком ТНВ включає низку вирішальних логістичних рішень, що зводяться до планування ТНВ та організації дій аварійного реагування. Однак, оскільки наслідки нещасного випадку з небезпечними матеріалами можуть бути величезними, дослідники віддають перевагу моделюванню ризику, пов'язаного з небезпечним вантажем, щоб запропонувати різні методи проектування оптимальних маршрутів, які являють собою компроміс між вартістю транспортування та ймовірністю надзвичайної ситуації (НС).

Ключові елементи управління ризиком розділені на дві фази: фаза до НС (передзагрозна) і фаза після неї (післязагрозна). Передзагрозна фаза включає ідентифікацію ризику, зниження ризику, передачу ризику і підготовленість; післязагрозна фаза передбачає аварійне реагування, відновлення та реконструкцію. У табл. 2 ключові компоненти управління ризиком небезпеки розділено на дії, необхідні під час передзагрозної фази, і дії, необхідні під час післязагрозної фази.

При цьому комплексна програма управління ризиком взаємодіє з усіма цими компонентами: вона є інтегрованою, міжгалузевою мережею інституцій, які пов'язані з вищезгаданими фазами зниження ризику та відновлення після небезпеки. Крім того, діяльністю, яка потребує підтримки, є стратегія і планування, реформування правових та законодавчих основ, механізмів координації, посилення участі інституцій, національні плани дій та інституційний розвиток. За ідеального управління ризиком пріоритетними є ризики з найбільшими втратами і найбільшою ймовірністю виникнення, а ризики з нижчою ймовірністю виникнення і меншими втратами управляються в порядку убування.

Головні висновки. Обґрунтовано моделі техногенно-антропогенних ризиків під час транспортування небезпечних відходів, якими є, зокрема, пестицидні препарати, інші ХЗЗР та небезпечні вантажі. При цьому перевезення таких НР може супроводжуватися відповідними катастрофічними наслідками як для людей, так і для довкілля у цілому. Встановлено, що потенційну загрозу, а також величину цих наслідків можна оцінити кількісно з певною ймовірністю. У результаті ці ризики можна спрогнозувати, управляти ними й уживати відповідних управлінських рішень та заходів щодо попередження загроз або їх усунення як під час передзагрозної, так і післязагрозної фаз.

Література

1. Качинський А.Б. Антропогенні навантаження та екологічна безпека в системі «Пестициди – навколишнє середовище – здоров'я населення на основі аналізу ризику». Київ, 1994. 30 с. (Препринт / Національний Інститут стратегічних досліджень; № 26).
2. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. Київ : НІСД, 2001. 312 с.
3. Екологічна безпека Вінничини : монографія / О.В. Мудрак ; за заг. ред. О.В. Мудрака. Вінниця : Міська друкарня, 2008. 456 с.
4. Управління та поводження з відходами. Технології знезараження непридатних пестицидів : навчальний посібник / В.Г. Петрук та ін. Вінниця : ФОП Рогальська, 2012. Ч. 1. 265 с.
5. Про приєднання України до Базельської конвенції про контроль за транскордонними перевезеннями небезпечних відходів та їх видаленням : Закон України 01.07.1999 № 803-XIV URL: http://zakon1.rada.gov.ua/ laws/show/803-14. (дата звернення: 15.11.2018).
6. Bell M.G.H. Mixed Route Strategies for the Risk-Averse Shipment of Hazardous. *Materials, Networks and Spatial Economics*. 2006. Vol. 6. P. 253–265.
7. Alp E. Risk-based transportation planning practice: overall methodology and a case example. *INFOR*. 1995. № 33. P. 4–19.
8. Erkut E., Ingolfsson A. Transport risk models for hazardous materials: revisited. *Operations Research Letters*. 2005. № 33(1). P. 81–89.
9. Erkut E., Ingolfsson A. Catastrophe avoidance models for hazardous materials route planning. *Transportation Science*. 2000. № 34. P. 165–179.
10. ReVelle C., Cohon J., Shobrys D. Simultaneous siting and routing in the disposal of hazardous wastes. *Transportation Science*. 1991. Vol. 25, № 2. P. 138–145.
11. Harwood D.W., Viner J.G., Russell E.R. Procedure for developing truck accident and release rates for hazmat routing. *Journal of transportation engineering*. 1993. № 119. P. 189–199.
12. Турчик П.М., Сушинська М.М., Нагорна К.В. Екологічна безпека та розрахунок ризиків транспортування пестицидних препаратів на основі теорії нечітких множин. *III Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст., м. Вінниця, 21–24 вересня 2011 р. Вінниця, 2011. Т. 1. С. 108–111.
13. Ранський А.П., Петрук Р.В., Турчик П.М. Розрахунок екологічного ризику під час утилізації фосфоровмісних пестицидних препаратів. *Вісник Національного технічного університету України «Київський політехнічний інститут». Серія «Хімічна інженерія, екологія та ресурсозбереження»*. 2012. № 2(10). С. 65–68.
14. Турчик П.М., Петрук В.Г. Методи оцінювання екологічних ризиків при транспортуванні небезпечних речовин. *IV Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю* : зб. наук. ст., м. Вінниця, 25–27 вересня 2013 р. Вінниця, 2013. С. 149–151.
15. Оцінювання ризиків для соціоекосистем під час перевезення небезпечних відходів / П.М. Турчик та ін. *Збірник наукових праць Подільського державного аграрно-технічного університету. Спеціальний випуск до IX НПК «Сучасні проблеми збалансованого природокористування»*. 2014. С. 144–146.
16. Турчик П.М., Петрук В.Г., Бабенко И.В. Количественный расчет экологических рисков транспортировки опасных отходов. *Надзвичайні ситуації: безпека та захист* : матер. Всеукр. НПК з міжн. Участю, м. Черкаси, 9–10 жовтня 2015 р. Черкаси, 2015. С. 557–560.
17. Турчик П.М., Гурба Д.П. Розрахунок транспортного ризику процесу перевезення небезпечних відходів. *I МНПК студентів, магістрантів та аспірантів «Галузеві проблеми екологічної безпеки»* : матер. міжнар. конф., м. Харків, 22 жовтня 2015 р. Харків. 2015. С. 20–22.

УДК 666.1
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-33

ПІДГОТОВКА ФАРМАЦЕВТИЧНИХ ВІДХОДІВ ЗІ СКЛА ДО УТИЛІЗАЦІЇ У ВИРОБНИЦТВІ КЕРАМІЧНОЇ ПЛИТКИ

Самойленко Н.М.[1], Баранова А.О.[1], Єрмакович І.А.[2]
[1]Національний технічний університет
«Харківський політехнічний інститут»
вул. Кирпичова, 2, 61002, м. Харків
nataliiasamoilenko@gmail.com, baranovaa647@gmail.com
[2]Національний університет цивільного захисту України
вул. Баварська, 7, 61023, м. Харків
iryna.yermakovych@gmail.com

Охарактеризовано негативний вплив фармацевтичних відходів зі скла на навколишнє середовище та можливість їх використання як вторинного ресурсного потенціалу у виробництві керамічної плитки. Запропоновано принципову схему підготовки до утилізації фармацевтичних відходів зі скла для даного виробництва, в якій передбачені операції запобігання забрудненню довкілля фармацевтичними речовинами. *Ключові слова:* фармацевтичні відходи зі скла, керамічна плитка, утилізація, схема підготовки.

Подготовка фармацевтических отходов из стекла к утилизации в производстве керамической плитки. Самойленко Н.Н., Баранова А.О., Ермакович И.А. Приведена характеристика отрицательного влияния фармацевтических отходов из стекла на окружающую среду и возможности их использования в качестве вторичного ресурсного потенциала в производстве керамической плитки. Предложена принципиальная схема подготовки к утилизации фармацевтических отходов из стекла для данного производства, в которой предусмотрены операции по предотвращению загрязнения окружающей среды фармацевтическими веществами. *Ключевые слова:* фармацевтические отходы из стекла, керамическая плитка, утилизация, схема подготовки.

Preparation of pharmaceutical glass waste for recycling in the production of ceramic tiles. Samoilenko N., Baranova A., Ermakovych I. The article describes the negative impact of pharmaceutical glass waste on the environment and the possibility of its reuse in the production of ceramic tiles. A process flow diagram of preparing the pharmaceutical glass waste for the production is proposed. It includes operations to prevent environmental pollution by pharmaceutical substances. *Key words:* pharmaceutical glass waste, ceramic tile, recycling, process flow diagram.

Постановка проблеми. Утворення, накопичення й утилізація відходів є актуальною проблемою для України та багатьох розвинутих країн світу. Згідно з даними [1], від 75–80% відходів, утворених закладами охорони здоров'я, наближені за складом до побутових і, серед іншого, включають відходи скла (пляшки, флакони, банки тощо). Водночас серед решти відходів, що відносяться до медичних і входять до категорії небезпечних (10–25%), містяться і фармацевтичні відходи. Останні можуть бути чинниками ризику для навколишнього природного середовища і здоров'я людини, отже, потребують особливого поводження.

В останній час відходи склобою називають стратегічною сировиною, що повною мірою стосується фармацевтичних відходів зі скла (далі – ФВС). Теоретичний аналіз та практичні розрахунки показують, що в Україні утворюються та накопичуються великі обсяги ФВС, які складаються з неякісних та фальсифікованих ЛЗ у формі ампул, флаконів, медичного склобою та ін. Водночас стратегія ринку фармпрепаратів вказує на постійне збільшення їх у майбутньому. Джерелами ФВС є об'єкти фармацевтичної галузі, медичних та інших установ і організацій, а також населення [2].

Теоретично та практично підтверджено, що використання певних видів склобою у виробництві будматеріалів економить сировинні й енергетичні ресурси, підвищує екологічність технологічного процесу завдяки зменшенню утворення забруднюючих речовин, які надходять в атмосферне повітря. З урахуванням зазначеного ФВС можуть являти собою значний ресурсний потенціал вторинної сировини у виробництві керамічної плитки.

Дослідження питань утилізації скляних відходів у виробництві будівельних матеріалів та скла проводилися багатьма вітчизняними і закордонними вченими, зокрема, Л. Гурець [3], О. Охріменко [4], M. Testa [5], S. Supino [6], F. Costa [7] та ін.

Метою роботи є обґрунтування та розроблення принципової схеми підготовки до утилізації фармацевтичних відходів зі скла у виробництві керамічної плитки, що може бути запроваджена на етапі її виготовлення.

Виклад основного матеріалу. Фармацевтичні відходи зі скла – категорія відходів, що характеризуються двома особливостями, а саме: здебільшого належать до небезпечних [1], є цінною вторинною сировиною для виробництва керамічної плитки [8]. З урахуванням даних особливостей та умов ведення технологічного процесу виготовлення керамічної плитки, що потребує чистої сировини, ФВС не можуть бути безпосередньо утилізовані у виробництві без проведення підготовчих операцій. З екологічних позицій даний підхід повинен підвищувати екологічну безпеку кінцевих стадій поводження із ФВС.

Фармацевтичні відходи – це відходи, які містять медичні препарати (протерміновані ліки або ліки, які більше не потрібні, предмети, що забруднені фармацевтичними препаратами або містять такі препарати). Такі відходи є складниками медичних відходів, що не тільки включають протерміновані, невикористовувані лікарські засоби, але й використані ампули, які містять залишки лікарського препарату. Крім того, до фармацевтичних відходів відносять відходи фармацевтичного виробництва, що також містять лікарські засоби й ін.

Визначальною характеристикою ФВС є наявність у них фармацевтичних речовин (далі – ФР) або ж забрудненість такими скляної ємності. Негативний вплив цих відході виявляється по-різному [9]. Вплив на природні води виражається в забрудненні підземних вод ФР через стічні води полігонів, що негативно впливає на функціонування біологічних компонентів водних екосистем та знижує екобезпеку поверхневих вод, погіршує якість питної води. Потрапляння ФР до ґрунту призводить до забруднення сільськогосподарських земель, гальмування життєдіяльності корисних мікроорганізмів, залужування стоків та засмічення ландшафтів. ФР шкідливо впливають і на здоров'я людини. Вони можуть призвести до появи серцево-судинних і онкологічних захворювань, дистрофічних змін, алергії, гормональної дисфункції, до змін в імунній та ендокринній системах. Під час утилізації ФВС і розміщенні відходів на полігонах утворюються шкідливі викиди та скиди, проходить обсіменіння патогенними мікроорганізмами об'єктів довкілля.

Найбільшу кількість фармацевтичних речовин у ФВС мають скляні ампули, які застосовуються для упакування й однодозового використання розчину лікарського препарату. Такі ампули у великій кількості використовуються для лікування хворих методом ін'єкцій. Операції ампулювання передбачають наповнення ампул розчином, більшим за номінальний, оскільки необхідно забезпечити необхідну дозу ліків у шприці. Так, наприклад, за номінального об'єму лікарського препарату 10,0 мл фактичне заповнення ампули для нев'язких речовин становить 10,50 мл, а для в'язких – 10,70 мл. Отже, за номінального об'єму лікарського препарату 20 мл фактичний об'єм розчину в ампулі збільшується до 20,60 мл та 20,90 мл [8]. Загалом утворення рідинних залишків фармацевтичних речовин становить 160 л/т. У ФВС у формі ампул завжди будуть залишки складних органічних сполук, що негативно впливають на довкілля.

Попередження надходження фармацевтичних речовин у довкілля в операціях поводження із ФВС у формі ампул є необхідною екологічною передумовою для розроблення схеми утилізації відходів у керамічному виробництві. З урахуванням цього стандартні методи підготовки сировини до утилізації повинні доповнюватись операціями знешкодження фармацевтичних речовин, що містилися в ампулах.

Нормативними вимогами щодо сировини, яка застосовується в керамічному виробництві, є використання незасмічених, чистих матеріалів. Отже, попередньою операцією перед утилізаціє ФВС як вторинного ресурсу є не тільки вилучення з ампул залишків лікарського препарату, а і змив забруднень зі склобою.

Для очистки стічних вод, що містять лікарські препарати, можуть бути використані різні хімічні, фізико-хімічні та комбіновані методи [10; 11]. Нові процеси базуються на окислювальних технологіях, як-от озонування за ультрафіолетового випромінювання та за ультрафіолетового випромінювання з пероксидом водню, процеси «Пероксон», «Карбазон», «Сонозон», «Фентона», а також окислення оксидантним газом, у суперкритичній воді, фотокаталітично й ін. Водночас не всіма методами можна досягти очищення вод від стійких фармацевтичних речовин. Так, діюча речовина диклофенак, яка міститься в лікарських засобах протизапальної і болезаспокійливої дії, пройшовши очисні споруди, не руйнується і надалі поступає та накопичується в багатьох природних водах. Тому для знешкодження розчинів, що містять фармацевтичні препарати, необхідно використовувати спосіб очищення стічних вод, що гарантує деструкцію стійких фармацевтичних забруднювачів. Електрохімічні просунуті оксидовані процеси вважаються одними з найефективніших для видалення стійких органічних забруднювачів, а також фармацевтичних речовин. Анодне окислення є більш раціональним порівняно з іншими методами, оскільки не потребує додаткових хімічних реагентів, забезпечення катода киснем та додаткового обладнання [9].

Для знешкодження вилучених із ФВС фармацевтичних речовин доцільне використання електрохімічної деструкції (анодне окислення). Анодне окислення дозволяє мінералізувати органічні речовини, отже, знизити негативну дію фармацевтичних речовин на довкілля. Для знешкодження розчинів фармацевтичних речовин, що містяться у ФВС, доцільним є спосіб електрохімічної деструкції [9].

Очевидно, що збір та накопичення ФВС можуть супроводжуватися не тільки забрудненням скла, але й механічним пошкодженням та побиттям скляних ємностей, що призводить до розливу рідини. Останній факт потребує удосконалення даних операцій поводження із ФВС і не враховується під час

розроблення схеми підготовки відходів до утилізації, бо основна маса фармацевтичних речовин залишається в ампулах.

Перед проведенням основних операцій підготовки ФВС до утилізації передбачається організований збір ФВС та їх транспортування до підприємства, що здійснює послуги з поводження з відходами.

На рис. 1 приведена принципова схема підготовки ФВС для їх використання як вторинного ресурсу у виробництві керамічної плитки.

ФВС, що поступають на утилізацію, містять забруднення та деякі сторонні домішки. Крупні домішки видаляються з відходів уручну. Зважаючи на те, що нині, крім промивки, відсутні інші економічно виправдані способи одержання чистого склобою, у даній схемі пропонується видалення забруднення промивкою водою в обертовому барабані. Застосовується барабан із приводом, оснащеним варіатором, який дозволяє виконувати дії за оптимально низьких обертів апарату.

Стічні води, що містять зважені речовини, спрямовуються у відстійник, а потім повертаються на промивку ампул.

Варто зазначити, що надходження промивної води через капіляри в ампули, які містять залишки лікарської рідини, не уявляється можливим, оскільки для цього потрібні такі умови, що створюють зміну тиску (у промислових умовах використовується вакуумне, шприцеве та параконденсаційне наповнення ампул розчинами).

Після просушування ампул за температури не більше 100 ^{0}С відходи направляються у валкову дробарку. В останній ампули подрібнюються до розмірів уламків скла не більше 5,0 мм. Дробарка повинна бути максимально закритою заслінками та резиновими фартухами для затримання уламків скла. Похилим жолобом склобій із залишками фармацевтичних речовин рухається в обертовий барабан, де проводиться промивка водою. Пульпа, що містить фармацевтичні речовини та склобій, жолобом подається на вібросито

Рис. 1. Принципова схема підготовки ФВС для утилізації у виробництві керамічної плитки

для відокремлення на дві фракції: склобій та промивні води, які містять лікарські речовини. Рекомендується вібросито з полотном із нержавіючої сталі, що має розмір комірок не більше 180 мкм. З вібросита чистий склобій вивантажується в кюбель із перфорованим днищем, зроблений із нержавіючої сталі. Фільтрат, що утворився під час проходження пульпи через вібросито, збирається в ємність для електрохімічної очистки. Сюди ж додаються залишки фільтрату з кюбелів.

Утворені стічні води із вмістом лікарського засобу піддаються електрохімічному очищенню, а потім використовуються на першій стадії у системі підготовки ФВС для утилізації.

Просушений у кюбелях за температури навколишнього середовища склобій збирається в поліпропіленову тару для відвантаження на керамічне виробництво.

Головні висновки. Фармацевтичні відходи зі скла, що містять фармацевтичні речовини, належать до небезпечних і водночас є цінною вторинною сировиною. Хімічний склад та фізико-механічні характеристики, а також обсяги утворення таких відходів в Україні дозволяють рекомендувати їх для використання у промисловому виробництві керамічної плитки.

Схема підготовки ФВС як вторинного ресурсу у виробництві керамічної плитки передбачає обов'язкову стадію знешкодження фармацевтичних речовин, які поступають у стічні води під час промивки склобою, шляхом електрохімічної деструкції.

Запропонована принципова схема підготовки відходів до утилізації сприяє екологічно безпечному та раціональному процесу утилізації ФВС.

Література

1. Про схвалення Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 р. : розпорядження КМУ від 8 листопада 2017 р. № 820-р. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80.
2. Самойленко Н., Баранова А. Фармацевтичні відходи зі скла та їх ресурсна база в Україні. *Вісник НТУ «ХПІ».* Серія «Нові рішення в сучасних технологіях». 2017. № 23 (1245). С. 170–175.
3. Гурець Л., Котолевець А., Котова І. Зниження рівня техногенного навантаження на довкілля під час використання відходів зі скла. *Екологія і виробництво.* URL: http://ecoj.dea.kiev.ua/archives/2018/4/11.pdf.
4. Охріменко О., Вогнівенко Л., Біла Т. Методи переробки твердих побутових відходів. *Таврійський науковий вісник.* Херсон : ДВНЗ «ХДАУ», 2018. № 101. С. 214–219.
5. Long-Term Sustainability from the Perspective of Cullet Recycling in the Container Glass Industry: Evidence from Italy / M. Testa et al. *Sustainability*. 2017. № 9 (10). URL: https://www.mdpi.com/2071-1050/9/10/1752/htm.
6. Sustainability in the EU cement industry: The Italian and German experiences / S. Supino et al. *Journal of Cleaner Production*. 2016. № 2. URL: https://www.researchgate.net/publication/283938193_Sustainability_in_the_EU_cement_industry_The_Italian_and_German_experiences.
7. Recycling of glass cullet as aggregate for clays used to produce roof tiles. / F. Costa et al. *Materia*. Rio de Janeiro. 2009. № 14 (4). URL: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1517-70762009000400007.
8. Самойленко Н., Щукіна Л., Баранова А. Використання вторинного ресурсного потенціалу фармацевтичних відходів зі скла у виробництві керамічної плитки. *Вісник НТУ «ХПІ».* Серія «Нові рішення в сучасних технологіях». 2018. № 26 (1302). Т. 2. С. 93–99. DOI: 10.20998/2413-4295.2018.26.38.
9. Implementation of the method of electrochemical destruction during disposal of pharmaceutical glass waste / N. Samoilenko et al. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies.* 2017. Vol. 5/ № 10 (89). P. 39–45.
10. Долина Л., Савина О. Очистка вод от остатков лекарственных препаратов. *Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту.* Серія «Наука та прогрес транспорту». 2018. № 3 (75). С. 36–51.
11. Радченко Н. Новые подходы в области очистки промышленных сточных вод. *Наукові праці Одеської національної академії харчових технологій.* 2015. Вип. 47 (1). С. 52–57.

УДК 628.477
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-34

МЕТОДОЛОГІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО КРАУДСОРСИНГУ У СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ

Хрутьба В.О.[1], Коцюба І.Г.[2]
[1]Національний транспортний університет
вул. Михайла Омеляновича-Павленка, 1, 01010, м. Київ;
[2]Житомирський державний технологічний університет
вул. Чуднівська, 103, 10005, м. Житомир
chaszmin30@gmail.com

У статті досліджено спектр управлінських завдань сфери поводження з відходами, що можна розв'язати за допомогою краудсорсингу. Аналізується змістовий аспект використання краудсорсингу як на регіональному, так і на муніципальному рівнях. Виділено низку аспектів, що підкреслюють особливості форсайту. *Ключові слова:* інструментарій маркетингу відносин, краудсорсинг, краудфандінг.

Методология экологического краудсорсинга в сфере обращения с отходами. Хрутьба В.А., Коцюба И.Г. В статье исследован спектр управленческих задач сферы обращения с отходами, которые можно решить с помощью краудсорсинга. Анализируется содержательный аспект использования краудсорсинга как на региональном, так и на муниципальном уровнях. Выделен ряд аспектов, подчеркивающих особенности форсайта. *Ключевые слова:* инструментарий маркетинга отношений, краудсорсинг, краудфандинг.

Methodology of environmental crowdsourcing in the field of waste management. Khrutyba V., Kotsiuba I. The article deals with the spectrum of managerial tasks in the field of waste management, which can be solved with the help of crowdsourcing. The content aspect of the use of crowdsourcing at the regional and municipal levels is analyzed. There are also a number of aspects emphasizing the distinctive features of foresight. *Key words:* marketing marketing tools, crowdsourcing, crowd funding.

Вступ. Одна з найбільш важливих проблем формування нинішньої політики у сфері екологічної безпеки – відбір і застосування якісно нових технологій у сфері поводження з комунальними відходами. До них належить і краудсорсинг, який моментально формується, зарекомендував себе як результативний засіб досягнення цілей. Використання технологічних процесів краудсорсингу стає базою високих темпів формування. Класичні способи управління з відходами втратили свої можливості і потребують новітніх теоретичних досліджень, інноваційних громадських технологій управління, заснованих на стратегії практичних дій.

Актуальність дослідження. Сьогодні принципи краудсорсингу застосовується майже на всіх рівнях діяльності, за винятком окремих областей, які потребують спеціальних навичок, наприклад, поводження з відходами. Привабливим уважається використання новітнього механізму у промисловості, державній сфері з метою результативної взаємодії влади і суспільства.

З огляду на інноваційність краудсорсингу як явища, екологічні дослідження запровадження методології краудсорсингу у процеси поводження з відходами перебувають на початковій стадії. Серед науковців, що обрали краудсорсинг за предмет дослідження, варто назвати таких іноземних і вітчизняних учених, як: Д. Бейкер, М. Гончарова, О. Косенко, І. Кораблінова, С. Кузьмін, О. Марченко, С. Полутін, А. Седлецький, В. Тегін, І. Трусевич, Б. Усманов, О. Шевчук та ін. Застосуванню технології краудсорсингу комерційними та науковими організаціями присвячено праці І. Химич [5], К. Полторак, О. Зозульова [6; 7], Х. То, Л. Фан, Л. Тран, С. Шахабі [8], С. Полутіна, А. Седлецького [9]. Водночас поза увагою доктринальних досліджень залишаються теоретико-методологічні аспекти створення краудсорсингових платформ у межах поводження з відходами.

Наукова новизна одержаних результатів полягає в тому, що краудсорсинг може бути застосований різними соціальними і державними структурами з метою вирішення різного роду проблем. Він здатний допомогти вирішити проблеми різних рівнів: від постановки завдань щодо населення місцевої території до надання допомоги в боротьбі з наслідками природної катастрофи, яка може стосуватися багатьох людей країни. Ця технологія вважається універсальною [2].

У статті зазначено загальне бачення здійснення краудсорсингового плану як концепції, цілі й обмеження, властиві краудсорсинговим планам, а також намічені шляхи подолання цих обмежень.

Мета статті полягає у вивченні можливості фактичного застосування краудсорсингу в концепції

екологічного управління та безпеки. З урахуванням усесвітнього досвіду передбачається розглянути області екологічного управління та стратегії, у яких упроваджені інноваційні технологічні процеси вважаються більш багатообіцяючими, сформулювати методичні поради щодо застосування краудсорсингу екологічним менеджментом, крім того, визначити проблеми щодо підготовки персоналу екологічних органів держави, суспільства і регіонального самоврядування для роботи в системі краудсорсингу.

Методологічне або загальнонаукове значення. Краудсорсинг (від англ. *crowd* – «натовп», *sourcing* – «використанням ресурсів») – передача деяких виробничих функцій невизначеному колу осіб, вирішення суспільно значущих завдань силами добровольців, зазвичай за допомогою сучасних інформаційних технологій. Термін уперше вжив Джеф Хау (англ. Jeff Howe) [2].

Краудсорсинг базується на теорії, що в суспільстві є обдаровані люди, які готові вільно або за невелику плату генерувати ідеї, вирішувати проблеми, навіть здійснювати дослідження у колективних або соціальних цілях. Водночас головним каталізатором для них вважається не заохочення, а ймовірність побачити реалізацію своєї ідеї у фактичній діяльності.

Екокраудсорсинг – це перенесення окремих природоохоронних функцій шляхом комп'ютерних мереж на невизначену кількість осіб у публічній площині, що не має на увазі завершення трудового договору. У такому разі екокраудсорсинг – це справді новий аспект вирішення складних проблем та питань у природоохоронній сфері. Екокраудсорсинг ґрунтується на розумі «натовпу» учасників природоохоронного руху. У державі екокраудсорсинг результативний під час обговорення природоохоронного законодавства з метою формування роботи способом SMS-повідомлень із фотофіксацією прецедентів порушення природоохоронних норм. В області екологічного виробництва екокраудсорсинг зазвичай розглядається як ідеальний спосіб зменшення витрат компаній на формування цікавих думок, пов'язаних з екологічним менеджментом або логістикою. Оскільки інтернет та соцмережі стали стимулом формування краудсорсингу, можливості його використання різноманітні, зокрема це веб-сайти щодо розміщення несанкціонованих звалищ, які заповнюються самими клієнтами.

Виклад основного матеріалу. Основне положення краудсорсингу можна виразити так: у натовпу досвіду більше, ніж в окремої особи, проте майстерність полягає безпосередньо в тому, щоби сформувати вимогу з метою впровадження свого досвіду. Отже, краудсорсинг передбачає не елементарну систему форуму, на якому члени визначають неконтрольованим порядком власні проблеми, критичні зауваження та приписи, це навіть не класична система взаємозв'язку, а координаційно і методично упорядкована форма взаємодії організації з активними користувачами інтернету. Здійснення встановленої модифікації передбачає розвиток і введення таких управлінських дій: обговорення (проблематизація), встановлення обставин обговорення, залучення та мотивація фахівців, підбір і фільтрування думок, протоколювання результатів обговорення.

Незважаючи на сформовану нормативно-правову базу і приєднання України до низки міжнародних документів, конвенцій, договорів, налагоджену співпрацю з міжнародними інституціями в галузі охорони навколишнього середовища, за дотримання належного державного законодавства це вважається недостатнім. Наявні прогалини у формуванні природоохоронної політики і реалізації екологічного управління, дотримання екологічних прав людей. Брак потрібного рівня допуску до даних, комунікації та результативної взаємодії з населенням стимулює публічний сектор до громадської активності.

Варто акцентувати увагу на тому, що екокраудсорсинг є організаційно і методично упорядкованою моделлю онлайн-взаємодії влади із суспільством, не має нічого спільного з такими традиційним екологічним менеджментом, як «консультації із громадськістю», «звернення громадян» або «гарячі лінії». Це складніша технологія, застосування якої вимагає від екологічного менеджменту кількох послідовних дій.

Прикладом використання екокраудсорсингу для здійснення екологічних проєктів можуть бути різноманітні карти, на яких зацікавлені громадяни можуть зазначати площі екологічних порушень, охоронювані природні об'єкти, ділянки поширення виняткових видів флори і фауни, поміщати відомості про стан цього або іншого об'єкта навколишнього середовища.

Припустимо, у вашому місті постало питання в галузі охорони навколишнього середовища, безумовно, хтось у вашому районі або в державі вже стикався з такого роду завданням, ви зможете винести цю проблему на розгляд в інтернеті (у соціальних мережах, предметних ресурсах: на веб-сайтах, форумах), зможете сформувати власне джерело, присвячене цьому питанню, агенти зацікавленого суспільства (соціальні експерти) можуть порекомендувати вам різноманітні види постанови, дати оцінку, запропонувати найбільш раціональні та результативні заходи. Ви також зможете стати експертом, пропонувати варіанти вирішення тих чи інших проблем в області екології.

У роботі поставлено завдання встановити, чи може застосування краудсорсингу надати можливість громадським природоохоронним організаціям досягти переваги над державними структурами і зайняти найбільш вигідну позицію на екологічному рівні.

На першому етапі проведено анкетування серед громадських організацій (діячів), підприємств та державних установ (працівників). Вибрано по 10 представників, серед яких виявили, до якої групи

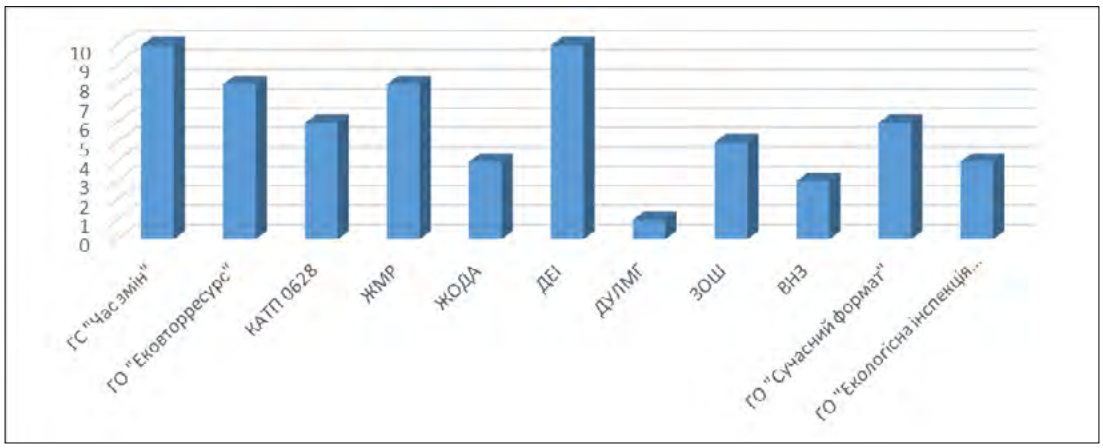


Рис. 1. Результати анкетування

належать організації чи установи, чи займаються вони природоохоронною діяльністю, яка кількість екологічних проектів та ініціатив тощо. Далі запитували, чи існують дані про застосування ними екологічного краудсорсингу.

Завдяки узагальненню отриманих даних, проведенню аналізу відомостей про рішення компаній можна дійти таких висновків (Рис. 4): більшість діячів та організації, серд яких проведено анкетування (7 організацій), є державними установами, кількість співробітників – більше 100 осіб. 4 організації вибрані як найбільші на теренах Житомирщини, які розвиваються у сфері екології. Наукові дослідження виконують ці ж установи, які займаються екологічною сферою. Важливою передумовою застосування краудсорсингу, на думку багатьох організацій, є загальнодоступність необмеженої кількості ресурсів, підтримка зворотного зв'язку з екологами, крім того, виходячи з послуг, нові сучасні технології в галузі охорони навколишнього середовища, застосування яких сприятиме збереженню довкілля, оскільки нові ідеї, особливо від можливих «покупців», на жаль, «є дефіцитом».

Головні висновки. За результатами даного дослідження розроблено теоретичні засади щодо реалізації інструменту краудсорсингу у сфері взаємодії стейкхолдерів із державою. Стратегія реформування природоохоронного законодавства актуалізує потребу в новітніх ефективних інструментах у сфері поводження з відходами. Сучасні ІТ-технології відкривають широкі можливості комунікації влади із громадянами у сфері поводження із твердими комунальними відходами. Перспективним є застосування краудсорсингу у природоохоронній системі.

Література

1. Бадьина Л., Миньков С. Краудсорсинг: синергия интернет-сообществ. *Современные наукоемкие технологии*. 2014. № 5. С. 63–66.
2. Савченко И. Современные методы осуществления диалога между государством и обществом. *Социально-экономические и психологические проблемы управления* : матер. I (IV) Международной научно-практической конференции. Москва : Московский государственный психолого-педагогический университет, 2013. С. 76–89.
3. Славин Б. Эволюция моделей сорсинга и ноосорсинга. *Information Management*. 2012. № 4. С. 68–69.
4. Деменко А. Использование метода краудсорсинга в целях повышения эффективности бюджетных расходов. *Вестник Югорского государственного университета*. 2013. № 4(31). С. 28–32.
5. Хау Дж. Краудсорсинг: коллективный разум как инструмент развития бизнеса. Москва : Альпина Паблишер, 2012. 88 с.
6. Кастельс М. Становление общества сетевых структур. *Новая постиндустриальная волна на Западе* : антология / под ред. В. Иноземцева. Москва : Академия, 1999. С. 494–505.
7. Новітня політична лексика (неологізми, оказіоналізми та інші новотвори) : енциклопедичний словник-довідник / за ред. Н. Хоми. Львів : Новий світ-2000, 2015. 492 с.
8. Кірєєва О. Краудсорсинг як метод активного використання колективного інтелекту. *Результат-орієнтовані підходи, інструменти та технології в публічному управлінні* : матер. наук.-практ. конф. за міжнар. участю, м. Дніпропетровськ, 26 жовтня 2012 р. / за ред. Ю. Шарова. Дніпропетровськ : ДРІДУ НАДУ, 2012. С. 78–81.
9. Косуля І. Краудсорсинг та краудфандинг: нові поняття чи нові феномени? *Методологія, теорія та практика соціологічного аналізу сучасного суспільства*. 2014. Вип. 20. С. 267–271.
10. Курочкин А. Инновационная политика в условиях сетевого общества (североевропейская модель). Санкт-Петербург : Изд-во Русской христианской гуманитарной академии, 2013. 131 с.
11. Рогова А. Краудсорсинг как инструмент социально-экономического развития региона. *Современные проблемы науки и образования*. 2013. № 5(49). URL: http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=10531.
12. Саган В., Химиця Н. Краудсорсинг у державному управлінні. *Інформація, комунікація, суспільство 2013 :* матеріали 2-ї Міжнародної наукової конференції ІКС-2013. Львів : Львівська політехніка, 2013. С. 160–161.
13. Хау Дж. Краудсорсинг: коллективный разум как инструмент развития бизнеса. Москва : Альпина Паблишер, 2012. 88 с.

УДК 504.064.5.:639.3+502.13:639.2/.3](045)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-35

ЗАБРУДНЕННЯ ВОДОЙМ ТА НЕДІЄВІСТЬ СИСТЕМИ ДЕРЖАВНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО КОНТРОЛЮ: ОСНОВНІ ПРИЧИНИ ЗМЕНШЕННЯ ВОДНОГО БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Шеін О.В.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ

У статті піднята проблема необхідності врахування фактору масової загибелі риби внаслідок забруднення водойм під час визначення обсягу допустимого вилову водних біоресурсів. Проаналізовано основні проблеми системи державного екологічного контролю у сфері водних біоресурсів та розглянуто можливі напрями їх вирішення. *Ключові слова:* водні біоресурси, біорізноманіття водних живих ресурсів, охорона водних біоресурсів, допустимий обсяг вилову риби, забруднення водойм, екологічний контроль, масова загибель риби.

Загрязнение водоемов и неэффективность системы государственного экологического контроля – основные причины уменьшения водного биоразнообразия. Шеин А.В. В статье поднята проблема необходимости учета фактора массовой гибели рыбы в результате загрязнения водоемов при определении объема допустимого вылова водных биоресурсов. Осуществлен анализ основных проблем системы государственного экологического контроля в сфере водных биоресурсов и рассмотрены возможные направления их решения. *Ключевые слова*: водные биоресурсы, биоразнообразие водных живых ресурсов, охрана водных биоресурсов, допустимый объем вылова рыбы, загрязнение водоемов, экологический контроль, массовая гибель рыбы.

Water pollution and the inefficiency of the state environmental control system are the main reasons for the reduction of aquatic biodiversity. Shein A.V. In the article the author raised the problem of the need to consider the factor of massive loss of fish as a result of pollution of water bodies in determining the volume of permissible catch of aquatic biological resources. The analysis of the main problems of the system of state ecological control in the field of water bioresources has been analyzed and possible directions of their solution are considered. *Key words*: water bioresources, biodiversity of aquatic living resources, protection of water bioresources, allowable volume of catches of fish, pollution of water bodies, ecological control, massive death of fish.

Постановка проблеми. Зменшення біорізноманіття, зокрема біорізноманіття водних екосистем, що спостерігається в Україні, надзвичайно актуальна. Зменшуються обсяги вилову риби та відзначається негативна динаміка вилову деяких видів риб. Недоліки в управлінні збереженням біорізноманіття прісноводних та морських екосистем негативно впливають на обсяг рибних запасів та середовища перебування водних живих ресурсів. Проблему загострює вкрай ускладнена можливість формального доведення фактів масової загибелі риби.

Актуальність дослідження. Забруднення водних екосистем багатьма авторами вважається основним чинником, що негативно впливає на природне відтворення й нагул риб та зменшення його біорізноманіття. У таких умовах великого значення набуває відповідність розрахунків допустимого вилучення водних біоресурсів їх реальним запасам.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Проте методики таких розрахунків не враховують масової загибелі риби. Разом із тим загальновизнаним фактом є недієвість державного екологічного контролю за збереженням та охороною водних біоресурсів.

У публікації представлено обґрунтування необхідності удосконалення методики розрахунків допустимого вилучення водних біоресурсів та пропозиції щодо удосконалення державного контролю за збереженням і відтворенням водних живих ресурсів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Антропогенне і техногенне навантаження на навколишнє природне середовище в Україні у кілька разів перевищує відповідні показники в розвинутих країнах світу. Практично всі поверхневі водні джерела і ґрунтові води забруднені. Основні речовини, які призводять до забруднення, – сполуки азоту та фосфору, органічні речовини, що піддаються легкому окисленню, отрутохімікати, нафтопродукти, важкі метали, феноли. Інтенсивна евтрофікація вну-

трішніх водойм призводить до погіршення стану Чорного та Азовського морів [1]. Те, що ситуація залишається незмінною, знаходить підтвердження в останніх публікаціях.

Забудова прибережних смуг, будування гідроспоруд, викиди каналізації та очисних споруд, безліч сміття – за таких умов стан водойм та їхніх мешканців не може бути задовільним, і сезонна спека – лише додатковий фактор, що призводить до масової загибелі риби [2].

У 2015 році було зафіксовано збільшення рівня евтрофікації р. Дніпро у верхній течії (с. Неданчичі), що проявилось у значному збільшенні інтенсивності «цвітіння» та збільшенні біомаси діатомових водоростей до екологічно шкідливих концентрацій (21,34 мг/дм^3), що значно погіршувало якість вод і викликало значне біологічне забруднення та заморні явища. У воді з'являються токсичні сполуки і велика кількість органічних речовин, які створюють живильне середовище для патогенних бактерій, у зв'язку з чим виникає дефіцит розчинного кисню, що призводить до масової загибелі риби й інших мешканців водойм [3].

Непоодинокі випадки масової загибелі риби зафіксовані на Кременчуцькому водосховищі, зокрема в березні 2011 р. на Кременчуцькому водосховищі під льодом задихнулося близько 16 млн мальків. Тоді Мінприроди звинуватило в масовій загибелі риби Державне агентство рибного господарства [4]. Масова загибель раків та риби сталася у червні 2014 року [5].

Станом на 11 серпня 2017 року Державна екологічна інспекція у Черкаській області спільно з Держрибоохороною Черкаської області виявила три факти загибелі риби на території Чорнобаївського, Уманського та Городищенського районів, унаслідок масового цвітіння синьо-зелених водоростей в товщі води [6].

Основними причинами цих явищ є: неналежне ставлення людини до водойм, незадовільна робота державних природоохоронних структур, аномальна спека, потрапляння у водойми побутових і виробничих стоків та хімікатів з полів [7].

Суттєве погіршення стану водних об'єктів не може позитивно впливати на стан водної іхтіофауни й було підставою збільшення її чисельності та збереження біорізноманіття. Саме про це свідчить негативна динаміка вилову рослиноїдних видів риб, ляща і тарані на [8].

Методологічне або загальнонаукове значення. В основу обґрунтування доцільності вдосконалення системи державного екологічного контролю водних біоресурсів та методики визначення параметрів промислового рибальства покладено особисті спостереження автора та матеріали доступних джерел інформації, зокрема законодавчо-нормативних актів у сфері охорони та використання водних біоресурсів.

Виклад основного матеріалу. Як визначено Законом України «Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів» [9], прогноз допустимого вилову – можливий обсяг вилову водних біоресурсів у рибогосподарському водному об'єкті або районі промислу на промисловий сезон визначається на підставі науково-біологічних обґрунтувань та може змінюватися (уточнюватися) під час здійснення промислу на основі результатів нових наукових досліджень про стан запасів водних біоресурсів.

Визначення лімітів та прогнозу допустимого вилову здійснюються на підставі наукового обґрунтування, яке розробляється науковими установами, підприємствами та організаціями, що належать до сфери управління Держрибагентства, Національною академією наук і Національною академією аграрних наук на замовлення Держрибагентства або суб'єктів рибного господарства згідно з Порядком [10].

Так, у Біологічному обґрунтуванні допустимих обсягів вилову водних біоресурсів вихідними даними для розрахунку запасів та обсягів допустимого вилучення були результати польових досліджень, які проводились на дніпровських водосховищах у весняно-літній період 2018 року [11]. У наведеному Обґрунтуванні зазначено, що за даними досліджень, проведених у різні роки, для дніпровських водосховищ характерний підвищений вміст токсикантів у воді, який значно перевищував гранично допустимі концентрації для рибогосподарських водойм.

Збір матеріалів з вивчення біологічного стану популяцій риб, умов та ефективності природного відтворення, природної кормової бази, оцінка врожайності молоді риб проводились згідно з Методикою [12]. При цьому запаси основних промислових видів риб розраховували за формулою:

$$B = (I_{факт}/\varphi_m) + \Delta_п B,$$

де φ_m – річний коефіцієнт промислової смертності;

$\Delta_п B$ – приріст іхтіомаси за рахунок поповнення.

Для оцінки запасу водних біоресурсів р. Дніпро та р. Десна в межах Чернігівської області використали модель динаміки іхтіомаси з усередненими коефіцієнтами річної природної смертності та фактичних вагових приростів за віковими групами:

$$B_{i+1} = ((B_i - I_i)_*(1- \varphi_м)+ k_* B_i),$$

де I_i – фактичний обсяг вилову за попередній рік;

$\varphi_м$ – річна природна смертність;

k – коефіцієнт, враховуючий поповнення.

Коефіцієнти в рівнянні були прийняті як середні фактичні за даними попередніх досліджень, проведених іхтіологічною службою Чернігврибоохорони. При цьому для 2018 р. вилов приймався на рівні затверджених прогнозів, а коефіцієнт промислової смертності та величина поповнення визначалися загальноприйнятими методами (Тюрин, 1963) [13].

Отже, наведені дані свідчать про те, що науковці використовують методики розрахунків, які не враховують фактору масової загибелі риби внаслідок забруднення водойм та інших чинників.

За даними Асоціації рибалок України (АРУ), обсяг вилову водних біоресурсів українськими рибалками скорочується: з 1 мільйона 100 тисяч тонн у 1989 році до 61,5 тис. тонн у 2018 році. На рис. 1 наведено динаміку обсягу вилову риби та добування інших водних біоресурсів в Україні та на території морських економічних зон України за період з 2014 по 2018 рік [14].

Ці дані суттєво відрізняються від інформації Держагентства рибного господарства, за якою загальний вилов становив у 2017 році 94,2 тис. тонн, однак тут ураховано обсяг вилову антарктичного криля, а це некоректно.

В АРУ вважають, що забруднення річок, браконьєрство, незаконна забудова прибережних смуг, що не дає річці самоочистити свої води, а так само позбавляючи рибу традиційних місць нересту, разом із неефективною діяльністю природоохоронних служб призвело до того, що риби стало катастрофічно мало [15].

Формальній недоведеності очевидних фактів масової загибелі риби внаслідок забруднення водойм сприяє діюча недосконала та неефективна система екологічного контролю та незадовільний стан нормативно-правової бази в даній сфері.

Одним із численних прикладів неефективності діючої системи природоохоронного контролю у сфері водних біоресурсів може служити рішення Господарського суду Полтавської області від 11.05.2018 року в справі № 917/20/18 за позов-

Рис. 1. Динаміка обсягу вилову риби та добування інших водних біоресурсів в Україні та на території морських економічних зон України за період з 2014 по 2018 рік

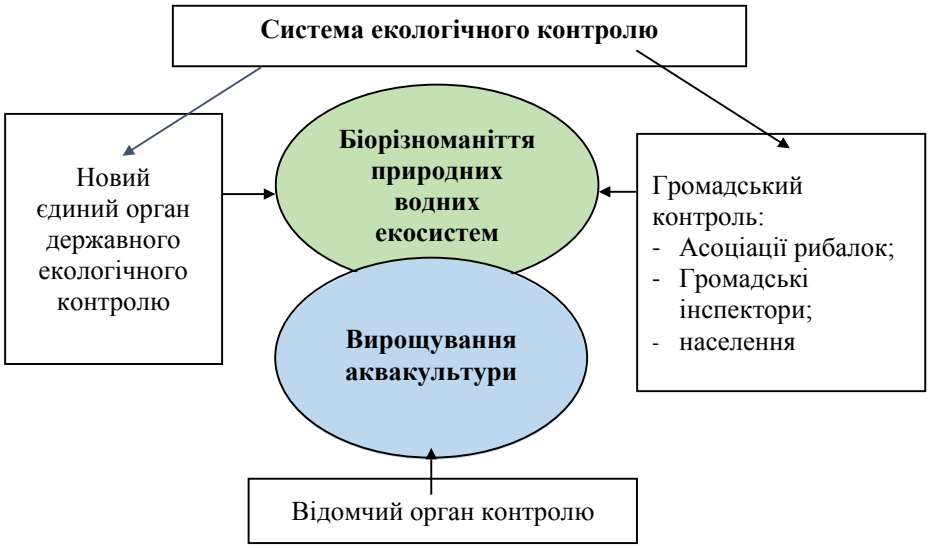


Рис. 2. Структури системи екологічного контролю за охороною, використанням та відтворенням водних живих ресурсів

ною заявою Державної екологічної інспекції в Полтавській області до ТОВ «АПК «Цукровик Полтавщини» [16].

Згідно з наведеним Рішенням суду позивачу відмовлено в задоволені позову про стягнення з відповідача збитків на суму 901 687,71 грн., спричинених масовою загибеллю риби – карася сріблястого на площі 144 м^2, кількістю184 шт/м^2, що є порушенням ст. 68, 95 Водного кодексу України, ст. 40 Закону України «Про тваринний світ».

Як зазначено в рішенні суду, позивачем не надано доказів порушення законодавства про охорону навколишнього природного середовища, в матеріалах справи відсутні докази того, що ДЕІ в Полтавській області встановила джерела скиду гранично допустимих концентрацій шкідливих речовин та особу, яка здійснила такий скид у ставок, у результаті чого нанесено шкоду навколишньому природному середовищу, на сьогодні неможливо встановити обставини, які необхідні для існування складу правопорушення, що є підставою для стягнення шкоди згідно зі ст. 1166 ЦК України та ст. ст. 68, 69 Закону «Про захист навколишнього природного середовища».

Так, на даний час Державний нагляд (контроль) у сфері охорони, використання і відтворення риби та інших водних живих ресурсів здійснюють Держекоінспекція та Держрибагентство, що призводить до дублювання функцій природоохоронного контролю. Тож, пропонується внести зміни до законодавства, які б закріплювали державний контроль у сфері охорони, використання і відтворення риби та інших водних живих ресурсів за одним державним органом – центральним органом виконавчої влади, що реалізує державну політику зі здійснення державного нагляду (контролю) у сфері охорони навколишнього природного середовища, раціонального використання, відтворення й охорони природних ресурсів. Контроль із боку Держрибагенства має бути визнано як відомчий (рис. 2). Важливе місце в системі екологічного контролю повинен посідати громадський контроль.

Принциповим є також наділення нового державного органу достатніми повноваженнями для визначення розміру реальних збитків, можливості стягнення шкоди в судовому чи досудовому порядку та притягнення до відповідальність осіб, винних у порушенні природоохоронного законодавства.

Застаріла система низьких штрафів та вкрай незадовільний рівень відшкодування нарахованих збитків, викликаний браком механізму чіткої взаємодії між судовими, правоохоронними органами, державної виконавчої служби та органами державної рибоохорони, низька якість проведення претензійно-позовної роботи, відсутність належної нормативно-правової бази, яка б давала можливість реального притягнення винних осіб до відповідальності та відшкодування шкоди, – все це призводить до втрати бюджетом значних коштів, поширення браконьєрства, дає змогу порушникам уникати відповідальності.

Збереженню біорізноманіття водних екосистем сприятиме також реформування рибної галузі з акцентом на розвитку аква- та марикультури, що відповідає світовим тенденціям.

Головні висновки. Отже, причинами зменшення біорізноманіття водних живих ресурсів слід вважати забруднення водойм, неврахування фактів масової загибелі риб у визначенні обсягів вилову та недієвість і неефективність системи державного контролю у сфері охорони, використання і відтворення природних водних живих ресурсів.

Вирішення проблеми збереження біорізноманіття водних екосистем можливе лише створенням єдиного центрального органу виконавчої влади з повноваженнями державного контролю за дотриманням законодавства у сфері охорони, використання і відтворення риби та інших водних живих ресурсів та підвищенням ефективності громадського екологічного контролю.

Перспективи використання результатів дослідження. Викладені результати досліджень важливі для удосконалення природоохоронного законодавства і можуть бути корисними для використання в освітніх програмах підготування фахівців-екологів.

Література

1. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року : Закон України від 21 грудня 2010 року № 2818-VI. *Верховна Рада України.* URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2818-17 (дата звернення: 19.03.2019).
2. Катастрофа на українських річках. URL: https://ahf.org.ua/uk/news/439-katastrofa-na-ukrajinskikh-richkakh.
3. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. Київ : Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С., 2017. 308 с.
4. Мінприроди: в масовій загибелі риби на Кременчуцькому водосховищі винен Держрибгосп. URL: https://ukranews.com/ua/news/81299-minpryrody-v-masoviy-zagybeli-ryby-na-kremenchuckomu-vodoskhovyshhi-vynen-derzhrybgosp.
5. Причини масової загибелі риби і раків у Кременчуцькому водосховищі з'ясовують, а ми продовжуємо пити воду з цього джерела. URL: http://svetlovodsk.com.ua/5865-prichini-masovoyi-zagibeli-ribi-i-rakiv-u-kremenchuckomu-vodosxovishhi-zyasovuyut-a-mi-prodovzhuyemo-piti-vodu-z-cogo-dzherela.html.
6. ТрифактизагибелірибивиявилинаЧеркащині.URL:.https://novadoba.com.ua/40916-try-fakty-zagybeli-ryby-na-cherkaschyni.l.
7. У 2017 році було отруєно хімією та стоками 1200 українських водойм. *Асоціація рибалок.* URL: https://zik.ua/news/2018/08/27/u_2017_rotsi_bulo_otruieno_himiieyu_ta_stokamy_1200_ukrainskyh_vodoym__1394233
8. Вилов риби в Україні є найбільшим за останні 2 роки. URL: https://info.shuvar.com/news/2442/Vylov-ryby-v-Ukrayini-ye-naybilshym-za-ostanni-2-roky.

9. Про рибне господарство, промислове рибальство та охорону водних біоресурсів : Закон України від 8 липня 2011 року 3677-VI. *Верховна Рада України*. URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/3677-17 (дата звернення: 19.03.2019).
10. Про порядок установлення лімітів спеціального використання та визначення прогнозу допустимого вилову водних біоресурсів : Постанова Кабінету Міністрів України від 5 грудня 2012 р. № 1149. *Верховна Рада України.* URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1149-2012-%D0%BF (дата звернення: 19.03.2019).
11. Біологічне обґрунтування допустимих обсягів вилову водних біоресурсів у Київському, Канівському, Кременчуцькому, Кам'янському, Каховському Червонооскільському водосховищах та Дніпровсько-Бузькій гирлові системі лиманів на 2019 р. (за виключенням територій та об'єктів природно-заповідного фонду).
12. Методика збору і обробки іхтіологічних і гідробіологічних матеріалів з метою визначення лімітів промислового вилучення риб з великих водосховищ і лиманів України : Затв. наказом Держкомрибгоспу України; № 166 від 15.12.98 р. Київ, 1998. 47 с. С. 8.
13. Тюрин П.В. Биологические обоснования регулирования рыболовства на внутренних водоёмах. Москва : Пищепромиздат, 1963. 119 с.
14. В Україні різко скоротився вилов риби. URL: https://ukr.lb.ua/economics/2019/01/28/418232_ukraini_rizko_skorotivsya_vilov_ribi.html.
15. Асоціація рибалок України б’є на сполох: Обсяг вилову риби за 30 років скоротився у 18 разів. URL: https://ribachok.in.ua/novyny-ta-zakhody/162-asotsiatsiia-rybalok-ukrainy-bie-na-spolokh-obsiah-vylovu-ryby-za-30-rokiv-skorotyvsia-u-18-raziv.
16. Рішення Господарського суду Полтавської області від 11.05.2018 р. року у справі № 917/20/18. *Єдиний державний реєстр судових рішень* URL: http://www.reyestr.court.gov.ua/Review/74190987 (дата звернення: 19.03.2019).

УДК 93:37.035:504 (477)
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-36

ІСТОРІЯ ЕКОЛОГО-КРАЄЗНАВЧИХ ДОСЛІДЖЕНЬ У МІСТІ КИЄВІ З НАЙДАВНІШИХ ЧАСІВ ДО СЬОГОДЕННЯ

Шевченко Р.Ю., Шевченко З.М.
Заклад загальної середньої освіти № 210 Оболонського району
вул. Йорданська, 22а, 04210, м. Київ
0980710374@ukr.net

На основі історико-ретроспективного аналізу еколого-краєзнавчих досліджень міського середовища Києва показано історичні зрізи трансформації природного ландшафту в антропогенний. Вивчений історико-геопростровий аналіз виникнення штучних еколого-гідрологічних об'єктів: фонтанів, водограїв, водогонів та їхній вплив на навколишнє природне середовище, проведена їх класифікація, представлений опис найексклюзивніших із них. Поданий короткий історичний нарис аерокосмічної думки в екологічному моніторингу довкілля на території столиці. *Ключові слова:* екологічне києвознавство, штучні еколого-гідрографічні об'єкти, аерокосмічні установи й аерофотозйомка, історія м. Києва.

История эколого-краеведческих исследований в городе Киеве с древнейших времен до современности. Шевченко Р.Ю., Шевченко З.Н. На основе историко-ретроспективного анализа эколого-краеведческих исследований городской среды Киева показаны исторические срезы трансформации природного ландшафта в антропогенный. Изучен историко-геопространственный анализ возникновения искусственных эколого-гидрологических объектов: фонтанов, водопадов, водопроводов и их влияние на окружающую среду, проведена их классификация, представлено описание самых эксклюзивных из них. Представлен краткий исторический очерк аэрокосмической мысли в экологическом мониторинге окружающей среды на территории столицы. *Ключевые слова:* экологическое киевоведение, искусственные эколого-гидрографические объекты, аэрокосмические учреждения и аэрофотосъемка, история г. Киева.

The history of ecology and lore studies in the city of Kyiv from the ancient times to the present. Shevchenko R., Shevchenko Z. The article presents a historical and retrospective analysis of environmental and lore studies of the urban environment of Kyiv from ancient times to the present. Historical sections of the transformation of the natural landscape into anthropogenic are studied. The historical-geospatial analysis of the occurrence of artificial ecological and hydrological objects: fountains, waterfalls, water pipes and their influence on the environment has been studied, their classification has been described, the description of the most exclusive of them is presented. The presented brief historical essay on aerospace thinking in the environmental monitoring of the environment in the capital. *Key words:* ecological civic studies, artificial ecological-hydrographic objects, aerospace establishments and aerial photography, history of Kyiv.

Постановка проблеми. В еколого-краєзнавчих дослідженнях значну увагу приділяють проблемі довкілля урбоекологічних ландшафтів. Одним із найбільших та особливих в історії екологічного моніторингу та цікавим за своїм різноманіттям в Україні є природно-техногенний ландшафт міста Києва. До історичних еколого-краєзнавчих досліджень належать ретроспективний аналіз гідрографії та рельєфу міста, біорозмаїття та соціально-екологічні процеси, розвиток столичних наукових центрів та інститутів, що спеціалізуються на вивченні екології довкілля столиці України, зокрема історії аерокосмічної думки та технологій, які сьогодні є основою еколого-краєзнавчих досліджень та екологічного моніторингу.

На стику історії екології, урбоекології та екологічного краєзнавства народжується нова інженерно-гуманітарна методологія (науковий напрям) – *екологічне києвознавство*, головне наукове завдання якої – комплексне й інтегральне вивчення навколишнього природного й антропогенного середовища, прогнозування його трансформації з урахуванням історичних чинників розвитку міста як сталої екологічної системи.

Проблемними завданнями цього наукового дослідження є вивчення основного чинника виникнення міста Києва. Це водні простори, штучні та природні об'єкти, фонтани, бювети як складники сучасного природно-техногенного ландшафту київської агломерації від найдавніших часів до сьогодення.

Актуальність дослідження. Органи державної влади міста та громадські екологічні організації постійно висловлюють свою стурбованість погіршенням стану довкілля у столиці. Передусім це підвищення градієнта теплового поля міста, варварське вирубання урочищ під будівництво житлових масивів, викиди від автомобільного муніципального та приватного транспорту тощо. Тому актуальним є визначення початку процесу знищення природного довкілля столиці від часів заснування міста (історики П. Толочко, М. Закревський, М. Каргера – IV–V ст.), хоча деякі дослідники м. Києва вважають,

що йому приблизно 3 000 років (доісторичні назви: Данапрштат, Метрополіс, Куяба тощо). Залишилася картографічна спадщина історії міста, за якою можна дослідити історію трансформації навколишнього природного середовища м. Києва.

Актуальність наукового дослідження посилюється тим, що в сучасних закладах загальної середньої освіти м. Києва запроваджується новий навчальний інтегральний курс «Мій Київ / Екологічне києвознавство», а Центрами туризму учнівської молоді проводяться квести із знань екологічної інфраструктури міста, історії об'єктів екології довкілля. Науково-дослідні роботи учнівської молоді Малої академії наук столиці присвячені історії еколого-краєзнавчих рухів у м. Києві. Університет ім. Бориса Грінченка має науковий напрям досліджень *екологічне краєзнавство*. У Закладі загальної середньої освіти № 210 Оболонського району м. Києва працює науковий гурток / факультатив «Києвознавство», у навчальній програмі якого пріоритетними є проблеми екології та історії природоохоронної діяльності в м. Києві.

Історія еколого-краєзнавчих досліджень м. Києва є складником навчальних програм закладів середньої та вищої освіти. Під час виконання практичних завдань із навчальної дисципліни «ГІС в екології» для студентів Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління передбачена лабораторна робота з історії природокористування за стародавніми та сучасними географічними картами м. Києва.

Історія еколого-краєзнавчих досліджень та методика їх проведення закладені в теоретичну частину наукових досліджень та виконання науково-дослідних програм і послуг, наприклад, науково-дослідна робота Державної екологічної академії післядипломної роботи та управління «Проект організації національного природного парку «Кременецькі гори», охорони, відтворення та рекреаційного використання його природних комплексів та об'єктів» (№ ДР 0115U006560). Рукопис завершено у грудні 2016 р., розроблена картографічна модель «Розміщення історико-культурних, рекреаційних екологічних освітньо-виховних об'єктів, екологічних стежок та туристичних маршрутів, у межах національного парку «Кременецькі гори» та на прилеглих територіях.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Картографічне дослідження особливостей розміщення стародавніх ландшафтів Києва здійснюється на основі абрисів, картосхем, планів, карт та атласів від часів монголо-татарського нашестя, лаврських (патерікових) планів і гравюр А. Кальнофойського, малюнків А. Вестерфельда, М. Ґруневега, історичних карт М. Закревського, планів А. Меленського, І. Ушакова, І. Фундуклея та інших картографічних творів інших києвознавців.

Першим відомим планом м. Києва з відображенням навколишнього природного середовища є план, укладений за наказом монголо-татарського хана Манглі-Гирея. Традицію картографування трансформації довкілля м. Києва продовжив також іноземець, німецький мандрівник Мартін Ґруневег. Він безпосередньо дослідив річки та пагорби Верхнього Міста, Печерська та Подолу, склав кресленики Перевісища (сучасна Європейська площа), входу в Лаврські печери та схему-план Печерська, фактично відтворив еколого-географічне середовище, а також їхні характерні обриси та форми. М. Ґруневег відобразив пропорції та особливості географічного розташування ярів та урочищ Липок.

Лаврські Патерикові карти А. Кальнофойського, ченця Києво-Печерської лаври, уперше надруковані в 1638 р. як додаток до його книги "Teraturguma Lubo Cruda" («Тератургіма») і містять плани, які найбільш достовірно представляють стародавній Київ. Вони орієнтовані у східному напрямку, на відміну від прийнятої на той час орієнтації більшості карт на захід.

Плани І. Ушакова (1695 р.) завдяки перспективно-рисунковому зображенню передають численні деталі гідрографічної мережі м. Києва й особливості їх місцезнаходження, наприклад, річок Почайна та Сетомль.

Плани XVIII ст. показують довкілля міста в натуралістичному (картинному) вигляді, що є особливою їхньою цінністю. Але вони мали значну кількість неточностей та викривлень через недосконалість знімальних матеріалів і поліграфічного видання (гравіювання, відтиску та вицвітання карти).

Важливим джерелом еколого-краєзнавчих досліджень міста Києва є історичні карти, складені М. Закревським (1805–1871 рр.). Відомим українським істориком, картографом, географом та дослідником створена серія із 37 карт Києва на окремі часові періоди. Аналіз їхнього змісту дає змогу відстежувати розвиток забудови території Києва та вивчати географічні особливості забудови урочищ. Основну увагу приділено планам Києва у X ст. (рис. 1), 988–1240 рр., 1240–1600 рр. та специфіці умовних знаків. Географічна цінність планів М. Закревського для еколого-картографічного моніторингу довкілля м. Києва полягає у відповідності сучасним вимогам картографування, що може бути основою для створення сучасних карт довкілля певного історичного періоду.

Історія джерел картографування довкілля м. Києва від стародавніх часів до сьогодення є прикладом яскравого та своєрідного літопису території міста, що дає уявлення не тільки про його забудову, природу але і про географо-рекреаційне середовище м. Києва.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Сьогодні науково не вивчені з погляду історичного екологічного природокористування м. Києва історія побудови фонтанів міста та їхнє призначення за різними епохами в розвитку Києва (штучні гідроекологічні об'єкти м. Києва: історія та сучасність),

історія еколого-аерокосмічної думки в дослідженні довкілля в місті.

Новизна. Штучні екологічні зони, що включають фонтани та водограї, клумби й екоінсталяції в публічному просторі м. Києва, їх класифікація та узагальнення, проведення їх історичного дослідження виділені в новий напрям еколого-києвознавчих досліджень. Значна увага приділяється їх історичному вивченню. Необхідною умовою досліджень екологічних об'єктів антропогенного ґенезу є наявність наукових і досліджуваних установ та організацій, вивчення історії їх виникнення, розвитку наукової думки в галузі. Ключовими з них визначені підприємства аерокосмічної індустрії, аналіз результатів історії впровадження розробок як основи проведення ретроспективного (історичного) еколого-краєзнавчого моніторингу.

Методологічне або загальнонаукове значення. Дослідження історії антропогенних (штучних) екологічних об'єктів території міста, історія аерокосмічної думки в м. Києві передбачає апробацію нової методології – *екологічного києвознавства*, яке поділяється на історичне києвознавство щодо літописної гідрографії (штучна та природна), орографію (релігійна та рекреаційна), історичне природо- та ресурсокористування, історію забудови міста та її природних урочищ, історію трансформації біосфери (флора та фауна), медико-екологічні проблеми, економіко-екологічне моделювання, історію інженерно-екологічної науки Києва тощо.

Виклад основного матеріалу. *Вода* – джерело життя і початок всього світу і зокрема історичного розвитку міста Києва. Перший фонтан у центрі Києва був облаштований у 1849 р. на нинішній Європейській площі губернатором І. Фундуклеєм. Сьогодні загальна кількість фонтанів становить приблизно 90 [7].

Фонтани та бювети м. Києва – штучні еколого-гідрологічні об'єкти міського середовища й окраса столиці України, які потребують окремого еколого-краєзнавчого вивчення. Вони є унікальними в системі антропогенного ландшафту, а їхнє екологічне призначення змінювалося за часом, формою, видом, архітектурою під впливом історії розвитку міста.

Усі сучасні фонтани м. Києва мають таку класифікацію: *зрошувальні фонтани* (для газонів та клумб), *церковні фонтани-ківорії, фонтани-охолоджувачі перехожих* (улітку), *декоративні фонтани* (у приміщеннях громадських закладів), *фонтани-скульптури, питні фонтани (бювети) та питні фонтани на пляжах, історичні фонтани, фонтани-пам'ятки.* До окремої категорії екогідрографічної штучної мережі належать *бювети*.

Фонтан – це складна інженерно-архітектурна споруда, яка працює за замкненим водяним циклом і містить загальну, гідротехнічну й електротехнічну частини. Традиційно сезон роботи фонтанів у столиці починається наприкінці квітня – на початку травня і триває до кінця жовтня.

Найпершим фонтаном у Києві вважається «Самсон» (інша назва – «Феліціан»), який розташований на Контрактовій площі [2]. У давнину, ще за часів Київської Русі, на цьому місці був звичайний резервуар, куди стікала вода із сусідньої Андріївської гори через дерев'яні труби, зариті глибоко в землю. До появи системи очищення води і сучасного водопостачання по трубах кияни для отримання води користувалися джерелами підземних джерел і гли-

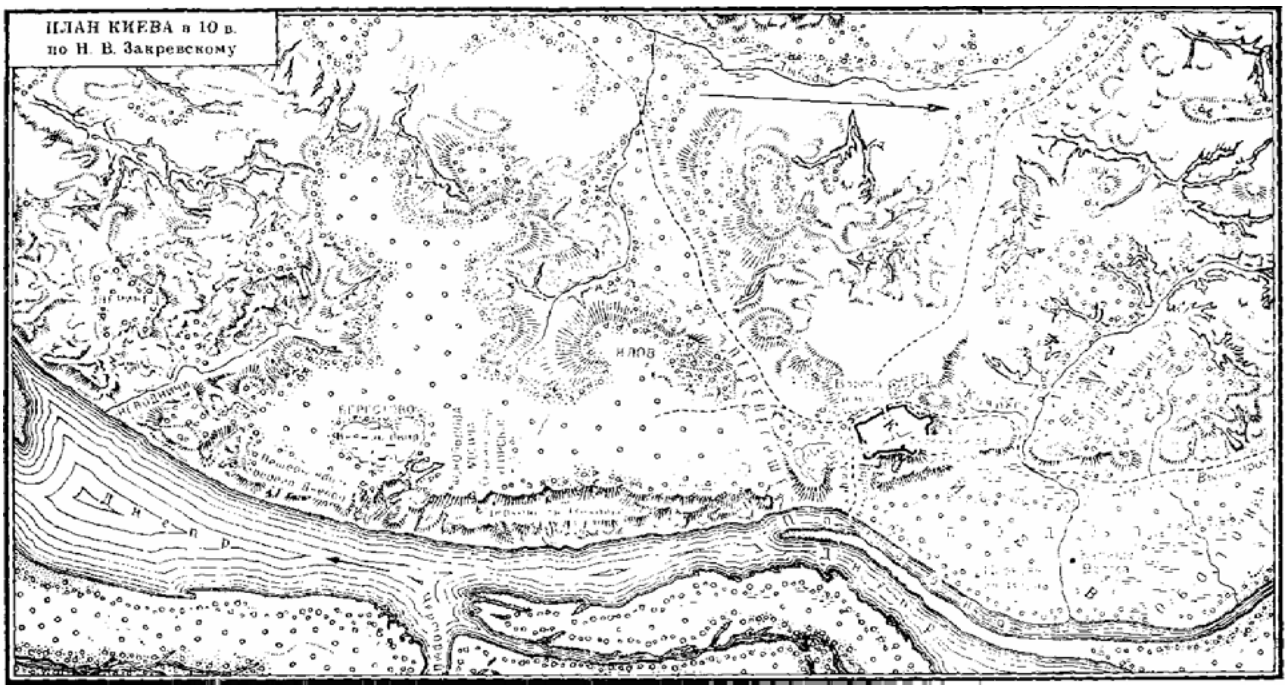


Рис. 1. Історичний план довкілля Києва в X ст. за М. Закревським

бокими колодязями. Деякі такі джерела використовують і зараз. Найпопулярнішими з них є джерело св. Серафіма Саровського в Пущі-Водиці, джерела в Кучминому Яру (Солом'янський район) і на Сирці. Кажуть, у цих джерелах вода чиста і має цілющі властивості [4].

Серед джерел Києва є ще і священні, воду з яких використовують для хрещення і зцілення від хвороб. Вони розташовані на територіях монастирів Голосієва, Китаєва, Подолу (Фролівський) і Києво-Печерської лаври [1].

У парку «Феофанія» та поблизу Свято-Пантелеймонівського жіночого монастиря можна знайти декілька цілющих криниць. Найвідоміша з них – цілителя Пантелеймона. Завдяки Старцю Іринарху вода із трьох джерел – Живоносного, Тихонівського та Пантелеймонівського – накопичувалася у Великому джерелі і вже звідти піднімалася по схилах пагорба до монастиря. Надзвичайно цілющими є джерела у Феофанії. Відомий учений-біохімік О. Палладін любив відпочивати поруч із ними. На смак вода із трьох джерел відрізняється, але всі три види допомагають від багатьох хвороб, зокрема й від дуже важких захворювань.

На Подолі, у центрі Фролівського монастиря біля Вознесенського храму, є давнє цілюще джерело імені святих Фрола та Лавра: воно виглядає як камінь, з якого тече чиста вода, що має жовтуватий відтінок через насиченість залізом [4].

Перші фонтани Києва були споруджені для потреб ченців і парафіян на початку XVII ст. з появою першого так званого «централізованого» водопостачання.

У 70-ті рр. XIX ст. Київська міська дума започаткувала будівництво першого централізованого водопроводу Києва. Згідно з договором, «Київське товариство водопостачання» повинно було не лише спорудити водогін, а й установити фонтани в місті. На засіданні міської Думи 16 вересня 1871 р. були затверджені місця для двох перших фонтанів Термена – на Царській (сучасна Європейська) та Хрещатицькій (майдан Незалежності) площах. Пізніше затвердили місця для решти фонтанів: на Театральній площі, на Подолі біля Гостинного двору; на Михайлівській та Бессарабській площах. Першу трійку серії так званих «близнюків» становили фонтани 1899 р.: біля Золотих воріт «Іван» (рис. 2), у Царському саду (сучасний Маріїнський парк) та на Караваївській площі (сучасна пл. Льва Толстого). Решта фонтанів з'явилися в 1900–1901 рр. – у сучасному Маріїнському парку та на Софійській площі [5].

Фонтан «Моряк» (або «Костянтин») з'явився приблизно 100 років тому на Бессарабській площі. Згодом, у 1912 р. «Моряка» замінили громіздким чавунним фонтаном. А після Другої світової війни на цьому місці встановили фонтан із гладкого червоного мармуру, який у народі назвали «Лотосом», квітку якого він нагадував. Незабаром перед

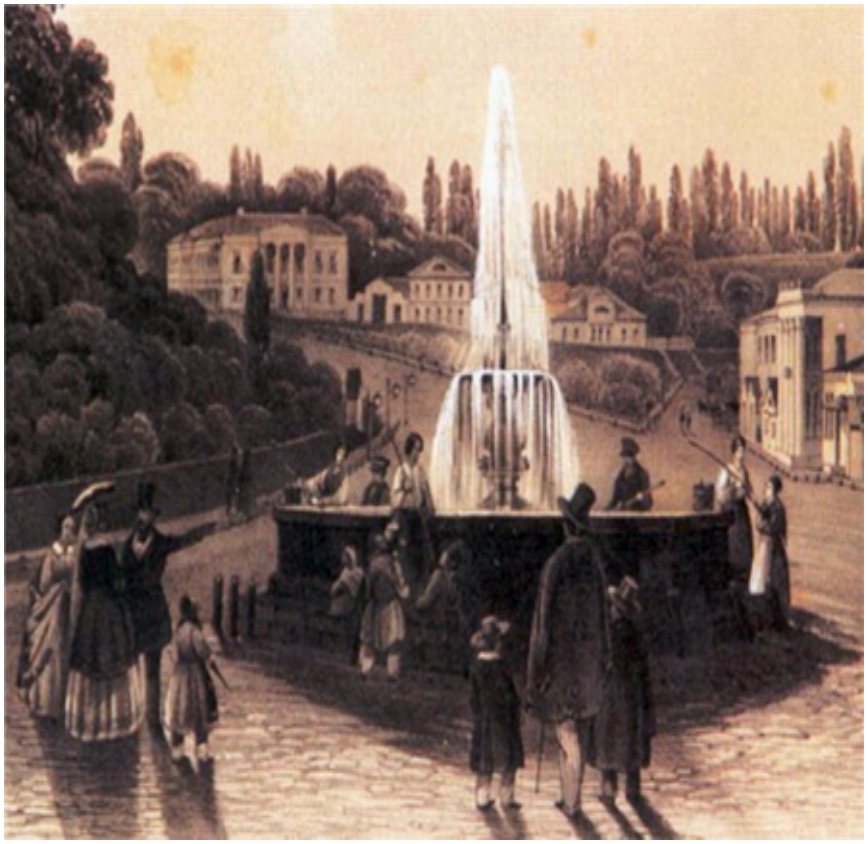


Рис. 2. Фонтан «Іван» (стародавня світлина)

Бесарабкою взялися будувати підземний перехід і водограй «Лотос» перенесли в парк за філармонією. Але з початком будівництва металевої арки «Дружба народів» – монумента до 300-річчя «возз'єднання України і Росії». І тільки в 1998 р. «Лотос» знайшов таки своє місце – перед входом до Пасажу, на Хрещатику, де досить органічно виглядає. Існував також фонтан у вигляді слона, що купався на місці сучасної арки «Дружба народів» до її будівництва [5].

У радянські часи значна кількість фонтанів розміщувалися в універсамах та великих магазинах. Так, на Оболоні фонтани працювали біля сучасного супермаркету «Велика кишеня» (колишній Універсам № 3) на Оболонській площі (колишня Дружби народів), біля сучасного супермаркету «АТБ» (проспект Героїв Сталінграду, 2) та поруч, за адресою Героїв Сталінграду, 2а, був фонтан із двох басейнових резервуарів. У занедбаному стані зараз недіючий фонтан біля кінотеатру «Братислава».

Фонтани на головній площі міста. У 60-х рр. на площі Калініна (майдан Незалежності) збудували перший каскадний фонтан. Кожне десятиріччя фонтан змінював назву – спочатку до «1500-річчя Києва», згодом фонтан т. з. «Дружби народів». Після довгої реконструкції головна площа Києва у 2001 р. оновилася фонтанами. На парній стороні майдану споруджена алея фонтанів із шести малих і одного великого фонтана. На непарній стороні – пам'ятний комплекс незалежності України, частиною якого став каскадний фонтан. Споруджений фонтан «Водяна куля» біля Національної музичної академії України (Київська консерваторія). Праворуч від «Каскадного фонтана» облаштували фонтан-монумент «Засновники Києва» (скульптор А. Кущ).

До 2019 р. у Києві споруджено понад 90 фонтанів, найкреативніший з яких – фонтан бажань, встановлений на стіні готелю «Інтерконтиненталь», який розташовується на Михайлівській площі. 28 травня 2017 р. на озері Тельбін запущена унікальна (єдина в Україні) система аерації: сам фонтан зі світлодіодними світильниками та системою стереовідтворення звуку. Складна НТ-інженерна конструкція складається з компресорної станції, системи трубопроводів і восьми аераторів, покликана врятувати озеро від поступового вмирання (заболочування). Відповідний фонтан є на Китаївських ставках. Ексклюзивним є фонтан «Парасолька» на Оболонській набережній, зроблений із граніту з підсвічуванням, знаходиться в «Саду каменів». Цей зелений куточок столиці відкритий у 2011 р. до Дня Незалежності.

На відміну від старих, усі сучасні фонтани в Києві мають систему оборотного водопостачання. Це означає, що вода у фонтані ходить по замкнутому циклу, куди автоматично додається невеликими порціями, компенсуючи викликані випаровуванням і розбризкуванням втрати. Від цього фонтани в Києві стали більш економічними, але виникла проблема обробки води. Тому всі сучасні фонтани Києва оснащені сис-

Рис. 3. Бюветний комплекс біля Горіхуватських ставків, поруч із Голосіївською площею

темою водоочищення, схожою на систему фільтрації і хімобробки в басейні. Ця система, за нормальної експлуатації, гарантує дотримання всіх санітарних норм води в міському фонтані [4].

Київ не випадково називають ще містом питних фонтанів (бюветів). *Бювети міста Києва* – це питні артезіанські свердловини різних водоносних горизонтів глибиною від 100 до 300 м [6]. Кожен із фонтанів-бюветів має унікальну архітектурну надджерельну конструкцію (павільйон), яка не повторюється. У кожному районі м. Києва вже встановлено до кількох десятків таких бюветних павільйонів, які дають можливість усім бажаючим безкоштовно користуватися екологічно чистою водою (рис. 3). За весь час існування системи бюветного водопостачання в Києві не було жодного випадку спалаху інфекційних захворювань, викликаних артезіанською водою. Артезіанська вода з бюветів рекомендована Міністерством охорони здоров'я України для пиття і приготування їжі, особливо для дітей і хворих [4]. Створена інтерактивна карта бюветних комплексів м. Києва й інших штучних гідрографічних споруд (рис. 4).

Нині запроваджується мода на приватні фонтани, які встановлюють у готелях, приватних садибах, торговельних центрах. В одному з таких закладів – торговельному центрі «Глобус», що під майданом Незалежності, невеличкий фонтан став ще й меценатом. Фонтанні комплекси у ТРЦ «Дрімтаун 1 та 2» відповідають еколого-географічній тематиці кожного атріуму (фойє). Цікавими за формами є фонтани в універмазі «Україна» та торговельно-розважальному центрі «Караван». Перед фасадами навчальних закладів та торговельно-розважальних закладів також улаштовують водограї як елементи ландшафтного дизайну.

Фонтани та бювети – штучні гідроекологічні об'єкти антропогенного ландшафту міського середовища. Вони покарщують мікрокліматичні умови безпеки життєдіяльності й естетичний вигляд публічного простору.

Важливим і ще не вирішеним питанням історії еколого-краєзнавчих досліджень м. Києва є вивчення аерокосмічної думки, яка є інноваційною в сучасному екологічному моніторингу м. Києва. Київ – науковий і виробничий хаб у галузі еколого-інженерних наук. Величезна кількість науково-дослідних установ розташована на території агломерації. Це установи НАН України: Центр аерокосмічних досліджень при Інституті геологічних наук, відділення

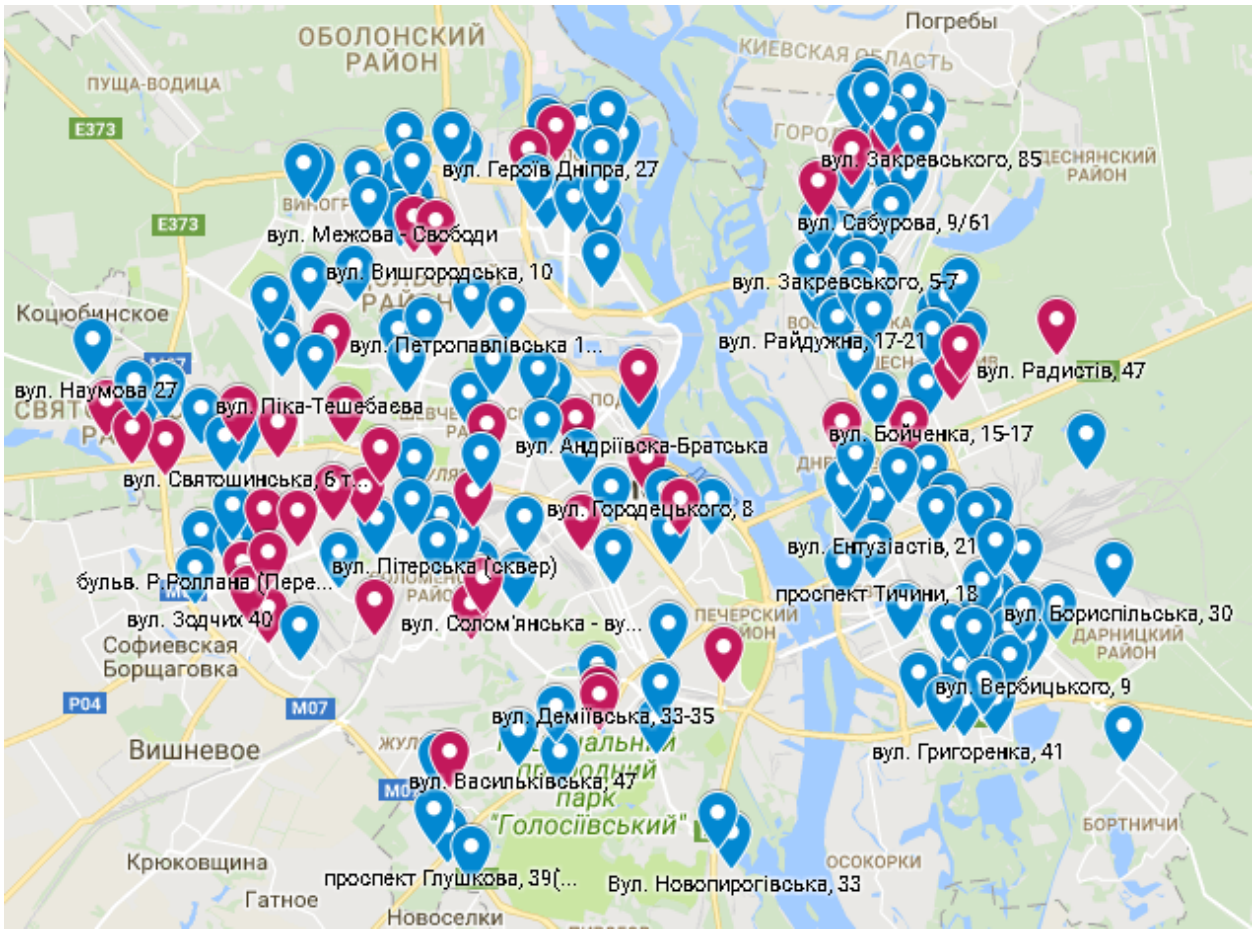


Рис. 4. Інтерактивна карта бюветних комплексів м. Києва

Джерело: URL: https://kyivvodfond.com.ua/elektronna-karta-byuvetnyh-kompleksiv

картографії Інституту географії, Науково-дослідний інститут геодезії та картографії. Функціонують і науково-виробничі корпорації, що спеціалізуються на наукоємній космічній продукції: ВАТ «Арсенал», завод ім. Антонова. Є також адміністративні управлінські державні структури: Державне космічне агентство України та Національний центр управління та випробування космічних засобів.

Науковими організаціями, що проводять перманентний моніторинг довкілля м. Києва з космічного простору, є астрономічні обсерваторії: Головна астрономічна обсерваторія НАН України в Голосієві, Астрономічна обсерваторія Київського національного університету імені Тараса Шевченка, Кометна станція спостереження в с. Лісники Київської області.

Історія зародження аерокосмічної думки в м. Києві починається за часів трипільців, де вони спостерігали зірки та планети з метою екологічного ресурсозберігаючого землеробства, для інших цілей державного управління. Відповідна карта зоряного неба міститься в музеї Трипілля Київської області.

За небом (екологія Космосу) кияни спостерігали завжди, і цьому сприяв горбистий рельєф місцевості й унікальних ландшафтів. На території Астрономічної обсерваторії (на Обсерваторній горі) є пам'ятний знак «Київському меридіану», який використовувався в XIX – на поч. XX ст. для проведення топографо-геодезичних та картографічних робіт на території Південно-Західного краю Російської імперії. На цій території є сонячний годинник. Взагалі, сонячних годинників на території м. Києва багато: у парку Перемоги, на місці фундаменту Феодорівської церкви у Старому місті, у Відрадному парку, у парку біля Києво-Печерської лаври, на території Києво-Могилянської академії, на мурах фонтана «Самсон» на Подолі тощо. Відповідні знаки використовувалися для орієнтування на еколого-краєзнавчих рекогностуваннях місцевості.

Ігор Сікорський (рис. 5) проводив випробування своїх літаків на заплавах між сучасною Оболоню та Куренівкою, там, де зараз проходить Богатирський шляхопровід. Не випадково м. Київ є центром світового авіасполучення: міжнародні аеропорти «Бориспіль», «Жуляни» (м. Київ) ім. І. Сікорського, приватний аеропорт «Долина» у Кончі-Заспі, взльотно-посадкова смуга в ур. Дударів Сінокіс, аеропорт «Гостомель», аеродроми у Василькові та станція повітряних суден «Київ-2» у с. Пінчуки під Києвом. Там ж розташовані літаки для зйомки м. Києва.

Астрономічні дослідження проводилися паралельно з еколого-геодезичними, тому на території м. Києва багато астрономо-геодезичних знаків: на горі Щекавиця (щогла РАТАУ), горі Юрковиці (пункт Лапласа) із відповідною пірамідою тощо. Зараз ті висоти під захистом держави, там улаштовано регіональний ландшафтний парк.

Місто Київ має величезну кількість пам'яток аерокосмічної думки й аерофотозйомки з метою

Рис. 5. Ігор Іванович Сікорський (1889–1972 рр.)

дослідження природи: макети літаків, аерокосмічний музей просто неба в Жулянах. Їх потрібно перетворювати на цікаві історико-краєзнавчі та туристичні об'єкти м. Києва, позначати в довідниках не лише технічних, а й еколого-краєзнавчих, адже завдяки ним проводилися перші аерофотозйомки довкілля міста.

Результати наукових пошуків аерокосмічної галузі відобразилися на технічному та технологічному забезпеченні проведення еколого-краєзнавчих досліджень м. Києва: від оптичних теодолітів та нівелірів (укладання карт в археологічних дослідженнях) до сучасних GPS-навігаторів і тахеометрів (укладання високоточних екологічних карт).

Головні висновки. Зазначені результати наукових досліджень поширюють еколого-краєзнавчі знання про еколого-антропогенні штучні об'єкти м. Києва, що підвищує ландшафтну привабливість столиці України, розкривають різні аспекти історії аерокосмічної думки в екологічних дослідженнях довкілля м. Києва.

Сформульовано такі наукові висновки:

– фонтани є прикрасою та родзинкою м. Києва. Фонтани різноматні: ківорії (церковні джерела), декоративні, питні, світломузикальні тощо;

– найвідоміші фонтани Києва розташовані у Старому місті на майдані Незалежності. Перші київські фонтани прикрашали це місце ще до Другої світової війни. Потім фонтани на майдані та в місті змінювалися неодноразово;

– останніми десятиліттями у столиці з'явилося чимало нових і незвичайних фонтанів: «Витоки» на Оболонській набережній, «Перлина»

на вул. Великій Житомирській, «Дюймовочка» біля Лялькового театру, hi-tech-фонтан грушоподібної форми на Харківському масиві, фонтан-килим у парку ім. Г. Алієва й інші;

– кожен фонтан у Києві має свою історію. Століття тому фонтани Києва були не тільки декоративним. З них брали воду для міських потреб і випоювання коней. Вода у фонтани надходила з міської водопровідної системи або природного джерела, пропускалася через фонтан, а потім зливалася прямо у зливову каналізацію;

– деякі фонтани Києва не працюють, частину включають лише у святкові дні через високу вартість водопровідної води. Це такі фонтани Києва: на Хрещатику, перед входом до Пасажу, фонтани в парку ім. Тараса Шевченка, навпроти Університету, фонтанна композиція «Чорне море», що має контури, як на географічній карті;

– зараз в історії київських фонтанів настала епоха світломузичних фонтанів і водних шоу;

– з погляду дослідження історії аерокосмічної думки в екологічному моніторингу міста визначені установи й організації, пам'ятки історії науки, внесок І. Сікорського в започаткування системи повітроплавання й аерозйомок у м. Києві, зокрема для екологічного моніторингу.

Результати наукового дослідження можна використовувати в літописі історії інженерно-екологічної думки в м. Києві, а також під час дослідження історії водопровідних мереж, мистецтва планування штучних еколого-гідрологічних об'єктів у міському середовищі. Матеріали можна використовувати передусім у навчальних цілях під час викладання курсів «Екологічна гідрологія», «Інженерна гідрологія», «Екологічна географія м. Києва» та «Історія науки».

Література

1. Легендарная киевская река Почайна продолжает существовать на Оболони. URL: http://my-obolon.kiev.ua/stati/legendarnaya-kievskaya-reka-pochajna-prodolzhaet-sushhestvovat-na-oboloni.html (дата звернення: 04.04.2019).
2. Історія спорудження та відновлення фонтану «Самсон». Київ. 2010. 44 с.
3. Почайна (приток Днепра). URL: https://ru.wikipedia.org/wiki/Почайна_(приток_Днепра) (дата звернення: 04.04.2019).
4. Київ цілющий. URL: https://www.interesniy.kiev.ua/kiyiv-tsilyushhiy (дата звернення: 04.04.2019).
5. Історія Київських фонтанів. URL: https://kyivvodfond.com.ua/istoriya-kyyivskyh-fontaniv/ (дата звернення: 04.04.2019).
6. Бюветная вода (артезианская вода из бюветов). URL: http://www.likar.info/zdorovoe_pitanie_i_dieti/article-35171-byuvetnaya-voda-artezianskaya-voda-iz-byuvetov/) 200310 (дата звернення: 04.04.2019).
7. Київ – місто фонтанів. URL: http://kreschatic.kiev.ua/ua/4743/art/1445976620.html/ (дата звернення: 04.04.2019).

УДК 502:595:504.062
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-37

ЗАСТОСУВАННЯ ПРОЦЕСНОГО ПІДХОДУ ДО РОЗРОБЛЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ ЕНЕРГЕТИЧНИМИ ПІДРИЄМСТВАМИ

Кабанюк О.М.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
KabaniukOM@gmail.com

Розглянуто застосування процесного підходу до розроблення системи екологічного управління на підприємствах енергетики за ДСТУ ISO 14001:2015. Упровадження системи у бізнес-процеси підприємства дасть змогу підвищити еколого-економічний рівень розвитку енергетики та конкурентоспроможність галузі на світовому ринку. *Ключові слова:* процесний підхід, екологічне управління, енергетичне підприємство.

Применение процессного подхода к разработке систем экологического управления энергетическими предприятиями. Кабанюк А.Н. Рассмотрено применение процессного подхода к разработке системы экологического управления на предприятиях энергетики по ДСТУ ISO 14001: 2015. Внедрение системы в бизнес-процессы предприятия позволит повысить эколого-экономический уровень развития энергетики и конкурентоспособность отрасли на мировом рынке. *Ключевые слова:* процессный подход, экологическое управление, энергетическое предприятие.

Application of the process approach in the development of environmental management systems of energy enterprises. Kabaniuk A.N. The application of the process approach to the development of the ecological management system at energy enterprises according to DSTU ISO 14001: 2015 is considered. Implementation of the system in the business processes of the enterprise will increase the ecological and economic level of energy development and competitiveness of the industry in the world market. *Key words:* process approach, ecological management, energy enterprise.

Постановка проблеми. Сьогодні, щоб відповідати сучасним тенденціям, закріпитися на світовому ринку та досягнути гармонійного поєднання довкілля, суспільства та сталого розвитку, мінімізувати вплив на довкілля, ефективно використовувати природні ресурси, належно поводитися з відходами, захищати біорізноманіття та екосистеми, українським енергетичним підприємствам необхідно активно розробляти та впроваджувати системи екологічного управління із застосуванням процесного підходу. Одним із перспективних шляхів розв'язання екологічних проблем енергетичних підприємств є процесний підхід до розроблення системи екологічного управління відповідно до вимог ДСТУ ISO 14001:2015 [1].

Актуальність дослідження. Поява у1996 р. міжнародних стандартів систем екологічного менеджменту на підприємствах і в компаніях ISO серії 14000 називають однією з важливих міжнародних природоохоронних ініціатив [2]. Основне завдання стандартів – надати організаціям загальну схему діяльності для охорони довкілля, реагування на зміни умов довкілля у зваженому поєднанні із соціально-економічними потребами та дотриманням вимог природоохоронного законодавства держави. Стандарт визначає вимоги, виконання яких дає змогу організації досягти запланованих результатів для власної системи екологічного управління [3]. Використання процесного підходу до управління під час розроблення системи екологічного управління на підприємствах електроенергетики є ефективним інструментом управління екологічними проблемами підприємства (усіх бізнес-процесів підприємства, які впливають або можуть впливати на довкілля).

Для зменшення негативного впливу на довкілля та поліпшення екологічної безпеки енергетичних підприємств України необхідно приймати нестандартні управлінські рішення, які спрямовані не лише на збільшення прибутку, а й на зменшення негативного впливу на стан довкілля. Розроблення та впровадження на підприємстві системи екологічного управління із застосуванням процесного підходу відповідно до вимог ISO 14001 є нестандартним рішенням [4].

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Суттєвий внесок в управління виробничими процесами на промисловому підприємстві зробили О. Амоша, Б. Андерсен, А. Афонін, М. Болдрідж, А. Бутенко, Я. Грітанс, А. Гриньов, І. Грузнов, П. Друкер, В. Демінг та інші вітчизняні й зарубіжні вчені. До науковців, які досліджують шляхи розроблення та впровадження системи екологічного управління на підприємствах належать О.Є. Безродова, Л.М. Божко, О.І. Бородіна, А.В. Хорошавін.

Мета статті – обґрунтування розроблення системи екологічного управління для підприємств енергетики із застосуванням процесного підходу за вимогами ISO 14001.

Виклад основного матеріалу. У результаті трансформацій, які відбуваються у державі в соціальній, економічній та екологічній сферах, є імплементації директив ЄС у природоохоронне законодавство. Із прийняттям Україною Стратегії сталого розвитку перед вітчизняними енергетичними підприємствами гостро постала проблема охорони довкілля, а однією з умов інтеграції України у систему міжнародних еколого-економічних відносин став розвиток екологічного управління як основи гармонізації економічних та екологічних інтересів суспільства [5].

Ефективне функціонування будь-якого підприємства та зростання його економічного потенціалу багато в чому залежать від наявності надійної системи екологічної безпеки й екологічного менеджменту. Формування системи екологічного менеджменту на підприємстві передбачає впровадження природоохоронних та енергозберігаючих технологій, що робить виробництво економічно вигідним, екологічно безпечним і соціально необхідним [6]. Ідея екологічного управління є частиною концепції сталого розвитку, яка була офіційно проголошена на Міжнародній конференції з навколишнього середовища і розвитку в Ріо-де-Жанейро (Саміт Землі) у 1992 р.

Результативність та ефективність системи екологічного управління на підприємстві залежить від умов кожної окремо взятої країни [7]. Це зумовлено різним рівнем розвитку законодавчої бази в галузі охорони довкілля, станом природоохоронних технологій та інфраструктури, обізнаності персоналу підприємства системи екологічного управління. Крім цього, розроблення та впровадження системи екологічного управління відповідно до вимог ISO 14001 на українських підприємствах відбувається досить повільно з причин, які пов'язані з фінансовими та людськими ресурсами. Але переваги від ефективної системи екологічного управління значно перевищуватимуть фінансові витрати на організацію її розроблення, впровадження та сертифікацію [8].

У системі екологічного управління на підприємстві необхідно чітко визначити цілі та стратегією керівництва, спрямовані на розподіл пріоритетів, що дасть змогу раціонально розділити функції щодо розроблення, впровадження, функціонування й постійного поліпшення системи екологічного управління [9].

Найбільш раціональним та ефективним варіантом розроблення системи екологічного управління є застосування процесного підходу [4], який спроможний забезпечити інтегрування, налаштування і прозорість процесів на підприємстві, зосередити зусилля на їх результативності та ефективності, знизити витрати за рахунок раціонального використання ресурсів. Вимоги стандарту ISO 14001 поєднують у цілісні процеси проходження певних етапів із підготовки та проведення змін на підприємстві із застосуванням методології поліпшення циклу Демінга (PCDA).

Процесний підхід – це популярна управлінська концепція та важливий чинник успіху для багатьох компаній світового рівня, які забезпечують постійне вдосконалення виробництва й ефективне використання його матеріально-технічного, фінансового та кадрового потенціалу [10].

Цей підхід орієнтований, передусім, на організаційну структуру підприємства, а на бізнес-процеси, які є сукупністю різних видів діяльності, кінцевою метою виконання яких є створення продуктів або послуг, в чому зацікавлені зовнішні та внутрішні споживачі. Технологія опису та структурування бізнес-процесів забезпечує прозорість усіх операцій бізнесу, дає змогу виявити можливості збоїв на будь-якому етапі виконання робіт, вчасно знайти і виправити помилку [10].

Мета будь-якого комерційного підприємства – одержання прибутку. При цьому на процес створення вартості впливають закони ринку. Підприємство може успішно вести комерційну діяльність тільки в тому разі, якщо клієнти в умовах ринкової конкуренції приймають і оплачують запропонований їм спектр продуктів та послуг. Водночас підприємство саме по собі є складною соціотехнічною системою, схильною до різних впливів ринку. Ці зовнішні впливи разом із цілями підприємства визначають у результаті організаційну структуру підприємства і порядок ведення його господарської діяльності [10].

Тільки після ознайомлення керівництва й фахівців підприємства з вимогами ISO 14001 і попередньою оцінкою екологічного стану підприємства можна починати розроблення системи екологічного управління.

Етап 1 (організаційна робота) – призначення відповідальних за розроблення системи екологічного управління:

– фахівця (для підприємств із чисельністю до 50 осіб);

– робочу групу (для підприємств із чисельністю до 1 000 осіб);

– координаційну раду (для підприємств із чисельністю понад 1 000 осіб); також можливе створення робочих груп по окремих видах виробництв або структурних підрозділів;

– визначити повноваження відповідальних і встановити строки виконання робіт і завдання з підготовки плану розроблення системи управління навколишнім середовищем.

Провести навчання координаційної групи можливо із залученням консультантів.

Визначити завдання з проведення первинного екологічного аналізу підприємства й порівняльного аналізу діючої системи з вимогами до системи управління навколишнім середовищем по ДСТУ ISO 14001:2015.

Аналіз охоплює такі сфери:

– вимоги законодавчих актів і регламентів та інших вимог, прийнятих організацією;

– ідентифікація важливих екологічних аспектів;

вивчення існуючих екологічних практичних підходів і процедур, включаючи ті, які пов'язані із закупівлями й підрядом;

– оцінка попередніх надзвичайних ситуацій і аварій.

Аналіз може також включати контрольні переліки, інтерв'ю, безпосередні перевірки і виміри, результати попередніх аудитів або інших аналізів залежно від характеру діяльності організації.

У процесі ідентифікації важливих екологічних аспектів, пов'язаних із діяльністю функціональних одиниць, розглядають:

– викиди в повітря;

– скидання у воду;

– скидання в ґрунт;

– використання сировини й природних ресурсів;

– використання енергії;

– виділення енергії, наприклад тепла, радіації, вібрації;

– відходи й побічні продукти;

– фізичні характеристики, наприклад розмір, форма, кольори, зовнішній вигляд.

Необхідно:

– відкоригувати структуру підприємства відповідно до мети впровадження системи екологічного управління;

– організувати проведення зборів (нарад) у колективі (колективах) для роз'яснення цілей і завдань із розроблення системи управління навколишнім середовищем;

– призначити відповідального (відповідальних) за проведення навчання з питань екоменеджменту і вивченню вимог стандартів ISO серії 14000;

– наказом керівника підприємства призначити вповноваженого представника керівництва, відповідального за розроблення й функціонування системи екологічного управління. У наказі визначити його повноваження та відповідальність.

Етап 2 (підготовча робота). На цьому етапі зазвичай робоча група проводить первинний екологічний аналіз, основною метою якого є виявлення невідповідностей національному природоохоронному законодавству з урахуванням вимог стандарту ДСТУ ISO 14004, організує навчання (за участю компетентних консультантів) щодо застосування й упровадження стандартів ISO серії 14000 у групах, у які можуть входити:

– керівники підприємства, головні фахівці й начальники структурних підрозділів;

– лінійний адміністративний персонал (майстри, технологи та ін.);

– працівники структурних підрозділів;

– обслуговуючий персонал.

Складається план розроблення й упровадження системи управління навколишнім середовищем відповідно до стандартів ISO серії 14000. Проект плану повинен бути обговорений у колективах підприємства, доброблений по зауваженнях і пропозиціях працівників та затверджений керівником підприємства. План повинен містити строки й ресурси (фінансові, людські, технологічні). План уводять у дію наказом керівника підприємства, розробляють та обговорюють у колективах положення екологічної політики, основні цілі, документується й підписується вищим керівництвом екологічна політика підприємства, складаються перелік і план розроблення документації системи управління довкіллям, переглядають або розробляють положення про структурні підрозділи, розробляють (уточнюють) схеми одержання внутрішньої та зовнішньої інформації.

Етап 3. Розроблення документації системи управління довкіллям.

Система екологічного управління довкіллям торкається всіх видів діяльності, пов'язаних із виробничими процесами, послугами і продукцією та взаємодіє з ними. Вона охоплює всі стадії життєвого циклу продукції й процесів, починаючи із вхідних продуктів (сировина, енергія, транспорт, вода, повітря та ін.) і закінчуючи вихідними (продукція, включно пакування, відходи виробництва та ін.). На основі цього розробляється документація системи екологічного управління. При цьому склад і обсяг документації слід обмежувати лише необхідними документами.

Даний етап завершується обговоренням документів (за приналежністю) у колективах, вносяться зміни, доповнення. Документи узгоджуються з усіма зацікавленими особами і затверджуються керівництвом підприємства.

Документація, необхідна відповідно до ISO 14001, може бути розділена на чотири рівні:

Рівень 1. Специфікація вищого рівня (настанова) із системи екологічного управління

Основним призначенням настанови є загальний опис системи управління довкіллям та комутація всіх елементів, що мають відповідати вимогам стандарту.

Керівництво містить екологічну політику, що встановлює напрям і визначає принципи діяльності організації, визначає загальну мету щодо необхідного рівня відповідальності організації за стан довкілля. Екологічна політика має бути доведена до відома всіх працівників підприємства.

Настанова із системи екологічного управління виконує роль довідника по змісту і функціонуванню системи, підтримці її в робочому стані та поліпшенню. Настанова із системи екологічного управління повинна описувати зміст і перелік усієї документації, включаючи процедури й, якщо необхідно, посадові інструкції. Настанову із системи екологічного управління підписує вище керівництво, а готують її менеджери з екології та керівники процесів.

Типова структура довідника із системи екологічного управління містить:

– опис системи управління довкіллям;

– організаційну структуру;

– екологічну політику;

– опис діяльності в межах системи управління довкіллям;

– опис відповідальності й повноважень;

– список поширення контрольних екземплярів;

– перелік методик;

– перелік форм (повністю включений або посилання на нього).

Рівень 2: Документовані методики системи екологічного управління.

Це основна частина документації системи екологічного управління, що охоплює всі елементи системи екологічного управління по ДСТУ ISO 14001.

Методики доцільно будувати й оформляти за уніфікованими правилами. Завдяки цьому користувачі будуть здобувати досвід погодженого підходу до регламентації кожної вимоги для забезпечення відповідності цих вимог стандарту системі екологічного управління.

Методики розробляють керівники підрозділів або менеджери з екології. Методики зазвичай описують діяльність на рівні підрозділів та їхній зв'язок із діяльністю організації загалом. У деяких випадках методики (2-й рівень) і посадові інструкції (3-й рівень) можуть бути скомбіновані.

Типова схема викладу (змісту) методик:

– ціль/завдання методики;

– опис/сфера застосування (що охоплює методика);

– визначення основних термінів і скорочень;

– посилання (на всі документи, вказані у методиці);

– відповідальність (хто відповідає за певні завдання й дії);

– процедури (опис дій і завдань, які повинні бути виконані, хто буде їх виконувати й у якій послідовності);

– управління документацією (які необхідні документи й записи, доступ, зберігання).

До основних методик, наявність яких вимагає стандарт ДСТУ ISO 14001, належать:

– ідентифікація значимих екологічних аспектів і пов'язаних із ними впливів;

– оцінка потенційних екологічних ризиків;

– визначення законодавчих та інших вимог зацікавлених сторін;

– підготовка, поінформованість і компетентність персоналу;

– координація внутрішньої взаємодії та інформування персоналу;

– підтримка зв'язків із зацікавленими сторонами (зовнішнє інформування);

– моніторинг значимих екологічних аспектів;

– ідентифікація аварійних ситуацій і схеми реагування на них;

– коригувальні й попереджуючі дії;

– планування й проведення внутрішнього аудиту;

– управління документацією (доступ, внесення змін, зберігання, актуалізація).

– аналіз системи екологічного менеджменту вищим керівництвом.

Рівень 3: Робочі й посадові інструкції.

Робочі й посадові інструкції описують виконання роботи. Можливо, на підприємстві є інструкції для більшості видів діяльності. Їх необхідно лише відкоригувати та доповнити. Для розроблення цього рівня документації рекомендується:

– розглянути наявні/нові робочі інструкції на відповідність установленим вимогам до керування довкіллям;

– переконатися, що наявні робочі інструкції дійсно описують відповідну діяльність, якщо ні, відкоригувати їх;

– оцінити і відкоригувати посадові інструкції;

– використати робітничі/посадові інструкції як основу для навчання.

Рівень 4: Інша документація.

До цього рівня документації відносять усі форми або контрольні документи (у друкованому чи електронному вигляді), що є «задокументованою інформацією» згідно з ISO 14001:2015. Збором використовуваних форм займаються керівники середньої ланки й менеджери з екології.

Інформаційні документи несуть у собі зареєстровані екологічні дані. До таких документів можуть належати:

– звіти й протоколи з аварійних ситуацій;

– записи про претензії та рекламації;

– відомості про профілактичне обслуговування;

– протоколи екологічних нарад;

– перелік заходів, спрямованих на недопущення аварійних ситуацій;

– протоколи внутрішніх аудитів;

– інформація про постачальників і підрядників;

– інформація про продукцію і т. п.

Документація повинна легко читатися, бути датованою (з указівкою дати перегляду), підтримуватися належним чином і зберігатися протягом установленого строку.

Етап 4. Впровадження системи екологічного управління

Для впровадження розробленої системи управління довкіллям на підприємстві можна запропонувати такий порядок дій:

– перевірити повноту і наявність робочої документації системи управління довкіллям (за приналежністю) у всіх працівників, у т. ч. екологічної політики;

– провести інструктажі всіх працівників підприємства;

– призначити і навчити призначених працівників для проведення внутрішніх аудитів;

– скласти графік і програму внутрішніх аудитів на рік. Програма аудитів повинна охоплювати: види

діяльності й ділянки, що підлягають аудиту; частоту проведення аудитів; обов'язки, пов'язані з управлінням і проведенням аудита; передачу відомостей про результати аудита; компетентність аудитора; способи проведення аудиту;

– провести внутрішній аудит (по всіх підрозділах);

– у разі наявності невідповідностей розробити і здійснити коригувальні заходи.

На підприємстві систему екологічного менеджменту вводять у дію наказом директора.

За бажання виконати незалежну оцінку функціонування своєї системи екологічного менеджменту вибрати акредитований орган із сертифікації, подати заявку. Налагодити інформаційний зв'язок з органом із сертифікації для проведення аудитів системи управління довкіллям. Погодити план і програму здійснення сертифікаційних аудитів. Укласти договір на виконання сертифікації із вибраним органом оцінки.

Загальний методичний підхід до проведення сертифікаційного аудиту системи екологічного менеджменту аналогічний процесу оцінки систем управління якістю на відповідність стандартам ISO серії 9000.

Основними об'єктами аудита під час сертифікації системи екологічного управління є:

– діяльність із забезпечення, керування і поліпшення системи екологічного управління в організації (на підприємстві) відповідно до вимог ДСТУ ISO 14001:2015;

– технологічні етапи виробництва, за яких можлива поява продуктів, що викликають забруднення або шкідливі впливи на довкілля безпосередньо своєю появою або за рахунок збільшення концентрації викидів (скидань) за певний інтервал часу;

– екологічність продукції на етапах маркетингу, розроблення, виготовлення, споживання й утилізації.

Головні висновки. За результатами дослідження основною вимогою до системи екологічного управління енергетичними підприємствами можна вважати застосування процесного підходу під час розроблення та впровадження системи екологічного управління на підприємствах енергетики, який розглядає організацію як систему взаємопов'язаних процесів та є одним із найбільш ефективних та досконалих у світовій практиці.

Перспективи використання результатів дослідження. Системи екологічного управління відіграють важливу роль у сталому розвитку енергетичного підприємства. Застосування процесного підходу до систем екологічного управління енергетичних підприємств є засобом кращого розуміння структури формування цінностей послуг для споживачів, дає змогу визначати «вузькі місця» та зменшити вплив на довкілля. Розроблення системи екологічного управління в контексті вимог нової версії стандарту ISO 14001:2015 на підприємствах енергетики дасть змогу інтегрувати систему екологічного управління із загальним менеджментом підприємства та забезпечить застосування єдиного процесного підходу для досягнення ключових цілей бізнесу та охорони довкілля.

Література

1. Берзіна С.В., Яреськовська І.І. Системи екологічного управління: сучасні тенденції та міжнародні стандарти : посібник. Київ : Інститут екологічного управління та збалансованого природокористування, 2017. 134 с.
2. Вікіпедія. URL: https://uk.wikipedia.org/wiki/Екологічний_менеджмент.
3. ДСТУ ISO 14001:2015 Системи екологічного управління. Вимоги та настанови щодо застосування.
4. Хорошавин А.В. Анализ проблем результативного внедрения систем экологического менеджмента. *Применение процессного подхода в экологическом менеджменте. Научный журнал НИУ ИТМО*. 2014. Вып. 3. С. 614–624.
5. Мартинчук М.І, Мартинчук І.В. Запровадження стандартів як основа екологічного менеджменту. *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*. 2013. № 2. С. 317–325.
6. Барков Д.И. Международные экологические стандарты качества продукции ISO 14000 и перспективы их внедрения в Украине. URL: http://www.erudition.ru/referat/printref/id.49971_1.html.
7. Пахомова Н.В., Рихтер К.К., Малышков Г.Б. Стратегия устойчивого развития и переход к зеленой экономике: обновление приоритетов и механизмов. *Вестник СПбГУ. Серия 5*. 2013. Вып. 4. С. 35–54.
8. Matuszak-Flejszman A. Benefits of Environmental Management System in Polish Companies Compliant with ISO 14001. Polish J. Of Environ. Stud. 2009. Issue 18(3). P. 411–419.
9. Dan Su. Review of Ecology-Based Strategy Change Theories. *International Journal of Business and Management.* 2009. Issue 4(ll). P. 69–72.
10. Іващенко А.Г. Процесний підхід до управління як передумова підвищення конкурентоспроможності промислового підприємства. *Фінансовий простір*. 2015. № 2918. С. 390–395.

УДК 502:595:504.062
DOI https://doi.org/10.32846/2306-9716-2019-2-25-38

ОЦІНКА ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ В УМОВАХ ІНТЕГРАЦІЇ ДО ЄВРОПЕЙСЬКОГО ЕКОЛОГІЧНОГО ПРОСТОРУ

Яненко Ю.Г.
Державна екологічна академія післядипломної освіти
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
4741@ukr.net

Досліджено практику визначення, аналіз та оцінку очікуваного впливу планованої діяльності (ОВД) на стан довкілля та здоров'я людей. Антропогенна діяльність людини супроводжується виснаженням ресурсів та надмірним впливом на екологію планети загалом і України зокрема. Це зумовлює необхідність удосконалення нормативної документації для збереження навколишнього природного середовища (НПС) і мінімізації антропогенного впливу на нього. Розглянуто переваги та недоліки європейської моделі ОВД в Україні. *Ключові слова:* навколишнє природне середовище, екологічні проблеми довкілля, екологічна безпека, екологічна політика.

Оценка воздействия на окружающую среду в условиях интеграции в европейское экологическое пространство. Яненко Ю.Г. Исследована практика определения, анализ и оценка ожидаемого воздействия планируемой деятельности (ОВД) на состояние окружающей среды и здоровье людей. Антропогенная деятельность человека сопровождается истощением ресурсов и чрезмерным влиянием на экологию планеты в целом и Украины в частности. Это обусловливает необходимость совершенствования нормативной документации для сохранения окружающей природной среды (ОПС) и минимизации антропогенного воздействия на него. Рассмотрены преимущества и недостатки европейской модели ОВД в Украине. *Ключевые слова:* окружающая природная среда, экологические проблемы окружающей среды, экологическая безопасность, экологическая политика.

Environmental impact assessment in terms of integration into the European ecological space. Yanenko Yu. The practice of determining, analyzing and evaluating the expected impact of planned activities (ATS) on the state of the environment and human health has been investigated. Anthropogenic human activity is accompanied by exhaustion of resources and excessive impact on the ecology of the planet in general, and in particular, Ukraine. This necessitates the improvement of normative documentation for preservation of the natural environment (NPC) and minimization of anthropogenic influence on it. The advantages and disadvantages of the European model of ATS in Ukraine are considered. *Key words:* environmental environment, ecological environmental problems, ecological safety, ecological policy.

Постановка проблеми. Актуальність обраної теми дослідження зумовлена необхідністю ретельного аналізу наслідків потенційно небезпечних для навколишнього природного середовища видів діяльності та врахування висновків у прийнятті рішень, що реалізуються за безпосередньої участі громадськості. Проведення державної екологічної експертизи повною мірою не забезпечує додержання вимог до екологічної безпеки окремих виробництв, унаслідок чого Україна дістала сумну славу держави, законодавство якої не відповідає положенням Конвенції про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття судових рішень, що стосуються довкілля. Ці порушення були визначені Нарадою Сторін Конвенції про транскордонну оцінку впливу на навколишнє середовище в 2008 році. Тому прийняття 23 травня 2017 року Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» стало результатом імплементації першої горизонтальної у сфері охорони навколишнього природного середовища Директиви ЄС 2011/92/ЄС про оцінку впливу окремих державних і приватних проектів на навколишнє середовище та дотичних положень Директиви 2003/4 про доступ громадськості до екологічної інформації.

Мета дослідження – розглянути основні переваги та недоліки оцінки впливу на довкілля.

Виклад основного матеріалу. Чинним є закон України (ЗУ) «Про оцінку впливу на довкілля» [1]. Відповідно, оцінка впливу на довкілля (ОВД) є важливою процедурою, метою якої є визначення, аналіз та оцінка очікуваного впливу планованої діяльності на довкілля, але вона не була об'єктом спеціального дослідження. Заслуговують на особливу увагу суттєві зміни до попередньої процедури прийняття рішень, які стосуються довкілля.

Здійснення оцінки впливу на довкілля спрямоване на виявлення характеру, інтенсивності і ступеня небезпеки впливу будь-якого виду планованої господарської діяльності на стан довкілля і здоров'я населення. Планова господарська діяльність включає будівництво, реконструкцію, технічне переоснащення, розширення, перепрофілювання, ліквідацію (демонтаж) об'єктів, інше втручання в природне середовище.

Перелік об'єктів, що потребують одержання Висновку, визначений частинами 2 і 3 Статті 3 Закону «Про оцінку впливу на довкілля».

Перелік розподілено на дві групи.

До першої групи віднесено важливі категорії виробництва: нафтопереробні та газопереробні заводи; ТЕС, ТЕЦ; установки для виробництва або збагачення ядерного палива, установки для захоронення радіоактивних відходів; чорна та кольорова металургія; споруди з перероблення азбесту; деякі категорії хімічного виробництва; будівництво аеропортів, автомагістралей, гідротехнічних споруд портів тощо. Висновки щодо цих об'єктів буде видавати Міністерство екології та природних ресурсів України. Також для об'єктів цієї категорії необхідно буде проводити оцінку транскордонного впливу.

До другої групи віднесено такі об'єкти, як: глибоке буріння; категорії сільського господарства; видобувна промисловість; енергетична промисловість; виробництво та оброблення металу; перероблення мінеральної сировини; галузі харчової промисловості тощо. Оцінки впливу на довкілля будуть видавати місцеві територіальні органи.

На жаль, в Україні відсутня ефективна система оцінки впливу на навколишнє середовище потенційно небезпечних для довкілля запланованих промислових проектів (видів діяльності). Беручи до уваги той факт, що в минулому головну роль в оцінці можливих екологічних наслідків відігравала державна екологічна експертиза, то з набранням чинності Закону України «Про регулювання містобудівної діяльності» [2] державна екологічна експертиза була скасована. Але чинна система регулювання містобудівної діяльності, включаючи оцінку впливу на навколишнє середовище (ОВНС) як етап проектування, не може забезпечити оцінку та попередження екологічних наслідків небезпечних видів господарської діяльності та має ряд недоліків.

За результатами аналізу існуючої європейської моделі оцінки впливу на довкілля можна відзначити основні її переваги:

1) відповідність політичним, програмним та правовим зобов'язанням у сфері інтеграції до Європейського Союзу (ЄС) [3];

2) наявність розроблених та апробованих процедур оцінки впливу на довкілля, що не мають дозвільного характеру (Директиви 85/337/ЄЕС та 2001/42/ЄС) [4-5];

3) відповідність чинним програмним документам у сфері охорони довкілля та оцінка впливу на довкілля в Україні: вирішення проблеми по-європейськи;

4) спроможність забезпечити виконання міжнародно-правових зобов'язань України у сферах оцінки впливу на довкілля та участі громадськості;

5) створення позитивного клімату для залучення фінансування з боку міжнародних фінансових установ та іноземного капіталу.

До переваг упровадження європейської моделі ОВД в Україні віднесено:

1) відповідність політичним, програмним та правовим зобов'язанням у сфері інтеграції до ЄС;

2) наявність розроблених та апробованих процедур ОВД, що не мають дозвільного характеру;

3) відповідність чинним програмним документам у сфері охорони довкілля;

4) спроможність забезпечити виконання міжнародно-правових зобов'язань України у сферах ОВД та участь громадськості;

5) створення позитивних умов для залучення фінансування з боку міжнародних фінансових установ та іноземного капіталу.

У свою чергу, впровадження європейської моделі неминуче призведе до подальшого виявлення проблем (недоліків даної моделі), що зумовлені:

1) ризиком низької ефективності моделі в українських умовах у зв'язку з відсутністю дозвільного характеру європейської системи ОВД;

2) необхідністю навчання спеціалістів та службовців, які не мають досвіду застосування європейської моделі ОВД.

Висновки. Прийняття дорожньої карти (ДК) впровадження європейської моделі ОВД може стати першим кроком до створення необхідних умов для реалізації цього завдання. Досягнення поставленої мети та реалізація дорожньої карти (ДК) повинні починатися зі створення в Україні достатніх політико-правових засад для впровадження європейської моделі ОВД (положення двосторонніх із ЄС угод та політичних документів, міжнародні зобов'язання, національні програмні документи у сфері адаптації до законодавства ЄС та у сфері охорони довкілля). Отже, ДК повинна виходити з того, що впровадження європейської системи ОВД має рухатись до її інтеграції у чинні містобудівні (дозвільні) процедури, оскільки в цьому випадку система ОВД не повинна мати дозвільний характер. Дорожня карта має чітко окреслити предмет упровадження, який включатиме:

1) ОВД на рівні проектів;

2) стратегічно-екологічну оцінку (СЕО);

3) забезпечення виконання зобов'язань за Конвенцією Еспо та Оргуською конвенцією (остання – у частині участі громадськості).

Останнім часом даній проблемі надавалося недостатньо уваги, але політичні сили, влада та громадянське суспільство повинні використати сучасний стан ОВД для впровадження в Україні справжньої європейської моделі ОВД із головною функцією – захисту навколишнього природного середовища і мінімального впливу на нього процесів людської діяльності.

Література

1. Про оцінку впливу на довкілля : Закон України від 23 травня 2017 р. 2059. Відомості Верховної Ради України. 2017. № 29. Ст. 315.
2. Про регулювання містобудівної діяльності : Закон України від 01 січня 2019 р. 2628. Відомості Верховної Ради України. 2011. № 34. Ст. 343.
3. Evaluation on EU Legislation – Directive 85/337/EEC (Environmental Impact Assessment, EIA) and Associated Amendments. Final Report submitted by GHK, Technopolis. 2008 (EC, 2008).
4. Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programs on the environment.

ТРЕТЯКУ
Антону Миколайовичу,

директору

Навчально-наукового інституту економіки

та екології природокористування

Державної екологічної академії

післядипломної освіти та управління –

70!

Третяк А.М. – знаний в Україні та за її межами вчений, законотворець, педагог, громадський діяч та популяризатор наукових знань у галузі земельних відносин, землеустрою, економіки землекористування та земельного кадастру.

Його життєвий шлях бере витоки на Тернопільщині, де майбутній учений народився у червні 1949 р. Розпочав свою трудову діяльність із 17 років, працюючи техніком-будівельником при техбюро Заліщицького райвиконкому Тернопільської області. 1968–1973 рр. навчався у Львівському сільськогосподарському інституті на факультеті землевпорядкування. Після закінчення інституту впродовж 14 років (1973–1987 рр.) працював головним інженером-землевпорядником Мурованo-Куриловецького районного управління сільського господарства Вінницької області. Тоді ж і розпочав наукову діяльність. У 1987 році захистив кандидатську дисертацію за темою «Вопросы земельного кадастра и использование земель в Приднестровской зоне Винницкой области Украинской ССР» за спеціальністю 06.01.13 – «Землеустрій». Увійшовши в історію землевпорядної науки як перший (на терені колишнього Союзу РСР) районний землевпорядник – кандидат наук.

Активною творчою науковою діяльністю був наповнений період роботи Антона Миколайовича у Чернівецькому філіалі Інституту землеустрою УААН у 1987–1996 рр. на посадах головного інженера, а з 1990 р. – директора.

У 1995 році А.М. Третяк здобув учений ступінь доктора економічних наук за спеціальністю 08.08.02 – «Економіка землекористування» («Проблеми реформування земельних відносин у Карпатському регіоні України»). А в 1999 р. був обраний членом-кореспондентом НААН України за спеціальністю «Землевпорядкування».

У наукових працях А.М. Третяка висвітлені практично всі аспекти земельної галузі: земельні відносини; землеустрій; земельний кадастр; охорона земель; економіка землекористування та землевпорядкування. Поза увагою Антона Миколайовича не залишилась така важлива сфера, як земельний ринок та його невід'ємна складова частина – оцінка земель і земельних ділянок. Відповідні наукові дослідження, а також необхідні законодавчі та нормативні бази із цієї проблематики напрацьовувались ученим понад 20 років.

Вагома роль А.М. Третяка в розробленні методологічних та законодавчо-нормативних аспектів оцінки земель в Україні, причому як нормативної, так і експертної, а також оцінки балансової вартості права постійного користування, зокрема для цілей бухгалтерського обліку.

Активною й ефективною законодавчою та нормотворчою була трудова діяльністю Третяка А.М. на керівних управлінських посадах: першого заступника голови Державного комітету України по земельних ресурсах України, 1996–2000 рр.; віце-президента Української академії аграрних наук, 2001–2006 рр.; 2006–2008 рр. – академіка-секретаря відділення економіки та земельних відносин НААН України; 2008–2009 рр. – першого заступника, заступника голови Державного комітету України із земель-

них ресурсів; дослідник брав участь у розробленні 25-ти законів України та 35 нормативних документів, зокрема:

– Земельного кодексу України 2001 р.; Законів України «Про оренду землі»; «Про землеустрій»; «Про охорону земель»; «Про оцінку землі»; «Про особисте селянське господарство»; «Про розмежування земель державної та комунальної власності»; «Про державний земельний кадастр»; «Про зміни до Земельного Кодексу України» (2004);

– проектів Законів України «Про внесення змін і доповнень до Земельного кодексу України» (1996), «Про внесення змін і доповнень до Закону України «Про заставу»« (1996); проектів Законів України «Про ринок землі», «Про сільські товариства з регулювання обороту земель сільськогосподарського призначення», «Про фонд земель державної власності та управління землями державної власності», «Про зонування земель», «Про управління землями державної власності», «Про державну інвентаризацію земель», «Про садівництво громадян» «Про консолідацію земель»;

– Указів Президента України «Про невідкладні заходи щодо прискорення реформування аграрного сектора економіки» (1999 р.); «Про продаж земельних ділянок несільськогосподарського призначення» (1999 р.); «Про заходи щодо розвитку та регулювання земель населених пунктів, інших земель несільськогосподарського призначення» (2000 р.);

– Постанов Кабінету Міністрів України «Про Методику грошової оцінки земель несільськогосподарського призначення (крім земель населених пунктів); «Про Методику грошової оцінки земель сільськогосподарського призначення та населених пунктів; «Про Методику експертної грошової оцінки земельних ділянок несільськогосподарського призначення»; «Про затвердження форм державного акта на право власності на земельну ділянку та державного акта на право постійного користування земельною ділянкою»; «Про затвердження порядків ведення Поземельної книги і Книги записів про державну реєстрацію державних актів на право власності на земельну ділянку та на право постійного користування земельною ділянкою, договорів оренди землі»;

– Концепції державної програми розвитку земельних відносин до 2020 р.; Концепції єдиної системи нормативно-правових актів у сфері землеустрою (2008 р.); Концепції єдиної системи нормативно-правових актів у сфері державного земельного кадастру (2009 р.); Концепції системи стандартизації та нормування у сфері охорони земель (2008 р.); Концепції системи стандартизації та нормування сталого землекористування (2005 р.) та інших актів із питань земельної реформи, землеустрою і земельного кадастру.

Третяк А.М. – відомий в Україні громадський діяч. Протягом 1998–2010 років був головою Всеукраїнської ТО «Спілка землевпорядників України», з 2016 р. очолює її знову. Активний популяризатор наукових знань, професор Третяк А.М. зініціював заснування низки галузевих наукових видань та став головним редактором журналу «Землевпорядний вісник» (1997–2000 рр.). Він є також заступником головного редактора журналу «Землевпорядкування» (з 2001 р.); 2010–2013 рр. – головний редактор журналу «Земельне право України», з 2011 р. – заступник головного редактора журналу «Землеустрій, кадастр і моніторинг земель».

Діяльність Третяка А.М. тісно пов'язана з науково-педагогічною сферою, спрямованою на розбудову галузі землевпорядкування та формування відповідних навчальних програм, методичного забезпечення, навчальних посібників. У 2000 році він заснував кафедру управління земельними ресурсами Національного аграрного університету. У 2001–2007 рр. очолював кафедру землевпорядного проектування. У 2002 році йому було присвоєно вчене звання професора кафедри землевпорядного проектування. У березні 2010 року створив та очолив Навчально-науковий інститут економіки природних ресурсів та екології землекористування Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління Мінприроди.

Фундатор наукової школи з економіки землекористування та землевпорядкування, розробник новітньої теорії землеустрою, Третяк А.М. має понад 550 наукових праць, із них – 89 методичних та навчальних розроблень, 20 навчальних посібників, з яких 16 – з ознакою «Уперше в Україні», зокрема: «Історія земельних відносин та землеустрою в Україні» (2002 р., 2013 р., 2017 р.); «Наукові основи землеустрою» (2002 р.); «Економіка землекористування та землевпорядкування» (2004 р.); «Менеджмент у землевпорядкуванні» (2004 р.); «Методологія і методика наукових досліджень у землекористуванні (2005 р.); «Землевпорядне проектування: теоретичні основи і територіальний землеустрій» (2006 р.); «Управління земельними ресурсами» (2006 р., 2008 р.); «Землевпорядне проектування: упорядкування існуючих сільськогосподарських землеволодінь і землекористувань та їх угідь» (2006 р., 2008 р.); «Стандартизація та нормування у землеустрої» (2013 р.); «Стандартизація та нормування у сфері екології землекористування» (2013 р.); «Землевпорядне проектування: організація територій сільськогосподарських підприємств методом еколого-ландшафтного землеустрою» (2014 р.); «Землеустрій» (2014 р.); «Землевпорядне проектування: організація землекористування структурних елементів екомережі України на місцевому рівні» (2016 р.); «Землевпорядне проектування: впорядкування землеволодінь і землекористувань та організація території сільськогосподарських підприємств» (2016 р.); «Землевпорядне проектування/

розроблення проектів землеустрою щодо встановлення (відновлення/та зміни меж населених пунктів» (2017 р.); «Землевпорядний процес» (2018 р.).

Третяк А.М. завжди брав і бере активну участь у підготовці та формуванні молодих науковців: у 2005–2010 рр. працював у складі експертної ради з економічних наук Атестаційної комісії Міносвіти та науки України; у 2009–2014 рр. працював у складі секції сільського господарства Комітету з Державних премій України в галузі науки і техніки; у 2009–2013 рр. працював у складі докторської спеціалізованої вченої ради в Національному університеті «Львівська політехніка»; з 2009 року – у складі докторської спеціалізованої вченої ради в Національному університеті біоресурсів і природокористування.

Із 2007 р. – судовий експерт за спеціальністю 10.7 «Розподіл земель та визначення порядку користування земельними ділянками» та 10.11 «Оцінка земельних ділянок».

Найбільш фундаментальними науковими працями Третяка А.М. є:

«Земельна реформа в Україні: тенденції та наслідки в контексті якості життя і безпеки населення» (2017 р.); «Землеустрій в Україні: теорія, методологія» (2013 р.); «Екологія землекористування: теоретико-методологічні основи формування та адміністрування» (2012 р.); «Земельний капітал: теоретико-методологічні основи формування та функціонування» (2011 р.); «Земельна політика та земельні відносини: соціально-економічні і духовні аспекти розвитку» (2007 р.); «Економіка землевпорядкування та землекористування» (2004 р.); «Антологія земельних відносин, землеустрою, земельного кадастру, охорони земель та економіки землекористування. Том 1 «Земельні відносини» (2009 р.); «Антологія земельних відносин, землеустрою, земельного кадастру, охорони земель та економіки землекористування. Том 2 «Землеустрій» (2009 р.); «Антологія земельних відносин, землеустрою, земельного кадастру, охорони земель та економіки землекористування. Том 3 «Земельний кадастр».

Тож, шановний Антоне Миколайовичу, щасливого Вам довголіття, науково-педагогічних звершень та успішної реалізації всіх планів і ідей у напрямку розбудови та активного становлення землевпорядної галузі, екологічної сфери, економічного потенціалу нашої незалежної України.

Колектив Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління

БІБЛІОГРАФІЯ

Бондар О.І., Фінін Г.С., Шевченко Р.Ю. Дистанційні методи моніторингу довкілля : навчальний посібник. Київ, 2019. 296 с.

Навчальний посібник – видання з інноваційних технологій моніторингу довкілля методами геоінженерних наук. Розглянуті методи наземних (аероекологічного, супутникового), дистанційного (сенсорного) і тактильного моніторингів довкілля. Пріоритетними визначені теми, що висвітлюють роботу інструментарію зйомок місцевості за допомогою геодезичних приладів та супутникових технологій у дослідженні довкілля. Обґрунтовані фізичні основи дистанційного зондування, аерофотознімання, супутникових систем у цілях екологічного моніторингу. Наведені приклади практичних розроблень, апробації, а також результати реалізації методів дистанційного вивчення територій для потреб екологічного та природоохоронного картографування. Сформовано рубрикатор завдань екологічного моніторингу, створеного засобами ДЗЗ та ГІС.

Видання розраховане на підготовку здобувачів вищої освіти в магістратурі Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління та інших закладів вищої освіти України за спеціальностями «Екологія» та «Геодезія та землеустрій» під час вивчення нормативної навчальної дисципліни «Геоінформаційні системи», а також для слухачів курсів підвищення кваліфікації та перепідготовки працівників природоохоронної сфери.

Екологізація гірничодобувного виробництва: рентні відносини : монографія / О.І. Бондар, П.Я. Унгурян, О.М. Сухіна, О.А. Улицький ; за заг. ред. О.І. Бондаря та П.Я. Унгуряна. Київ, 2018. 300 с.

У рамках міжнародної інноваційної співпраці вивчено практичний досвід високорозвинених країн світу щодо визначення розміру гірничої та екологічної ренти, економічної оцінки ризиків у надрокористуванні, управлінні рентними відносинами, розвитку фундаментальної та прикладної економічної науки.

Результати наукових досліджень та рекомендацій щодо формування нових економічних теорій про природну ренту, визначення розміру гірничої та екологічної рент спрямовані на перехід гірничовидобувних підприємств від рентної економіки до «зеленої».

Видання розраховане на забезпечення інформаційних і професійних потреб спеціалістів та практиків у сфері економіки, фінансів, права, державної політики, представників бізнесу та підприємств, які отримують природну ренту, фахівців природо-експлуатуючих компаній, надрокористувачів, учасників ринку екопослуг, представників громадських організацій, студентів та викладачів вищих навчальних закладів еколого-економічного спрямування.

Монографія скерована на розв'язання проблем надрокористування та охорони навколишнього природного середовища шляхом вилучення і використання частки гірничої та екологічної ренти в інтересах власника природних ресурсів – українського народу.

«Зелена» економіка як підґрунтя екологізації місцевого розвитку : монографія / О.І. Бондар, Т.П. Галушкіна, П.Я. Унгурян ; за заг. ред. О.І. Бондаря. Херсон : Олді-Плюс, 2018. 238 с.

У монографії досліджено напрями екологізації місцевої політики територіальних громад на засадах ідеології «зеленої» економіки відповідно до сучасних глобальних та національних викликів. Запропоновано доктринальні положення, стратегічні вектори та управлінські інструменти забезпечення імплементації моделі зеленого зростання в контексті європейських вимог у форматі трансформації регіональної та місцевої політики.

Для науковців, фахівців, які займаються теоретичною та практичною діяльністю у сфері національної економіки, державного та регіонального управління, природно-ресурсного менеджменту.

Флористичне і ценотичне різноманіття у відновленні, охороні та збереженні рослинного світу : монографія / колектив авторів ; за заг. ред. С.М. Ніколаєнка. Київ : Ліра-К, 2018. 476 с.

Монографічне видання присвячено висвітленню актуальних проблем сучасної ботаніки та лісовідтворення. У статтях наводяться фактологічні матеріали про рослинний світ України, розглядаються питання загальної флорології та фітоценології, синтаксономії, фітогеографії, заповідної геосозології, синфітосозології, дендросозології, а також інтродукції рослин, фітоінвазій та синатропізації рослинного покриву. Означено деякі аспекти ботанічної та лісової освіти.

Видання розраховано на ботаніків, лісівників, паркознавців, а також викладачів і студентів природничих факультетів.

Мадж С.М. Концепція структурно-функціональних змін розвитку антропогенно трансформованих водних екосистем : монографія. Київ : Центр навчальної літератури, 2019. 260 с.

У монографії здійснено ґрунтовний аналіз причин та наслідків структурно-функціональних змін розвитку техногенно трансформованих водних систем. Запропонована методика визначення самоочисної спроможності техногенно навантажених гідроекосистем через розроблення моделі біологічної трансформації забруднювачів та методика прогнозування їх змін. Представлені розроблення інформативних індикаторів контролю внутрішньоводоймних процесів техногенно змінених водних систем. Особлива увага приділена опису власних авторських розроблень природоохоронних заходів. Викладені в монографії дослідження містять нові теоретичні дані щодо екологічної оцінки водних екосистем та водоохоронних заходів.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Адамчук Валерій Васильович (Київ) – доктор технічних наук, професор, академік Національної академії аграрних наук України, ННЦ «Інститут механізації та електрифікації сільського господарства» Національної академії аграрних наук України.

Алпатова Оксана Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології, природокористування та біології людини, Житомирського державного університету імені Івана Франка.

Бабак Андрій Олександрович (Одеса) – інженер, Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Баранова Антоніна Олегівна (Харків) – аспірант, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Бойко Анатолій Леонідович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, академік Національної академії аграрних наук України і Академія наук вищої школи України, Інститут агроекології та природокористування Національної академії аграрних наук України.

Бондар Олександр Іванович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, ректор Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, Заслужений діяч науки та техніки України, член-кореспондент Національної академії аграрних наук України, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Бордюг Наталія Сергіївна (Житомир) – доктор біологічних наук, доцент кафедри екології, природокористування та біології людини, Житомирського державного університету імені Івана Франка.

Боруцька Юлія Зіновіївна (Львів) – кандидат геологічних наук, викладач, Екологічний коледж Львівського національного аграрного університету.

Бурда Раїса Іванівна (Київ) – доктор біологічних наук, професор ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Бутенко Елеонора Олегівна (Маріуполь) – кандидат технічних наук, доцент, завідувач кафедрою хімічної технології і інженерії ДВНЗ «Приазовський державний технічний університет».

Василенко Ольга Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та природокористування Житомирського державного університету імені Івана Франка.

Войтюк Юлія Юріївна (Київ) – кандидат геологічних наук, Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М. П. Семененка Національної академії наук України.

Галаган Оксана Костянтинівна (Кременець) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри біології, екології та методики їх викладання, Кременецька обласна гуманітарно-педагогічна академія імені Тараса Шевченка.

Гапонова Людмила Петрівна (Київ) – кандидат біологічних наук ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Гетта Оксана Сергіївна (Харків) – аспірант кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Гомеля Микола Дмитрович (Київ) – доктор технічних наук, професор Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Грицак Людмила Русланівна (Тернопіль) – кандидат біологічних наук, доцент, докторант кафедри загальної біології та методики навчання природничих дисциплін, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка.

Гупало Юліана Юріївна (Кам'янське) – аспирант кафедры «Машиностроительных технологий», Дніпровський технічний університет.

Данілян Анатолій Григорович (Одеса) – старший викладач кафедри суднових енергетичних установок і систем, механік І розряду, консультант-експерт ООО НПФ «Эко-Авто-Титан» (Україна), Міжнародна академія екології, Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Дем'янюк Олена Сергіївна (Київ) – доктор сільськогосподарських наук, Інститут агроекології та природокористування Національної академії аграрних наук України.

Джура Наталія Миронівна (Львів) – кандидат біологічних наук, доцент, доцент кафедри екології Львівського національного університету імені Івана Франка.

Дідур Олег Олексійович (Дніпро) – кандидат біологічних наук, старший дослідник, старший науковий співробітник НДІ біології, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара.

Дробик Надія Михайлівна (Тернопіль) – доктор біологічних наук, професор, декан хіміко-біологічного факультету, Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка.

Дубровський Юрій Володимирович (Київ) – ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Єрмакович Ірина Анатоліївна (Харків) – кандидат технічних наук, доцент кафедри охорони праці та техногенно-екологічної безпеки, Національний університет цивільного захисту України.

Жак Ольга Володимирівна (Львів) – кандидат хімічних наук, доцент, Львівський національний університет імені Івана Франка.

Жак Тетяна Володимирівна (Львів) – аспірант, Відділення фізико-хімії горючих копалин Інституту фізико-органічної хімії і вуглехімії імені Л.М. Литвиненка Національної академії наук України.

Жукаускас Сергій Вікторович (Київ) – Заступник начальника управління з питань оцінки впливу на довкілля та дозвільно-ліцензійної діяльності і контролю Мінприроди.

Замойський Степан Михайлович (Кам'янець-Подільський) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри транспортних технологій та засобів АПК, Подільський державний аграрно-технічний університет.

Іванець Олег Романович (Львів) – кандидат біологічних наук, доцент, Львівський національний університет імені Івана Франка

Ільченко Іван Миколайович (Харків) – здобувач, Харківський національний університет міського середовища ім. О.М. Бекетова.

Катков Михайло Васильович (Харків) – кандидат технічних наук, доцент, Харківський національний університет міського середовища ім. О.М. Бекетова.

Клименко Леонід Павлович (Миколаїв) – доктор технічних наук, професор кафедри екології, ректор, Чорноморський національний університет імені Петра Могили.

Комарніцький Сергій Петрович (Кам'янець-Подільський) – кандидат технічних наук, доцент, завідувач кафедри транспортних технологій та засобів АПК, Подільський державний аграрно-технічний університет.

Конякін Сергій Миколайович (Київ) – кандидат географічних наук ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Коцюба Ірина Юріївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри екології, природокористування та біології людини, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Крахмальний Олександр Федорович (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Кривицька Іветта Анатоліївна (Харків) – доцент кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти, екологічний факультет, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна.

Крисінська Діана Олександрівна (Миколаїв) – викладач кафедри екології

Кульбачко Юрій Люцинович (Дніпро) – доктор біологічних наук, доцент, професор кафедри зоології та екології, біолого-екологічний факультет, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара.

Кураєва Ірина Володирівна (Київ) – доктор геологічних наук, професор, Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення імені М. П. Семененка Національної академії наук України.

Лавренюк Юлія Василівна (Кременець) – магістрантка кафедри біології, екології та методики їх викладання, Кременецька обласна гуманітарно-педагогічна академія імені Тараса Шевченка.

Литвинюк Леонтій Каленикович (Київ) – кандидат технічних наук, ННЦ «Інститут механізації та електрифікації сільського господарства» Національної академії аграрних наук України.

Луньова Оксана Володимирівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Мартинюк Аліна Сергіївна (Київ) – кандидат технічних наук, асистент кафедри технології ресторанної і аюрведичної продукції, Національного університету харчових технологій.

Маслов Ігор Захарович (Одеса) – кандидат технічних наук, доцент, механік І розряду, завідувач кафедри суднових енергетичних установок і систем, Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Матяшук Раїса Костянтинівна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Машков Олег Альбертович (Київ) – доктор технічних наук, професор, проректор з наукової роботи Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління, Заслужений діяч науки та техніки України, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління.

Миленька Мирослава Миронівна (Івано-Франківськ) – кандидат біологічних наук, доцент, завідувач кафедри біології та екології факультету природничих наук ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника».

Михалюк Ілона Михайлівна (Кременець) – кандидат біологічних наук, старший викладач кафедри біології, екології та методики їх викладання, Кременецька обласна гуманітарно-педагогічна академія імені Тараса Шевченка.

Моргунов Едуард Іванович (Київ) – кандидат фізико-математичних наук, НВП Інститут аналітичних методів контроля.

Нігородова Світлана Анатоліївна (Київ) – національний координатор Програма малих грантів ГЕФ.

Онищук Ірина Петрівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Ощаповський Ігор Валентинович (Львів) – кандидат хімічних наук, молодший науковий співробітник, Львівський національний університет імені Івана Франка

Пастух Ганна Степанівна (Київ) – кандидат технічних наук, асистент кафедри технології ресторанної і аюрведичної продукції, Національного університету харчових технологій.

Пашкевич Наталія Анатоліївна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Петрук Василь Григорович (Вінниця) – доктор технічних наук, директор інститут екологічної безпеки та моніторингу довкілля, Вінницький національний технічний університет.

Петрук Роман Васильович (Вінниця) – кандидат технічних наук, доцент кафедри екології та екологічної безпеки, Вінницький національний технічний університет.

Подан Ірина Ігорівна (Львів) – аспірант кафедри екології Львівського національного університету імені Івана Франка.

Похиленко Алевтина Павлівна (Дніпро) – молодший науковий співробітник НДІ біології, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара.

Радецька Олександра Йосипівна (Київ) – Національний технічний університет України, «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Радченко Володимир Григорович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, академік Національної академії наук України, ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Репін Микола Володимирович (Київ) – кандидат технічних наук, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Риженко Наталія Олександрівна (Київ) – доктор біологічних наук, завідувач кафедри екології та екологічного контролю, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління**.**

Рикусова Надія Іванівна (Харків) – аспірант кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Різничук Надія Іванівна (Івано-Франківськ) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри біології та екології факультету природничих наук ДВНЗ «Прикарпатський національний університет імені Василя Стефаника».

Романовська Ольга Романівна (Одеса) – старший викладач кафедри гуманітарних дисциплін, Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Романюк Ольга Іванівна (Львів) – кандидат хімічних наук, старший науковий співробітник, старший науковий співробітник, Відділення фізико-хімії горючих копалин Інституту фізико-органічної хімії і вуглехімії імені Л. М. Литвиненка Національної академії наук України.

Самойленко Наталія Миколаївна (Харків) – кандидат технічних наук, доцент, професор кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Сахнюк Ірина Ігорівна (Львів) – провідний інженер, Інститут геології і геохімії горючих копалин Національної академії наук України.

Степова Олена Валеріївна (Полтава) – кандидат технічних наук, доцент, Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка.

Тверда Оксана Ярославівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Теренов Дмитро Борисович (Кам'янець-Подільський) – асистент кафедри транспортних технологій та засобів АПК, Подільський державний аграрно-технічний університет.

Тірон-Воробйова Наталія Борисівна (Одеса) – кандидат технічних наук у галузі «біотехнологія», старший викладач кафедри загальнонаукових дисциплін, Дунайський інститут Національного університету «Одеська морська академія».

Ткачук Костянтин Костянтинович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Трач Ірина Анатоліївна (Вінниця) – кандидат технічних наук, старший викладач, Вінницький національний технічний університет.

Уваєва Олена Іванівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екологічної безпеки та економіки природокористування, Житомирського державного університету імені Івана Франка.

Федоров Павло Русланович (Дніпро) – студент, біолого-екологічний факультет, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара

Хрутьба Вікторія Олександрівна (Київ) – доктор технічних наук, завідувач кафедри екології та безпеки життєдіяльності Національний транспортний університет.

Чорноморський національний університет імені Петра Могили.

Шевчик Леся Зеновіївна (Львів) – кандидат біологічних наук, молодший науковий співробітник Відділення фізико-хімії горючих копалин Інституту фізико-органічної хімії і вуглехімії імені Л.М. Литвиненка Національної академії наук України.

Шевчук Лілія Іванівна (Львів) – доктор технічних наук, професор кафедри технології органічних продуктів, Національний університет «Львівська політехніка».

Шелудченко Леся Сергіївна (Кам'янець-Подільський) – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри транспортних технологій та засобів АПК, Подільський державний аграрно-технічний університет.

Шестопалов Олексій Валерійович (Харків) – кандидат технічних наук, доцент кафедри хімічної техніки та промислової екології, Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Шимончук Павло Павлович (Київ) – студент, Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління**.**

Шупова Тетяна Віталіївна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник ДУ «Інститут еволюційної екології Національної академії наук України».

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ **2(25)**

- ***Екологія і виробництво***
- ***Екологічний моніторинг***
- ***Зміна клімату***
- ***Екологія земельних ресурсів та грунтів***
- ***Екологія водних ресурсів***
- ***Біологічна безпека***
- ***Теоретико-методологічні питання в галузі охорони довкілля***
- ***Розвиток природно-заповідного фонду України***
- ***Збереження біорізноманіття***
- ***Поводження з відходами***
- ***Сторінка молодого вченого***
- ***Ювілеї***

Адреса редакції:
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;
тел./факс (+38 044) 206-30-34;
www.ecoj.dea.kiev.ua
e-mail: info@ecoj.dea.kiev.ua

Видавничий дім «Гельветика»
E-mail: mailbox@helvetica.com.ua Свідоцтво суб’єкта видавничої справи
ДК № 6424 від 04.10.2018 р.

Підписано до друку 10.06.2019. Формат 64х90/8.
Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.
Ум.-друк. арк. 27,20. Тираж 100. Замовлення № 0619/137.
Ціна договірна. Віддруковано з готового оригінал-макета