

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ
І ГЛОБАЛЬНОГО ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

№ 3 (19), липень-вересень 2015 р.

Збірник наукових праць

Заснований у 2008 р.
Виходить 4 рази на рік

КИЇВ 2015

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головні редактори **О.С. Волошкіна**, д-р техн. наук, проф.
О.М. Трофимчук, д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ

Члени редколегії:

Білявський Г.О.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Биченок М.М.,	д-р техн. наук
Вижва С.А.,	д-р геол. наук, проф.
Довгий С.О.,	д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАНУ
Заграй Я.М.,	д-р хім. наук, проф.
Калюх Ю.І.,	д-р техн. наук, проф.
Качинський А.Б.,	д-р техн. наук, проф.
Коржнев М.М.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Малкін Е.С.,	д-р техн. наук, проф.
Олійник О.Я.,	д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ
Павлишин В.І.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Радчук В.В.,	д-р геол. наук
Рибаков Л.О.,	д-р техн. наук
Стрижак О.Є.,	канд. техн. наук
Трофімович В.В.,	канд. техн. наук, проф.
Тугай А.М.,	д-р техн. наук, проф.
Удод В.М.,	д-р біол. наук, проф.
Шнюков С.Є.,	д-р геол. наук, проф.
Яковлев Є.О.,	д-р техн. наук

Рекомендовано до друку Вченою радою
Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
(протокол № 6 від 31.08.2015 р.)

Збірник наукових праць включений до списку наукових фахових видань України (затверджено Постановами Президії ВАК України №1-05/3 від 14 квітня 2010 р. за напрямом «технічні науки» та № 1-05/8 від 22 грудня 2010 р. за напрямом «геологічні науки»).

ОСНОВНІ ТЕМАТИЧНІ РОЗДІЛИ ЗБІРНИКА

- Екологічна безпека
- Інформаційні ресурси та системи
- Основи природокористування
- Дискусійні повідомлення

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ

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

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

Електронна версія збірника в Інтернеті
міститься на сайті Національної
бібліотеки України ім. В.І. Вернадського

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

Трофимчук О.М., Триснюк В.М., Крихівський М.В., Мокрий В.І. Модель оцінювання впливу екологічного стану навколишнього середовища на здоров'я населення Тернопільської області.....	5
Глива В.А., Панова О.В., Кружилко В.О. Електричний транспорт як фактор електромагнітного забруднення міста.....	13
Маджд С.М. Удосконалення контролю техносфери сучасними біологічними методами.....	19
Ткаченко Т.М. Адаптаційний потенціал фітоценозу енергозберігаючих зелених покривель.....	27

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Телима С.В., Олійник Є.О., Курганська С.М., Харламова О.В. Моделювання і розрахунки внутрішньодренної гідравліки при роботі підземних водозаборів і дренажів.....	33
Вишневський В.І., Шевчук С.А. Короткотермінове прогнозування якісного стану води в нижній течії р. Інгулець..	44
Кравченко М.В. Фізико-хімічний аналіз природної питної води різних джерел водопостачання....	52
Дегтярь М.В. Использование биодисковых фильтров для очистки сточных вод.....	61
Зуб Л.М., Томільцева А.І., Томченко О.В. Сучасна трансформація водозбірних басейнів лісостепових річок.....	65

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ

Мокін В.Б., Цимбалюк В.А. Методика просторово-хронологічного визначення територій населених пунктів з підвищеною для життєдіяльності населення небезпекою через вплив алергенних рослин.....	73
Касьянов М.А., Савченко І.В., Гунченко О.М., Медяник В.О., Корінний В.І., Крохмальова О.Г. Визначення ймовірності виникнення похибки при використанні ЕОМ для аналізу і розрахунків виробничого ризику у системі «людина – машина – середовище»...	81
Романчук К.Г., Стефанишин Д.В. Імовірнісне прогнозування сценаріїв поширення гідродинамічних аварій на каскаді напірних гідропоруд	91
Кряжич О.О., Коваленко О.В. Моделювання події радіаційного забруднення локальних територій в умовах невизначеності.....	100
РЕФЕРАТИ.....	113
ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ.....	119

CONTENTS

ENVIRONMENTAL SAFETY

Trofimchuk O.M., Trysnyuk V.M., Kryhivskyy M.V., Mokriy V.I. Model of impact assessment of environment on the health of the population of Ternopil region.....	5
Glyva V.A., Panova O.V., Kruzhilko V.O. Electric transport as a factor of electromagnetic contamination of the city.....	13
Madzhd S.M. The improvement of technosphere control by the modern biological methods.....	19
Tkachenko T.N. Adaptive capacity of phytocenoses energy-saving green roofs.....	27

NATURAL RESOURCES

Telyma S.V., Oliynyk E.O., Kurganska S.M., Kharlamova O.V. Modelling and calculation of the interdrain hydraulics at the operation of the underground uptakes and drainages.....	33
Vyshnevskiy V.I., Shevchuk S.A. Short-term forecasting of the water quality in the lower reach of the Inguletc river....	44
Kravchenko M.V. Physico-chemical analysis of natural drinking water of different water sources.....	52
Degtyar M. Use of biodisk filters for leachate treatment.....	61
Zub L.M., Tomytseva A.I., Tomchenko O.V. Modern transformation of watersheds of steppe rivers.....	65

INFORMATION RESOURCES AND SYSTEMS

Mokin V.B., Tsymbaliuk V.A. Methods of spatial-chronological definition of settlements with increased danger for the life of the population due to the influence of allergenic plants.....	73
Kasyanov M.A., Savchenko I.V., Gunchenko O.M., Medianik V.O., Korinniy V.I., Krohmalova O.G. Determination of error occurrence probability using computer for analysis and calculation of production risk in the system «man – machine – environment».....	81
Romanchuk K.G., Stefanyshyn D.V. Probabilistic predicting of the scenarios propagation the hydrodynamic accidents on cascade of pressure hydraulic structures.....	91
Kryazhych O.O., Kovalenko O.V. Modelling of event of radioactive contamination of local areas under uncertainty	100
ABSTRACTS	113
INFORMATION ABOUT THE AUTHORS	119

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

УДК 502.63

**О.М. ТРОФИМЧУК, В.М. ТРИСНЮК, М.В. КРИХІВСЬКИЙ,
В.І. МОКРИЙ**

МОДЕЛЬ ОЦІНЮВАННЯ ВПЛИВУ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ ТЕРНОПІЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ

***Анотація.** Модель оцінювання впливу екологічного стану навколишнього середовища на здоров'я населення є завершенням моніторингових досліджень і прийняттям управлінських рішень щодо оптимізації заходів для поліпшення медико-екологічних умов. Дослідження концентрацій окремих хімічних елементів поверхневих вод та стану захворюваності систем кровообігу та дихання людей Тернопільської області показало наявність зв'язку між концентрацією цинку в поверхневих водах та захворюваннями органів кровообігу людей.*

***Ключові слова:** екологічна безпека, екологічні маркери, здоров'я населення, екологічний моніторинг, інструментально-лабораторний контроль, природно-техногенні загрози.*

Вступ

Вплив чинників екологічного середовища на здоров'я населення можна перевірити моніторинговими дослідженнями і прийняти управлінські рішення щодо оптимізації заходів для поліпшення медико-екологічних умов.

Основні проблеми стосовно обмеження впливу чинників екологічного середовища на здоров'я населення на всіх рівнях такі:

- 1) недостатня спрямованість екологічних досліджень з виявлення впливу чинників екологічного і суміжних середовищ на здоров'я населення;
- 2) недостатня державна підтримка екологічних досліджень та інформування населення (якість питної води, геофізичні поля тощо) про можливі небезпеку та ризик розвитку несприятливих для здоров'я і життя екологічних процесів;
- 3) оптимізація взаємодії життєдіяльності з екологічним середовищем, зокрема стратегії раціонального водокористування для забезпечення потреб населення.

У зв'язку з цим потрібно розробити концепцію методології медико-екологічного моніторингу й намітити шляхи вирішення проблеми впливу

негативних процесів, що відбуваються у межах екологічного середовища, на здоров'я населення. Медико-екологічний моніторинг – це комплексна науково-інформаційна система періодичних або безперервних тривалих спостережень за станом екологічного середовища (процесами і явищами, що в ньому відбуваються), показниками здоров'я населення з метою обґрунтування їх взаємозв'язку й запобігання захворюваності, розробки оптимізаційних заходів для запобігання негативній ситуації та мінімізації її наслідків [1].

Природно-соціальний підхід до оцінки якості навколишнього середовища передбачає, в першу чергу, оцінку стабільності середовища існування людини, під яким розуміють сукупність природних умов і антропогенно-природних факторів, які виключають настання будь-яких психологічних, психічних, фізіологічних, генетичних та інших ефектів для здоров'я людини протягом її життя [2].

Аналіз попередніх досліджень і публікацій

Останнім часом в Україні опубліковано ряд праць, у яких висвітлені загальні аспекти оцінювання впливу екологічного стану навколишнього середовища на здоров'я населення. Дослідниками доведена залежність між хімічним складом ґрунтів, поверхневих вод і захворюваністю населення. Цій проблематиці присвячені роботи: Рудька Г.І., Трофимчука О.М., Крихівського М.В., Адаменка О.М., Яковлєва Є.О. та ін.

Основна частина

Вміст окремих хімічних елементів в ґрунтах територій проживання людей через воду, продукти харчування, дихання відображається на балансі мікроелементів в організмі людини. Проблема ускладнена тим, що в сучасному прогнозуванні змін екологічної ситуації не врахована організація екологічного моніторингу як визначального чинника формування параметрів розвитку геодинамічних, геохімічних та інших процесів, що впливають на здоров'я населення. Цей вплив принципово відрізняється у межах природних і техноприродних геосистем у різних за організацією типах екологічного середовища. У техноприродних геосистемах він до того ж значно посилений і складно передбачуваний.

Якість продуктів харчування, хімічний склад питної води, атмосферного повітря також переважно визначаються природним станом геологічного середовища і майже завжди погіршуються за прямого чи опосередкованого техногенного впливу. Формування дієвої системи оцінки й прогнозування впливу екологічного середовища на здоров'я населення – обов'язкова умова успішного реагування і вжиття заходів, спрямованих на мінімізацію цього впливу. В Україні на державному рівні така система не сформована.

Основою моніторингових робіт є отримання інформаційних потоків, їх обробка, ранжування, створення на їх основі різних за масштабами і ступенем вірогідності моделей прогнозування і управління (рис. 1). Призначення алгоритмічної моделі – визначення основних просторово-часових закономірностей розвитку небезпечних геологічних процесів, тектоніко-фізичної, геолого-тектонічної організації геологічного середовища [3]. Це упорядкована система відповідних оцінок, яка ґрунтується на знаннях і досвіді експертів,

результатах аналізу фондових і опублікованих матеріалів стосовно досліджуваної проблеми. Вона дає змогу визначити об'єм досліджень, режим їх виконання, реалізувати попередній прогноз стану системи і намітити першочергові заходи. Показники, що входять до інтегрального критерію оцінки системи людина – екологічне середовище, визначають на підставі інформації, отриманої від відповідних служб (гідрометеорологічної, санітарно-епідеміологічної тощо).

Деякі показники мають бути отримані в результаті спеціальних досліджень, що фінансуються з бюджетів різних рівнів.



Рис. 1 – Приклад алгоритму дослідження структури автоматизованої інформаційної системи з оцінки впливу техноприродного середовища на стан здоров'я населення

Розглянемо питання формування стратегії оцінювання екологічного стану досліджуваних територій, яка визначає стан і обсяги впливу окремих виробничих компонент, що проникають у навколишнє середовище, на здоров'я людей. Вирішення цих проблем набуває великої ваги для будь-яких територій саме за умов невизначеності ринкових відносин, що є характерною рисою стану перехідної економіки сучасної України, і дає змогу знизити ризик помилкових пропозицій, висновків та управлінських рішень.

На сьогодні закінчених досліджень з адекватним аналітичним моделюванням зв'язку потрапляння мікроелементів в організми людей та виникненням захворювань практично немає. Тому важливі статистичні дослідження, які в першому наближенні можуть характеризувати процеси, що тісно пов'язані з екологічною безпекою середовища проживання людей. Вони значно підвищують ефективність екологічної політики, яка неможлива без пріоритету здоров'я населення у фокусі несприятливих впливів навколишнього

середовища. Можемо констатувати, що в Україні цілісного підходу і єдиної методології моніторингу стану екосистем і здоров'я населення, їх взаємозв'язків в організаційно-технічному й інформаційно-аналітичному розумінні поки що не створено [4].

Відбір проводився за методиками у відповідності до вимог ГОСТ 17.04.3.01-83 та 17.4.4.02-84 з урахуванням водної, ландшафтної та геоморфологічної карт області для охоплення рівномірною мережею. Також брали до уваги дані Державної екологічної інспекції та санепідемстанції.

Територіально проби охоплювали всю область. Аналіз виконувався рентгенофлюоресцентним методом приладом НАТ (аналізатором токсичних елементів).

Дослідження основних екологічних умов проживання населення Тернопільської області починалося з відбору проб та їх аналізу. Відповідно до адміністративного поділу області ми виділили 17 екологічних дільниць, що характеризувалися числовими значеннями концентрацій окремих хімічних елементів, поверхневих вод (табл. 1) та захворюваністю (табл. 2).

Таблиця 1. Результати інструментально-лабораторного контролю якості поверхневих вод Тернопільської області за 2012 рік

№ з/п	Район	Хімічні елементи							
		Zn	Cd	Ca	Co	Mn	Mg	Cu	Ni
1	Бережанський	0,192	0,001	54,11	0,001	17,02	0,076	0,0020	0,003
2	Борщівський	0,221	0,003	56,1	0,046	29,2	0,0228	0,0006	0,0021
3	Бучацький	0,214	0,006	92,2	0,0176	10,94	0,0462	0,0033	0,0076
4	Гусятинський	0,198	0,006	78,2	0,002	15,5	0,133	0,013	0,0038
5	Заліщицький	0,164	0,006	78,2	0,007	20,7	0,035	0,005	0,004
6	Збаразький	0,266	0,002	66,2	0,004	13,38	0,083	0,009	0,0056
7	Зборівський	0,219	0,003	56,1	0,001	21,9	0,143	0,0072	0,0021
8	Козівський	0,131	0,004	84,2	0,012	25,54	0,0383	0,008	0,005
9	Кременецький	0,197	0,007	66,1	0,003	21,88	0,029	0,065	0,0071
10	Ланівецький	0,241	0,002	50,1	0,001	14,59	0,049	0,0046	0,0015
11	Монастирський	0,205	0,005	79,2	0,006	18,24	0,008	0,005	0,003
12	Підволочиський	0,256	0,006	110,2	0,008	21,9	0,057	0,011	0,0123
13	Підгаєцький	0,128	0,003	68,1	0,006	23,1	0,105	0,002	0,0031
14	Теребовлянський	0,249	0,002	80,2	0,020	52,29	0,046	0,0018	0,0015
15	Тернопільський	0,169	0,003	56,1	0,0126	18,24	0,0057	0,014	0,006
16	Чортківський	0,03	0,005	98,2	0,0146	12,16	0,046	0,009	0,003
17	Шумський	0,102	0,004	55,1	0,031	34,05	0,064	0,025	0,009

Таблиця 2. Показники захворюваності жителів Тернопільської області за 2012 рік

№ з/п	Район	Захворюваність на 100 тисяч населення	
		кровообігу	дихання
1	Бережанський	775	239
2	Борщівський	705	247
3	Бучацький	778	272
4	Гусятинський	736	168
5	Заліщицький	857	187
6	Збаразький	768	177
7	Зборівський	703	257
8	Козівський	740	168
9	Кременецький	637	146
10	Ланівецький	772	176
11	Монастирський	803	293
12	Підволочиський	873	357
13	Підгаєцький	742	260
14	Теребовлянський	761	170
15	Тернопільський	689	278
16	Чортківський	72	357
17	Шумський	775	212

Розрахунки коефіцієнта кореляції (табл. 3) вказують на відсутність статистичного зв'язку досліджень ґрунтів та стану захворюваності систем кровообігу та дихання людей Тернопільської області. Це можна пояснити тим, що тут немає інтенсивного промислового виробництва, та значною віддалю від промислових закордонних центрів.

Таблиця 3. Коефіцієнти кореляції

Хімічні елементи	Органи кровообігу	Органи дихання
Концентрації в поверхневих водах		
Zn	0,65514118	-0,25512
Cd	-0,09703342	0,133124
Ca	-0,19953808	0,44687
Co	-0,0961386	0,121366
Mn	0,21735747	-0,28481
Mg	0,05557506	-0,11593
Cu	-0,1309171	-0,30888
Ni	0,22678579	0,244362

Коефіцієнт кореляції між концентрацією цинку в поверхневих водах та захворюваннями органів кровообігу склав 0,65514118, що свідчить про можливість існування такого статистичного зв'язку. Оскільки об'єм вибірки 17, тоді покращити оцінку коефіцієнта кореляції генеральної сукупності можна формулою [1]:

$$r^* = r \left[1 + \frac{1 - r^2}{2(n - 3)} \right], \quad (1)$$

де r^* – оцінка коефіцієнта кореляції генеральної сукупності, r – коефіцієнт кореляції, n – об'єм вибірки. Уточнюючий розрахунок оцінки коефіцієнта кореляції генеральної сукупності показав 0,66849647. 95%-ий довірчий інтервал знайдемо для $r = 0,67$ і $n = 17$. Він становить $[0,3; 0,85]$, що дозволяє стверджувати про наявність кореляції між концентрацією цинку в поверхневих водах території проживання та захворюваннями органів кровообігу людей. Такий зв'язок, на нашу думку, пояснюється ланцюгом поверхневі води – свійські тварини – продукти харчування.

Апроксимуюча залежність підбиралась як найточніша з функцій:

$$\begin{aligned} y_1(x) &= a_0 + a_1 \cdot x \quad (2), & y_2(x) &= a_0 + \frac{a_1}{x} \quad (3); & y_3(x) &= a_0 + a_1 \cdot \ln(x) \quad (4); \\ y_4(x) &= a_0 \cdot e^{a_1 \cdot \ln(x)} \quad (5); & y_6(x) &= \frac{1}{a_0 + a_1 \cdot x} \quad (6); & y_7(x) &= a_0 \cdot e^{a_1 \cdot x^2} \quad (7); \\ y_8(x) &= \frac{x}{a_0 \cdot x + a_1} \quad (8); & y_9(x) &= a_0 + a_1 \cdot x^3 \quad (9); & y_{10}(x) &= a_0 + a_1 \cdot x^2 \quad (10) \end{aligned}$$

та підбором коефіцієнтів і степені поліному

$$Q(x) = a_0 + a_1 x + a_2 x^2 + \dots + a_m x^m. \quad (11)$$

У результаті точнішою з функцій є y_2 з коефіцієнтами $a_0 = 882,146$ і $a_1 = -23,342$. Поліном (рис. 2) дає кращу точність моделі залежності захворювань органів кровообігу К (випадків на 100 тисяч населення за рік) та концентрації Zn (мг/кг) в поверхневих водах території проживання. Це поліном 5-го порядку з коефіцієнтами $a_0 = -763.3318641980371$, $a_1 = 3.60565889461262 \cdot 10^4$, $a_2 = 3.043801132113025 \cdot 10^5$, $a_3 = 1.097506911991789 \cdot 10^6$, $a_4 = -1.515608508078506 \cdot 10^6$, $a_5 = 3.360091425459393 \cdot 10^5$.

Знайдену залежність використаємо для прогнозування зміни здоров'я органів кровообігу в залежності від концентрацій цинку в поверхневих водах територій проживання. Таке прогнозування можливе тільки в межах досліджених концентрацій, які складають для цинку $[0,03; 0,266]$ мг/кг.

Програму EcoForecast розроблено для використання комп'ютерами під керуванням операційної системи MS Windows.

Інтерфейс програми (рис. 2) складається з одного вікна, в якому вказується концентрація цинку в поверхневих водах території проживання. Після натиснення на кнопку «Виконати» обчислюється прогноз кількості випадків захворювання із 100 тисяч населення за рік. Кнопка «Очистити» видаляє числа, після чого можна розрахувати прогноз для іншої концентрації.

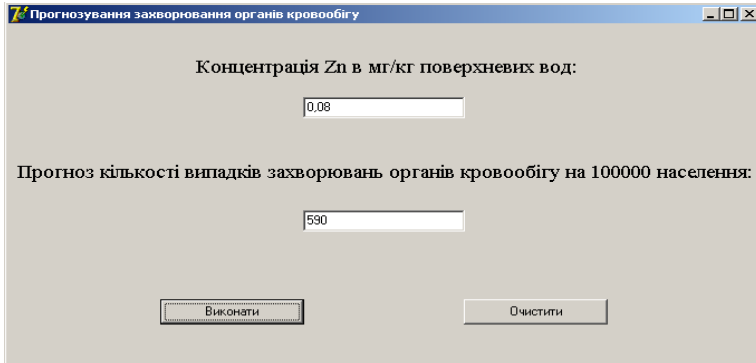


Рис. 2 – Вікно програми прогнозування

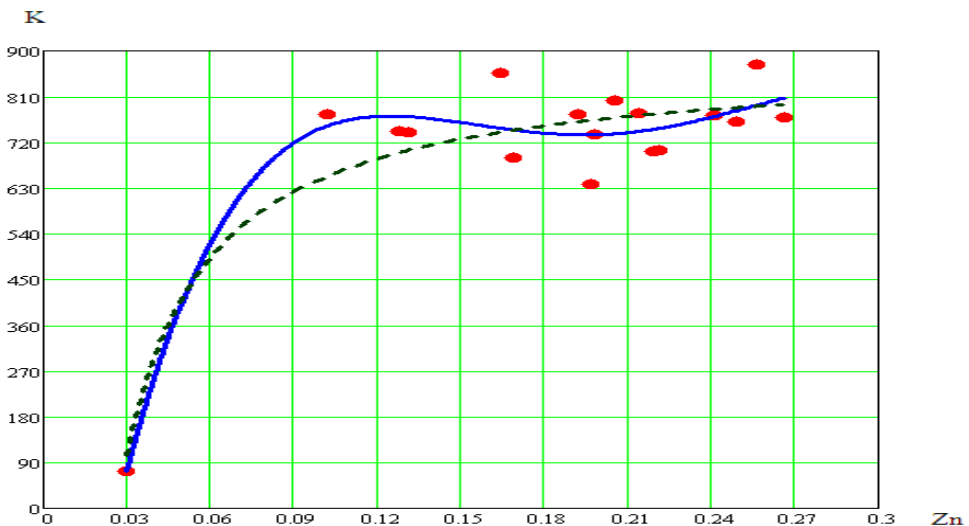


Рис. 3 – Залежність захворювань органів кровообігу від концентрації цинку в поверхневих водах: точки – значення, що моделюються; пунктир – функція y_2 ; суцільна лінія – поліном

Висновки

Дослідження концентрацій окремих хімічних елементів поверхневих вод та стану захворюваності систем кровообігу та дихання населення Тернопільської області показало наявність зв'язку між концентрацією цинку в поверхневих водах та захворюваннями органів кровообігу людей (рис. 3). Виявлену залежність змодельовано аналітичною функцією. Розроблено комп'ютерну програму, що дозволяє прогнозувати зміни здоров'я органів кровообігу в залежності від концентрацій цинку в поверхневих водах територій проживання.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Адаменко О.М., Міщенко Л.В. Екологічний аудит територій: Підручник. – Івано-Франківськ: Факел, 2000. – 342 с.
2. Красовський Г.Я., Трофимчук О.М. Інформаційні системи тематичної обробки геоданих в завданнях моніторингу довкілля і природних ресурсів на регіональному рівні // Матеріали наради «Можливості супутникових технологій і сприянні вирішення проблем Харківщини» Харків, 2009, С. 65–68.
3. Триснюк В.М. Екологія Гусятинського району. Тернопіль. Тернограф. 2004. – 219 с.
4. Гуменюк Г.Б., Грубінко В.В. Сезонна міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: період. наук. Київ. – К.: Ніка-Центр. – 2001. – Т. 2. – С. 745–753.

Стаття надійшла до редакції 03.07.2015

УДК 621.317.42

В.А. ГЛИВА, О.В. ПАНОВА, В.О. КРУЖИЛКО

ЕЛЕКТРИЧНИЙ ТРАНСПОРТ ЯК ФАКТОР ЕЛЕКТРОМАГНІТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ МІСТА

***Анотація.** Стаття присвячується дослідженню рівнів електромагнітних полів міського транспорту (трамваїв, тролейбусів, метро). Встановлено: значні пониження постійної складової нижчі за допустимий рівень; сильні магнітні коливання поля; наявність «магнітних шумів». Запропонований захист для пониження рівнів магнітних полів з урахуванням частотних складових магнітного поля.*

***Ключові слова:** електромагнітна екологія, магнітні поля, електричний транспорт, екранування.*

Вступ

В останнє десятиріччя як в Україні, так і в усьому світі значна увага приділяється проблематиці електромагнітної екології, зокрема електромагнітному забрудненню населених місць [1, 2]. Значною мірою це обумовлене розвитком мереж бездротового зв'язку, який використовує надвисокочастотні випромінювання, що викликає значний резонанс у суспільстві.

Тенденцією сьогодення є зростання енергонасиченості будівель і споруд, що, крім підвищення електромагнітного фону у місцях постійного перебування людей, збільшує навантаження на силові електричні мережі і призводить до зростання напруженостей магнітних полів на територіях міст.

При цьому майже поза увагою залишається вплив як міського, так і міжміського електричного транспорту на електромагнітний стан довкілля. Екологічність електротранспорту, порівняно з автомобільним, який використовує традиційні палива, не викликає сумнівів. Але наявність розгалуженої контактної мережі великих електричних напруг та струмів, потужного електроприводу на рухомому складі обумовлює появу у навколишньому просторі електричних і магнітних полів високих напруженостей. Це обумовлює необхідність проведення досліджень щодо їх кількісних значень, просторових розподілів та критичності впливу на населення та довкілля в цілому.

Сучасний стан питання

На сьогоднішній день системних досліджень щодо впливу електричного транспорту на електромагнітну обстановку як у середині рухомого складу, так і у населених пунктах в цілому не виконувалося. У поодиноких роботах, виконаних в Україні, розглядається спотворення геомагнітного поля на міському електричному транспорті. Це пояснюється тим, що переважна більшість міського електротранспорту працює на постійному електричному струмі, тому слід очікувати, що сумарне постійне магнітне поле у рухомому складі та поблизу контактної мережі буде відрізнятися від природного, а міжнародний норматив [3] та аналогічний за вимогами проект національного нормативу забороняють зниження геомагнітного поля більш ніж удвічі, навіть у виробничих

умовах. Так, у роботі [4] встановлено, що на платформах підземних станцій метрополітену коефіцієнти ослаблення геомагнітного поля складають 2,8–6,2, що значно перевищує допустимі значення. Але прямий зв'язок цього явища саме з електричною тягою метрополітену викликає сумніви. Це ж стосується цього показника у кабінах і салонах тролейбусів і трамваїв (1,8–6,2) та кабінах і салонах електричних потягів (1,5–3,0) [5]. У цій же роботі наведено зниження рівнів магнітного поля у салонах легкових автомобілів (1,2–4,0), ще не можна пов'язати з електромагнітними полями електрообладнання. Очевидним є екранування геомагнітного поля металевими кузовами транспортних засобів та його зниження з глибиною станцій метрополітену. Стаціонарність магнітного поля міського електротранспорту, не дивлячись на використання постійного струму, уявне. Змінні навантаження через прискорення окремих транспортних засобів, непередбачуване електромагнітне оточення викликають пульсації магнітного поля. Наприклад, це показано у роботі [6], хоча і у якісному вигляді без надання кількісних характеристик. Автор наголошує, що суперпозиція полів зовнішніх джерел, повз які рухається транспорт, внутрішніх, пов'язаних з роботою його електромеханічних вузлів, а також модуляції цих полів внаслідок режимів руху викликають пульсації магнітного поля з частотами 2–6 Гц. На нашу думку, такі явища потребують проведення ретельних експериментальних досліджень з метою визначення заходів зі зниження їх впливу на електромагнітну обстановку. У роботі [7] надано результати вимірювань рівнів електромагнітних полів у електричному транспорті, але вони стосуються, в основному, впливу на працюючих, не розглядаючи поширення цих полів.

Загальним недоліком досліджень щодо впливу складових електричного транспорту на електромагнітну обстановку є, здебільшого, констатація наявності проблеми без надання прийнятних рекомендацій щодо її вирішення. Одна з небагатьох прикладних розробок стосується зниження електромагнітного поля контактної мережі змінного струму залізничного транспорту [8].

Певною мірою недостатню увагу до генерації мережею електричного транспорту електромагнітних полів можна пояснити відсутністю її компонентів у переліку джерел електромагнітного впливу у санітарних нормах з планування та забудови населених пунктів [9]. Забезпечення електромагнітної безпеки не фігурує також у будівельних нормах щодо трамвайних і тролейбусних ліній [10]. Таким чином, доцільним є визначення частотного складу та кількісних значень електромагнітних полів міського електричного транспорту, що дасть можливість визначити шляхи підвищення електромагнітної безпеки населення як у виробничих, так і побутових умовах та зниження цього впливу на довкілля в цілому.

Мета роботи – визначення частотного складу, оцінювання рівнів електромагнітних полів міського електричного транспорту та формування підходів до зниження його впливу на електромагнітну обстановку.

Аналіз досліджень щодо впливу електричного транспорту на електромагнітну обстановку у місцях постійного та тимчасового перебування людей свідчить, що виконання таких робіт пов'язане зі значними труднощами метрологічного характеру. Як зазначалося, практично увесь громадський транспорт використовує системи електроживлення постійного електричного струму, тому натурному вимірюванню підлягають постійні магнітні поля. Для цього найбільш прийнятним є трикомпонентний малогабаритний

магнітометр МТМ-01, призначений для вимірювань рівнів стаціонарних магнітних полів. Він надає змогу з прийнятною точністю вимірювати як інтегральну індукцію магнітного поля B , так і її просторові компоненти (B_x , B_y , B_z). Останнє дуже важливе з огляду на необхідність врахування впливу на вимірювання геомагнітного поля, сумарна індукція якого на широті Києва складає 45–50 мкТл.

Як зазначалося, використання постійного струму у силових мережах міського електричного транспорту не означає генерування ним магнітного поля нульової частоти. Незначні відхилення обумовлені змінністю навантаження, пересуванням рухомого складу тощо. У таких умовах доцільно використовувати методику і обладнання, яке дозволяє з необхідною точністю вимірювати магнітні поля наднизькочастотної області [11, 12]. Перевагою його використання є лінійна залежність чутливості модуляційного датчика від частоти магнітного поля у наднизькочастотній області спектра та можливість використання обладнання у польових умовах. Останнє забезпечується прямим підключенням датчика до лінійного входу портативного комп'ютера, який має чутливість, порядок якої відповідає значенню 10–15 мкВ, і не потребує застосування аналого-цифрового перетворювача (відцифровка здійснюється безпосередньо у звуковій карті комп'ютера). Для оброблення отриманих сигналів використовується програма аналізу частотного спектра Spectrogram. Ця програма оперує логарифмічними одиницями, тому перерахунок відносних одиниць (дБ) у індукцію магнітного поля здійснювався за методикою, описаною у [13]. Результати вимірювань спектра магнітного поля поблизу прямолінійної ділянки трамвайної лінії наведено на рис. 1.

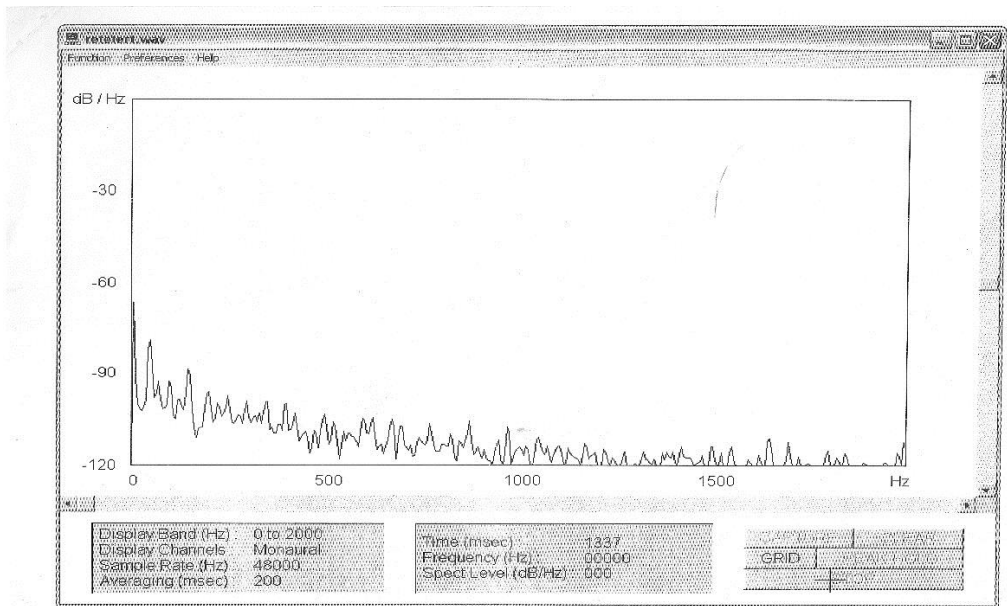


Рис. 1 – Спектр магнітного поля трамвайної лінії (відстань – 25 м)

Місце вимірювань обране таким чином, щоб мінімізувати інші магнітні впливи, крім силової мережі трамваю.

Отриманий результат, навіть за якісного розгляду (без визначення кількісних значень), свідчить про складність спектра магнітного поля, генерованого даним типом електричного транспорту. При цьому найбільше значення має майже стаціонарна складова магнітного поля (у даному випадку вона становить 110 мкТл). Наведений спектр надає миттєві значення магнітних полів різних частот. У реальних умовах він дуже змінний. Найкраще це унаочнюється вимірюваннями стаціонарної складової магнітного поля у середині рухомого складу. Результати вимірювань представлені у таблиці 1.

Таблиця 1. Рівні магнітних полів у рухомому складі міського електричного транспорту

Тип транспорту	Індукція магнітного поля B , мкТл			
	Зупинка	Рух	Розгін / Гальмування	Примітка
Трамвай	17–23	20–35	130–175	Інверсія поля
Тролейбус	20–30	20–30	20–30	Інверсія поля
Метрополітен (підземна ділянка)	30–60	90–100	100–180	Інверсія поля при розгоні і гальмуванні
Метрополітен (відкрита ділянка)	70–90	100–120	130–250	Інверсія поля при розгоні і гальмуванні

Отримані дані свідчать про значні коливання магнітного поля. Виявлено, що його значення у багатьох випадках як нижчі мінімально допустимого (25 мкТл), так і значно вищі за природне значення геомагнітного поля (50 мкТл). Найнесприятливішим фактом, на наш погляд, є інверсія (зміна спрямованості) складових сумарного магнітного поля. Встановлено, що вертикальна складова поля (B_z) майже не змінюється, складова, яка збігається з напрямком руху (B_x), змінюється незначним чином, а складова, перпендикулярна напрямку руху (B_y), не тільки змінюється за модулем, а і змінює напрямок на протилежний. При цьому швидкість змін майже неможливо реєструвати у ручному режимі.

Аналіз отриманих результатів дозволяє дійти попереднього висновку, що інверсія напрямку магнітного поля у наземному електротранспорті обумовлена наявністю масивного феромагнітного оточення, як наземного (інші транспортні засоби, електроопори), так і підземного – підземні інженерні мережі. Це підтверджується хаотичністю цих змін та впливає із загальних фізичних міркувань.

Для підземного транспорту превалюючим є зміна навантаження на електричний привод рухомого складу і має певні закономірності. Отримання більш детальних даних, які б дозволили принаймні окреслити вміст заходів з нормалізації електромагнітної обстановки у таких умовах, потребує розроблення способу неперервної реєстрації як рівнів магнітних полів, так і їх спектральних складів.

Очевидним є, що, крім основної складової – стаціонарного (квазістаціонарного) магнітного поля, електротранспорт генерує магнітні поля невисоких рівнів, але досить широкого спектра – своєрідний «електромагнітний шум»,

який інтегрально має екологічно та гігієнічно значущі рівні. Унеможливити його генерацію принципово неможливо, тому локалізацію зони його впливу слід реалізовувати за рахунок розосереджених екранувальних систем.

Зниження, принаймні до прийнятного рівня, коливань магнітного поля (в тому числі і знакозмінних) слід шукати, на наш погляд, у використанні магнітом'яких поверхонь великих площ з великою інертністю перемагнічування. Але це потребує виконання ретельних лабораторних досліджень та випробувань у реальних умовах експлуатації міського електричного транспорту. У багатьох дослідженнях, зокрема [7], наведено дані щодо рівнів магнітних полів у електричному транспорті у деяких країнах Західної Європи. Вони свідчать, що аналогічні проблеми, хоча і меншою мірою, притаманні громадському транспорту і у цих країнах. Враховуючи рішення про поступовий перехід України до загальноєвропейських норм з електромагнітної безпеки та електромагнітної сумісності технічних засобів [14], виконання цих робіт повинне спиратися на нормативну базу Євросоюзу з електромагнітної безпеки та електромагнітної екології.

Висновки

1. Міський електричний транспорт є джерелом електромагнітних полів широкого частотного спектра гігієнічно та екологічно значущих рівнів.
2. Крім наднормативних значень стаціонарних магнітних полів (як нижче мінімально допустимих, так і вище максимальних), міський електротранспорт характеризується швидко змінюваними напрямками магнітного поля у рухомому складі.
3. Рухомий склад та лінії контактної мережі є джерелами «електромагнітного шуму» з великими відстанями впливу на людей і довкілля.
4. Перспективним засобом зниження рівнів магнітних полів у рухомому складі та з боку контактної мережі є екранувальні конструкції, як локального, так і розосередженого типу.
5. Розроблення та впровадження організаційно технічних заходів зі зниження електромагнітного впливу на людей і довкілля повинне спиратися на загальноєвропейські нормативи з електромагнітної безпеки та електромагнітної екології.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Гігієнічна характеристика стану електромагнітного забруднення міст України / В.Ю. Думанський, С.В. Біткін, Ю.Д. Думанський та ін. // Гігієна населених місць – 2012. – Вип. 59. – С. 160–169.
2. Banfi S. Using a choice experiment to estimate the benefits of a reduction of externalities in urban areas with special focus on electrosmog / S. Banfi, M. Filippini, A. Horehajova // *Applied Economics*, Taylor and Francis Journals. – 2012. – Vol. 44 (3). – P. 387–397.
3. Standard of Building Biology Testing Methods: SBM–2008 – [acting from July 2008]. – Germany: Institut für Baubiologie +Ökologie IBN, 2008. – 5 p.
4. Назаренко В.І. Гігієнічна оцінка рівнів геомагнітного поля на наземних і підземних об'єктах м. Києва / В.І. Назаренко, О.І. Никифорук // Гігієна населених місць. – 2013. – Вип. 61. – С. 218–222.

5. Никифорок О.І. До питання дії ослабленого геомагнітного поля на транспортних засобах / О.І. Никифорок, Л.О. Левченко // Гігієна населених місць. – 2014. – Вип. 63. – С. 168–172.
6. Электромагнитный фон городских территорий диапазона промышленной частоты / А.Г. Колесник, С.А. Колесник, А.С. Бородин и др. // Вестник Томского государственного университета. – 2007. – № 4. – С. 161–164.
7. Птицына Н.Г. Электромагнитная безопасность электротранспортных систем: основные источники и параметры магнитных полей / Н.Г. Птицына, Ю.А. Копытенко, В.С. Исмаилов // Научно-технический вестник информационных технологий механики и оптики. – 2013. № 2. – С. 65–71.
8. Патент 2309506 Россия, МПК H02G7/22. Устройство заземления экранирующего магнитное поле контактной сети переменного тока / Кузнецов К.В., Ширшов А.Б.; заявитель и патентообладатель Уральский государственный университет путей сообщения; заявл. 22.03.06; опубл. 27.10.07, Бюл. № 20.
9. Державні санітарні правила планування забудови населених пунктів. – К. – 2002. Державне підприємство «Укрархбудінформ». – 59 с. (Затверджено Наказом Міністерства охорони здоров'я України від 19 червня 1996 р. № 173).
10. Трамвайные и троллейбусные линии: СНиП2.05.09-90. – [Чинний від 01.01.91]. – 17 с. (Державні будівельні норми України).
11. Патент 58604 Україна, МПК G01L9/00. Пристрій контролю захисних властивостей електромагнітних екранів / Глива В.А., Левченко Л.О., Панова О.В., Азнаурян І.О., Подобєд І.М. – заявн. і патентотримувачі; заяв. 15.03.2011; опубл. 11.04.2011, Бюл. № 7.
12. Патент 97546 Україна, МПК G01L9/00 Пристрій контролю гармонічного складу електричного струму промислової частоти / Глива В.А., Здановський В.Г., Перельот Т.М. – заявники і патентотримувачі; завл. 18.11.14; опубл. 25.03.15, Бюл. № 6.
13. Панова О.В. Захист працюючих від впливу електромагнітних полів екрануванням: дис. ... канд.техн.наук: 05.26.01 / Панова Олена Василівна – К., 2014. – 151 с.
14. Directive 2013/35/EU of the European Parliament and of the Council of 26 June 2013 on the minimum health and safety requirements regarding the exposure of workers to the risks arising from physical agents (electromagnetic fields).

Стаття надійшла до редакції 22.07.2015

УДК 504.064:504.37(045)

С.М. МАДЖД

УДОСКОНАЛЕННЯ КОНТРОЛЮ ТЕХНОСФЕРИ СУЧАСНИМИ БІОЛОГІЧНИМИ МЕТОДАМИ

Анотація. Проведена біологічна оцінка компонентів довкілля територій, прилеглих до авіапідприємств. Здійснена якісна характеристика техносфери за допомогою інтегрального показника токсичності. Визначена токсичність на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. Встановлена фітотоксичність за зміною довжини корінців салату посівного (*Lactuca sativa*) та цибулі звичайної (*Allium cepa*).

Ключові слова: контроль токсичності води, інтегральна токсичність, індикатори забруднення, метод біотестування, забруднення вод.

Вступ

Біологічна рівновага в неземних та водних екосистемах підтримується динамічними зв'язками організмів між собою та абіотичними чинниками середовища, що їх оточує. Антропогенні впливи можуть порушувати цю рівновагу, що знаходить відображення у видовому та чисельному складі біоценозів [1].

Виходячи із принципу єдності живих організмів і середовища їх існування, можна припустити, що існують тісні корелятивні зв'язки між факторами довкілля і реакцією на них живих організмів. Особливо це виражено у рослин, які прикріплені до середовища існування.

Постановка проблеми

Проводячи формальну аналогію і спираючись на існування кореляції між ступенем зовнішнього впливу і реакцією на нього організмів, можна представити організми як «чутливі елементи» в системі біологічної діагностики і моніторингу довкілля, які безпосередньо змінюють свій стан під дією чинників довкілля [2].

На нашій планеті майже не лишилось природних водойм, які прямо або опосередковано не піддавались би техногенному впливу, відповідно одним із головних аспектів екологічної безпеки є проведення якісного аналізу водних об'єктів для оцінки складу та властивостей стічних вод. Найбільш ефективним сучасним біологічним методом контролю можливої небезпеки тих чи інших джерел забруднення є біотестування – інтегральний метод експериментального визначення токсичності води, оснований на реєстрації реакцій тест-об'єктів [3]. За технологією це експеримент, що проводиться з дотриманням певних методичних вимог.

Концентрація токсиканту і час його впливу на організм пов'язані між собою простою залежністю (рівняння Хабера) [4]:

$$T = C \cdot t,$$

де T – токсичність; C – концентрація; t – час впливу токсиканта.

Як впливає з цього рівняння, малі концентрації за тривалий час можуть зрештою впливати так само, як і великі – за короткий час.

Вважається, що первинним критерієм токсичності є смертність (летальність). Статистично отримана величина концентрації, яка відповідає 50-відсотковій смертності дослідних тварин, називається медіанною летальною концентрацією.

Під чутливістю розуміють видову властивість реагувати на мінімальні концентрації токсиканту в навколишньому середовищі, під стійкістю (резистентністю) – здатність витримувати максимальні концентрації токсичних речовин, а під витривалістю (толерантністю) – величину діапазону коливань концентрації токсичних речовин, яку може витримувати гідробіонт [5].

Аналіз досліджень і публікацій

У своїх роботах ряд авторів [1–3, 6–11] віддають перевагу біологічному методу контролю стану довкілля над хімічними та фізико-хімічними.

Ці методи забезпечують ідентифікацію та кількісне визначення вмісту токсикантів в компонентах довкілля, але не дозволяють оцінити сумарну дію полутантів на живі організми, і це змушує шукати інші малозатратні методи контролю стану компонентів довкілля [10]. В цьому випадку безперечну перевагу мають біологічні методи. За їх допомогою існує можливість оцінити вплив забруднюючих речовин на живі організми в залежності від дози і часу їх впливу, включаючи і транслокацію по ланцюгу живлення [8–9].

Біологічні методи дають чітку інтегральну картину, навіть тих забрудників, котрі можуть лишитися поза увагою вимірювальних приладів [10]. Реакція живих організмів дозволяє оцінити антропогенний вплив на середовище існування, в показниках, які мають біологічну основу. Чинники, які впливають на довкілля, інколи дуже сильно модифікуються чинниками живої і неживої природи, і в результаті цього їх остаточний вплив не завжди легко з'ясувати.

Переваги застосування методу біотестування полягають у ефективності, низькій собівартості проведення експериментів, відносно малій тривалості дослідів, простоті культивування тест-об'єктів [3].

Загалом, перевага зводиться до того, що біологічні методи дозволяють [7]:

- швидко виявити наявність чи відсутність токсикантів;
- встановити найслабші антропогенні зміни якості довкілля, які навіть не фіксуються вимірювальними приладами;
- на початковому етапі виявити і попередити зміни в довкіллі;
- оцінити рівень забруднення обмеженим числом термінів;
- вирішити завдання, які не під силу вирішити іншим методам досліджень;
- виявити наслідки разового забруднення, які можуть пропустити інші методи, оскільки результати хімічного і фізико-хімічного аналізу довкілля відносяться тільки до методу взяття проб;
- оцінити та охарактеризувати антропогенний вплив на довкілля, який відбувався в минулому та скласти прогноз на майбутнє.

Мета роботи: удосконалення контролю техносфери сучасними біологічними методами досліджень.

Схема проведення контролю біологічними методами

Для визначення діапазону концентрацій, при яких той або інший вид гідробіонтів може існувати (зони токсичної дії), вводяться такі поняття, як мінімальна смертельна (летальна) концентрація токсиканту ($СК_{50}$) і максимально смертельна (летальна) концентрація ($СК_{100}$). Для встановлення летальних концентрацій токсикантів проводяться спеціальні досліди, в яких використовують не менше 50 піддослідних тварин (риб або безхребетних) однакового розміру і по можливості нащадків однієї самиці-матері.

Піддослідних тварин витримують при різних розведеннях досліджуваних речовин (1:2, 1:5, 1:10, 1:20, 1:50, 1:100 і так далі). Смертність виражається у відсотках по відношенню до контролю, тобто до досліду з тими ж організмами, що експонуються в чистій воді, без доданого токсиканта. Тривалість таких гострих токсикологічних дослідів становить, як правило, 24 або 48 годин. Досліди, які тривають 72 і 96 годин, вважаються підгострими, а ще триваліші – хронічними.

Результати дослідів опрацьовують статистично, за спеціальними формулами та графіками. Найчастіше використовують простий графічний метод Дудорова. Класифікація токсичних речовин подається за величиною $СК_{50}$ ²⁴ або $СК_{50}$ ⁴⁸, яка встановлюється переважно на рибах. $СК_{50}$ при 1 мг/дм³ речовин вважається високотоксичною, при 1–10 мг/дм³ – сильнотоксичною, при 10–100 мг/дм³ – помірно токсичною, при концентраціях вищих 100 мг/дм³ – слаботоксичною. Практично нетоксичні речовини характеризуються значенням $СК_{50}$ більше 1000 мг/дм³ [6].

Токсичність речовини кількісно визначається як величина, зворотна медіанній смертельній концентрації, тобто $T = 1/СК_{50}$. Проте такий підхід може бути застосований тільки для розчинів окремих чистих речовин за дією на окремі види гідробіонтів в умовах лабораторного експерименту. Він прийнятий при попередній оцінці токсичності різних речовин, зокрема нових продуктів органічного синтезу.

При дослідженні токсичності складних багатокомпонентних розчинів, стічних та забруднених природних вод розрахувати концентрацію діючих речовин, яка викликає смертельний ефект, практично неможливо. У таких випадках доцільно користуватися розведенням досліджуваної води, при якому має місце 50-відсоткова або мінімальна смертність піддослідних організмів. Такий показник, в якому не враховуються хімічна природа діючих речовин та їх концентрація, а враховується тільки біологічна дія, називається інтегральною токсичністю [5].

Вибрані стандартні тест-об'єкти, на яких зазвичай проводяться досліди з визначення токсичності води – це переважно гіллястовусі ракоподібних: *Daphnia magna* та *Ceriodaphnia affinis*, які відрізняються досить високою чутливістю до токсикантів.

У міжнародній практиці контролю токсичності різних речовин, які реалізуються по імпорту, закріплена оцінка із застосуванням трьох тест-об'єктів: зеленої (хлорококової) водорості (*Selenastrum capricornutum*), дафнії (*Daphnia magna*) та риби гупі (*Lebistes reticulatus*).

Перш за все, тест-об'єкти повинні мати високу чутливість до токсичних речовин. Якщо використовуються лабораторні маточні культури, то їх необхідно утримувати з додержанням жорстких вимог щодо хімічного складу штучного середовища, годівлі тест-організмів, підтримання оптимального газового режиму і рН.

Серед застосовуваних в біотестуванні тест-об'єктів розрізняють види індикаторні, що мають універсальне значення для будь-яких токсикологічних досліджень, і представницькі види – специфічні для певних акваторій чи водних об'єктів.

Експеримент включає серію повторень з різними розведеннями (концентраціями) досліджуваної речовини, а контроль – ті ж самі тест-організми в чистій (лабораторній) воді.

Біотести проводяться в лабораторних умовах, а також безпосередньо на водних об'єктах (in situ), причому біля випусків стічних вод – в дещо спрощених варіантах.

При утворенні комплексних сполук металів з органічними речовинами їх токсичність зменшується. До того ж між різними речовинами виникають складні взаємозв'язки. Вони можуть посилювати токсичну дію одне одного (синергізм) або, навпаки, протидіяти (антагонізм), взаємодіяти між собою, утворюючи або послаблюючи токсичність. Тому наслідки біотестування забруднених вод слід розглядати як інтегральну оцінку життєвого середовища гідробіонтів, його можливого негативного впливу на основні їх функції [7].

При моніторингових дослідженнях довкілля все більшого значення набуває саме цей метод біологічної діагностики довкілля, який дозволяє формувати диференційовані та інтегральні уявлення про організми та середовища їх існування і цим самим має визначальну значимість [5].

Результати проведення біологічних досліджень

Під час проведення токсикологічних досліджень природних компонентів в зоні експлуатації та ремонту авіаційної техніки було здійснено серії дослідів за допомогою методів, розроблених як вітчизняними (біотестування на *Daphnia magna*), так і закордонними вченими – досліді, що використовуються у міжнародній практиці (біотестування на *Allium cepa*, *Lactuca sativa*) [7, 10, 12, 13].

Проби вважалися токсичними, якщо протягом 48 годин спостерігалася загибель 25% тест-об'єктів і гостро токсичними, якщо була виявлена смертність 50% дафній або пригнічення росту корінців складало понад 50% [13].

Статистичний аналіз проводився за допомогою статистичного пакету Corel Quatro Pro 7.

*Визначення гострої токсичності на ракоподібних *Daphnia magna* Straus.* Біотестування проб здійснювалось за допомогою піддослідних тест-об'єктів *Daphnia magna* згідно із КНД 211.1.4.054–97 [12].

Для перевірки токсичності проб використовували молодь дафній у віці до 24 годин.

У день тестування відокремлювали дорослих самок від молоді. Молодь відбиралась за допомогою піпетки з широким носиком. Під час переносу молодь не контактувала з повітрям, максимальний об'єм при відборі молоді складав 2 мл. Цей об'єм був врахований при розрахунку розведення.

Для кожної проби, що тестувалась, для забезпечення розрахунків LC_{50} при довірчому інтервалі 95% кількість концентрацій дорівнювала 5.

Методика ґрунтувалась на встановленні різниці між кількістю загиблих дафній у пробах, що тестувались, та у контролі.

Проби дослідних зразків наливались в скляний посуд об'ємом 100 см³. Таким же об'ємом дистильованої води заповнювали контрольний зразок (контроль). У кожній з дослідних і контрольних посудин вміщали 10 дафній віком до 24 годин.

Під час біотестування проб дафній не годували, наприкінці досліду візуально підраховували кількість живих тест-об'єктів. Результати спостерігали через 1, 2, 24 і 48 годин. Живими вважались дафнії, які вільно рухались у товщі води або спливали із дна посудини після її легкого струшування. Решту дафній вважали загиблими.

Метод біотестування на основі смертності дафній представлений на рис. 1.

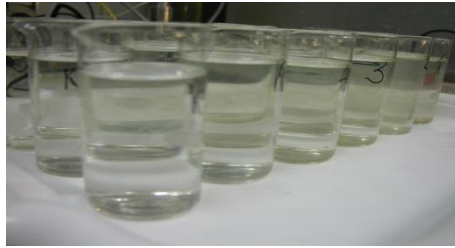


Рис. 1 – Біотест на *Daphnia magna* Straus

На підставі підрахунку кількості живих дафній у контролі та досліді визначались середні арифметичні, які використовували для розрахунку кількості загиблих дафній у досліді відносно контролю за формулою:

$$A = [(X_k - X_d) / X_k] \cdot 100,$$

де A – кількість загиблих дафній у досліді відносно контролю, %; X_k – середнє арифметичне кількості живих дафній у контролі, екземпляри; X_d – середнє арифметичне кількості живих дафній у досліді, екземпляри.

Біотест на токсичність за зміною довжини корінців салату посівного (Lactuca sativa L.). Фітотоксичність проб визначалась за зміною довжини корінців салату посівного *Lactuca sativa* [7, 13].

Біотест на салаті дає змогу проаналізувати ріст корінців та оцінити ранні стадії розвитку, росту та виживання рослин. Як правило, ріст корінців інгібується при більш низьких концентраціях токсиканту, ніж проростання насінин. Тому цей тест є більш чутливим індикатором забруднення.

Для проведення дослідів готувались водні розчини зразків (розчинення – 1:1, 1:5, 1:10 і 1:20 в 20 мл об'єму). З метою економії часу проводилось попереднє тестування зразків (використовувалось 10 насінин на один тест), а випробування в повному обсязі – тільки на тих зразках, які пригнічують довжину корінців більше ніж на 20% порівняно з контролем.

У кожену чашку Петрі наливалось приблизно 5–7 мл розведеного зразку або контрольної води, зверху клася фільтрувальний папір у два шари, який був достатньо зволожений, але без надлишку вологи (без води, яка б залишилась не усмоктаною). На ньому розкладались рядами 25 насінин салату (приблизно однакові за розміром, формою та кольором). Потім чашки закривались і встановлювались в темний вологий термостат при температурі $22 \pm 2^\circ\text{C}$ на 120 годин (5 днів).

Біотестування на основі інгібування росту салату посівного представлено на рис. 2.

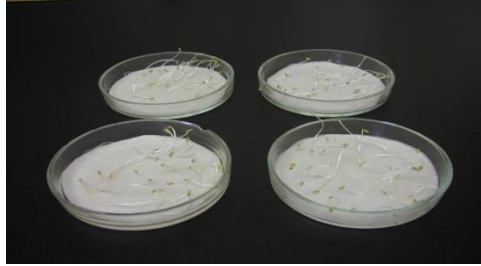


Рис. 2 – Біотест на *Lactuca sativa*

Після періоду інкубації визначалась частка пророслих насінин серед тест-об'єктів і вимірювалась довжина пророслих корінців від потовщення до їх кінчиків, мм.

Біотест на токсичність за зміною довжини корінців цибулі звичайної (Allium cepa). Метод біотестування на цибулі звичайній – легкий і чутливий спосіб для визначення загальної токсичності, виражений в інгібуванні росту корінців [13].

Критерієм токсичності у фітотесті було інгібування корінців епікальної мерестеми по відношенню до контролю та відсоток проростання насіння [6].

За допомогою маленького ножа (або скальпеля), видалялись жовто-коричнюваті зовнішні лусочки і частина коричнюватої плити основи, при цьому кільце кореня залишали неушкодженим. Цибулю, необхідну для досліджу, збирали у посуд з водою.

Пробірки заповнювались досліджуваними зразками – 5 пробірок для кожної концентрації та контролю.

Усі цибулини поміщались на м'який папір і злегка підсушувались. По одній цибулині розміщували на верхівку кожної дослідної пробірки таким чином, щоб коренева пластина торкалася рідини в пробірці. Через 24 години заміняли досліджувані зразки в контролі і у всіх концентраціях, що тестувались.

Заміну рідин в дослідних зразках і контролі повторювали після 48 годин (24 год + 24 год). При невеликих кількостях досліджуваних зразків, замінювалась тільки кількість рідини, що випарувалась (0,5–1 мл). Через 72 години вимірювали довжину всіх 5 пучків корінців у кожному зразку. Обчислювали середню довжину корінців для кожного зразку проб.

Біотестування на основі інгібування росту цибулі звичайної представлено на рис. 3.



Рис. 3 – Біотест на Allium cepa

На цьому експеримент може бути завершений. Однак, з метою вивчення можливої оборотності впливу, виконання дослідження продовжували: через 72 години вимінювались досліджувані рідини в 2 дослідних пробірках у ряді з 5 і заповнювались інші 3 пробірки водою контролю. Через додаткові 24 години спостерігалось поліпшення росту корінців у 3 заповнених водою дослідних пробірках у порівнянні з 2 випробуваними зразками. Це означає, що ці корінці відновилися і в такий спосіб вплив більш-менш оборотний. Це може мати місце для всіх, декількох чи жодної з концентрацій у ряді.

Висновки

Одним із головних аспектів екологічної безпеки є проведення якісного аналізу техносфери для оцінки складу та властивостей компонентів довкілля. Найбільш ефективним сучасним біологічним методом контролю можливої небезпеки тих чи інших джерел забруднення є біотестування.

Переваги застосування методу біотестування полягають у ефективності, низькій собівартості проведення експериментів, відносно малій тривалості дослідів, простоті культивування тест-об'єктів.

Біологічні методи дають чітку інтегральну картину, навіть тих забрудників, котрі можуть лишитися поза увагою вимірювальних приладів. Реакція живих організмів дозволяє оцінити техногенний вплив на середовище існування, в показниках, які мають біологічну основу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Ю.С. Бадтиев, В.А. Барков, Г.П. Усов. Биоиндикация поверхностных водоемов. // Экология и промышленность России, 2013. – С. 24–26.
2. Патин С.А. Эколого-токсикологические аспекты изучения и контроля качества водной среды / С.А. Патин // Гидробиол. журн. – 1997, № 3. – С. 75–78.
3. Ольхович О.П. Фітоіндикація та фітомоніторинг: Метод. рек. / О.П. Ольхович, М.М. Мусієнко. – К. : Фітосоціоцентр, 2005. – 64 с.
4. Гроховська Ю.Р. Фітоіндикація антропогенного забруднення водних екосистем: дис. канд. с.-г. наук: 03.00.16 / Юлія Романівна Гроховська – Рівне, 2002. – 155 с.
5. Гідроєкологічна токсикометрія та біоіндикація забруднень: Теорія, методи, практика використання / [відпов. ред. Олексіва І. Т.]. – Львів : Світ, 1995. – 440 с.
6. Романенко В.Д. Основи гідроєкології: навч. посіб. / Романенко В.Д. – К. : Обереги, 2001. – 728 с.
7. Методы биотестирования вод / Под ред. А.Н. Крейнюковой – Черноголовка: Ин-т проблем химической физики, 2004. – 127 с.

8. Романенко В.Д. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К. : Символ, 2001. – 48 с.
9. Артеменко А.В. Моделирование эколого-экономического состояния территории / А.В. Артеменко, Н.В. Караева, Р.В. Корпан и др. – К.: Знання України, 2006. – 215 с.
10. Руководство по методам исследования качества вод / УНИИВЭП. – Т. 2 – К.: Токсикология, 1995 – 183 с.
11. Коршиков И.И. Взаимодействие растений с техногенно загрязненной средой: Устойчивость. Фитоиндикация. Оптимизация. / Коршиков И.И., Котов В.С., Михеенко И.П. и др. – К. : Наук. думка, 1995. – 192 с.
12. КНД 211.1.4.054-97. Методика визначення гострої токсичності води на ракоподібних *Daphnia magna* Straus. – К., 1997. – 92 с.
13. Методи аналізу об'єктів довкілля: Метод. рек. / ред. А.Г. Волошук. – Чернівці: Рута, 2005. – 28 с.

Стаття надійшла до редакції 23.06.2015

УДК 504+620.9: (712)

Т.М. ТКАЧЕНКО

АДАПТАЦІЙНИЙ ПОТЕНЦІАЛ ФІТОЦЕНОЗУ ЕНЕРГОЗБЕРІГАЮЧИХ ЗЕЛЕНИХ ПОКРІВЕЛЬ

***Анотація.** Розглянуто адаптаційний потенціал фітоценозу енергозберігаючої зеленої покрівлі степового типу. Встановлені строки формування стійкого степового рослинного співтовариства. Виявлено перспективний асортимент рослин в умовах помірно-континентального клімату.*

***Ключові слова:** енергозберігаючі зелені покрівлі, адаптаційний потенціал, фітоценоз.*

Інтерес до альтернативних джерел енергії та енергозберігаючих технологій виник в Європі та Америці в 1970 році, коли країни-експортери нафти ввели ембарго на її постачання. З тих пір енергозберігаючі технології розвиваються і удосконалюються. Одним з перспективних напрямків енергозбереження є дахове озеленення.

Актуальність даного напрямку пов'язана не тільки з економічним, а й з екологічним аспектом. Зелені покрівлі особливо актуальні в містах, де через дорожнечу землі й ущільнену забудову немає місця класичному озелененню. При цьому техногенне навантаження негативно позначається на екології й здоров'ї людей. У цьому випадку зелені покрівлі можуть одночасно служити місцем рекреації, вирішувати енергетичні та екологічні проблеми.

Позитивні сторони покрівельного озеленення:

1. Ефект кондиціонування.
2. Шумоізолюючий ефект.
3. Санітарно-гігієнічний ефект (150 м² трав'яної покрівлі задовольняють річну потребу в кисні ста людям).
4. Естетичний ефект.
5. Рекреаційний ефект (місце відпочинку).
6. Економічний ефект (знижують кількість води, що затоплює вулиці під час дощу; природний захист покрівлі від ультрафіолетових променів і механічних пошкоджень; підвищують ринкову вартість приміщень на верхніх поверхах).

При всіх позитивних моментах, створення зелених покрівель – трудомісткий процес. Основні проблеми, що виникають при їх створенні, можна розділити на дві групи:

1. Підбір і правильне укладання покрівельних шарів.
2. Підбір і правильне розміщення рослинного матеріалу.

Помилки в першому і другому випадку призводять до погіршення якості зеленої покрівлі, зниження її екологічної безпеки, зменшення терміну експлуатації та інших негативних результатів, що тягнуть за собою додаткові економічні витрати.

Мета роботи

Розглянути адаптаційний потенціал фітоценозу на створеному об'єкті дослідження в міському середовищі у помірно-континентальному кліматі.

Завдання дослідження:

1. Розробка асортименту рослин і ґрунтового субстрату для покрівельного озеленення інтенсивного типу в умовах України.
2. Створення експериментального об'єкта.
3. Виявлення термінів утворення стійкого фітоценозу.
4. Дослідження адаптації фітоценозу до кліматичних регіональних особливостей.

Об'єкт і методи дослідження

Об'єктом наших досліджень була плоска покрівля приватного будинку, піднята над поверхнею землі на висоту 12 м. Загальна площа покрівлі становить 1443,75 м². При цьому площа території, що озеленюється, становить 200 м². Було зроблено інтенсивне озеленення покрівлі (передбачається можливість виходу людей на дах) зі степовим типом озеленення. Даний тип озеленення найбільш прийнятний для посушливих кліматичних умов регіону. У нашому випадку створення зеленої покрівлі здійснювалося спільно з архітекторами і будівельниками, використовувалося 9 підготовчих шарів [1, 2]. Шар ґрунтового субстрату робився на основі ґрунту, піску, керамзиту, перліту, торфу, глини і подрібненої кори. Товщина шару – 0,80 м (з урахуванням ущільнення). Для додаткового зволоження ґрунту на даху був встановлений автополив. З метою дотримання техніки безпеки вся поверхня даху була обнесена парапетом заввишки близько 1 м. В межах композиційної частини даху для полегшення ходіння і поливу були прокладені спеціальні доріжки з кераміки, що нагадують деревні спилати.

Загальний стан рослин після зимівлі ми оцінювали візуально за 5-бальною шкалою: 5 – відсутність слідів загибелі рослин; 4 – незначні пошкодження; 3 – загибель приблизно половини рослин; 2 – загибель більше половини рослин; 1 – повна загибель або збереження одиничних рослин. Крім цього, визначалася здатність рослин переносити несприятливі літні умови: сильне підвищення температури. Стан рослин в цей період також визначався візуально за цією ж шкалою [3].

Експериментальна частина. Висадка рослин. Створення композицій

Перед висадкою рослин ґрунту дали час для осідання і утруски. Крім того, в ґрунт було внесено комплексне мінеральне добриво в гранулах тривалої дії. Через 1,5 місяця приступили до висадки рослин. Перш за все, відзначимо, що степові рослини належать до тих видів, які не вимагають обтяжливого догляду. Вони стійкі до високих температур і посухи. Газон, який ми використовували для висадки (виробництво Голландія), є низькорослим і не потребує стрижки. Ґрунтопокривні багаторічники щільним килимом розростаються на вільному просторі, роблячи його декоративним і позбавляючи від постійної

прополки бур'янів і розпушування ґрунту. Висадка рослин здійснювалася в кінці літа (третя декада серпня) – на початку осені, коли спала спека. Використовувалися рослини кількох типів: багаторічні ковили, газон, почвопокровні і квітучі трави. Навантаження з композицій рослин розподілялося таким чином, щоб найважчі її частини припадали на несучі конструкції, тобто знаходилися по кутах. Найважчими композиціями були композиції з ковили і квітучого різнотрав'я (осоки, декоративних луків). У місцях, де були відсутні композиційні форми, висівали газон і використовували почвопокровні багаторічники: седуми та ін. Завдяки застосовуваним рослинам і композиціям, ми намагалися надати зеленому даху максимально природний степовий вигляд (рис. 1).



Рис. 1 – Інтенсивна зелена покрівля зі степовим типом озеленення

Ковили, луки і почвопокровники висаджувалися з відкритою кореневою системою. Вони були місцевої інтродукції, привезені без контейнерів і відразу висаджені у ґрунт. Тому після висадки їх треба було добре заливати водою для кращого вкорінення. Багаторічні квітучі рослини купувалися в контейнерах. Тому їх вкорінення викликало менші побоювання.

Стійкість біоценозу до кліматичних дій

Фенологічні спостереження за рослинами повинні бути проведені в динаміці. Тільки тоді можна зробити певні висновки. В іншому випадку, вивчаючи морозостійкість рослин, слід вдаватися до різних хімічних і анатомічних досліджень. У нашому випадку фенологічні дослідження проводилися протягом 7 років: з 2006 по 2013 рр. Тому отримані результати є точними і дозволяють зробити конкретні висновки про результати приживлюваності рослин при «інтенсивному степовому озелененні» покрівлі.

Найбільший відпад рослин відбувся після першої зимівлі. Перша зима була сніжною. На даху утворилася снігова кірка. Щоб уникнути випрівання, кірку проколюють в декількох місцях для доступу кисню. Згідно зі спостереженнями, відпаду піддалися ковили (приблизно 50%). За шкалою – 1 бал; повна загибель рослин без відновлення. Дану обставину ми пов'язуємо не тільки з дією низьких зимових температур, але і з відкритою посадкою цих рослин (нагадаємо, що коренева система була не в контейнері, рослини викопувалися з ґрунту, привозилися на об'єкт, де відразу висаджувалися в ґрунт і добре проливалися водою). Інші види оцінювалися в 4 бали (незначні пошкодження). Також були окремі «плішини» на газоні. У середині весни ковили замінили на нові. При цьому використовувалися більш молоді екземпляри з менш розвинутою кореневою системою. Це було зроблено з тих міркувань, що більш молоді і менш розвинуті корені мають кращу приживлюваність і швидше розвинуться в новому обсязі ґрунту. «Плішини» на газоні ліквідували додатковим посівом насіння. Посушливі умови рослини переносили нормально. У місцях, де почвопокривники ще недостатньо розрослися і було видно ґрунт, він тріскався. У цьому випадку його необхідно було рихлити вручну. При сильній посуші включався автоматичний полив.

У другу зиму всі ковили перезимували нормально і були оцінені в 4 бали (незначні пошкодження). Також були оцінені й інші рослини.

Надалі, після зимівлі рослини виходили з 3–4 балами (загибель S і незначні пошкодження). Однак, у вегетаційний період рослини повністю відновлювалися і розросталися. Вже на 3-й рік можна говорити про формування стійкого рослинного співтовариства – «штучного степового біоценозу», який самостійно регулює свою чисельність. У рослин спостерігався гарний розвиток кореневої системи (куртина у злаків), самосів. Існування стійкого рослинного співтовариства ми спостерігаємо і в даний час. На 4-й рік ми зробили деяке проріджування рослинності. В 2010 і 2011 роках основна маса рослин благополучно перенесла зимівлю і була оцінена в 4 бали (незначні пошкодження). Два бали (загибель більше S видів) спостерігалися серед ґрунтопокривних седумів. Однак навесні ці рослини інтенсивно розрослися.

Фенологічні спостереження за зеленим дахом у 2011–2013 рр.

Зима 2011–2012 рр. була аномальною за температурними умовами. Аномальність спостерігалася в тому, що у грудні та 1–2-й декадах січня спостерігалися невисокі температури: 0 – -5°C. З третьої декади січня температури сильно знизилися до -19°C – -25°C. Таким чином, ми спостерігали адаптаційні можливості рослин в умовах зеленого даху, де об'єм ґрунту невеликий. Дані фенологічних спостережень представлені у таблиці 1.

Фенологічні спостереження проводилися взимку, але основні дані щодо наслідків дії низьких зимових температур ми отримали весною, коли почалася вегетація рослин. Загальний стан рослин після зимівлі ми оцінювали візуально за 5-бальною шкалою. Можна зробити висновок, що цієї зими всі рослини зі степового біоценозу отримали серйозні пошкодження. Тому по шкалі фенологічної оцінки ми не примінили 4 та 5 балів.

Таблиця 1. Фенологічні спостереження за рослинами «зеленого даху» у 2011–2013 рр.

№ з/п	Назва	Бал	Рівень пошкодження
1.	Ковила	2	загибель більше 50%
2.	Типчак	3	загибель 50% рослин
3.	Шавлія поникла	3	загибель 50% рослин
4.	Шавлія ефіопська	3	загибель 50% рослин
5.	Зопник колючий	3	загибель 50% рослин
6.	Армерія приморська	1	повна загибель
7.	Айстра альпійська	1	повна загибель
8.	Айстра багаторічна	2	загибель більше 50%
9.	Бурачок скельний	2	загибель більше 50%
10.	Гвоздика трав'янка	1	повна загибель
11.	Гіпсфіла (качим)	2	загибель більше 50%
12.	Горець брусніколистний	3	загибель 50% рослин
13.	Звіробій багатолістяний	3	загибель 50% рослин
14.	Іберіс вічнозелений	3	загибель 50% рослин
15.	Ірис козацький	1	повна загибель
16.	Ірис сибірський	3	загибель 50% рослин
17.	Мильнянка	2	загибель більше 50%
18.	Пижма	2	загибель більше 50%
19.	Полин	3	загибель 50% рослин
20.	Чебрець повзучий	3	загибель 50% рослин
21.	Перловник	3	загибель 50% рослин
22.	Осока повисла	3	загибель 50% рослин
23.	Шоломниця	3	загибель 50% рослин
24.	Вербейник	2	загибель більше 50%
25.	Гіпсофіла	2	загибель більше 50%
26.	Щучка звивчаста	2	загибель більше 50%
27.	Колосняк	2	загибель більше 50%
28.	Овсець	2	загибель більше 50%
29.	Лабазник	2	загибель більше 50%
30.	Молочай	2	загибель більше 50%
31.	Волошка	1	повна загибель

Аналізуючи дані фенологічних спостережень, ми прийшли до висновку, що 1 бал (повна загибель рослин, не спостерігається відновлення надземної частини) спостерігається у 5 видів рослин: армерія приморська, айстра альпійська, гвоздика трав'янка, ірис козацький, волошка. Всі ці рослини повністю випали зі степового біоценозу. Тому потребується їх заміна у біоценозі іншими видами рослин.

Тринадцять рослин (ковила, айстра багаторічна, бурачок скельний, гіпсофіла (качим), мильнянка, пижма, вербейник, гіпсофіла, щучка звивчаста, колосняк, овсець, лабазник, молочай) отримали оцінку 2. Спостерігалася загибель більше 50% рослин. Але весною деякі з них почали відновлюватися. Таким чином, ці рослини цілком не випали зі степового біоценозу. Ці види відновлюються та не потребують додаткової підсадки. Кількість екземплярів, які почали відновлюватися, цілком достатня для відновлення видової різноманітності у біоценозі.

Тринадцять видів рослин (типчак, шавлія поникла, шавлія ефіопська, зопник колючий, горець брусницялистий, звіробій багатolistяний, іберіс вічнозелений, ірис сибірський, полин, чебрець повзучий, перловник, осока повисла, шоломниця) отримали оцінку 3. У нашому випадку ці види виявились найбільш стійкими до дії низьких температур. Серед них загинуло 50% екземплярів. Але весною ці види виявили здатність до швидкого відновлення надземної частини. Тому вони повністю відновлюються у біоценозі. Додаткова посадка цих видів не потрібна.

Але незважаючи на те, що на зеленому даху є види, які повністю випали з біоценозу, для підтримки видового різноманіття необхідна підсадка у наступному році також рослин із цієї групи.

Висновки

Встановлено, що для озеленення краще використовувати молодий (1–2-річний) рослинний матеріал, який краще приживається і розростається. Стійке степове саморегулююче рослинне співтовариство формується на третій рік існування даху. Використані для озеленення степові рослини є стійкими до низьких зимових і високих річних температур. Найбільш морозостійкими видами виявились 13 видів з оцінкою 3 бали. Хоча популяції цих видів мають пошкодження 50%, рослини швидко відновлюються та не потребують додаткової підсадки видів. Ці види рослин ми рекомендуємо для озеленення дахів по степовому типу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Ткаченко Т.Н. Альтернативные виды промышленного озеленения / Ткаченко Т.Н., Савенкова С.В. // Научно-техническое та організаційно-економічне сприяння реформ у будівництві і житлово-комунальному господарстві: тез. III міжнар. конф. (12.04–13.04.2012) / Макіївка, Донбаська національна академія будівництва і архітектури. – 2012. – Ч. I. – С. 211–214.
2. Ткаченко Т.Н. Альтернативные виды промышленного озеленения / Ткаченко Т.Н., Савенкова С.В. // Географические и геоэкологические исследования в Украине и сопредельных территориях. – Симферополь: ДИАЙПИ, 2013. – Т. 1. – С. 117–121.
3. Методы определения морозостойкости растений. / Под ред. Туманова И.И. – М.: «Наука», 1967. – 88 с.

Стаття надійшла до редакції 06.08.2015

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК 504.3; 556.18; 556.3.; 628.36

**С.В. ТЕЛИМА, Є.О. ОЛІЙНИК, С.М. КУРГАНСЬКА,
О.В. ХАРЛАМОВА**

МОДЕЛЮВАННЯ І РОЗРАХУНКИ ВНУТРІШНЬОДРЕННОЇ ГІДРАВЛІКИ ПРИ РОБОТІ ПІДЗЕМНИХ ВОДОЗАБОРІВ І ДРЕНАЖІВ

***Анотація.** Розроблена методика оцінки впливу гідравлічного опору течії води по довжині дрена на загальний приток до них. Методика основана на математичних моделях, які дозволяють більш повно враховувати складну реальну фільтраційну картину потоку і гідравлічні умови в зоні дії променевих водозаборів і дренажів.*

***Ключові слова:** променевий водозбір (дренаж), внутрішньодренна гідравліка, математична модель, гідравлічний опір.*

При дослідженні роботи підземних променевих водозаборів і дренажів важливим питанням при розрахунку величини притоку підземних (грунтових) вод є врахування руху води в зазначених спорудах. Це питання також є важливим, коли підземна споруда виконує функцію об'єкта живлення ґрунтів вологою, що часто використовується в меліорації при підґрунтовому зрошенні. Проте зазначимо, що в більшості розрахунків фільтрації до горизонтальних водозаборів і дренажів величина притоку (відтоку) по довжині дрена, як і інші гідравлічні параметри, приймалися незмінними, і тому в цих випадках неврахування гідравлічного розрахунку води всередині дрена, як правило, не дозволяло одержати надійні результати розрахунків. Зазначимо, що в деяких випадках, а саме, при незначних величинах притоку й інших, вплив течії води всередині дрена буде незначним і ним можна знехтувати. Як показали результати дослідів, в більш складних фільтраційних схемах притоку до підземних горизонтальних споруд надійні результати розрахунків фільтраційного притоку до дрена можуть бути одержані тільки при врахуванні гідравліки течії води всередині дрена. Тому одержані за методом фільтраційних опорів методи фільтраційного розрахунку променевих водозаборів (дренажів), які базуються на рівномірному розподілі інтенсивності притоку $q(y)$, і в деяких інших випадках, потребують проведення додаткового наукового обґрунтування.

Початок вивчення сумісної взаємодії поверхневих і підземних потоків пов'язаний з дослідженням формування запасів підземних вод і їх розподілу на значних територіях за рахунок притоку із річок і каналів. В цьому випадку для вирішення зазначених задач доцільна побудова математичних моделей, які реалізуються переважно чисельними методами [1, 2, 3]. Така більш загальна математична модель складається із відомої системи рівнянь Сен-Венана, яка описує в гідравлічній постановці плавномісний рух руслового потоку:

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial(Q^2/A)}{\partial x} + gA \left(\frac{\partial Z}{\partial x} + S_f + S_e \right) + L + W_f B = 0, \quad (1)$$

$$\frac{\partial Q}{\partial x} + \frac{\partial(A + A_0)}{\partial t} = q, \quad (2)$$

$$S_f = \frac{n^2 |Q| Q}{2,2 A^2 R^{4/3}} = \frac{|Q| Q}{K_C^2}, \quad S_e = \frac{K_C}{2g} \frac{\partial \left(\frac{Q}{A} \right)^2}{\partial x}, \quad W_f = C_W |V_r| V_r, \quad (3)$$

де S_f – тертя, яке визначається із відомого рівняння Манінга, S_e – локальний градієнт потоку, $Q(x,t)$ – витрата через поперечний переріз, $A(h)$, A_0 – відповідно активна і неактивна площі поперечного перерізу, K_C – коефіцієнт водопровідності русла, K_e – коефіцієнт розширення (зі знаком мінус) і стискання (зі знаком плюс), B – ширина русла по водній поверхні, W_f – поправка на вітер, q – відтік із русла, $z(x,t)$ – глибина потоку, x – віддаль вздовж русла, $R \approx \frac{A}{B}$ – гідравлічний радіус, L – можливий боковий приток, n – шорсткість.

Величина q в рівнянні (2) вираховується із рішення задачі планової фільтрації, яке описується відомим рівнянням:

$$\mu \frac{\partial H}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(T \frac{\partial H}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T \frac{\partial H}{\partial y} \right) + \varepsilon(x, y, t), \quad (4)$$

де $H(x,y,t)$ – рівень (підземних) ґрунтових вод, $\mu(x,t)$ – коефіцієнт водовіддачі, T – коефіцієнт водопровідності, ε – витрата потоку на одиницю поверхні.

Важливим питанням при сумісній взаємодії двох потоків є встановлення режиму їх спряження. В роботі [2] наведені такі критерії спряження:

а) у випадку гідравлічного зв'язку маємо

$$\frac{\partial H}{\partial \bar{u}} = \lambda \left(H - (z + z_g) \right), \quad (5)$$

де $\bar{u}$ – нормаль до границі спряження, z_g – відмітка дна (річки, каналу), $\lambda(x,t)$ – параметр, який враховує неоднорідність фільтраційного потоку і закольматованість русла річки (каналу);

б) при відсутності гідравлічного зв'язку маємо

$$Q_n \rightarrow Bk_n \frac{z - z_{кр}}{z + z_k}, \quad z > z_{кр}, \quad (6)$$

$$Q_n \rightarrow 0, \quad z < z_{кр}, \quad (7)$$

де $B(z)$ – ширина річки, k_n – вертикальний коефіцієнт фільтрації, z_k – товщина закольматованого шару, $z_{кр}$ – критична глибина, нижче якої припиняється інфільтрація води.

В роботі [2] система рівнянь (1), (2) і (4) реалізована чисельним методом при наступних початкових і граничних умовах

$$\begin{aligned} z(x, 0) &= z^0(x), & Q(x, 0) &= Q^0(x), \\ Q(0, t) &= Q_0(t), & Q(L, 0) &= Q_L(0) \end{aligned}$$

з врахуванням режимів спряження. Математична модель реалізована на прикладі ділянки басейну річки Північної Двіни площею 1600 км². Для окремих інтервалів часу визначена динаміка зміни рівня підземних вод (напорів) в басейні.

Сумісна взаємодія фільтраційного потоку до підземних водозаборів (дренажів) і руху рідини всередині них досліджувалась при вирішенні різних задач меліорації, захисту територій від підтоплення, водопостачання і ін. Проте переважно ці дослідження проводились емпіричним шляхом з метою врахування параметрів внутрішньодренної гідравліки (витрат і втрат напору) та впливу на параметри фільтраційного потоку в зоні впливу підземних споруд [4, 5, 6].

Аналіз відомих в літературі теоретичних досліджень сумісного вирішення внутрішньої і зовнішньої задач формування параметрів потоку в дренах-трубах при дренаванні і водозаборі ґрунтових (підземних) вод дозволяє окреслити і сформулювати загальну задачу роботи промислових водозаборів (дренажів) з врахуванням течії потоку всередині променів-дрен. Важливість рішення цієї задачі полягає в тому, що існуючі особливості формування фільтраційного нерівномірного притоку до дрен-променів кінцевої довжини можуть значно впливати на параметри руху потоку всередині цих дрен, які необхідно враховувати в розрахунках. Зазначимо, що згадана сумісна задача гідравліки і фільтрації стосовно промислових дренажів досі, наскільки відомо, в літературі не розглядалась.

При існуючому теоретичному обґрунтуванні розрахункових залежностей на основі відомого методу фільтраційних опорів передбачається рівномірний розподіл інтенсивності притоку $q(y)$ і одночасно в деяких випадках рівність напорів по довжині дрени, що не завжди відповідає дійсності.

В першому наближенні, якщо прийняти $q(y) = const$, що, як показали натурні дослідження, в деяких випадках можливо (при невеликій кількості дрен-променів, якісному фільтрі і т.і.), за рахунок гідравлічних втрат на тертя витрати на ділянці дрени довжиною y будуть [16, 17]

$$\Delta h_y = \frac{Q_0^2}{2gw^2} \left[2 \left(\frac{y}{l} \right)^2 + \frac{\lambda y}{3d_o} \left(\frac{y}{l} \right)^2 \right], \quad (8)$$

$$Q(y) = \frac{Q_0}{l} y, \quad (9)$$

а по всій довжині дрени $y = l$ маємо

$$\Delta h_e = \frac{Q_0^2}{2gw^2} \left(2 + \frac{\lambda l}{3d_o} \right), \quad (10)$$

$$Q(l) = Q_0 = ql. \quad (11)$$

Аналіз результатів натурних досліджень показує, що в багатьох практичних випадках розподіл притоку по довжині дрени можна прийняти по лінійному закону, тобто, в цьому наближенні маємо:

$$q(y) = \frac{2Q_0}{l^2} (l - y), \quad (12)$$

де Q_0 – витрата (дебіт) всієї дрени довжиною l .

Витрати (дебіт) води в перерізі y одержимо після інтегрування рівняння (12)

$$Q(y) = 2Q_0 \frac{y}{l} - Q_0 \left(\frac{y}{l} \right)^2. \quad (13)$$

Перевірка граничних умов рівняння (13) показує, що на початку дрени при $y = 0$ маємо $Q = 0$, а в кінці дрени при $y = l$ маємо $Q = Q_0$, тобто, рівняння проінтегровано правильно. Аналіз рівняння (13), як і передбачалось, показує, що найбільш інтенсивним приток буде в першій половині дрени від 0 до 0.5, в яку поступає десь 75% Q_0 , а в другу половину дрени поступає десь тільки 25% Q_0 .

Відповідно до [16, 17], втрати напору на ділянці дрени довжиною y при лінійному розподілі притока по довжині дрени складають

$$\Delta h_y = \frac{Q_0^2}{2gw} \left\{ 8 \left[\frac{1}{4} \left(\frac{y}{l} \right)^4 - \left(\frac{y}{l} \right)^3 + \left(\frac{y}{l} \right)^2 \right] + \frac{\lambda l}{d_o} \left[\frac{1}{5} \left(\frac{y}{l} \right)^5 - \left(\frac{y}{l} \right)^4 + \frac{4}{3} \left(\frac{y}{l} \right)^3 \right] \right\}, \quad (14)$$

а по всій довжині $y = l$ маємо

$$\Delta h_l = \frac{Q_0^2}{2gw} \left(2 + \frac{8}{15} \frac{\lambda l}{d_g} \right), \quad (15)$$

де $d_d = 2r_d$, w – площа поперечного перерізу дрени, λ – коефіцієнт гідравлічного тертя, який в загальному буде змінним по довжині дрени. Деякі рекомендації з визначення коефіцієнта λ наведені нижче.

Для визначення витрати Q_0 кожної дрени-променя використовуються залежності, в яких напір (рівень) в дренах приймається постійним по їх довжині.

Якщо розрахунки не дозволяють визначити витрати кожної дрени, а можна знайти загальні витрати променевого дренажу (водозабору), наприклад, шляхом заміни його еквівалентним великим колодязем радіусом r_e , то для знаходження витрати Q_0 можна запропонувати наступну схему розрахунку:

а) визначається витрата (дебіт) всього променевого водозабору (дренажу) Q_N ;

б) потім вираховуються загальна довжина променів $L_N = \sum_{i=1}^N l_i$ і середній приток до дрен-променів $q = \frac{Q_N}{L_N}$;

в) нарешті, знаходиться витрата кожного променя-дрени $Q_{0i} = q_i l_i$.

Таким чином, вирахувавши за наведеними формулами витрати напору в дренах, можна уточнити величини напору (рівня) в дренах, повторивши розрахунки при нових уточнених їх значеннях. Для проведення більш точних розрахунків зазначеної задачі розглянемо результати, ґрунтовані на рішенні наведених вище математичних моделей, які описують і враховують сумісну взаємодію течії води в трубі і фільтраційного притоку до неї. В роботі [10] після лінеаризації і нескладних перетворень рівняння гідравліки і фільтрації з врахуванням лінійної залежності інтенсивності випаровування по глибині приведені до стаціонарного вигляду

$$\pi C d^{5/2} \frac{d^2 H}{ds^2} + 32 k h_c \sqrt{\left| \frac{dH}{ds} \right|} \left| \frac{dh}{dx} \right|_{x=0}, \quad (16)$$

$$k h_c \frac{d^2 h}{dx^2} - \varepsilon_0 \left(\frac{h - h_k}{M - h_k} \right) = 0, \quad (17)$$

де M – ордината поверхні землі, h_c – осереднена потужність фільтраційного потоку, h_k – критичний РГВ, нижче якого не відбувається випаровування

з поверхні ґрунтових вод, ε_0 – інтенсивність випаровування на поверхні землі, $\left| \frac{dH}{ds} \right|_C$ – осереднене значення градієнта напору по довжині труби.

Рішення лінеаризованого рівняння (17) з лінеаризованими граничними умовами дозволяє визначити параметри фільтраційного потоку в зоні дії дрени і має вигляд:

$$h = h_k + \frac{(H - h_k)ch\sqrt{\alpha}(x - L/2)}{ch(\sqrt{\alpha} L/2) + 2\sqrt{\alpha}\Phi sh(\sqrt{\alpha} L/2)}, \quad \alpha = \frac{\varepsilon_0}{kh_c(M - h_k)}. \quad (18)$$

Із виразу (18) знайдемо $\left. \frac{dh}{dx} \right|_{x=0}$

$$\left. \frac{dh}{dx} \right|_{x=0} = \frac{\sqrt{\alpha}(H - h_k)sh(\sqrt{\alpha} L/2)}{ch(\sqrt{\alpha} L/2) + 2\Phi\sqrt{\alpha}sh(\sqrt{\alpha} L/2)}. \quad (19)$$

Підставивши вираз (19) в (16), одержимо лінійне рівняння відносно функції $H(y)$, рішення якого при заданих граничних умовах одержимо у вигляді:

$$H(y) = h_k + \frac{(H - h_k)ch\sqrt{\beta}(y - l_1)}{ch(\sqrt{\beta} l_1)}, \quad \beta = \frac{32\sqrt{\alpha}Kh_c\sqrt{\left| \frac{dH}{ds} \right|}sh(\sqrt{\alpha} L/2)}{\pi Cd^{5/2}[ch(\sqrt{\alpha} L/2) + 2\Phi\sqrt{\alpha}sh(\sqrt{\alpha} L/2)]}. \quad (20)$$

Таким чином, за формулами (20) і (18) можна знайти значення п'єзометричного напору по довжині труби-дрени $H(y)$ і значення РГВ $h(x)$ в різних перерізах, ортогональних до її осі.

Проведений порівняльний аналіз з використанням виконаних прикладів розрахунків показав, що результати аналітичних розрахунків за наведеними формулами близько співпадають з результатами чисельного моделювання запропонованих загальних рівнянь при $t \rightarrow \infty$.

Як зазначалось вище, найбільш ґрунтовне сумісне дослідження зовнішньої задачі фільтрації до дрени і внутрішньої гідравлічної задачі руху рідини всередині дрени розглянуто в роботі [11] в результаті рішення системи рівнянь гідравліки і відомого рівняння фільтрації до дрени [13]. В результаті вирішення рівняння нерозривності при заданих граничних умовах в першому наближенні можна одержати рівняння для визначення швидкості і напору всередині дрени. В результаті вирішення цього рівняння можна одержати залежність для визначення змінного по довжині дрени напору.

Таким чином, при рішенні зовнішньої (фільтраційної) задачі потрібно приймати на дрени ($x = 0$) значення напору, який змінюється вздовж координати y . В цьому випадку значення напору (рівня) ґрунтових вод h в ґрунті і витрата дрени q також будуть змінюватись і залежати від координати y .

Для рішення зовнішньої задачі розглянемо профільну (одномірну) модель фільтрації до недосконалої дрени в однорідному ґрунті, а саме

$$T \frac{\partial H}{\partial x^2} = \mu \frac{\partial H}{\partial t}, \quad T = km_c. \quad (21)$$

Рівняння (21) вирішуємо при початкових і граничних умовах, які на недосконалій дрени приймаються згідно з виразом для напору H_g^0 , який змінюється всередині дрени по її довжині y :

$$x = 0, \quad H - 2\Phi_\partial \frac{\partial H}{\partial x} = H_\partial^0 = H_{0\partial} - x(y)q_0^2; \quad (22)$$

а глибина (рівень) води в досконалій водоймі (каналі) приймається постійною H_k , тобто, на урізі води у водоймі при $x = L$ маємо граничну умову $H = H_k$.

Рішення рівняння (21) при наведених граничних умовах виконано для стаціонарного режиму фільтрації із водойми $\left(\frac{\partial H}{\partial t} = 0\right)$.

Для визначення РГВ H на ділянці L одержано наступне рівняння:

$$H = H_\partial^0(y) + \frac{\bar{C}_1 \bar{x} + 1}{C_1 + 1} (H_k - H_\partial^0(y)). \quad (23)$$

Для визначення витрати (величини притоку до дрени в кожному перерізі) одержимо залежність:

$$q(y) = \frac{T(H_k - H_\partial^0(y))}{L + 2\Phi_\partial}, \quad (24)$$

де $T = km_c$; $m_c = m_{\partial c} + \frac{h_k - m_\partial}{2}$, h_k – глибина води у водоймі, $m_{\partial c}$ – середня глибина закладання дрени відносно водоупору.

В ряді випадків при визначенні фільтраційної витрати із водойми чи каналу необхідно враховувати також їх недосконалість:

$$q(y) = \frac{T(H_k - H_\partial^0(y))}{L + \Delta L + 2\Phi_\partial},$$

де ΔL – фільтраційний опір на недосконалість водойми чи каналу, методика визначення якого наведена в роботі [13].

Нагадаємо, що визначення параметра $\chi(y)$ чи $\chi_\partial(y)$ відбувається в залежності від прийнятого варіанту рішення поставленої задачі [11].

Таким чином, загальна витрата дрени-променя довжиною l складатиме

$$Q = q_c l. \quad (25)$$

де q_c – значення погонного притоку до дрени-променя, визначене за формулою (24) шляхом осереднення декількох значень $q(y)$ по довжині дрени l .

Нагадаємо, що в умовах бокового притоку із різних джерел живлення витрати кожного i -го горизонтального променя (дрени) променевого водозабору чи дренажу визначаються за такою універсальною залежністю:

$$Q_{\partial i} = q_i l_i = \frac{2\pi T S_{\partial i} l_i}{F_i + \Phi_i}. \quad (26)$$

Тоді загальний дебіт (витрата) променевого водозабору (дренажу), який складається із $N(N \geq 1)$ променів, буде дорівнювати

$$Q = \sum_{n=1}^N Q_{\partial i}. \quad (27)$$

Нагадаємо, що тут F_i і Φ_i – відомі зовнішній і внутрішній опори i -ї дрени довжиною l , які не залежать від режиму течії води в дренах-променях.

Розрахунок зниження $S_{\partial i}$ в i -му промені (дрені) у випадку врахування внутрішньодренної гідравліки (параметрів течії води в дрені) у формулах (26) і (27) необхідно приймати таким чином:

$$\begin{aligned} S_{gi}(y) &= H_k - H_{\partial i}^0(y), \\ H_{\partial i}^0(y) &= H_{0\partial i} - \gamma_i \cdot q_{\partial i}^2, \end{aligned} \quad (28)$$

де $H_{0\partial i}$ і $q_{\partial i}$ – середнє значення РГВ в дрені і питома витрата, визначені при неврахуванні внутрішньодренної гідравліки, тобто при $\gamma_i q_{\partial i}^2 = 0$.

Як показав аналіз, найбільш доцільним є врахування режиму течії води в дренах (внутрішня задача) у випадку підруслового променевого водозабору (дренажу), коли дрени-промені, як правило, працюють в напірному режимі і в умовах нерівномірного притоку води до дрени-променя. Рекомендації щодо розрахунку параметрів фільтрації в цьому випадку без врахування внутрішньодренної гідравліки наведені в роботі [11].

Як і в попередньому випадку, для врахування течії потоку всередині дрени розглянемо сумісне рішення рівняння в зовнішній області (фільтраційна задача) і нерозривності і течії води у внутрішній області (гідравлічна задача). Тоді для усталеного руху маємо наступну систему рівнянь, а саме, рівняння, що описує нестационарну течію рідини в горизонтальній дренажній трубі і рівняння для витрати :

$$q = \frac{k(H_k - H_\partial^0(y))}{\bar{\Phi}_\partial}. \quad (29)$$

Таким чином, при розрахунку змінного напору всередині дрени $H_\partial^0(y)$ можуть бути використані запропоновані рекомендації з врахуванням при цьому можливих гідравлічних особливостей течії води всередині дрени.

При рішенні цієї задачі в даному випадку будемо вважати, що фільтраційний опір $\bar{\Phi}_\partial$ не змінюється по довжині дрени-променя, нахил дрени приймається рівним 0, проте, його в разі необхідності неважко врахувати в задачі; дрена працює повним перерізом, приток до неї розподіляється рівномірно по периметру, коефіцієнт опору $\lambda = \text{const}$ і дорівнює його середньому значенню по довжині дрени.

Таким чином, радіальна швидкість притоку води в дрена буде визначатись:

$$V_{r_\partial} = \frac{q}{2\pi r_\partial} = \frac{k(H_k - H_\partial^0(y))}{2\pi r_\partial \bar{\Phi}_\partial}. \quad (30)$$

Рішення наведеної системи рівнянь при граничних умовах $y = 0, V = 0; y = l, H_\partial^0 = H_{\partial 0}$ наведено в роботі [17].

В результаті цього рішення запропоновані наступні залежності для визначення розподілу середньої швидкості і напору по довжині дрени-променя l

$$\bar{V}_{r_\partial} = A \left\{ \exp\left(a + b\right) \frac{y}{2} \right\} - \exp\left[\left(b - a\right) \frac{y}{2} \right] \Bigg\}, \quad (31)$$

$$H_\partial^0(y) = H_k - \left(\bar{\Phi}_\partial \frac{\omega A}{2k} \right) \left\{ (a + b) \exp\left[\left(a + b\right) \frac{y}{2} \right] + (a - b) \exp\left[\left(b - a\right) \frac{y}{2} \right] \right\}; \quad (32)$$

$$A = \frac{2k(H_k - H_{\partial 0})}{\bar{\Phi}_\partial \omega \left\{ (a + b) \exp\left[\left(a + b\right) \frac{l}{2} \right] + (a - b) \exp\left[\left(b - a\right) \frac{l}{2} \right] \right\}}, \quad (33)$$

$$b = \frac{\bar{V}_{r_\partial}}{\bar{\Phi}_\partial \omega}, \quad \xi = \frac{\lambda}{2r_\partial}, \quad a = \sqrt{b^2 + \xi b}.$$

Якщо дрена працює в невідтопленому режимі, то значення середньої швидкості можна визначити за виразом :

$$\bar{V}_{r_g} = \sqrt{4r_\partial g (H_k - H_{\partial 0}) / \lambda l \left(1 - \frac{1}{ch(ab/2)} \right)}. \quad (34)$$

Так як рівняння (33) є трансцендентним, то швидкість $\bar{V}_{r_0}$ необхідно визначати підбором, тобто знайти таке її значення, при якому задовольняється рівність (33).

Розглянемо деякі приклади розрахунку за запропонованою методикою врахування внутрішньодренної гідравліки.

1. Розглядається горизонтальна труба-дрена діаметром $d = 0,1$ м і довжиною $l = 500$ м, яка працює в режимі зрошування. Інші вихідні дані такі: $H = 5$ м, $\mu = 0,05$ м, $L = 45$ м, $h^0 = 3$ м, $k = 0,75$ м/доба, $M = 5$ м, $\alpha = 5,0$ м, $h = 4$ м, $h_k = 3$ м, $\varepsilon_0 = 0,001$ м/доба; значення коефіцієнта Шезі, яке вираховується за формулою Куттера з врахуванням прийнятого діаметра дрени, складає $C = 36,93$ м^{0,5}/с. Результати розрахунку п'єзометричного напору H по довжині труби-дрени за формулою (20), а також за формулою (18) порівнювались з відповідними даними, одержаними чисельним шляхом. Одержано добре узгодження одержаних результатів [10]. Для оцінки впливу внутрішньодренної гідравліки в роботі [9] наведені порівняльні результати розрахунку РГВ, які одержані з врахуванням і без врахування руху води всередині дрени і свідчать про можливі розбіжності в цих розрахунках, і при цьому поправка може складати 10–15%. Проте в окремих випадках (мінеральні ґрунти гумідної зони) ця поправка була незначною (десь частка мм), тому нею можна знехтувати.

Розглянемо приклади розрахунку, використовуючи методику розрахунку (31), (32), при наступних вихідних даних: $l = 100$ м, $r_g = 0,1$ м, $k = 5$ м/доба, $\Phi_g = 5$ м, $\lambda = 0,03$, $g = 9,8$ м/с².

Спочатку вирахуємо параметри $\xi = 0,15^{-1}$, $\nu = 0,092$ м/с, $b = 6,94 \cdot 10^{-6}$ м⁻¹, $a = 1,02 \cdot 10^{-3}$ м⁻¹, $A = 1,793$ м/с, $\omega = 0,0314$ м². Тоді для визначення швидкості ν і напору H_g маємо такі рівняння: $\nu = 0,00187x$, $H_g = 5,289 \cdot 10^{-3}x$.

Проведені розрахунки за формулами з визначення витрат і напору по довжині дрени дозволили зробити такі висновки. Падіння напору по довжині дрени за рахунок тертя складає незначну величину (при витраті на кінці дрени $Q = 300$ м³/доба, падіння напору Δh складає десь 0,004 м), і ним можна знехтувати. Відносно витрат, то основний приток формується в першій половині дрени від 0 до 0,5l і складає 225 м³/добу від всієї витрати дрени $Q = 300$ м³/добу.

Проведений аналіз існуючих моделей і методів розрахунку підземних водозаборів і дренажів свідчить про значний можливий вплив на формування фільтраційного притоку (відтоку) безпосередньо гідравліки потоку, який рухається всередині цих споруд. Показано, що особливий вплив внутрішньодренної гідравліки на формування фільтраційного притоку може спостерігатись в перфорованих дренах-променах і тому при розрахунку параметрів променевих споруд та оцінці їх роботи необхідно враховувати вплив внутрішньодренної гідравліки.

На підставі аналізу існуючих і реалізації запропонованих моделей, які враховують взаємний вплив руху води в зовнішній області фільтрації і внутрішній області всередині дрени, розроблена методика розрахунку параметрів

дрен-променів, зокрема їх витрат, з врахуванням можливих втрат напору за рахунок додаткового гідравлічного опору, який виникає при русі води в перфорованих дренах-променях.

Розглянуті приклади розрахунків дозволяють оцінити вплив різних факторів та окремих параметрів на роботу променевих водозаборів і дренажів в різних гідрогеологічних умовах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Фрид Д.Л. Моделирование руслового стока в кн. Гидрогеологическое прогнозирование. Перев. с англ., – М. Мир, 1988 – 736 с.
2. Епихов Г.П. Математическая модель плановой фильтрации во взаимосвязи с речным стоком и ее реализация. // Водные ресурсы, № 2, 1980 – С. 35–44.
3. Антонцев С.Н., Епихов Г.П., Кашеваров А.А. Системное математическое моделирование процессов водообмена. Новосибирск, Наука, 1986 – 214 с.
4. Духовный В.А., Баклушин Н.Б., Томин Е.П., Серебрянников Ф.В. Горизонтальный дренаж орошаемых земель. – М. Колос, 1979 – 225 с.
5. Холодов Л.А. Эксплуатация осушительно-увлажнительных систем. – Минск – Ураджай, 1979 – 184 с.
6. Мурашко А.И., Сапожников Е.Г. Защита дренажа от заиления. – Минск – Ураджай, 1978 – 165 с.
7. Хубларян М.Г. Применение гидродинамической модели фильтрации для мелиоративных расчетов. // Гидротехника и мелиорация, 1981, № 8 – С. 32–34.
8. Хубларян М.Г. О совместном решении задачи о притоке к дрене и течении жидкости внутри нее // Сб. научн. тр. «Совершенствование методов гидрогеологических и почвенно-мелиоративных исследований орошаемых земель», М. ВНИИ ГиМ, 1974, вып. 2 – С. 81–95.
9. Полубаринова-Кочина П.Я. Теория движения грунтовых вод. – М., Наука, 1977. – 664 с.
10. Кремез В.С. Совместное решение задачи о фильтрации грунтовых вод и течении воды в трубе-дрене // Гидравлика и гидротехника, 1983 – вып. 37 – С. 29–33.
11. Олейник А.Я., Поляков В.Л. Дренаж переувлажненных земель. Киев, Наукова думка, 1987 – 280 с.
12. Мурашко А.И. Сельскохозяйственный дренаж в гумидной зоне // М. Колос., 1982 – 272 с.
13. Олейник А.Я. Геогидродинамика дренажа – Киев, Наукова думка, 1981 – 284 с.
14. Усенко В.С., Злотник В.А. Математические модели и численные методы в задачах взаимодействия безнапорных подземных и поверхностных вод // Фильтрация воды в пористых средах: Докл. III международн. симпоз., Киев, 1976 – С. 108–117.
15. Жовтоног Н.И. Гидравлический расчет безуклонной дрены на рисовых оросительных системах – Гидравлика и гидротехника, Техника, 1984, вып. 39 – С. 72–74.
16. Муфтахов А.Ш. Приток подземных вод к лучевому дренажу. Труды ВНИИ ВОД-ГЕО «Водозаборные сооружения», М., 1983 – С. 10.
17. Насберг М.В. Исследование фильтрации в лучевой водозабор с учетом неравномерной интенсивности притока воды по длине лучей и их взаимовлияния. Авт. канд. дис. НИИ ЭРС, Тбилиси, 1983 – 28 с.

Стаття надійшла до редакції 20.07.2015

УДК 556.114

В.І. ВИШНЕВСЬКИЙ, С.А. ШЕВЧУК

КОРОТКОТЕРМІНОВЕ ПРОГНОЗУВАННЯ ЯКІСНОГО СТАНУ ВОДИ В НИЖНІЙ ТЕЧІЇ Р. ІНГУЛЕЦЬ

***Анотація.** Якість води в нижній течії р. Інгулець найбільш залежить від водності річки та скидання в неї високомінералізованих шахтних вод з балки Свистунова. При цьому однозначна залежність між витратою води та її мінералізацією відсутня. Для розрахунку мінералізації води запропоновані залежності, в яких врахована попередня водність річки.*

***Ключові слова:** якість води, річка Інгулець, концентрація хлоридів, прогноз.*

Постановка проблеми

Річка Інгулець є однією з найпроблемніших, а можливо, найбільш проблемною з досить великих річок України. Такий стан річки насамперед зумовлений тим, що в басейні Інгульця розташоване одне з найбільших у світі родовищ залізної руди. Його існування спричинило утворення потужного гірничо-металургійного комплексу, до складу якого належить кілька залізрудних кар'єрів, шахт, гірничозбагачувальних комбінатів, металургійний комбінат «АрселорМіттал Кривий Ріг», велика кількість інших споріднених підприємств. До цього потрібно додати і саме місто Кривий Ріг, населення якого сягає 650 тис. осіб.

Важливою особливістю видобутку залізної руди в Кривому Розі є утворення великого обсягу шахтних вод, що мають дуже високу мінералізацію, яка в багатьох випадках більша за солоність морської води.

Скидання цих вод у р. Інгулець, а також відведення в річку інших стоків зумовлює те, що якість води нижче м. Кривий Ріг звичайно невисока. Водночас у нижній течії вода з річки забирається для потреб зрошення. Якість цієї води має бути контрольованою і відповідати іригаційним вимогам. У цьому разі важливим є прогнозування якості води, що дає змогу вносити корективи в регламент її забору.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Проблема водозабезпечення господарського комплексу в басейні Інгульця та якості води в цій річці перебувала і продовжує перебувати в полі зору багатьох дослідників [1–7]. Звичайно в цій проблемі виділяють дві складові. Першою є проблема забезпечення якісною водою м. Кривий Ріг, другою – проблема якості води на водозаборі Інгулецької зрошувальної системи. Зокрема, питанням якості води в м. Кривий Ріг присвячено колективну монографію фахівців Інституту геологічних наук НАНУ [2]. Значну увагу в цій праці приділено підземним водам, зокрема, їх впливу на Карачунівське водосховище. Близькими за об'єктом вивчення є праці [6–7]. У свою чергу, питанням якості води в нижній течії Інгульця присвячені праці [3–5].

Попри те, що увага до якості води в р. Інгулець значна, далеко не всі питання достатньо опрацьовані. З-поміж них насамперед потрібно виділити проблему прогнозування якості води в нижній течії річки. Важливо зазначити, що новий регламент її промивки, розпочатий у 2011 р., зумовив те, що раніше отримані результати вже не відповідають сучасним умовам.

Мета та завдання статті

Метою цього дослідження є розробка алгоритму прогнозу якості води в нижній течії р. Інгулець залежно від основних чинників. Основними завданнями є з'ясування особливостей водного режиму річки, регламенту скиду в неї рудникових вод, характеристик якості води тощо.

Вихідні дані

Інформаційною базою цього дослідження в основному слугували дані спостережень Державного агентства водних ресурсів і гідрометслужби за якістю та витратами води. Перелік постів спостережень, які існують на річці, подано в таблиці.

Мережа моніторингу за якістю води в басейні р. Інгулець

Пост	Підпорядкування	Відстань від гирла, км
с. Марто-Іванівка	Держводагентство	483
с. Олександрो-Степанівка	Гідрометслужба	457
смт Петрово	Держводагентство	393
с. Іскрівка	Гідрометслужба	385
нижче впадіння р. Жовта	Держводагентство	373
Карачунівське водосховище	Держводагентство	336
м. Кривий Ріг	Гідрометслужба	332
вище впадіння балки Грушевата	Держводагентство	301
гирло обвідного каналу	Держводагентство	298
с. Андріївка	Держводагентство	269
с. Архангельське	Держводагентство	210
с. Калінінське	Держводагентство, Гідрометслужба	124
Інгулецька ЗС	Держводагентство	83

Особливістю наявної мережі є те, що в нижній течії р. Інгулець, де забирається вода для зрошення, витрати води не визначаються. Причиною є наявність підпору від моря, помітний вплив вітру, який спричинює згінно-нагінні явища. Інколи течія води тут зовсім відсутня.

Основою для досліджень стали дані про якісні характеристики і витрати води протягом 2011–2014 рр., тобто періоду реалізації нового регламенту промивки р. Інгулець та забору води в Інгулецьку зрошувальну систему.

Виклад основного матеріалу

Розгляд проблеми якості води в нижній течії р. Інгулець потребує висвітлення наявного в басейні річки водогосподарського комплексу.

Основним регулятором водного режиму р. Інгулець є Карачунівське водосховище, створене біля м. Кривий Ріг. Подача води до міста здійснюється двома каналами: Дніпро–Кривий Ріг і Дніпро–Інгулець. Особливістю їх експлуатації є необхідність підйому води на досить велику висоту, що потребує великої кількості електроенергії. Через це вода подається переважно для господарських потреб і лише частково для поліпшення екологічного стану річки.

Окрім того, що великий обсяг води подається до р. Інгулець, досить значний і забирається. Не рахуючи водозаборів у м. Кривий Ріг, найбільше забирається води Інгулецькою зрошувальною системою, водозбір якої розташований біля м. Снігурівка (рис. 1).



Рис. 1 – Основні об'єкти водогосподарського комплексу в басейні Інгульця:

1 – канал Дніпро–Інгулець, 2 – Карачунівське водосховище, 3 – Південне водосховище, 4 – канал Дніпро–Кривий Ріг, 5 – магістральний канал Інгулецької зрошувальної системи

Для мінімізації негативного впливу високомінералізованих шахтних вод на екосистему річки, а головне, на якість води в поливний період здійснюється певний регламент їх накопичення та скиду. Протягом більшої частини року забруднена вода акумулювалася і продовжує акумулюватися в накопичувачах. Особливе місце поміж них займає ставок-накопичувач у балці Свистунова, який розташований у південній частині Кривого Рогу. Його об'єм становить 12 млн м³. Мінералізація води у ставку звичайно становить 35–40 г/дм³. Так, у пробі води, що відібрана 24.04.2015, сухий залишок становив 36061 мг/дм³, концентрація хлоридів 21321 мг/дм³.

Місце скиду зі ставка розташовано на південній околиці с. Новоселівка, координати: 47°46'05" пн. ш. і 33°15'18" сх. д. Скид води виконується в холодний період року витратою близько 0,5 м³/с. За цим скид припиняється, натомість починається промивка Інгульця шляхом скиду води з Карачунівського водосховища.

Найближчим до місця скиду з балки Свистунова пунктом спостережень за якістю води є Андріївка, розташована на 34 км нижче скиду. За даними спостережень, мінералізація води на цьому посту коливається в дуже широких межах: за відсутності скидів і великій водності Інгульця вона приблизно становить 1 г/дм³, сягаючи при скидах 6–7 г/дм³.

Коли мінералізація велика, найбільше в ній хлоридів – відповідно до складу шахтних вод та їх складу у балці Свистунова. У зв'язку з цим концентрацію хлоридів часто використовують як головний показник якості води в нижній течії Інгульця.

Від якості води на посту Андріївка залежить і якість води на водозаборі Інгулецької ЗС біля м. Снігурівка. Отже, ці дані можна використовувати для прогнозування.

Наявні дані за якістю води показують, що час добігання мінімумів і максимумів концентрації хлоридів між постами Андріївка і Снігурівка змінюється від 10 до 50 діб і навіть більше. Основною причиною є відмінність у витратах води в річці: при великих витратах час добігання зменшується і навпаки.

Складність прогнозування якості води в нижній течії Інгульця зумовлена тим, що її залежність від витрат води неоднозначна. Концентрація хлоридів та інших показників залежить не лише від водності Інгульця, а й від того, яка фаза (збільшення чи зменшення водності) спостерігається. Навесні, коли водність зростає, концентрація хлоридів більша, ніж у другій половині іригаційного періоду, коли річка вже промита. Це, зокрема, можна бачити на рис. 2, на якому показані зміни витрат води і концентрації хлоридів на посту Андріївка протягом періоду з 1 квітня по 30 вересня 2011 р. Як видно, для одних і тих же витрат води концентрація хлоридів може різнитися у два або навіть два з половиною рази. Якщо ж будувати зазначену залежність для всього року, то вона є значно складнішою через вплив скидів з балки Свистунова.

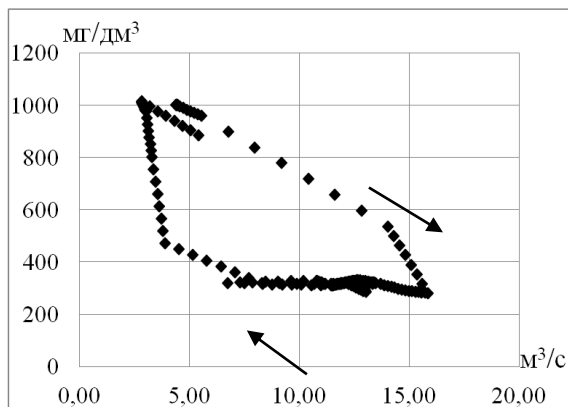


Рис. 2 – Неоднозначна залежність між витратами води і концентрацією хлоридів на посту Андріївка протягом 30.04.2011–30.09.2011 при зростанні та зменшенні водності р. Інгулець

Наведені дані показують, що для встановлення залежності якості води від витрат води необхідно враховувати витрати за попередній період.

Основну увагу приділено періоду з 1 квітня до 1 жовтня, коли вода в нижній течії Інгульця забирається або може забиратися для зрошення.

Для встановлення залежності між концентрацією хлоридів і витратами води на посту Андріївка дані про концентрацію хлоридів порівнювалися з витратами води за 5 попередніх діб або всю попередню декаду. Встановлено, що в другому випадку тіснота залежності є більшою (рис. 3).

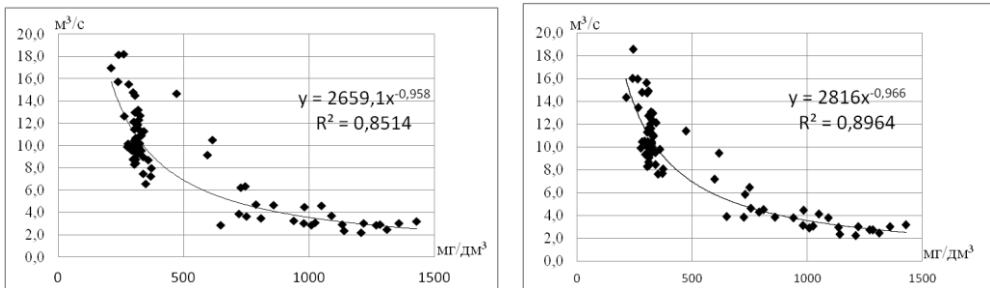


Рис. 3 – Обернена залежність між витратами води і концентрацією хлоридів на посту Андріївка: ліворуч – середні витрати за 5 діб перед вимірюванням хлоридів, праворуч – за декаду

Як видно, між концентрацією хлоридів і витратами води протягом іригаційного періоду існує степенева залежність.

Наступним кроком досліджень став пошук більш тісної аналітичної залежності шляхом врахуванням більшої кількості аргументів. Для цього використано регресійний аналіз. Враховувався факт того, що залежність між витратами води і концентрацією хлоридів є нелінійною. За цих умов наявна у програмі ехел можливість виконання розрахунків за лінійною залежністю, вочевидь, не могла дати гарний результат. У зв'язку з цим вихідні значення витрат води спочатку були розраховані з використанням степеневої залежності, а саме тієї, в якій значення витрат води було взято в степені мінус 0,966. Так, середньому значенню витрат води протягом 1–10 квітня 2011 р. $Q = 4,47 \text{ м}^3/\text{с}$ відповідає значення степеневої функції $4,47^{-0,966} = 0,237$.

Отримане рівняння має вигляд

$$Y = 2237,8 (X_1)^{-0,966} + 1096,7 (X_2)^{-0,966} - 10,4,$$

де X_1 і X_2 – середні витрати води за декаду і дві декади до дня вимірів концентрації хлоридів.

Коефіцієнт кореляції цієї залежності дорівнює 0,965. Тіснота залежності з першим аргументом є більшою, ніж з другим: стандартна похибка становить відповідно 194 і 199, відносна – 0,087 і 0,181. Порівняння фактичних і розрахованих значень для періоду з 1 квітня по 1 жовтня 2011–2014 рр. подано на рис. 4.

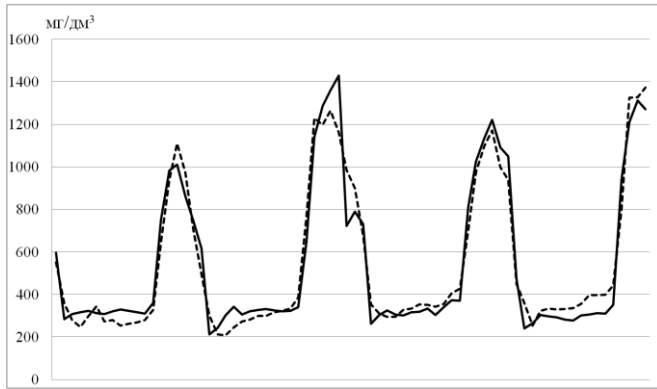


Рис. 4 – Фактичні (суцільна лінія) і розраховані (пунктирна) значення хлоридів на посту Андріївка залежно від середніх витрат за декаду і дві декади до дати їх вимірів

Врахування водності річки з більшою завчасністю дає змогу отримати ще більш тісну залежність, але несуттєво.

Хоча розрахункові значення у цілому добре відповідають фактичним, у них міститься певна відмінність. Зокрема, можна побачити відмінності в часі настання мінімальних значень. Уникнути цього при застосуванні використаного методу неможливо, адже швидкість добігання мінімумів і максимумів концентрації хлоридів істотно різна. Уточнити рівняння практично неможливо і при використанні якогось третього аргументу. Разом з тим, це й не дуже важливо, адже при невеликій мінералізації води вона не являє загрози для стану поливних земель.

Подібним чином виконано пошук залежності концентрації хлоридів і для поста Снігурівка. При цьому враховано час добігання води від поста Андріївка. Встановлено, що водність р. Інгулець на цьому посту за попередню декаду до дати вимірів концентрації хлоридів у Снігурівці не впливає. Отже, пошук залежності виконаний для двох і більше декад, що передували вимірам концентрації хлоридів. Окрім того, значна затримка впливу скидів з балки Свистунова визначила те, що період, для якого здійснювався пошук, обмежено з 1 травня до 1 жовтня. Як і в попередньому випадку, наявність степеневі залежності між концентрацією хлоридів і витратами води зумовила необхідність попереднього перетворення вихідних даних з використанням степеневі залежності. У цьому разі найкраща відповідність отримана для залежності $x^{-1,76}$. Застосування регресійного аналізу дало змогу отримати таке рівняння:

$$Y = 250,5 (X_1)^{-1,76} + 564,1 (X_2)^{-1,76} - 354,2 (X_3)^{-1,76} + 311,$$

де X_1 , X_2 і X_3 – середні витрати води на посту Андріївка за три, чотири і п'ять декад до дати вимірів концентрації хлоридів у Снігурівці.

Коефіцієнт кореляції отриманого рівняння становить 0,708. Тіснота залежності з усіма трьома аргументами виявилася приблизно однаковою: відносна похибка становить: 0,67; 0,35 і 0,52 (рис. 5).

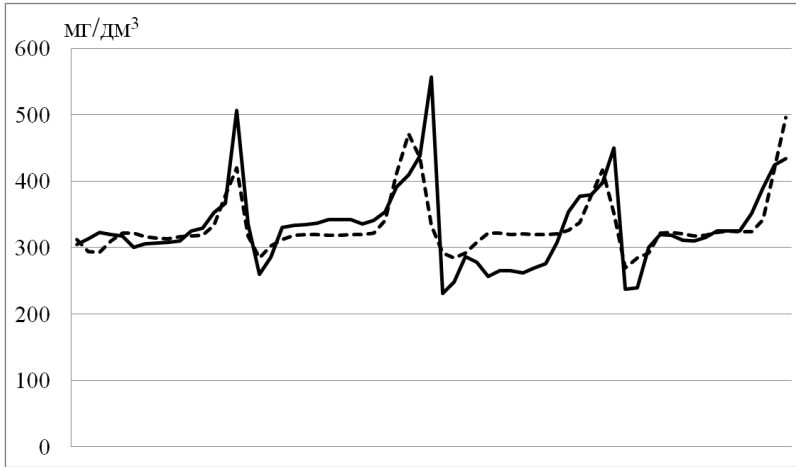


Рис. 5 – Фактичні (суцільна лінія) і розраховані (пунктирна) значення хлоридів на посту Снігурівка в залежності від середніх витрат води за три, чотири і п'ять декад до дати їх вимірів

Як видно, отриманий результат помітно гірший, ніж на посту Андріївка. Пояснити це можна тим, що пошук залежності виконувався для далеко розташованих пунктів спостережень.

Разом з тим, існує інша можливість прогнозу концентрації хлоридів у Снігурівці за їх концентрацією в Андріївці. Вона побудована за даними відповідних максимумів і мінімумів. У цьому разі тіснота зв'язку є дуже значною (рис. 6).

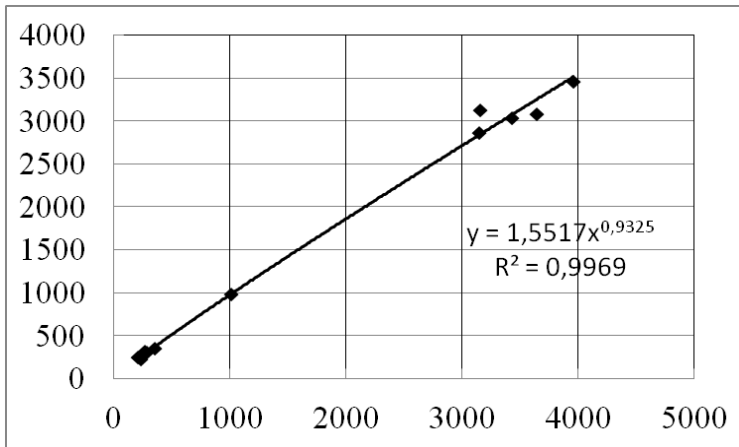


Рис. 6 – Графік залежності між концентрацією хлоридів на посту Снігурівка від значень на посту Андріївка

Як видно, коливання концентрацій на посту Снігурівка, порівняно з даними на посту Андріївка, дещо згладжені. Коли в Андріївці концентрація хлоридів становить 4000 мг/дм³, у Снігурівці вона приблизно становить 3500 мг/дм³.

Можливість практичного використання цієї залежності полягає у простоті визначень концентрації хлоридів у воді та досить великому часі добігання між зазначеними пунктами спостережень.

Висновки

Якісний стан води в нижній течії р. Інгулець найбільше залежить від її водності та скиду зі ставка-накопичувача в балці Свистунова. Після припинення скидів якість води істотно поліпшується. При цьому в першу половину періоду, коли скиди відсутні, концентрація хлоридів є більшою, ніж у другу. Існує можливість прогнозування концентрації хлоридів у нижній течії Інгульця за даними про витрати води і концентрацію хлоридів на посту Андріївка. Використання отриманих залежностей дає змогу вносити корективи в експлуатаційний режим Інгулецької ЗС, водозабір якої розташований біля м. Снігурівка.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Бурлака В.О. Промивка р. Інгулець у 2011 р. / В.О. Бурлака // Меліорація і водне господарство, 2011. – Вип. 5 (95). – С. 17–18.
2. Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення / І.Д. Багрій, П.Ф. Гожик, Е.В. Самоткал та ін. – К.: Фенікс, 2005. – 216 с.
3. Землі Інгулецької зрошувальної системи: стан та ефективне використання / За наук. ред. В.О. Ушкаренка та Р.А. Вожегової. – К.: Аграр. Наука, 2010. – 352 с.
4. Козленко Є.В. Вплив умов формування води Інгулецької зрошувальної системи на агрономічні та екологічні показники її якості / Є.В. Козленко // Зрошуване землеробство. – 2011. – № 56. – С. 164–171.
5. Меліорація води і агроландшафтів в басейні р. Інгулець / За наук. ред. В.А. Сташука і В.В. Морозова. – Херсон: Вид-во «Айлант», 2010. – 329 с.
6. Хільчевський В.К., Кравчинський Р.Л., Чунарьов О.В. Гідрохімічний режим та якість води Інгульця в умовах техногенезу / В.К. Хільчевський, Р.Л. Кравчинський, О.В. Чунарьов // – К.: Ніка-центр, 2012. – 180 с.
7. Шерстюк Н.П., Хільчевський В.К. Особливості гідрохімічних процесів у техногенних і природних водних об'єктах Кривбасу / Н.П. Шерстюк, В.К. Хільчевський // – Дніпропетровськ: Акцент, 2012. – 263 с.

Стаття надійшла до редакції 22.06.2015

УДК 628.16.08

М.В. КРАВЧЕНКО

ФІЗИКО-ХІМІЧНИЙ АНАЛІЗ ПРИРОДНОЇ ПИТНОЇ ВОДИ РІЗНИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ

***Анотація.** Проведено аналіз якісного і кількісного складу води природних джерел водопостачання, а саме деяких річок, ряду колодязів та свердловин різних регіонів України. Проведено порівняння отриманих результатів з нормативними значеннями, наведеними у ДСанПін 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Проаналізовано результати фізико-хімічного аналізу з виявленням компонентів, що відповідають нормативним значенням, та тих, що перевищують ГДК.*

***Ключові слова:** питна вода, природна вода, джерела водопостачання, якісний та кількісний склад.*

На сьогодні актуальною є проблема не просто очистки води, а питання її підготовки шляхом коригування складу за зваженими частинками, мікроорганізмами, органічними та неорганічними речовинами, тобто підготовка питної води з максимальними вимогами до фізичних, фізико-хімічних та, особливо, біологічних властивостей води, яка необхідна людині на клітинному рівні для нормального протікання всіх її фізіологічних процесів.

Основними поверхневими природними джерелами водопостачання в Україні є вода річок Дніпро, Десна, Дністер, Сіверський Донець, кількісний і якісний склад яких значно відрізняється.

Моніторинг фізико-хімічного складу різних джерел водопостачання показує, що границі існування природної питної води і води, яка пройшла підготовку з використанням різних методів і апаратів, різко відрізняються. Тому необхідно користуватися двома різними значеннями верхнього і нижнього показників складу природних питних вод і питних вод, які пройшли підготовку у відповідності до рівня нормативних значень, викладених у ДСанПін 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» [1].

Гігієнічна класифікація водних об'єктів за ступенем забруднення полягає в оцінюванні якості води за органолептичними, токсикологічними, загально-санітарними (санітарним режимом) і бактеріологічними показниками. Органолептичні показники визначаються за запахом, смаком, кольором, мутністю, завислими речовинами, водневим показником рН, лужністю, загальною жорсткістю, загальною мінералізацією, сухим залишком, вмістом магнію, марганцю, заліза, хлоридів, сульфатів, нафтопродуктів тощо. Перевищення їх концентрації в 4–8 разів і більше ГДК оцінюється в 3–4 бали (норма 2), що є перешкодою для питного використання води. Стосовно будь-якого виду водокористування, головне значення має мінералізація води і склад головних іонів. Небажаною і навіть шкідливою вважається питна вода як із дуже високою (понад 1000 мг/дм³), так і з дуже низькою (менше 100 мг/дм³) мінералізацією. Вода з мінералізацією 50–100 мг/дм³ і менше не смачна і сприймається як дуже прісна.

Також у питній воді не має бути сірководню і метану, що надають неприємного запаху і смаку. Вміст кальцію та магнію зумовлюють жорсткість і м'якість води. Загальна жорсткість повинна бути не меншою ніж $7,0 \text{ мг/дм}^3$, а в особливих випадках – до $10,0 \text{ мг/дм}^3$.

На екологічну якість впливають й інші органолептичні показники води, наприклад, запах, смак, прозорість, мутність, які не тільки впливають на естетичне сприйняття, а й сприймаються людиною як доказ вмісту в воді шкідливих для її здоров'я речовин. Вимоги до цих органолептичних властивостей води такі: запахи і смаки не мають бути більшими ніж 2 бали, кольоровість – менше 20° , прозорість – понад 30 см, мутність – менше 2 мг/дм^3 .

Чиста вода у малому шарі води повинна бути безкольоровою, за великого шару – мати голубуватий відтінок. Інші відтінки кольору свідчать про вміст домішок. Наприклад, солі заліза зафарбовують воду в червонуватий (іржавий) колір, дрібні частинки піску і глини – жовтий. Гумусні речовини (продукти розпаду трави, листу, кори) надають воді від жовтого до коричневого кольору. Чиста вода не має смаку; його надає забруднення. Розрізняють чотири види смаку: солоний, гіркий, кислий, солодкий. Солоний залежить від хлоридів натрію, гіркуватий – хлоридів магнію, кислий – від надлишку кислот, а солодкуватий – органічних речовин [2].

Важливий екологічний показник – прозорість води, від якої залежать інтенсивність фотосинтезу та глибина проникнення світла в товщу води. Прозорість пов'язана з мутністю, тобто із вмістом завислих мінеральних частинок. Для питної води оптимальною є її температура – від 8 до 15°C .

Важливим для природної води є і водневий показник pH (концентрація вільних іонів водню), що визначає ступінь кислотності або лужності води. За величини pH від 6,5 до 7,5 води нейтральні, нижче – кислі, а вище – лужні. Більшість поверхневих вод суші має нейтральну або слабокислу реакцію (pH від 6,0 до 8,0). Кисла реакція характерна для болотних вод. За pH менше 5,5 у прісних водоймах починає зменшуватися видова різноманітність гідробіонтів, розвиваються грибки.

Токсикологічні властивості визначаються за вмістом азоту (аміаку, нітратів, нітритів), фтору, синтетичних поверхнево-активних речовин, фенолу, ціаніду, міді, свинцю, цинку, хлору, нікелю, цезію-137 і стронцію-90. Використання води з концентрацією шкідливих речовин у 3–5 разів більше ГДК може зумовити виникнення початкових хворобливих симптомів у населення через 1–2 місяці; в 10 разів – 2–4 тижні; в 100 разів – через декілька діб. Специфічну дію на організм людини мають нітрати. Для нітратного азоту встановлена велика ГДК – 10 мг/дм^3 , оскільки самі по собі вони не шкідливі для людини. Однак під дією деяких кишкових бактерій за високих доз нітрати можуть перейти в нітроти – отруйну речовину, яка, сполучаючись з гемоглобіном крові, переводить його в форму метгемоглобіну, що перешкоджає проникненню кисню у кровоносну систему організму [3].

Для основних фундаментальних компонентів ГДК складає: гідрокарбонати (HCO_3^-) – не регламентовано; хлориди (Cl^-) – $\leq 250 \text{ мг/дм}^3$; сульфати – 250 мг/дм^3 ; натрій (Na^+) – $\leq 200 \text{ мг/дм}^3$; згідно з ДСанПіН за показниками фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води вміст Mg^{2+} складає $10\text{--}50 \text{ мг/дм}^3$, Ca^{2+} – $25\text{--}75 \text{ мг/дм}^3$ [1].

Було проведено якісний і кількісний аналіз деяких фізико-хімічних показників якості води річок Дніпро, Десна, Дністер, Сіверський Донець і Бахмут, результати якого відображені в таблиці 1.

З отриманих результатів аналізу видно, що величина мінералізації таких річок України, як Дніпро, Десна, Дністер, коливається в межах 270–324 мг/дм³, в той час, як для р. Сіверського Донця і р. Бахмут фізико-хімічний склад змінюється в залежності від населеного пункту і розвитку промисловості в ньому, тому значення загальної мінералізації складає від 1090 до 1730 мг/дм³, вміст сульфатів – від 310 до 613 мг/дм³, вміст хлоридів – 225–345 мг/дм³.

Значення загальної жорсткості для р. Сіверського Донця і р. Бахмут становить 8,65 мг-екв/дм³ і 17,6 мг-екв/дм³ відповідно. Вміст кальцію і магнію, які пов'язані з показником жорсткості, становлять 108 мг/дм³ і 36 мг/дм³ (5,42 мг-екв/дм³ і 2,96 мг-екв/дм³) відповідно для Сіверського Донця та 241 мг/дм³ і 68 мг/дм³ (12,03 мг-екв/дм³ і 5,59 мг-екв/дм³) – для р. Бахмут. Слід відзначити, що співвідношення Mg:Ca для р. Сіверського Донця становить 1:3, а для р. Бахмут – 1:3,6.

Колірність води р. Сіверського Донця складає 12 град і для р. Бахмут – 26 град, що перевищує значення ГДК. Каламутність води р. Сіверський Донець – 10 мг/дм³ і 39 мг/дм³ для р. Бахмут.

Таблиця 1. Фізико-хімічні показники якості води річок України

Показники	Річки України					
	Дніпро	Десна	Дністер	Сіверський Донець	Бахмут	ДСанПіН 2.2.4-171-10
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	183,6 (3,01)	244,0 (4,0)	182,4 (2,99)	268,4 (4,4)	400,8 (6,57)	Не норм.
Cl ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	28,26 (0,796)	22,72 (0,64)	25,03 (0,705)	157,3 (4,43)	100,1 (2,82)	≤ 250,0
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	49,4 (1,03)	36,5 (0,76)	43,2 (0,90)	310-552,0 (6,34-11,5)	301,2 (6,27)	≤ 250,0
Жорсткість загальна, мг-екв/дм ³	3,8	4,5	3,77	8,65	17,6	≤ 7,0
Ca ²⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	52,7 (2,63)	63,73 (3,43)	57,11 (2,85)	108,62 (5,42)	241,1 (12,03)	Не норм.
Mg ²⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	14,11 (1,16)	13,25 (1,09)	11,55 (0,95)	36,5 (2,96)	67,97 (5,59)	Не норм.
Na ⁺ +K ⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	24,15 (1,05)	25,3 (1,1)	16,56 (0,72)	107,18 (4,66)	206,5 (8,98)	Не норм.
Мінералізація загальна, мг/дм ³	270,0	324,0	268,0	878-1088,7	1187,3	≤ 1000
Колірність, град	60,0	30,0	13,0	12,0	26,0	≤ 20
Каламутність мг/дм ³	12,0	8,9	35,0	101,0	39,0	≤ 1,0

Опираючись на отримані результати досліджень, можна зробити висновок, що в річках Бахмут і Сіверський Донець більшість фізико-хімічних показників якості води не відповідають вимогам і значно відрізняються за складом від води річок Дніпро, Десна і Дністер, у яких, крім каламутності і колірності (див. табл. 1), всі інші показники відповідають вимогам ДСанПіН.

Підземні води України мають не менше значення для забезпечення населення питною водою. Варто зазначити, що майже 70% населення сіл і селищ міського типу задовольняє свої потреби в питній воді за допомогою ґрунтових вод (колодязі) або глибших водоносних горизонтів (свердловини). Підземними називаються всі води, що розміщені у ґрунтах та гірських породах верхньої частини земної кори (до глибини 12–16 км) і заповнюють при цьому різні пустоти. Підземні води мають різне походження: переважна їх більшість утворюється внаслідок просочування в глибини Землі атмосферних опадів (інфільтраційна вода) або у зв'язку з конденсацією водяної пари безпосередньо в ґрунті (конденсаційна вода).

Мешканці України змушені використовувати для господарсько-питних цілей воду децентралізованих джерел водопостачання без попередньої водопідготовки – колодязі, свердловини. Це переважна більшість мешканців сільських населених пунктів, які, в основному, споживають колодязну воду ненормативної якості, забрудненість якої сполуками азоту, сульфатами, солями жорсткості та іншими домішками унеможливує її використання.

Були проведені дослідження з визначення якості води таких джерел водопостачання, тобто властивостей, складу та концентрації присутніх в ній розчинених та нерозчинених, різного ступеня дисперсності речовин.

При цьому були використані такі методи аналізу: титриметричний, фотометричний, потенціометричний, метод фотометрії полум'я, екстракційно-фотометричний [4–8].

Об'єктом дослідження було обрано воду колодязів деяких регіонів України. Результати аналізу їх фізико-хімічних показників представлені в табл. 2.

Під наступними номерами було досліджено колодязі в таких регіонах України:

- 1 – Київська область, Ірпінський район;
- 2 – Київська область, Києво-Святошинський район;
- 3 – Житомирська область, Брусилівський район;
- 4 – Київська область, Богуславський район;
- 5 – Київська область, Фастівський район;
- 6 – Чернігівська область, Бобрівецький район;
- 7 – Полтавська область, Миргородський район;
- 8 – Полтавська область, Семенівський район;
- 9 – Кіровоградська область, Новомиргородський район;
- 10 – Житомирська область, Ружинський район;
- 11 – Черкаська область, Острожанський район.

Показано, що з 11 досліджених колодязів лише один за всіма показниками відповідає вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 (ДСанПіН 2.2.4-400-10) «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Цей колодязь розташований в Київській області Ірпінського району.

У воді колодязя № 2 (Київська область, Києво-Святошинський район) підвищений вміст домішок, які обумовлюють каламутність (в 1,5 раза) і колірність (в 1,6 раза) води та окислюваність в 1,3 раза (табл. 2).

Це свідчить про забруднення джерела речовинами органічної природи, так як колірність природних вод обумовлена гуміновими речовинами, що утворюються в процесі біохімічного розкладання залишків рослин і забарвлюють воду у відтінки жовтого та бурого кольорів.

Для більшості колодязів характерна висока жорсткість води, обумовлена наявністю в ній розчинених солей кальцію та магнію бікарбонатів, хлоридів, сульфатів. Так, в колодязях № 3, 4, 8 і 11 жорсткість складає 10,3–12,9 мг-екв/дм³, що в 1,2 раза перевищує ГДК, а в колодязях № 5, 6, 9 і 10 цей показник в 1,6–2,1 раза більше норми (див. табл. 2).

У воді колодязів № 1, 2, 7 значення жорсткості нижче ГДК ($\leq 10,0$ мг-екв/дм³).

Загальновизнано, що значний надлишок кальцію і магнію у питній воді призводить до появи каменів у кишково-шлунковому тракті і негативно впливає на стан нирок.

Таблиця 2. Фізико-хімічний аналіз води колодязів деяких регіонів України

Показники якості води досліджуваних колодязів	Місце знаходження джерела водопостачання						
	1	2	3	4	5	6	ДСанПіН 2.2.4-171-10
Каламутність, мг/дм ³	0,2	4,0	–	0,28	0,30	0,87	3,5
Колірність, град	Відс.	56,0	–	1,5	3,0	8,0	35,0
pH	8,2	6,89	7,15	7,48	7,22	7,83	6,5–8,5
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	222,65 (3,65)	155,6 (2,55)	378,3 (6,2)	684,9 (11,2)	463,6 (7,6)	793,3 (13,0)	Не реглам.
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	50,4 (1,05)	91,2 (1,9)	124,0 (2,58)	65,6 (1,37)	244,0 (5,08)	265,60 (5,53)	$\leq 500,0$
Cl ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	11,89 (0,334)	17,75 (0,50)	118,99 (3,35)	129,58 (3,65)	150,8 (4,25)	156,2 (4,40)	$\leq 350,0$
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	Відс.	0,096	0,20	0,02	Відс.	0,06	$\leq 3,3$
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	Відс.	30,6 (0,49)	23,75 (0,38)	1,2	Відс.	110,0 (1,77)	$\leq 50,0$
Загальна жорсткість, мг-екв/дм ³	4,8	4,6	10,3	11,9	16,4	17,5	10,0
Ca ²⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	80,6 (4,0)	77,15 (3,85)	180,36 (9,0)	150,3 (7,5)	260,48 (13,0)	230,46 (11,5)	Не реглам
Mg ²⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	9,73 (0,80)	9,12 (0,75)	15,81 (1,3)	53,5 (4,4)	41,34 (3,4)	72,96 (6,0)	Не реглам.
Na ⁺ +K ⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	19,16 (0,833)	21,03 (0,91)	50,83 (2,23)	92,46 (4,02)	13,30 (0,58)	125,2 (5,43)	Не реглам.
NH ₄ ⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	Відс.	0,40 (0,02)	0,14	Відс.	Відс.	0,09	$\leq 2,6$
Fe ³⁺ , мг/дм ³	Відс.	Відс.	0,15	Відс.	Відс.	Відс.	1,0
Сухий залишок, мг/дм ³	271,63	352,48	711,27	831,89	947,7	1252,7	1500
Окислюваність, мг/дм ³	2,0	6,48	2,16	3,68	2,92	3,04	$\leq 5,0$

Продовження таблиці 2

Показники якості води досліджуваних колодязів	Місце знаходження джерела водопостачання					
	7	8	9	10	11	ДСанПіН 2.2.4-171-10
Каламутність, мг/дм ³	–	–	–	0,93	–	3,5
Колірність, град	2,7	–	–	–	–	35,0
pH	8,28	7,97	7,79	7,72	8,15	6,5–8,5
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	1055,3 (17,2)	564,3 (9,25)	1037,0 (17,0)	524,0 (8,6)	–	Не реглам.
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	160,6 (3,33)	512,5 (10,65)	324,4 (6,44)	208,4 (4,33)	193,45 (4,0)	≤ 500,0
Cl ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	48,81 (1,37)	135,26 (3,81)	184,6 (5,2)	173,95 (4,9)	44,14 (1,24)	≤ 350,0
NO ₂ ⁻ , мг/дм ³	Відс.	0,096	0,20	0,02	Відс.	≤ 3,3
NO ₃ ⁻ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	Відс.	30,6 (0,49)	23,75 (0,38)	1,2	Відс.	≤ 50,0
Загальна жорсткість, мг-екв/дм ³	7,1	11,8	19,0	21,2	12,9	10,0
Ca ²⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	54,11 (2,7)	118,24 (5,9)	136,2 (6,8)	184,37 (9,2)	166,3 (8,3)	Не реглам.
Mg ²⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	53,5 (4,4)	71,74 (5,9)	148,35 (12,2)	141,06 (11,6)	55,9 (4,6)	Не реглам.
Na ⁺ +K ⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	366,8 (15,9)	318,82 (13,85)	349,6 (15,1)	333,4 (14,49)	–	Не реглам.
NH ₄ ⁺ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	0,008	0,008	0,009	0,42	–	≤ 2,6
Fe ³⁺ , мг/дм ³	Відс.	0,003	Відс.	0,03	0,1	1,0
Сухий залишок, мг/дм ³	1315,3	1584,5	2093,25	2315,12	–	1500
Окислюваність, мг/дм ³	9,25	4,24	4,32	4,64	5,34	≤ 5,0

Пояснення до таблиці:

– дані взяті з літератури;

«-» – дані відсутні.

Наявність у воді бікарбонат-іонів характеризує лужність води. Співвідношення показників жорсткості та лужності обумовлює так звану тимчасову (карбонатну) жорсткість води, яка зникає під час кип'ятіння води через утворення нерозчинних карбонату кальцію (CaCO₃) і гідроксиду магнію (Mg(OH)₂).

Високі значення лужності характерні для колодязів № 4, 6, 7, 8, 9 і 10, причому, найбільша лужність в колодязях № 7 і 9, що свідчить про можливість значного пом'якшення води при кип'ятінні.

Характерним компонентом води всіх досліджуваних колодязів являються сульфати (табл. 2).

В колодязях № 1–7, 9, 10 вміст сульфатів нижче допустимої норми (≤ 500,0 мг/дм³) і лише в колодязі № 8 – їх вміст на межі ГДК.

Концентрація сульфатів більше ГДК не бажана у питній воді, так як вони впливають на органолептичні властивості води, постійне вживання якої призводить до порушення функціонування травної системи організму.

Щодо вмісту в досліджуваних колодязях такого високотоксичного компоненту, як нітрати, то тут спостерігається така значна різниця їх вмісту в різних джерелах.

В колодязях № 1, 4, 5 вони практично відсутні, а в № 2, 3, 11 їх вміст знаходиться нижче межі ГДК ($\leq 50,0$ мг/дм³). У решти колодязів (№ 6, 7, 8, 9, 10) вміст нітратів значно перевищує гранично-допустиму норму. Якщо в колодязях № 6, 7, 8 концентрація їх у 1,75–2,4 раза перевищує ГДК, то в № 9 і 10 концентрація нітратів складає 368,0 і 917,0 мг/дм³, відповідно, що перевищує граничні норми у 8,6 та 18,3 раза.

Поява нітратів у природних водах зазвичай пов'язана із забрудненням водоносного горизонту побутовими стічними водами, що містять органічні сполуки білкової природи, які нітрифікувалися.

Підвищений вміст нітратів (більше 50,0 мг/дм³) у воді, яка постійно використовується у питних цілях, призводить до порушення окислювальної функції крові – метгемоглобінемії, тому воду із колодязів № 6, 7, 8, 9 і 10 небезпечно вживати в неочищеному вигляді, оскільки при постійному вживанні погіршуються функції крові, можуть виникнути набряки легенів, токсичний нефрит і гепатит.

Мінералізація води являє собою сумарний кількісний показник вмісту розчинених у воді неорганічних і легкоокислюваних органічних домішок.

Мінералізація води колодязів № 1 і 2, які знаходяться в Київській області Ірпінського та Києво-Святошинського районів, не перевищує 350,0 мг/дм³.

В колодязях № 3–7 вміст солей складає 711,0–1315,0 мг/дм³, що нижче межі ГДК. У хімічному складі переважають гідрокарбонати, сульфати кальцію (№ 3), гідрокарбонати, хлориди кальцію і натрію (№ 4, 5), гідрокарбонати, сульфати, хлориди кальцію і натрію (№ 6), гідрокарбонати, сульфати натрію, кальцію і магнію (№ 7).

В решті колодязів (№ 8–10) мінералізація становить 1600,0–2315,0 мг/дм³, тобто перевищує ГДК (≤ 1500 мг/дм³). Вона обумовлена наявністю солей бікарбонатів, сульфатів, хлоридів, нітратів натрію, кальцію і магнію (колодязі № 8–10).

За результатами досліджень вода колодязя № 1 за всіма фізико-хімічними показниками задовольняє вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 (ДСанПіН 2.2.4-400-10) «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» для питної води колодязів.

У решти колодязів, за тими чи іншими компонентами, є перевищення вмісту, особливо, по жорсткості, нітратах, сульфатах (табл. 2).

В таблиці 3 представлені результати досліджень якості води деяких свердловин території України, які розташовані в наступних регіонах:

- 1 – Київська область, Васильківський район;
- 2 – Київська область, Макарівський район;
- 3 – Київська область, Бориспільський район;
- 4 – Полтавська область, Глобинський район;
- 5 – Полтавська область, Миргородський район;
- 6 – Полтавська область, Семенівський район;
- 10 – Луганська область, Антрацитний район.

Таблиця 3. Фізико-хімічний аналіз води свердловин деяких регіонів України

Показники якості води досліджуваних свердловин	Місце знаходження джерела водопостачання							
	1	2	3	4	5	6	7	ДСНП 2.2.4-171-10
pH	6,89	7,35	7,19	7,35	7,16	7,24	7,58	6,5–8,5
HCO_3^- , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	231,5 (3,5)	414,8 (6,8)	475,8 (7,8)	384,3 (6,3)	562,12 (9,2)	475,8 (7,8)	500,2 (8,2)	≤ 6,5
SO_4^{2-} , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	121,6 (2,53)	35,2 (0,73)	9,6 (0,2)	68,8 (1,43)	160,0 (3,33)	248,0 (5,17)	416,16 (8,67)	≤ 250,0
Cl^- , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	47,04 (1,33)	15,27 (0,43)	58,6 (1,65)	16,85 (0,47)	26,6 (0,75)	65,32 (1,84)	257,7 (7,26)	≤ 250,0
Загальна жорсткість, мг-екв/дм ³	6,1	6,65	7,0	7,0	12,4	10,4	16,0	≤ 7,0
Mg^{2+} , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	14,6 (1,2)	26,14 (2,15)	24,32 (2,0)	34,05 (2,8)	70,53 (5,8)	55,94 (4,6)	85,12 (7,0)	≤ 80,0
Ca^{2+} , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	98,20 (4,9)	90,18 (4,5)	100,2 (5,0)	84,17 (4,2)	132,26 (6,6)	116,2 (5,8)	180,36 (9,0)	≤ 130,0
Fe^{3+} , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	Відс.	0,92 (0,05)	0,081	0,14	9,3 (0,55)	0,12	Відс.	≤ 0,2
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$, мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	32,9 (1,43)	30,2 (1,31)	58,65 (2,5)	27,6 (1,2)	22,1 (0,95)	145,1 (6,3)	220,8 (9,6)	≤ 200,0
NH_4^+ , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	Відс.	Відс.	0,40	Відс.	Відс.	0,52 (0,028)	0,004	≤ 0,1 (0,5)
NO_2^- , мг/дм ³	0,04	Відс.	Відс.	Відс.	Відс.	5,2	0,02	≤ 0,5
NO_3^- , мг/дм ³ (мг-екв/дм ³)	10,7 (0,17)	Відс.	Відс.	Відс.	Відс.	104,0 (1,67)	91,8 (1,48)	≤ 10,0 (50,0)
Окислюваність, мг/дм ³	1,76	2,04	1,96	–	–	2,38	1,64	≤ 2,0 (5,0)
Мінералізація, мг/дм ³	432,0	409,8	488,2	432,6	729,52	988,8	1512,2	≤ 1000,0

Пояснення до таблиці:

«–» – дані відсутні.

За отриманими результатами можна зробити висновок, що якість води свердловин, що знаходяться в Київській області, відповідає чинним нормативам за всіма досліджуваними показниками. Лише в свердловині № 3 (Київська обл. Бориспільський р-н) підвищені показники лужності – 7,8 мг-екв/дм³ при нормі 6,5 мг-екв/дм³.

В Полтавській обл. було обстежено три свердловини: в Глобинському, Миргородському і Семенівському р-х. Свердловина Глобинського р-ну за всіма показниками відповідає нормативним значенням (табл. 3). У воді свердловин Миргородського та Семенівського р-нів підвищена лужність в 1,4 та 1,2 раза відповідно, крім того, в цих свердловинах жорсткість в 1,77 та 1,49 раза перевищує норму ГДК.

Також в свердловині Семенівського р-ну вміст нітратів в 2,1 раза перевищує граничну норму і складає 104 мг/дм³.

У воді свердловини, що знаходиться в Луганській обл. м. Антрацит, якість води практично за всіма досліджуваними нами показниками перевищує граничну допустиму концентрацію: лужність в 1,3 раза, сульфати в 1,7 раза, вміст хлоридів знаходиться на межі ГДК, жорсткість загальна в 2,3 раза вище норми. Значно підвищений вміст нітратів – при нормі 50 мг/дм³ концентрація цього високотоксичного компонента складає 92 мг/дм³ (табл. 3).

Мінералізація води свердловин № 1–5 не перевищує 500 мг/дм³; у свердловинах № 5–6 її значення становить 730 мг/дм³ і 990 мг/дм³ відповідно. У свердловині м. Антрацит, Луганської обл. мінералізація сягає 1512 мг/дм, тобто перевищує допустиму норму в 1,5 раза (табл. 3).

Отже, глобальною екологічною проблемою, в тому числі і для України, є екобезпека життєдіяльності і здоров'я людини, яка обумовлена, в першу чергу, якісним і кількісним складом питної води та процесами, що в ній протікають.

Проблема ця особливо гостра для сільських населених пунктів України, в більшості яких відсутнє централізоване водопостачання, а якість води в локальних джерелах (колодязі, свердловини тощо) також часто не відповідає вимогам, які висуваються до питної води, та в переважній більшості немає відповідних технологічних схем і установок для коригування її складу.

Технології очистки забруднених вод, які суттєво не змінювалися, вносять свій вклад в проблему екобезпеки життєдіяльності і здоров'я людини. Тому так актуальні сьогодні пошуки нових підходів, розробка нових ефективних технологій і матеріалів для контрольованого питного водопостачання та проведення ряду фундаментальних досліджень в цій області, які і визначають перспективи розвитку науки і техніки на майбутнє і є основою науково-технічного прогресу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. ДСанПіН 2.2.4-171-10 (ДСанПіН 2.2.4-400-10). Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: затверджено Наказом Міністерства охорони здоров'я України № 400 від 12.05.2010; введено в дію 16.07.2010. – К., 2010.
2. Накорчевська В.Ф. Хімія води / В.Ф. Накорчевська. – К.: ІСДО, 1993. –108 с.
3. Спольный А.В. Химические элементы в физиологии и экологии человека / А.В. Спольный. – М.: Мир, 2004. – 216 с.
4. Таубе П.Р. Практикум по химии воды: Учебное пособие / П.Р. Таубе, А.Г. Баранова. – М.: Высшая школа, 1971. – 128 с.
5. Государственный контроль качества воды: Справочник технического комитета по стандартизации / Под ред. В.П. Виденеева. – М.: ИПК Изд-во стандартов, 2001. – 688 с.
6. Карюхина Т.А. Химия воды и микробиология / Т.А. Карюхина, И.Н. Чурбанова. – М.: Стройиздат, 1983. – 208 с.
7. Карюхина Т.А. Контроль качества воды / Т.А. Карюхина, И.Н. Чурбанова. – М.: Стройиздат, 1977. – 135 с.
8. Кульский Л.А. Технология очистки природных вод / Л.А. Кульский, П.П. Строкач. – К.: Вища школа, 1986. – 352 с.

Стаття надійшла до редакції 04.06.2015

УДК 628.316.12

М.В. ДЕГТЯРЬ

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОДИСКОВЫХ ФИЛЬТРОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

***Аннотация.** В статье проанализирована возможность применения погружных биодисковых фильтров для очистки различных категорий сточных вод, оценена возможность их использования для очистки дренажных вод полигонов твёрдых бытовых отходов. В результате исследований определена высокая эффективность использования погружных биодисковых фильтров, выявлены основные преимущества перед классическими сооружениями биологической очистки.*

***Ключевые слова:** сточные воды, биодисковые фильтры, дренажные воды, биопленка.*

Проблема очистки сточных вод и подготовки воды для технических и хозяйственно-питьевых целей с каждым годом приобретает все большее значение. Сложность очистки связана с широким спектром примесей в стоках.

Поиск оптимальных технологических схем и их аппаратного оформления дал толчок созданию и внедрению новых технических решений. Биологические процессы в очистке сточных вод активно изучались на протяжении многих лет [1–3], результат данных исследований – активное внедрение различных модификаций сооружений биологической очистки и повышение эффективности их работы.

Так, в отдельную классификацию можно выделить:

- погружные биофильтры;
- аэротенки с прикрепленной биомассой;
- анаэробные и аэробные биореакторы.

В качестве комбинированных сооружений, соединяющих в себе признаки аэротенков и биофильтров, изучается возможность использования погружных биофильтров (дисковых и барабанных) [3–4].

Наиболее широкое распространение получили погружные биодисковые фильтры, которые, как правило, используются для расхода сточных вод до 1000 куб. м в сутки. В качестве загрузки для биодисковых фильтров рекомендуются перфорированные диски, изготовленные из объемных синтетических материалов пониженной плотности (пенопласта, пеностекла).

Основной целью проведенных исследований являлось изучение возможности использования биодисковых фильтров для очистки высококонцентрированных сточных вод (на примере дренажных вод полигонов ТБО), а также оценка преимуществ и особенностей эксплуатации данных сооружений.

Современные биодисковые фильтры представляют собой многосекционную емкость, наполненную вращающейся загрузкой. Диски набирают на горизонтально расположенном валу с расстоянием между ними 15–20 мм. Диски обычно погружены в очищаемую жидкость на 0,45Д (30–45%), иногда до 0,75Д. Диаметр дисков находится в пределах от 0,4 до 3,0 метров в зависимости от производительности установки.

Использование биодисков допускает перерыв в подаче сточных вод на очистку до 2 суток без нарушения режима эффективности работы установки. Непрерывно вращающаяся дисковая загрузка периодически входит в контакт с воздухом и загрязненной органическими веществами сточной водой. В результате поверхность дисков покрывается биопленкой, которая образуется колониями аэробных микроорганизмов. Контактная с дисковой загрузкой, загрязненная вода оставляет на ней нерастворенные примеси, не осевшие в первичных отстойниках, а также коллоидные и растворенные органические вещества. Микроорганизмы, образующие биопленку, окисляют органические вещества, используя их как источник питания и энергии. По мере увеличения толщины биопленки нижние ее слои отмирают, а верхние смываются с поверхности вращающихся дисков. Процессы нарастания и отмирания биопленки идут одновременно. Таким образом, из сточной воды удаляются органические вещества, и в то же время увеличивается масса активной биопленки в ваннах биофильтра.

Погружные биодиски имеют следующие преимущества перед традиционными сооружениями биологической очистки [2, 5, 6]:

- по сравнению с аэротенками менее чувствительны к токсичным веществам, минеральным маслам и синтетическим детергентам. Их производительность снижается только при длительных перегрузках сооружений;
- короткий пусковой период, биопленка образуется через 2–3 суток после пуска установки. Выход на рабочий режим – 1–2 недели;
- выносимая из биодискового фильтра отработанная биологическая пленка обладает лучшими седиментационными свойствами, чем активный ил аэротенка, что позволяет сократить время отстаивания во вторичных отстойниках, а следовательно, уменьшить их строительные объемы;
- влажность биопленки из вторичного отстойника 95–96% (активного ила 99–99,5%), т. е. объем избыточной биопленки в 5–10 раз меньше. Это позволяет исключить из схемы илоуплотнитель, что также снижает капитальные затраты;
- при одинаковых категориях обрабатываемых городских сточных вод и заданном эффекте очистки время аэрации в БДФ составляет 60–90 минут, а в классических аэротенках – около 6 часов.

Для задержания биопленки, выносимой после стадии биологической очистки, и удаления из стока продуктов биораспада предусматривается вторичный отстойник, ил из которого может направляться в илосборник.

Совмещение в одном блоке первичного отстойника, погружных биодисков и вторичного отстойника позволяет улучшить эксплуатационные характеристики установки, обеспечить непрерывность протекания процесса без потерь во времени, что могло бы снизить эффективность протекания некоторых процессов (процесс отстаивания, окисления), уменьшить производственные площади и сократить продолжительность обработки дренажных вод (рис.).

Расчет биодисковых фильтров сводится к определению необходимой площади поверхности дисков, их диаметра и числа, частоты вращения пакета дисков, числа ступеней, времени пребывания обрабатываемых сточных вод в резервуаре и др.

Как уже отмечалось, сфера применения биодисковых фильтров достаточно широкая, что обусловлено простотой в эксплуатации данных сооружений, а также их стойкостью к колебаниям расхода и качественных

характеристик, низкой чувствительностью к токсичным соединениям. Все вышеназванные факторы позволяют использовать биодисковые фильтры для очистки специфических высококонцентрированных сточных вод мясо-молочного производства, некоторых отраслей легкой промышленности, а также сточных вод санаториев, домов отдыха и т.д., более того, данные сооружения рекомендуется использовать в качестве стадии доочистки некоторых высококонцентрированных сточных вод.



Рис. – Пример блочных сооружений с погружными биодисками

В частности, исследовалась возможность использования погружных биодисковых фильтров для очистки дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов.

Исследования проводились на лабораторной установке, состоящей из узла приготовления раствора реагента с активатором (коагулянт сульфат алюминия), смесителя, первичного отстойника, погружных биодисков, вторичного отстойника, бактерицидных ламп и механического фильтра. Производительность лабораторной установки 18 л/час (432 л/сут). Испытания проводились на модельной воде. Погружные биодисковые фильтры были представлены в следующей модификации:

- количество биодисков – 8;
- материал биодисков – пластмасса (с перфорацией);
- диаметр биодисков – 300 мм;
- расстояние между дисками – 10 мм;
- толщина дисков – 2 мм;
- частота вращения вала – 4 об/мин;
- размер ванны – 1150х350 мм;
- время пребывания – 60 минут;
- высота вала над уровнем сточной воды – 20 мм.

В ходе эксперимента для получения данных по эффективности очистки отбирались следующие пробы:

- исходной дренажной воды с определением содержания взвешенных веществ, цветности, показателей ХПК, БПК_{полн};
- очищенной воды с определением содержания взвешенных веществ, цветности, показателей ХПК, БПК_{полн};
- осадка из первичных отстойников с определением удельного и объемного веса, степени структурно-механической гидратации.

Качественные показатели очищенных сточных вод (ХПК, БПК, взвешенные вещества, рН, СПАВ, содержание азота, нитритов и др.) определялись в соответствии с существующими методиками технологического контроля качества очистки сточных вод.

Полученный эффект очистки приведен в таблице.

Таблица. Эффективность очистки дренажных вод полигонов ТБО

Серия экспериментов	Показатели исходной сточной воды				Доза коагулянта сульфата алюминия, считая по про- дажному продукту, мг/дм ³	Показатели очищенной сточной воды				Содержание остаточного алюминия, мг/дм ³
	Взвешенные вещества, мг/дм ³	Цветность, град.	ХПК, мгО ₂ /дм ³	БПК ₅ , мг/л		Взвешенные вещества, мг/дм ³	Цветность, град.	ХПК, мгО ₂ /дм ³	БПК ₅	
(активированный раствор коагулянта)	265,4-271,5	152-164	1010,2-1025,6	164,8-181,5	210	7,7	19	19,8	6,3	0,15

Согласно полученным данным можно констатировать, что произошла полная биологическая очистка со значительным снижением концентрации загрязнений по основным контролируемым показателям.

Вывод: таким образом, погружные биодисковые фильтры могут активно применяться как в качестве основных сооружений биологической очистки, так и в качестве доочистки. Использование биодисковых фильтров имеет ряд преимуществ перед классическими сооружениями биологической очистки, что делает их применение выгодным с технологической и экономической точек зрения. В результате проведенных исследований рассмотрена возможность применения биодисковых фильтров для очистки сточных вод полигонов ТБО, доказана эффективность и целесообразность их применения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биологические процессы в очистке сточных вод / С.В. Яковлев // М.: Стройиздат. 1981.– 200 с.
2. Гвоздяк П.И. Очистка промышленных сточных вод прикрепленными микроорганизмами / П.И. Гвоздяк, и др. // Химия и технология воды. – 1985. – Т. 7 № 1. – С. 64–68.
3. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод / В.А. Ковальчук – Рівне: ВАТ «Рівненська друкарня», – 2003. – 622 с.
4. Саблій Л.А., Жукова В.С. Виробничі дослідження очищення промислових стічних вод в біореакторах з іммобілізованими мікроорганізмами / Л.А. Саблій, В.С Жукова // Вода і водоочисні технології. Науково-технічний вісник. – 2011. – № 1(3). – С. 45–49.
5. Melike Yalili Kische, Kadir Kestioglu, Taner Yonar // Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods // Biology Enviromental Scientific 1 (1)–2007 P. 37–43.
6. High Performance Package Sewage Treatment Plants for Residential Applications [Электронный ресурс] // Режим доступа <http://www.klargester.com/products/BioDisc-BA-BD.htm>.

Стаття надійшла до редакції 23.07.2015

УДК 574.5(28)+551.65

Л.М. ЗУБ, А.І. ТОМІЛЬЦЕВА, О.В. ТОМЧЕНКО

СУЧАСНА ТРАНСФОРМАЦІЯ ВОДОЗБІРНИХ БАСЕЙНІВ ЛІСОСТЕПОВИХ РІЧОК

Анотація. Досліджено стан сучасних земельних ресурсів водозборів річок лісостепової зони України (басейнів річок Рось та Трубіж). Застосовано методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ). Здійснено оцінку сучасної трансформації басейнів малих річок-приток на базі дешифрування супутникових знімків за 2013 рік. Підтверджено надзвичайно високий ступінь порушення природних ландшафтів та їх прогресуючу деградацію.

Ключові слова: малі річки, Рось, Трубіж, лісостепова зона, дистанційне зондування Землі.

Кризовим є стан більшості малих річок України. Об'єм забору води для господарських потреб у басейнах малих річок досягає 20% від забору водних об'єктів суші у державі. Становлячи лише 20% від сумарного державного водозбору, малі річки забезпечують 67% потреб сільгосподопостачання, 35% – зрошення, 25% – господарсько-побутових потреб громадян України [1].

Найбільше потерпають від впливу людини малі річки Лісостепової зони, що за рівнем антропогенного тиску на природні екосистеми посідає друге місце в Україні. Щільне заселення цих територій, широке поширення родючих ґрунтів та наявність добре вироблених річкових заплав обумовило високий ступінь освоєння ландшафтів та деградацію природних комплексів самої річки і її водозбірних територій. Основний відсоток водопостачання у сільському господарстві Лісостепової зони здійснюється за рахунок малих річок, у їх басейнах зосереджено основні площі орних земель. Внаслідок здійснення інтенсивних агромеліоративних робіт спостерігається зменшення стоку річок у лісостеповій зоні на 5%. З року в рік екологічний стан річок у Лісостеповій зоні погіршується й внаслідок надмірного неконтрольованого зарегулювання стоку ставками. Наявні водоохоронні смуги створено на невеликих лісопосадках вздовж берегів, що не справляються з роллю біофільтру. За даними дослідників, у Лісостепу до річок, на яких великі забори вод суттєво вплинули на незадовільну оцінку використання водних ресурсів (оцінки «погано» та нижчі), віднесено 47% опорних річок, за обсягами беззворотного водоспоживання – 79%, за надходженнями стічних вод та скиду забруднених вод – 21% [2]. Сьогодні для більшості малих річок їх різноманітні природні функції зводяться до однієї – каналізаційної.

Враховуючи сучасний стан малих річок, що містять у собі основну масу запасів прісних вод і відіграють величезну роль в економіці України та житті людей, які мешкають у їх басейнах, актуальним є дослідження особливостей екосистем малих річок Лісостепу та оцінка впливу на екосистеми прилеглих територій, аналіз дотримання у басейнах водоохоронного режиму згідно із законодавством, пошук найбільш економічно та екологічно вигідних заходів з інженерно-біотехнічного упорядкування водоохоронних зон.

Ключовою для розроблення будь-яких заходів у галузі водокористування, раціонального природокористування та здійснення природоохоронних дій у водоймах є оцінка сучасного господарського освоєння водозбірних басейнів.

Матеріал і методи досліджень

Досліджено малі річки Середнього Придніпров'я у межах двох крупних басейнів: правобережного Лісостепу – ріка Рось (досліджено водозбори річок Злодіївка, Роська, Сквирка, Тарган) та лівобережного – басейн ріки Трубіж (річки Альта, Ільта, Недра, Стара Красиївка).

Оцінку ландшафтної структури водозбірних басейнів здійснено на основі набору даних *GlobeLand30*, створених китайським Національним управлінням геодезії, картографії та геоінформації (NASG), – першої глобальної бази даних моніторингу ґрунтово-рослинного покриття (*land cover*) на основі космічних знімків роздільної здатності 30 м/пікс за 2000–2010 роки. Набір даних *GlobeLand30* містить інформацію щодо глобального розподілу поверхневих вод, поширення штучного середовища та кліматичні моделі. Крім того, база даних містить інформаційний веб-сервіс, що полегшує користувачам доступ до набору даних та їх інтеграцію в різноманітні системи. Дані *GlobeLand30* збережено у форматі GeoTIFF, розміщені у вільному доступі [3]. Для актуалізації розрахунків дані з *GlobeLand30* було оновлено за космічною зйомкою *Landsat 8* за 2013 рік.

Результати досліджень та їх обговорення

Територією історично давнього господарського освоєння серед басейнів Середнього Придніпров'я є басейн ріки Рось. Тут розташовано 3386 водних об'єктів, з них – 1136 малих річок загальною довжиною 4827 км, 2175 ставків, 67 водосховищ та 7 озер [4]. Водозбір Росі, як і більшість річкових басейнів Правобережного Лісостепу, вирізняється складним рельєфом, родючими ґрунтами, значними обсягами площинної та лінійної ерозії, глибоко врізаними річковими долинами, розчленованими ярами та балками. Для річок характерною є значна зарегульованість стоку; тут на 1 км території припадає понад 1 га водного дзеркала штучних водойм [5].

Басейн ріки Рось сьогодні характеризується значною площею агроландшафтів та великою кількістю промислових об'єктів з переробки агропродукції. На кінець XX століття його сільгоспосвоєність оцінювалася в 76% [2], причому розораність ландшафтів становить 69%. Загалом, на той період корінної трансформації (рілля + селітебні комплекси) зазнало майже 74% природних комплексів басейну ріки Рось.

Оцінка сучасної трансформації басейну ріки Рось на базі дешифровки супутникових знімків підтвердила надзвичайно високий ступінь порушення природних ландшафтів (табл. 1) та показала їх прогресуючу трансформацію. Сьогодні корінна антропогенна трансформація зачепила 80% водозбору ріки Рось, тобто за останні 20–25 років вона збільшилася на 6% (а це більш як 765 км²). При цьому, за нашими даними, частка ріллі залишилася без змін, а частка селітебних ландшафтів зросла втричі, переважно за рахунок трансформації трав'янистих комплексів (лук, болотистих територій, пасовиськ тощо).

Таблиця 1. Основні характеристики земельних ресурсів у басейні р. Рось

Структури ландшафту	кінець XX століття *		2013 рік**	
	км ²	%	км ²	%
Водні об'єкти	255,20	2,0	214,18	1,7
Луки (у т.ч. штучні)	1186,68	9,3	358,57	2,8
Ліс та рідколісся	1850,20	14,5	1910,62	15,2
Заболочені території	102,08	0,8	45,44	0,4
Населені пункти	561,44	4,4	1520,22	12,1
Рілля	8804,40	69,0	8528,96	67,8
Площа басейну	12 760		12 580	

* дані за [2], ** – дані, отримані за результатами ДЗЗ

Природні (ліси, рідколісся, заболочені території) чи наближені до них (квазіприродні) ландшафтні комплекси (сінокоси, пасовиська, сади, штучні водойми) займають лише 1/5 всіх водозбірних територій і зосереджені, переважно, у заплаві ріки Рось, а також у нижніх ділянках річкового басейну (рис. 1).

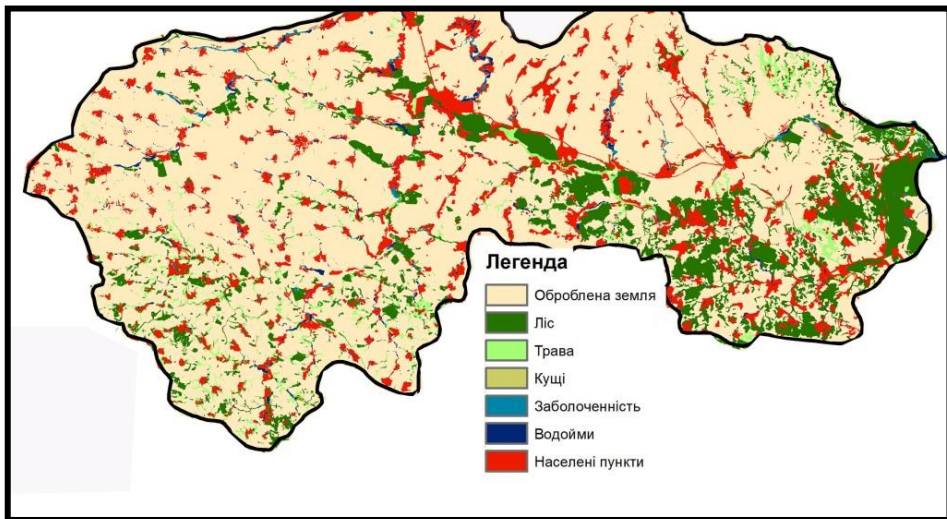


Рис. 1 – Карта-схема ландшафтної структури басейну р. Рось

Водозбірні ландшафти Лівобережжя характеризуються меншим ерозійним почленуванням територій та дещо гіршою родючістю ґрунтів, для заплави характерним є засолення та заболочення. Сьогодні в басейні ріки Трубіж є лише 33 малі річки, хоча ще 100 років тому їх було 107. Долини малих річок-приток ріки Трубіж широкі, добре вироблені, слабоврізані, у минулому – на окремих ділянках інтенсивно заболочені. Ступінь зарегулювання малих річок басейну ріки Трубіж незначний. Водорегулююча меліорація, що на правобережжі йшла шляхом зарегулювання русел, на річках лівобережного Лісостепу відбувалася шляхом будівництва осушувально-зрошувальних систем [1]. Сьогодні ріка Трубіж і численні притоки на окремих ділянках відіграють роль магістральних каналів міжгосподарського призначення.

Особливості рельєфу та специфіка природокористування обумовила ландшафтну структуру та характер антропогенного освоєння водозборів у басейні ріки Трубіж. Наприкінці минулого століття басейн ріки Трубіж серед інших водозборів Лівобережного Лісостепу вирізнявся відносно меншою трансформацією природних комплексів: згідно з літературними даними, хоча 70% річкового басейну займали агроландшафти, рілля складала лише 55%; докорінної трансформації зазнали менш як 60% усіх територій басейну ріки Трубіж [2].

Дані дешифровки супутникових знімків показали прогресуючу трансформацію природних комплексів водозборів ріки Трубіж (табл. 2): на сьогодні 4/5 територій (78%) річкового басейну є повністю трансформованими природними комплексами. У порівнянні з кінцем XX століття, частка останніх зменшилася на 18% (850 км²). Втричі зменшилися площі під луговими ландшафтами, на 2% – площа лісів, натомість площа селітебних комплексів збільшилася майже у 4 рази.

Таблиця 2. Основні характеристики земельних ресурсів у басейні ріки Трубіж

Структури ландшафту	кінець XX століття *		2013 рік	
	км ²	%	км ²	%
Водні об'єкти	42,10	1,0	42,95	0,9
Луки (у т.ч. штучні)	976,72	23,2	280,55	6,0
Ліс та рідколісся	627,29	14,9	598,23	12,7
Заболочені території	84,20	2,0	137,05	2,9
Населені пункти	143,14	3,4	547,45	11,6
Рілля	2336,55	55,5	3096,97	65,9
Площа басейну	4210		4703,2	

* дані за [2], ** – дані, отримані за результатами ДЗЗ

Природні та квазіприродні ландшафтні комплекси здебільшого зосереджено в заплаві ріки Трубіж у середніх ділянках, а також у заплавах лівобережних її приток та у пониззі, в зоні впливу Канівського водосховища (рис. 2). Для верхніх ділянок басейну властивою є більша збереженість водно-болотних угідь.

Усі досліджені басейни малих річок-приток Росі та Трубежу характеризуються надмірною трансформацією природних комплексів: площа антропогенно трансформованих ландшафтів на водозборах становить 75–90% (табл. 3). Найменші показники трансформації характерні для басейнів річок Роська (69% басейну займають селітебні та агроландшафти) та Стара Красилівка (81%). До річок з найбільшою трансформацією природних комплексів водозборів належать річка Тарган (басейн ріки Рось) – 90% та Альта (басейн ріки Трубіж) – 88%.

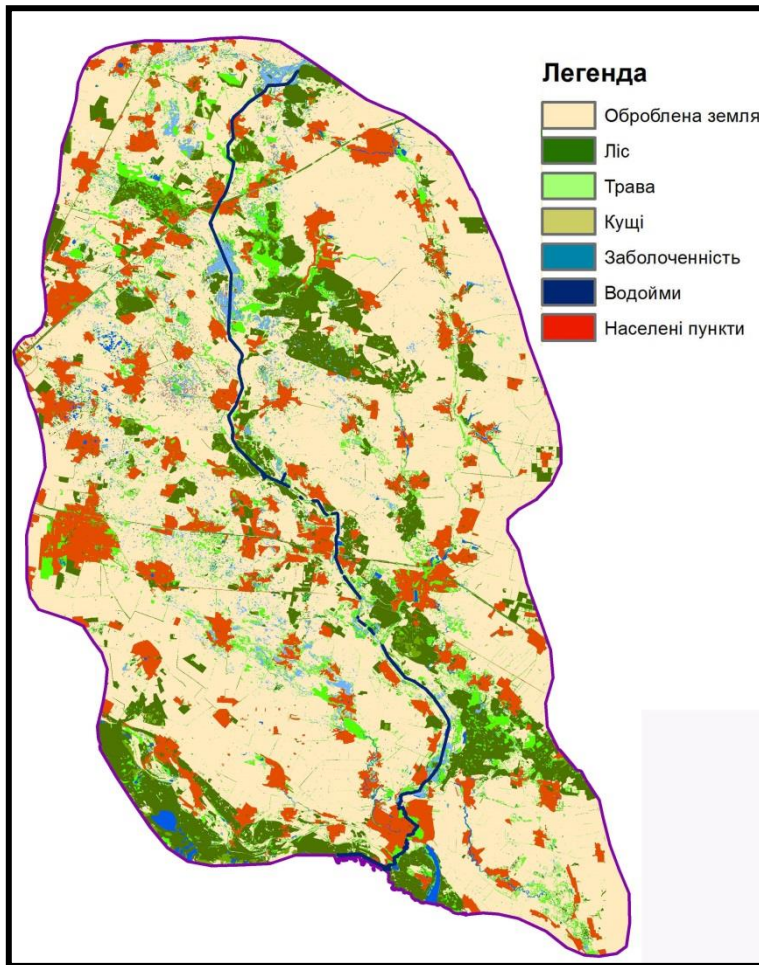


Рис. 2 – Карта-схема ландшафтної структури басейну ріки Трубіж

Таблиця 3. Основні характеристики земельних ресурсів малих річок, що досліджувалися

Назва річки	Площа басейну, км ²	Водні об'єкти	Луки (у.т.ч. штучні)	Ліси та рідколісся	Заболочені території	Рілля	Населені пункти
	км ²			%			
Рось	12578	1,7	2,85	15,19	0,36	67,81	12,09
Роська	1102,8	2,17	5,86	12,87	0,28	67,29	11,54
Тарган	246,75	0,89	1,56	7,59	0,17	78,28	11,51
Сквирка	350	1,66	2,02	10,03	0,33	76	9,96
Злодіївка	112,2	2,07	3,52	6,39	0,07	76,94	11,01
Трубіж	4703,2	0,91	5,97	12,71	2,91	65,85	11,64
Недра	813,6	0,7	4,369	16,2	1,03	67,94	9,75
Стара Красилівка	145,4	0,33	5,44	10,167	2,897	64,18	17
Ільта	389,2	0,36	6,95	5,91	2,75	66,33	17,7
Альта	491,3	0,53	4,19	2,28	4,65	77,25	11,11

Якщо порівнювати сучасні дані з наведеними у паспортах річок [6–9], то можна зазначити, що площа ріллі в басейнах більшості із них порівняно з 80-ми роками минулого століття зросла, у середньому, на 7%. Зазначимо, що цей показник на 14% вищий, ніж в Україні в цілому [4].

Зменшився цей показник лише для водозбору річки Роська, де за останні 35 років площа ріллі зменшилася на 3%, натомість на 4% збільшилася лісистість території.

Для оцінки вертикальної структури досліджених річкових басейнів їх прозоровано за трьома частинами – верхні, середні та нижні ділянки річкового басейну (рис. 3, табл. 4). Ці окремі природно-територіальні комплекси (ПТК) річкового басейну характеризуються однорідністю фізико-географічних, гідрологічних та гідробіологічних характеристик. На виявленні особливостей антропогенної трансформації цих зон і акцентовано подальші дослідження.

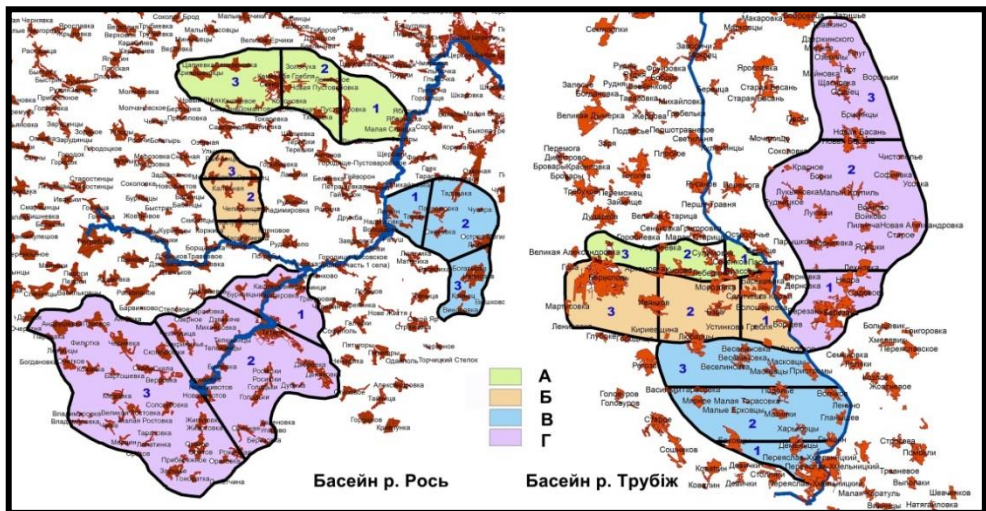


Рис. 3 – Карта-схема зонування досліджених малих річок
(для басейну р. Рось: А – Сквирка, Б – Злодіївка, В – Тарган, Г – Роська;
для басейну р. Трубіж: А – Стара Красилівка, Б – Ільта, В – Альта, Г – Недра)

Таблиця 4. Характеристика земельних ресурсів досліджених малих річок
за вертикальним розподілом

	водно-болотні угіддя	природні та квазі-природні сухопутні ландшафти	агро-ландшафти	селітебні ландшафти
1	2	3	4	5
Басейн р. Рось				
Роська				
верхні ділянки басейну	3,8	20	63,7	12,5
середні ділянки басейну	3,7	16,9	68,2	11,2
нижні ділянки басейну	1,8	15,9	70,7	11,6
Тарган				
верхні ділянки басейну	1	11,2	77,4	10,4
середні ділянки басейну	0,9	9,2	81,1	8,8
нижні ділянки басейну	1,6	6,6	74	17,8

Продовження таблиці 4

1	2	3	4	5
Сквирка				
верхні ділянки басейну	0,9	19,5	71	8,6
середні ділянки басейну	2,8	7,1	82	8,1
нижні ділянки басейну	2,2	9,6	76	12,2
Злодіївка				
верхні ділянки басейну	1,7	4,7	79,8	13,8
середні ділянки басейну	2,6	7,9	79,8	9,7
нижні ділянки басейну	1,4	16,5	70,9	11,2
Басейн р. Трубіж				
Недра				
верхні ділянки басейну	3,7	28,8	46,2	21,3
середні ділянки басейну	1,4	12,5	78,5	7,6
нижні ділянки басейну	1,3	6,7	84,8	7,2
Стара Красилівка				
верхні ділянки басейну	3	18,5	59,4	19,1
середні ділянки басейну	3,6	18,8	53,7	23,9
нижні ділянки басейну	2,5	9,9	81	6,6
Ільта				
верхні ділянки басейну	3,1	20,7	58,5	17,7
середні ділянки басейну	5,5	10,4	73,2	10,9
нижні ділянки басейну	1,1	11	64,5	23,4
Альта				
верхні ділянки басейну	3,6	6,3	64,3	25,8
середні ділянки басейну	3,7	4,6	82,3	9,4
нижні ділянки басейну	7,7	8,8	75,7	7,8

Розглядаючи вертикальну структуру водозборів (зверху до низу) варто відзначити, що найбільш трансформованими є нижні ділянки (площа антропо-ландшафтів досягає 86% для приток Росі та 88% – для приток Трубіжу). Верхні та середні ділянки дещо менше потерпають від господарського впливу. Зворотну тенденцію можна спостерігати лише на річках Злодіївка та Альта (рис. 4).

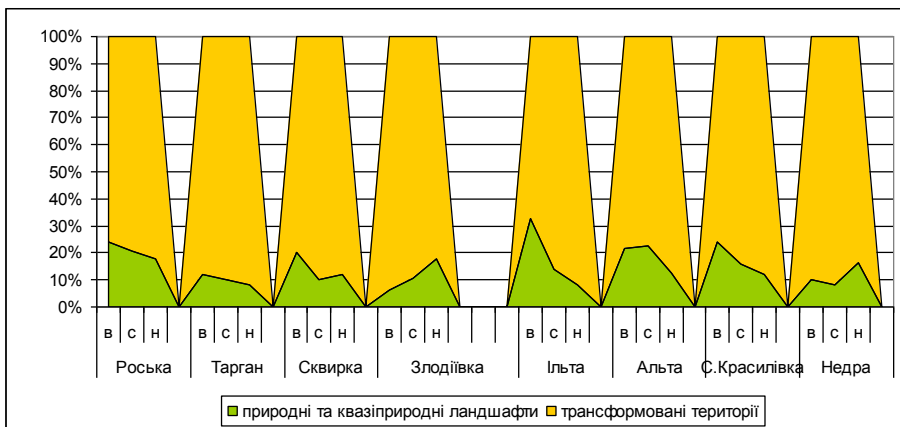


Рис. 4 – Вертикальна структура розподілу земельних ресурсів у басейнах досліджених малих річок

Верхні ділянки річкового басейну є найуразливішими для антропогенного впливу, оскільки тут, зазвичай, починаються притоки I-го та II-го порядку й формується основний річковий стік. У той же час, річища та заплави тут мають мінімальну ширину і зазнають розорювання та руйнування. Найкритичніша ситуація щодо стану природних комплексів у верхів'ї спостерігається у басейнах річок Тарган (трансформовано майже 80% площі) та Недра (68%). Загалом, ситуація на малих річках Лівобережного Лісостепу дещо краща, ніж на Правобережжі.

Висновки

Водозбори малих річок Лісостепу сьогодні характеризуються надмірною руйнацією природних комплексів, площа антропогенно трансформованих ландшафтів становить 80–90%. Найбільш трансформованими є нижні ділянки річкових басейнів.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Справочник по охране водных ресурсов / В.А. Львов, В.Н. Ладыженский, А.К. Кузин и др. – К.: «Урожай», 1987. – 176 с.
2. Яцик А.В. Водогосподарська екологія: у 4-х т., 7 кн. – К.: Генеза, 2004. – т. 3, кн. 5. – 496 с.
3. Globe Land30. Електронний ресурс – <http://globallandcover.com/GLC30Download>
4. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. Редакторы-составители: А.В. Яцык, О.З. Ревера, В.Д. Дупляк. – К.: «Урожай», 1987. – 304 с.
5. Водне господарство в Україні / За ред. Яцика А.В., Хорєва В.М. – К.: «Генеза», 2000. – С. 640.
6. Паспорт р. Тарган, Минводхоз УССР, Укргипроводхоз, К., 1989.
7. Паспорт р. Альти. Минводхоз УССР, Укргипроводхоз, 1989.
8. Паспорт р. Роська, Минводхоз УССР, Укргипроводхоз, К., 1989.

Стаття надійшла до редакції 05.06.2015

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ

УДК 504.75+528.88

В.Б. МОКІН, В.А. ЦИМБАЛЮК

МЕТОДИКА ПРОСТОРОВО-ХРОНОЛОГІЧНОГО ВИЗНАЧЕННЯ ТЕРИТОРІЙ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТИВ З ПІДВИЩЕНОЮ ДЛЯ ЖИТТЄДІЯЛЬНОСТІ НАСЕЛЕННЯ НЕБЕЗПЕКОЮ ЧЕРЕЗ ВПЛИВ АЛЕРГЕННИХ РОСЛИН

***Анотація.** У статті розглянуто актуальну задачу аналізу розрахунку сумарних ризиків екологічної небезпеки для населення, що хворіє на бронхіальну астму, через вплив карантинних рослин, а саме амброзії полинолистої.*

***Ключові слова:** амброзія полинолиста, карантинні рослини, екологічна безпека, урбоекологія.*

Вступ

Однією з небезпек урбоекологічних систем є алергенні рослини, наприклад амброзія полинолиста, тополя тощо. Пилок амброзії, потрапляючи у ніс, бронхи, викликає сльозотечу, порушує зір, підвищує температуру тіла, спричиняє різке запалення слизових оболонок верхніх дихальних шляхів, що призводить до нападів бронхіальної астми. В Україні, за даними офіційної статистики, БА наближається до 0,3–1,5% в дорослій популяції і з кожним роком збільшується. За досить невтішними прогнозами у 2020 році хронічний обструктивний бронхіт та астма займатимуть 3-тє місце серед причин смертності населення [1]. Причиною цього є поширення алергенних рослин. Для їх знешкодження потрібні значні організаційні та фінансові ресурси. Отже, треба знати з яких їх осередків починати знешкодження та висадження нових рослин-замінників, для чого необхідно розробити методику визначення територій підвищеної небезпеки за критерієм впливу алергенних рослин. Ця методика повинна враховувати багато факторів – і кількість населення, яке проживає чи працює на цих територіях, і метеоумови тощо. А головне, вона повинна враховувати те, що координати ареалів поширення алергенних рослин змінюються в часі і, при цьому, впливають не весь час, а тільки тоді, коли продукується пилок та коли в зоні впливу є вразливе до нього населення. Тобто цей вплив має просторово-хронологічний характер.

Об'єкт досліджень

Особливо гостро ця проблема стоїть у містах з високим рівнем озеленення, де є більша густина населення, ніж у сільських районах, і, у той же час, є чималі за розміром зелені зони, де можуть поширюватись алергенні рослини. Прикладом такого міста є м. Вінниця.

Зокрема, серед найбільш поширених алергенних рослин (АР), які контролює Державна фітосанітарна інспекція у Вінницькій області та Вінницька міськрада, є амброзія полинолиста. Для проведення дослідження динаміки зміни координат ареалів поширення алергенних рослин були взяті дані цієї інспекції за 2008 та 2014 роки по усьому місту (рис. 1).

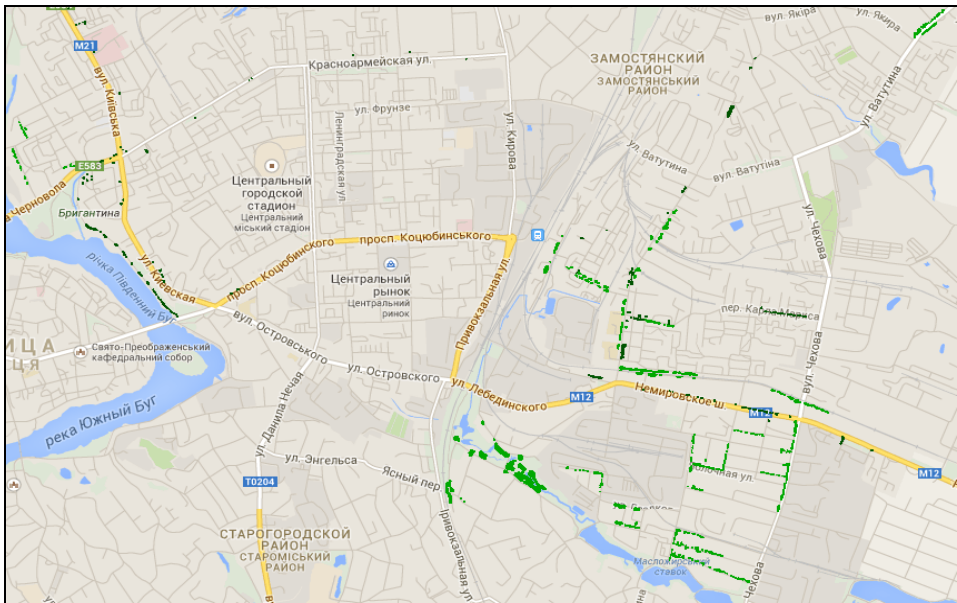


Рис. 1 – Ареали поширення амброзії полинолистої у м. Вінниця

Розроблення методики визначення територій підвищеної небезпеки

Ділянкою з підвищеною небезпекою вважатимемо таку, в якій, по-перше, алергенні рослини займають найбільшу площу, по-друге, в якій знаходиться найбільше громадян (проживають, працюють, навчаються та ін.), по-третє, динаміка приросту площ алергенних рослин є найбільшою, а по-четверте, наявні умови для впливу алергенних рослин на здоров'я населення.

Існує багато підходів до визначення ділянок підвищеної небезпеки через вплив алергенних рослин [2]. Прикладом є інформаційна модель просторово-часових даних (ПЧД), за якими можна проаналізувати вплив алергенних рослин на здоров'я дітей за одним із відомих методів, наприклад за методом кошиків, запропонованим Г. Гідофалфі [3] та розвинутим у роботі [4]. За цим методом таблиці даних пов'язуються між собою у «кошики» даних.

Але їх недоліками є такі:

- складність у зборі вхідних даних;
- неврахування динаміки зміни ареалів поширення АР.

Для виявлення першочергових місць для проведення знешкодження алергенних рослин, тобто місць з підвищеною екологічною небезпекою, треба проаналізувати, по-перше, динаміку їх поширення по роках та виявити місця, де вона виникає регулярно. А по-друге, виявити місця з найбільшою кількістю населення, яке проживає біля таких осередків і щодо яких пріоритетна робота вітрів у вегетаційний період рослин спрямована саме на житлові будинки.

Для розв'язання цієї задачі пропонується така методика:

1. Збирання та систематизування вхідних даних. Розбиття території населеного пункту на m ділянок (територій – мікрорайонів, кварталів тощо). Вибір n репрезентативних років, за які є достатньо даних, необхідних для застосування методики.

2. Здійснення картографування ареалів поширення алергенних рослин за даними n років та визначення їх площі на кожній ділянці за кожен рік окремо: $S_{i,j}$ ($i = 1, 2, \dots, n, j = 1, 2, \dots, m$).

3. Визначення кількості населення $P_{i,j}$, яке теоретично може проживати та працювати на кожній ділянці у кожний рік, що досліджується, – це і кількість людей, які можуть жити у житлових будинках, і кількість дітей та персоналу, на які розраховані дитсадки та навчальні заклади, і кількість працівників підприємств тощо.

4. Розрахунок загальних ризиків для життєдіяльності $R_{i,j}$ населення через вплив алергенних рослин пропонується здійснювати за формулою (1):

$$R_{i,j} = \alpha_{i,j} \cdot r_{S_{i,j}} \cdot r_{Q_{i,j}}, \quad (1)$$

де: $\alpha_{i,j}$ – коефіцієнт, який враховує наявність факторів, що впливають на ризик $R_{i,j}$ у той же i -й рік та тій же j -й ділянці (вегетаційний період, наявність вітру, опадів):

$$\alpha_{i,j} = \begin{cases} 1, & \text{в вегетаційний період} \\ 0, & \text{в інших випадках} \end{cases} \quad (2)$$

$r_{S_{i,j}}$ – частка площі $S_{i,j}$ поширення алергенного організму в i -й рік на j -й ділянці від максимальної площі поширення у місті у цей же i -й рік $S_{\max i}$:

$$r_{S_{i,j}} = \frac{S_{i,j}}{S_{\max i}}, \quad (3)$$

$r_{Q_{i,j}}$ – частка площі Q_j j -ї території з алергенним організмом, яка незмінна протягом усіх років від площі $S_{i,j}$:

$$r_{Q_{i,j}} = \frac{Q_j}{S_{i,j}}. \quad (4)$$

5. Розрахунок загального ризику R_j для кожної j -ї ділянки з урахуванням ризиків небезпеки за усі роки:

$$R_j = \sum_{i=1}^n R_{i,j}. \quad (5)$$

Для нормалізації ризику, тобто приведення його до значень R_j^* , що не перевищують 1, ще можна або нормувати самі значення R_j , відносячи їх до максимального за усі роки для усіх ділянок міста значення $R_{\max}$:

$$R_j^* = \frac{R_j}{R_{\max}}, \quad R_{\max} = \max_j (R_j), \quad (6)$$

або ввести додаткові коефіцієнти β_i , що враховують питомий вплив АР кожного i -го року на сучасний стан здоров'я населення на ділянках міста:

$$R_j^* = \sum_{i=1}^n \beta_i R_{i,j}. \quad (7)$$

Продемонструємо працездатність запропонованої методики на реальному прикладі. Для дослідження обираємо три ділянки (рис. 2).

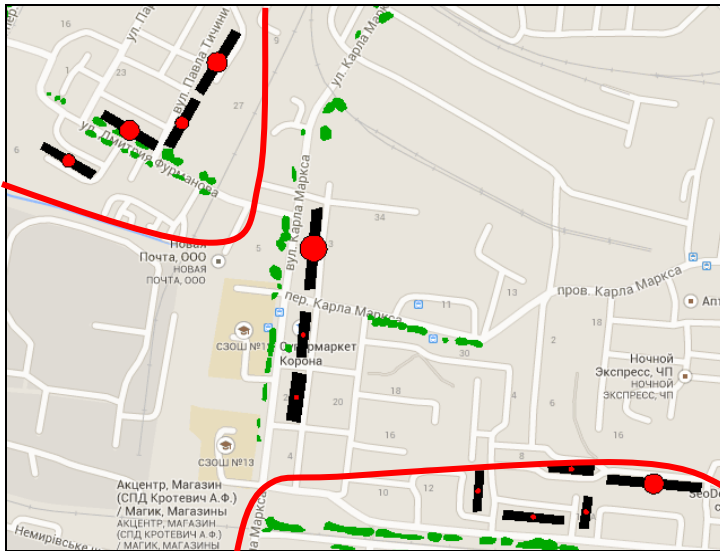


Рис. 2 – Три ділянки для дослідження запропонованої методики (вулиці, де виявлені найбільші осередки амброзії біля багатоповерхової забудови)

Вхідні дані наведено у таблиці 1.

Таблиця 1. Вхідні дані

Ділянка	P_{ij} , осіб	S_{Ij} , га		S_j , га
		2008	2014	
1. Вул. Карла Маркса	720	0,4	0,45	10,8
2. Вул. Фурманова	1134	0,22	0,2	9,2
3. Залізнична вулиця	639	1,12	0,04	7,4

За наведеними у таблиці 1 вхідними даними за формулами (1), (5) розраховуємо загальні ризики R_j для небезпеки для здоров'я населення через вплив алергенних рослин.

$$R_1 = 1 \cdot \frac{0,4}{1,12} \cdot \frac{0,4}{0,4} + 1 \cdot \frac{0,45}{0,45} \cdot \frac{0,4}{0,45} = 0,35 + 0,89 = 1,24,$$

$$R_2 = 1 \cdot \frac{0,22}{1,12} \cdot \frac{0,2}{0,22} + 1 \cdot \frac{0,2}{0,45} \cdot \frac{0,2}{0,2} = 0,18 + 0,44 = 0,62,$$

$$R_3 = 1 \cdot \frac{1,12}{1,12} \cdot \frac{0,04}{1,12} + 1 \cdot \frac{0,04}{1,45} \cdot \frac{0,04}{0,04} = 0,03 + 0,09 = 0,12.$$

За формулою (6) розраховуємо нормалізовані ризики R_j^* :

$$R_1^* = \frac{1,24}{1,24} = 1,$$

$$R_2^* = \frac{0,62}{1,24} = 0,5,$$

$$R_3^* = \frac{0,12}{1,24} = 0,1.$$

Результати аналізу даних

За запропонованою методикою було проведено дослідження ареалів поширення амброзії полинолістої у м. Вінниці за 2008 р. Дані для проведення дослідження були надані Державною фітосанітарною інспекцією у Вінницькій області та Вінницькою міськрадою.

З отриманих результатів картографування можна зробити наступні висновки: найбільша площа зараження амброзією полинолістою – це вулиці Блюхера Залізнична (рис. 3) та Карла Маркса (рис. 4) [2].

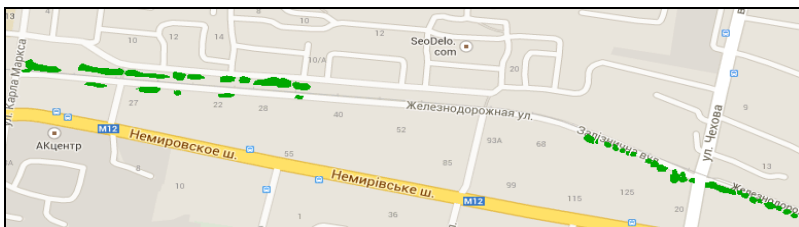


Рис. 3 – Ареал поширення амброзії полинолістої по Залізничній вулиці

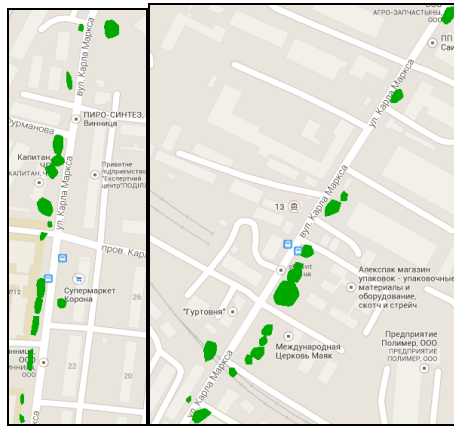


Рис. 4 – Ареал поширення амброзії полинолістої по вулиці Карла Маркса

За уточненими даними за 2014 рік площа зараження амброзією полинолістою змінилася. На деяких вулицях ареали поширення амброзії полинолістої відсутні (6 вулиць); на іншій території м. Вінниці площі зараження карантинним організмом дещо змінилися: з'явилися нові осередки або деякі з них зникли (16 вулиць). На іншій території (3 вулиці) площа зараження амброзією полинолістою не змінилася.

Проаналізувавши територію м. Вінниця на наявність населення в зонах зараження амброзією полинолістою, можна зробити такі висновки: найбільша кількість населення у зоні найбільшого впливу цієї карантинної рослини зосереджена по вулицях Карла Маркса (рис. 5), залізничній (рис. 6) та Д. Фурманова (рис. 7) (багатоповерхові будинки) (перша і третя вулиці найближчим часом будуть перейменовані). Решта території – одноповерхова забудова. На даній території громадськість та комунальні служби проводять роботи зі знищення карантинних організмів, однак їх діяльність має бути посилена.



Рис. 5 – Зміна ареалів поширення амброзії полинолістої по вулиці Карла Маркса протягом 2008–2014 рр. (світло-зелені полігональні об'єкти уздовж вулиць – дані за 2008 р., темно-зелені – за 2014 р.) – різні ділянки вулиці (а), (б); 3D-модель найбільшого будинку вулиці Карла Маркса, побудована за даними аерофотозйомки (за даними сайту <http://www.vin3d.net/>) (в)



Рис. 6 – Зміна ареалів поширення амброзії полинолистої по Залізничній вулиці протягом 2008–2014 рр. (світло-зелені полігональні об'єкти уздовж вулиць – дані за 2008 р., темно-зелені – за 2014 р.) (а) та 3D-модель найбільшого будинку Залізничної вулиці, побудована за даними аерофотозйомки (за даними сайту <http://www.vin3d.net/>) (б)

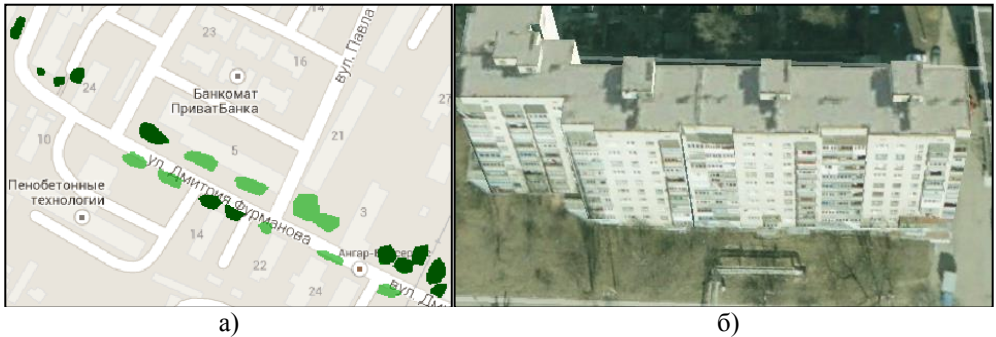


Рис. 7 – Зміна ареалів поширення амброзії полинолистої по вулиці Д. Фурманова протягом 2008–2014 рр. (світло-зелені полігональні об'єкти уздовж вулиць – дані за 2008 р., темно-зелені – за 2014 р.) (а) та 3D-модель найбільшого будинку вулиці Д. Фурманова, побудована за даними аерофотозйомки (за даними сайту <http://www.vin3d.net/>) (б)

В результаті проведеного дослідження було визначено загальні ризики R_j для кожної j -ї ділянки з урахуванням ризиків небезпеки за усі роки. Нормалізовані ризики R_j^* для кожної j -ї ділянки з урахуванням ризиків небезпеки за усі роки становлять: $R_1^* = 1$, $R_2^* = 0,5$ та $R_3^* = 0,1$.

Отже, найбільший ризик $R_1^* = 1$ спостерігаємо на ділянці вул. Карла Маркса.

Висновки

В даній роботі розроблено методику просторово-хронологічного визначення територій населених пунктів з підвищеною екологічною небезпекою для життєдіяльності населення через вплив алергенних (карантинних) рослин. Ця методика враховує багато факторів – і кількість населення, яке проживає чи працює на цих територіях, і метеоумови тощо. А головна її відмінність від існуючих в тому, що вона враховує те, що координати ареалів поширення алергенних рослин змінюються в часі. Здійснено апробацію даної методики на прикладі ділянок вулиць м. Вінниці. Визначено загальні ризики R_j небезпеки

для здоров'я населення через вплив амброзії полинолистної. Також здійснено нормалізацію значень ризиків за одним із запропонованих способів. Виявлено місця підвищеної екологічної небезпеки, де значна кількість населення проживає у зоні високої ймовірності поширення пилку амброзії на них під час її вегетаційного періоду.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Дранник Г.Н. Клиническая иммунология и аллергология. – М.: ООО «Медицинское информационное агентство», 2003. – 604 с.
2. Визначення та картування ареалів поширення карантинних рослин у Вінницькій області / Мокін В.Б., Цимбалюк В.А. / [Збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції «Наука. Молодь. Екологія.».]. – 2014. – С. 242–248.
3. Guozo Gidofalvi. Spatio-Temporal Data Mining for Location-Based Services // Daisy Associate. – Dec. 17, 2007. – Pages: 104–109.
4. Мокін В.Б. Аналіз ризику впливу алергенних рослин на здоров'я дітей чи дорослих у населених пунктах на основі просторово-хронологічної моделі даних / Т.Є. Вуж, В.Б. Мокін // Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць. – К., 2014. – Вип. 16. – С. 57–67.

Стаття надійшла до редакції 10.06.2015

УДК 333:621

М.А. КАСЬЯНОВ, І.В. САВЧЕНКО, О.М. ГУНЧЕНКО, В.О. МЕДЯНИК,
В.І. КОРИННИЙ, О.Г. КРОХМАЛЬОВА

**ВИЗНАЧЕННЯ ЙМОВІРНОСТІ ВИНИКНЕННЯ ПОХИБКИ ПРИ
ВИКОРИСТАННІ ЕОМ ДЛЯ АНАЛІЗУ І РОЗРАХУНКІВ
ВИРОБНИЧОГО РИЗИКУ У СИСТЕМІ
«ЛЮДИНА – МАШИНА – СЕРЕДОВИЩЕ»**

***Анотація.** Розглянуто питання удосконалення методологічних аспектів оцінки впливу вірогідності помилки операторів служб охорони праці та екології, при аналізі і обробці статистичних даних, на показники виробничого ризику для визначення управлінських рішень у системі «людина – машина – середовище».*

***Ключові слова:** шкідливі та небезпечні виробничі чинники, людина-оператор, комп'ютерна обробка даних, техногенна подія, ймовірність безпомилкового виконання операції, наслідки.*

Аналіз стану питання

Загальновідомо, що основна причина загострення протиріччя між потребами людини і можливостями навколишнього природного середовища для їх задоволення, яке призвело до зростання проблем створення безпечних умов праці і існування людини, полягає у застарілому її відношенні до біосфери як до невичерпної скарбниці ресурсів і невідповідності нових засобів виробництва традиційним способам їх використання [1, 2]. Причому так званий «людський чинник» (особливо помилки персоналу) займає перше місце серед факторів, що викликають техногенні аварії [3, 4]. Його передумови для виникнення небезпечної, критичної та аварійної ситуації можуть починатися не тільки безпосередньо на виробничій ділянці, а ще на стадії проектування технологічного процесу чи розробки управлінських рішень для його здійснення на основі використання статистичних даних щодо умов виникнення таких ситуацій.

В Україні, згідно із законами «Про Національну програму інформатизації» і «Про Концепцію Національної програми інформатизації», здійснюються певні заходи щодо комплексної автоматизації, електронізації, комп'ютеризації у виробничій і невиробничій сферах [5, 6]. Пріоритетними напрямками є інформаційна підтримка заходів виходу України з економічної кризи, формування ринкових відносин, створення сучасної інформаційної інфраструктури, інформатизація соціальної сфери, фінансової та грошової системи, діяльності Національного банку України, органів доходів і зборів, стратегічних напрямів розвитку державності, техногенної і екологічної безпеки та оборони, пріоритетних галузей економіки.

Але розвиток інформатизації країни призвів до виникнення ряду спеціальних теоретичних та прикладних проблем охорони праці, пов'язаних з функціонуванням комбінованої системи «людина - машина - середовище», оскільки швидко і достовірно сприйняття і обробка людиною-оператором в умовах монотонності збільшеного потоку вхідної та вихідної інформації з постійною зміною її структури і форми призводить до зростання значення «людського

чинника». Це пов'язано з різким подорожчанням ціни можливої помилки, яка здатна суттєво вплинути на витрати з розробки і впровадження заходів у системі управління як охороною праці (СУОП), так і промисловою екологією.

Зокрема, результати досліджень [2, 7] вказують на те, що головний вплив на показники виробничого ризику у небезпечних, критичних та аварійних ситуаціях здійснюють усі види енергії техногенного походження, а закономірності появи пригод характеризуються тим, що:

- аварійність і травматизм інтерпретуються потоками випадкових подій з експоненціальним розподілом часу між їхньою появою;

- кожна конкретна подія виникає внаслідок ланцюга відповідних передумов, а не окремої причини;

- ініціаторами і ланками такого ланцюга подій є помилки працівників, відмови техніки і (або) не розрахункові чи несподівані для людей або такі, що перевищують нормативні значення для техніки, впливи на них ззовні.

Причому, найбільш поширеним ланцюгом причин техногенних подій є така послідовність подій і передумов:

- помилка людини-оператора, відмова техніки і (або) несприятливий для них зовнішній вплив;

- поява небезпечного чинника у вигляді енергії або речовини у несподіваному (неприпустимому) місці і (або) невчасно;

- відсутність або несправність передбачених на ці випадки засобів захисту і (або) неточні (неправильні) дії працівників в таких ситуаціях;

- розповсюдження і вплив небезпечних чинників на елементи техніки, людей і (або) навколишнє середовище;

- нанесення збитку людським, матеріальним і природним ресурсам внаслідок погіршення їх властивостей і (або) цілісності.

Але, при комп'ютерній обробці даних щодо зазначених вище характеристик і ознак техногенних подій, що є вирішальними при розробці управлінських рішень, які, у першу чергу, пов'язані із сумою коштів на необхідні заходи з охорони праці та їх першочерговістю, суттєвий вплив на їх коректність здійснюють також можливі вимушені і невимушені помилки працівників служби охорони праці підприємства. Наприклад, в [7...10] наведено результати удосконалення існуючих і розробки нових методів і заходів підвищення ефективності управління охороною праці на підприємствах шляхом програмного і інформаційного забезпечення з метою ідентифікації, оцінки та прогнозу виробничого ризику, визначення загрозливих небезпек, показників шкідливих та небезпечних виробничих чинників (ШНВЧ), які суттєво впливають на рівень травматизму і професійних захворювань.

Кожне із зазначених і інших досліджень, які виконувалися у різних напрямках вдосконалення системи управління охороною праці, крім наявності оброблених масивів статистичних даних, об'єднує і необхідність врахування ймовірної помилки людини-оператора, що підвищує коректність як введення початкових даних, так і отримання кінцевих результатів, оскільки вони впливають не тільки на розмір коштів, що повинні вкладатися у конкретні заходи з охорони праці, а і на їх першочерговість.

Але введені ще на початку розвитку методів при розслідуванні авіаційних пригод, як найбільш тяжких з точки зору наслідків, експериментальні характеристики безпомилковості середньостатистичної людини [11] вказують, наприклад, на те, що ймовірність безпомилкового виконання таких її

функціональних дій, як виявлення сигналу і прийняття рішення становить 0,9380-0,9780, а перевірка логічної умови зразка «або» становить 0,9960, чи зчитування інформації з табло – відповідно 0,9950–0,9995, або натискання кнопки – у межах 0,9985-0,9999. Крім того, також експериментально встановлено, що діапазони зміни безпомилковості людини у нормальних і екстремальних умовах значно відрізняються. Так, помилки при виконанні арифметичних дій при перших умовах знаходяться у діапазоні 10^{-5} – 10^{-3} , а у стані стресу під впливом реальної загрози – від 10^{-4} до 10^{-2} , тобто змінюються, як мінімум, на порядок. Крім того, необхідно відзначити і те, що кількість помилок людини не зменшується різко після впливу сильного стрес-фактору. Так, упродовж перших 60 с після його впливу помилки людини наближаються до одиниці на одну дію, тобто вона не здатна безпомилково виконувати свої функціональні дії майже на 100%. А кількість помилок після 5 хвилин після стресу становить одну на 5–6 дій, після 30 хвилин – одну на 6–10 дій. Після закінчення декількох годин від впливу сильного стрес-фактору число тих же помилок знаходиться у діапазоні від 4 на 100 дій до 5 на 1000 дій. Виходячи із зазначеного, нескладно уявити кількість можливих помилок людини-оператора при введенні і обробці статистичних даних тільки при використанні клавіатури ЕОМ, виходячи з кількості натискань на клавіші за годину робочого часу. Але ж на ймовірність їх виникнення впливає не тільки загальна кількість функціональних дій і швидкість їх виконання, а і термін часу, упродовж якого вони виконуються, тобто ймовірність збільшується внаслідок зростання втоми та виникнення стресових ситуацій з-за підвищеної відповідальності за кінцевий результат і т. ін., включаючи психофізіологічні характеристики людини-оператора.

З наведеного ясно, що ефективність використання інформаційно-аналітичних систем, зокрема СУОП, які дозволяють автоматизувати збір, обробку та аналіз статистичних даних, моделювати та прогнозувати показники ШНВЧ для прийняття оперативних управлінських рішень на рівні підприємств залежить і від ймовірності помилок працівників відділів охорони праці при використанні ЕОМ.

Постановка завдання

У результаті виконаного аналізу стану питання виникає необхідність удосконалення методики оцінки показників виробничого ризику при використанні для їх обробки інформаційно-аналітичних систем шляхом врахування наслідків взаємодії людини-оператора з комп'ютерною технікою з метою визначення ймовірності виникнення помилок при обробці показників ШНВЧ у системі «людина – машина – середовище» і їх впливу на коректність управлінських рішень.

Матеріали і результати дослідження

Відомо, що структура операторської діяльності має певні специфічні особливості, які полягають у тому, що людина особисто або за програмою визначає мету діяльності і шляхи вирішення задач щодо досягнення визначеного результату, взаємодіє з предметом праці через інформаційну модель, впливаючи на нього через систему технічних засобів (рис. 1).

Здатність людини на належному рівні підтримувати оптимальні функціональні параметри (працездатність, пильність, перешкодостійкість) протягом певних проміжків часу і при різних складних умовах оточення суттєво залежить від індивідуальних проявів основних властивостей її нервової системи, тобто психофізіологічних чинників (рис. 2), які впливають на результати трудової діяльності [2, 10...13].

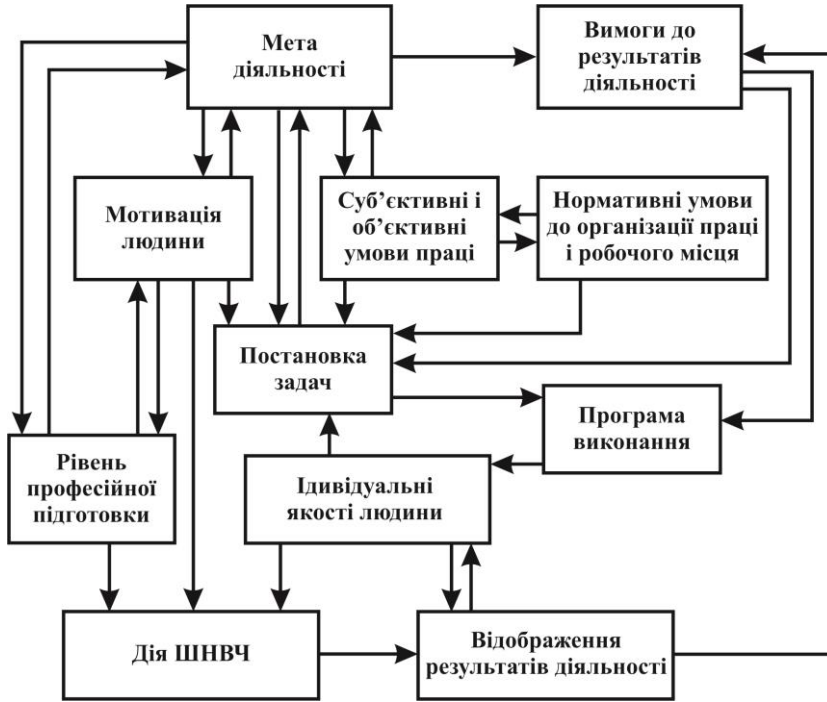


Рис. 1 – Схема діяльності оператора



Рис. 2 – Психофізіологічні чинники

Аналіз представлених схем показує, що ефективність і надійність роботи безпосередньо залежить від рівня професійної підготовки, мотивації та індивідуальних особливостей людини-оператора і робочого місця, тобто повинні враховуватися, окрім загальновідомих ШНВЧ (рівень шуму, вібрації, освітленості та інших санітарно-гігієнічних умов, рис. 3), ще й психофізіологічні, що впливають на якість вирішення поставлених задач, яка визначається надійністю (безпомилковістю) праці та її продуктивністю.

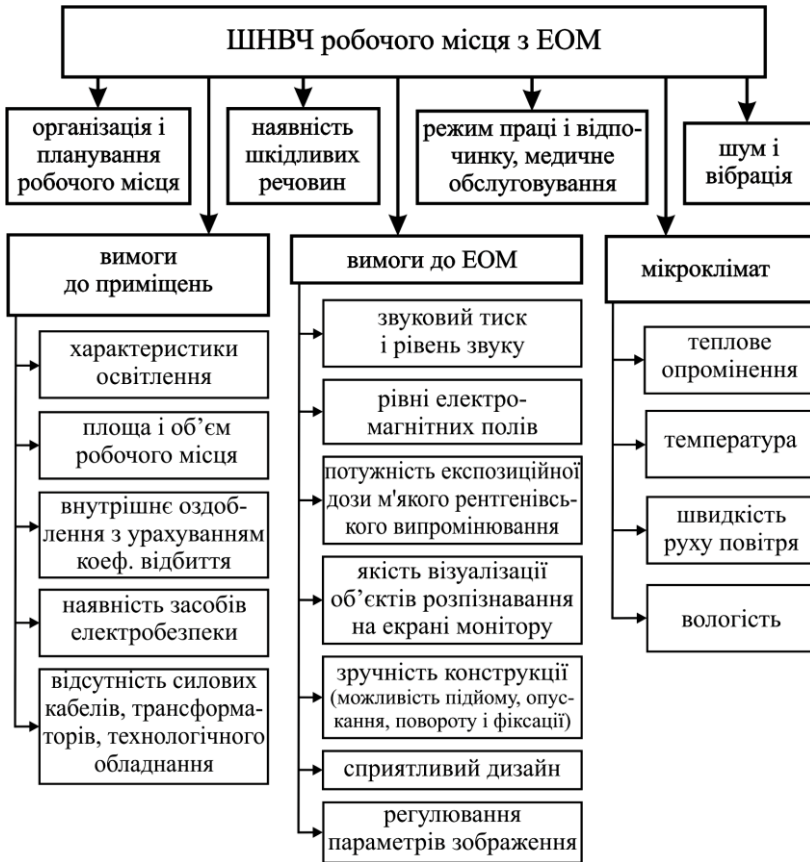


Рис. 3 – Санітарно-гігієнічні чинники

Але результати наукових досліджень з удосконалення технічних і організаційних чинників системи управління охороною праці в різних галузях, отримані при виконанні «Галузевої програми поліпшення стану безпеки, гігієни праці та виробничого середовища на 2008–2012 роки» [14], дають можливість визначити шляхи зменшення впливу як зазначених чинників, так і поліпшення психофізіологічного стану людини-оператора та санітарно-гігієнічних умов на її робочому місці. Шкідливі та небезпечні виробничі чинники, що негативно впливають на людину-оператора при використанні комп'ютерної техніки, широко відомі - це фіксована робоча поза, електромагнітне випромінювання, порушення параметрів освітлення і мікроклімату, термальний дискомфорт, наявність бекграундного шуму, комбінований вплив шуму і вібрації і т. ін., і регламентуються вимогами [15...16], що дозволяє при дотриманні нормативних параметрів звести до мінімуму цей вплив.

Однак допустивши, що негативний вплив шкідливих і небезпечних чинників виробничого середовища, а також психофізіологічний і функціональний стан організму знаходяться в нормованих межах, необхідно враховувати можливі випадкові і системні помилки, а також промахи людини-оператора при обробці інформаційних даних і використанні програмного забезпечення. Системні помилки виникають при обробці статистичних даних внаслідок неправильного оперування з діалоговими вікнами, відключення макросів, блокування антивірусом і т. ін., але правильність роботи програмного забезпечення не повинна ставитися під сумнів, а бути однаковою при виконанні однотипних завдань.

Випадкові помилки обумовлюються низкою причин, дія яких є неоднаковою, тому вони можуть відрізнятися одна від одної і ці відмінності мають випадкову величину.

Прوماхи, що виникають внаслідок браку уваги, акуратності і інших особливостей людини, можна мінімізувати шляхом професійного відбору, створенням належних умов праці і розпорядку робочого дня, медичного обслуговування та взагалі, так званого «соціального пакету».

При вирішенні задач з визначення вірогідності здійснення помилок при обробці у відділі охорони праці актів за формою Н-1 за 25 років для встановлення основних ризикоутворюючих чинників і наслідків їх прояву на одному з підприємств машинобудування зазначено, що одним з основних показників роботи людини-оператора є безпомилковість і відновлюваність [7, 10...13].

Для типових операцій, які часто повторюються, у якості показника безпомилковості можна використовувати інтенсивність помилок. Для людини ці показники мають визначатися не у функції часу, а в розрахунку на одну виконану дію, зокрема, як

$$P_j = \frac{N_j - n_j}{N_j}, \quad (1)$$

$$\lambda_j = \frac{n_j}{N_j \cdot T_j}, \quad (2)$$

де P_j – ймовірність безпомилкового виконання операцій з обробки акта за формою Н-1; N_j та n_j – відповідно загальна кількість оброблених актів і допущена при цьому кількість помилок; λ_j – інтенсивність помилок j -го виду; T_j – середній час обробки акта.

Формула (2) справедлива тільки для ділянки стійкої працездатності оператора, тобто в припущенні про пуассонівський характер потоку помилок. У цьому випадку, знаючи інтенсивність λ_j помилок при виконанні різних операцій і алгоритм роботи оператора, можна знайти ймовірність безпомилкового виконання цього алгоритму

$$P_{on} = \prod_{j=1}^r P_j^{k_j} = e^{-\sum_{j=1}^r (1-P_j)k_j} = e^{-\sum_{j=1}^r \lambda_j \cdot T_j \cdot k_j}, \quad (3)$$

де k_j – кількість виконаних операцій j -го виду; r – кількість різних типів операцій ($j = 1, 2 \dots, r$).

Основним показником відновлюваності є ймовірність виправлення допущеної помилки, яку при самоконтролі можна визначити за формулою

$$P_{\text{випр.}} = P_{\kappa} \cdot P_{\text{виявл.}} \cdot P_{\text{ін}}, \quad (4)$$

де P_{κ} – відносна кількість контрольованих дій; $P_{\text{виявл.}}$ – ймовірність виявлення оператором допущеної помилки; $P_{\text{ін}}$ – ймовірність недопущення помилкових дій при повторному рішенні задач.

Надійність роботи оператора не залишається величиною постійною, а змінюється з часом, тобто зменшується внаслідок втоми [17]. Тому необхідно розглядати показники надійності оператора у вигляді випадкових функцій часу.

Визначимо ймовірність безпомилкової роботи оператора з урахуванням інформаційного навантаження, проявами якого є переповнення оперативної пам'яті людини і дефіцит часу. У цьому випадку середнє значення ймовірності безпомилкової роботи оператора визначається як

$$\bar{P}_{\text{он}} = \sum_{i=1}^3 P_i P_{\text{он}/i}, \quad (5)$$

де P_i – ймовірність виникнення однієї або двох подій (станів) з перших трьох зазначених як: P_1 – ймовірність переповнення оперативної пам'яті; P_2 – ймовірність виникнення дефіциту часу; P_3 – ймовірність відсутності інформаційного перевантаження; $P_{\text{он}/i}$ – умовна ймовірність безпомилкової роботи в i -му стані.

Ймовірність переповнення оперативної пам'яті визначається з

$$P_1 = p \cdot \{k > k_0\} = \sum_{k=k_0+1}^{\infty} P_k = 1 - \sum_{k=0}^{k_0} P_k, \quad (6)$$

де k – коефіцієнт черги $k > 1$; p – коефіцієнт накопичення черги $p \leq 0,4$.

$$p = N_{\text{оч}} / n, \quad (7)$$

де $N_{\text{оч}}$ – кількість активів, що оброблені в умовах черги на обслуговування; n – загальна кількість активів, що оброблюються.

Ймовірність того, що довжина черги дорівнює k можна визначити з

$$P_k = \beta^n (1 - \beta), \quad (8)$$

де $\beta = \lambda / \mu$ – приведена щільність вхідного потоку; λ – інтенсивність вхідного потоку; μ – інтенсивність обслуговування.

Дефіцит часу виникає за умови, якщо час, реально наявний у оператора, менше необхідного для обробки даних, тобто якщо

$$\tau_{\text{л}} - \tau_{\text{оч}} < \bar{\tau}_{\text{он}}, \quad (9)$$

$$\tau_{\text{оч}} > \tau_{\text{л}} - \bar{\tau}_{\text{он}} = \tau_0, \quad (10)$$

де τ_d – заданий ліміт часу; τ_{on} – час обробки інформації оператором; $\tau_{оч}$ – час очікування обробки в черзі.

Тоді, у разі відсутності переповнення оперативної пам'яті, ймовірність виникнення дефіциту часу визначається з

$$P_2 = (1 - P_1)P_\tau, \quad (11)$$

де P_τ – ймовірність того, що час очікування в черзі перевищує деяку величину τ ,

$$P_\tau = P\{\tau_{оч} > \tau\} = \beta e^{-(\mu - \lambda)\tau}, \quad (12)$$

а ймовірність відсутності інформаційного перевантаження з

$$P_3 = (1 - P_1) \cdot (1 - P_\tau). \quad (13)$$

Ймовірності $P_{on/i}$ можна отримати в результаті аналізу діяльності оператора за формулою (3) або експериментально.

Ймовірність безвідмовного, безпомилкового та своєчасного виконання поставленого завдання знаходиться з

$$P = K_{on} [P_m \cdot P_{on} \cdot P_{св} + (1 - P_m) \cdot P_{on} \cdot P_{св} + (1 - P_{on})P_m \cdot P_{вип}], \quad (14)$$

де $P_m(t)$ – ймовірність безвідмовної роботи технічних пристроїв; K_{on} – коефіцієнт готовності оператора; P_{on} – ймовірність безпомилкової роботи оператора; $P_{св}$ – ймовірність своєчасного виконання необхідних дій; $P_{вип}$ – ймовірність виправлення помилкових дій.

Розрахунок надійності технічних засобів показав, що, по-перше, вона визначається двома основними чинниками – надійністю технічного та програмного забезпечення, а по-друге, що основною вимогою до функціональної надійності є те, щоб жодні дії користувача в рамках інтерфейсу, наданого системою, не призводили до руйнування даних і відмов у її роботі [18]. Встановлено, що ймовірність безвідмовної роботи протягом часу обробки одного акта складає $P_m = 0,989$.

При аналізі системи виявлено три можливих стани, що впливають на надійність оператора, перший з яких є нормальним (ненапруженим), другий – є пов'язаним з дефіцитом часу, а третій – обумовлюється інформаційним перевантаженням. Розрахунок надійності оператора, проведений за формулою (3) для кожного з цих станів, дав наступні результати: $P_{on1} = 0,975$; $P_{on2} = 0,960$; $P_{on3} = 0,945$.

У результаті виконаних за представленою методикою обчислень отримано, що ймовірність безпомилкового виконання на ЕОМ операцій з обробки показників виробничого ризику становить: при перетворенні інформації – $0,9942 \dots 0,9995$; при виконанні дій з клавіатурою – $0,9930 \dots 0,9965$ і мишкою – $0,9936 \dots 0,9995$; при зчитуванні інформації для перевірки – $0,9950 \dots 0,9995$.

Це підтверджується експериментальними даними, наведеними в [2].

Для визначення повної ймовірності будь-якої події A можна за [19] скористатися залежністю

$$P(A) = \sum_{i=1}^n P(H_i) \cdot P(A|H_i). \quad (15)$$

Події $H_1, H_2, \dots, H_n$ вичерпують всі можливі припущення (гіпотези) щодо результатів першого етапу, а подія A є одним з можливих випадків другого етапу. Враховуючи, що події $H_1, H_2, \dots, H_n$ утворюють повну групу подій, тоді умовна ймовірність похибки H_k ($k = \overline{1, n}$) за умови, що помилка A оператора сталася, становить

$$P(H_k|A) = \frac{P(H_k) \cdot P(A|H_k)}{P(A)}. \quad (16)$$

У результаті обчислень за формулами (15) і (16) отримано, що ймовірність можливої похибки при обробці статистичних даних становить 0,007...0,023.

Висновки

У результаті виконаного дослідження встановлено, що використання інтенсивності помилок для типових операцій людини-оператора, при обслуговуванні ЕОМ у інформаційно-аналітичній системі управління охороною праці, дає можливість визначати показник її безпомилковості, а, відповідно, і відновлюваності, в розрахунку на одну функціональну дію. Аналізом системи «людина - машина - середовище» виявлено три можливих стани, що впливають на надійність оператора, перший з яких - є нормальним (ненапруженим), другий - є пов'язаним з дефіцитом часу, а третій - обумовлюється інформаційним перевантаженням. Розрахунок надійності оператора за визначеними інтенсивністю помилок, при виконанні різних операцій, і алгоритмом роботи оператора, проведений для кожного з цих станів з метою оцінки ймовірності безпомилкового виконання заданого алгоритму, дав наступні результати: $P_{on1} = 0,975$; $P_{on2} = 0,960$; $P_{on3} = 0,945$. Здійснені за представленою методикою обчислення показують, що ймовірність безпомилкового виконання на ЕОМ операцій з визначення показників виробничого ризику становить: при перетворенні інформації - 0,9942...0,9995; виконанні дій з клавіатурою - 0,9930 ... 0,9965 і мишкою - 0,9936 ... 0,9995; при зчитуванні інформації для перевірки - 0,9950 ... 0,9995.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Дюбуа Д. Теория возможностей. Приложения к представлению знаний. Пер. с франц. / Д. Дюбуа, Т. Прад. – М.: Радио и связь, 1990. – 288 с.
2. Белов П.Г. Теоретические основы системной инженерии безопасности. – М.: ГНТП «Безопасность», 1996. – К.: КМУ ГА, 1997. – 424 с.
3. Рогожин О.Г. Потенційний приріст сейсмічності в Україні як фактор зростання ризику життєдіяльності від аварій на хіміко-небезпечних ПНО / О.Г. Рогожин, Є.О. Яковлев // Зб. наук. пр. «Екологічна безпека та природокористування». – К.: - 2015. - № 1(17). – С. 15–27.
4. Касьянов М.А. Дослідження методів оцінки показників виробничого ризику для вдосконалення системи управління охороною праці (СУОП) / М.А. Касьянов, Д.О. Вишневецький, О.М. Гунченко, І.В. Савченко // Н.-техн. зб. «Комуніальне господарство міст». – Харків: ХНУ міського господарства ім. О.М. Бекетова. – 2015. – Вип. 120 (1). – С. 243–247.

5. Закон України «Про Національну програму інформатизації» № 74/98-ВР, прийнятий 4.02.1998 р. із змінами, внесеними згідно із Законами: № 2684-III (2684-14) від 13.09.2001, ВВР, 2002, № 1, ст.3; № 2289-VI (2289-17) від 01.06.2010, ВВР, 2010, № 33, ст.471; № 5463-VI (5463-17) від 16.10.2012, ВВР, 2014, № 4, ст.61. – К.: Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 1998, № 27-28, С. 181.
6. Закон України «Про Концепцію Національної програми інформатизації» № 75/98-ВР, прийнятий 4.02.1998 р. із змінами, внесеними згідно із Законами: № 3421-IV (3421-15) від 09.02.2006, ВВР, 2006, № 22, ст.199; № 3610-VI (3610-17) від 07.07.2011, ВВР, 2012, № 7, ст.53; № 406-VII (406-18) від 04.07.2013. – К.: Відомості Верховної Ради України (ВВР). – 1998, № 27-28, С.182.
7. Гунченко О.Н. Совершенствование системы управления охраной труда на машиностроительных предприятиях: автореф. дис. канд. техн. наук: 05.26.01 «Охрана труда» / О.Н. Гунченко // ВНУ им. В. Даля. – Луганск, 2007. – 19 с.
8. Кружилко О.Є. Наукові засади оперативного управління охороною праці: автореф. дис. докт. техн. наук: спец. 05.26.01 «Охорона праці» / О.Є. Кружилко // ННДІ промислової безпеки та охорони праці. – К. – 2011. – 36 с.
9. Савченко І.В. Удосконалення методів забезпечення нормованих параметрів променевого опромінення на робочих місцях машинобудівних підприємств: автореф. дис. канд. техн. наук: спец. 05.26.01 «Охорона праці» / І.В. Савченко // СХУ ім. В. Даля. – Луганськ. – 2013. – 20 с.
10. Vyshnevskyy Dmytro. The ways of improving performance of industrial risk and working conditions / Dmytro Vyshnevskyy, Nikolay Kasyanov, Viktor Medanyk – TEKA Com. Mot. i Energ. Roln. – Lublin, 2013. – Vol. 13, № 4. – P. 280–287.
11. Вудсон У., Коновер Д. Справочник по инженерной психологии для инженеров и художников-конструкторов / Под ред. В.Ф. Венда. – М.: Мир, 1968. – 517 с.
12. Касьянов М.А. Розрахунок надійності устаткування та ризику заподіяння шкоди здоров'ю коваля-штампувальника / М.А. Касьянов, В.О. Медяник, Д.О. Вишневський // Зб. наук. пр. «Надійність металургійного обладнання». – Дніпропетровськ, 2013. – С. 50–56.
13. Касьянов М.А. Комп'ютерна програма «Інтелектуальна система підтримки прийняття рішень в управлінні охороною праці для зменшення травматизму у ковальсько-пресовому виробництві шляхом оцінки та прогнозування ризику на робочих місцях операторів з урахуванням «технічних» і «людських» відмов» / М.А. Касьянов, Д.О. Вишневський, І.В. Савченко, О.М. Гунченко // Свідectво про реєстрацію автор. права на твір – К.: ДСІВУ. – № 53958 від 05.03.2014.
14. «Галузева програма поліпшення стану безпеки, гігієни праці та виробничого середовища на 2008-2012 роки». Затв. Наказом Мінпромполітики України від 30.09.2008 № 615. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.uaopravo.net/akty/ministerstwaresolution/akt3dydq4g/index.htm>
15. Державні санітарні правила і норми роботи з візуальними дисплейними терміналами електронно-обчислювальних машин. Санітарні правила та норми: ДСанПіН 3.3.2.007-98. – [Чинні з 1999-01-01]. – К.: МОЗ України, 1998. – 20 с.
16. Правила охорони праці під час експлуатації електронно-обчислювальних машин: НПАОП 0.00-1.28-10 [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.dnaop.com/html/31562/doc-НПАОП_0.00-1.28-10/
17. Гунченко О.М. Визначення обмежень при виконанні теоретичних досліджень з оцінки виробничого ризику / О.М. Гунченко, Д.О. Вишневський, Ю.С. Бикова // Вісник СХУ ім. В. Даля. – Луганськ, 2013. – № 25, Ч.2. – С. 185–192.
18. Ємчук Л.В. Аналіз чинників, що визначають ефективність впровадження інформаційних систем на підприємстві / Л.В. Ємчук. – Дніпропетровськ: Вісник ДНУ. – 2013, – Вип. 7(2). – С. 76–82.
19. Вентцель Е.С., Овчаров Л.А. Теория вероятностей и её инженерные приложения / Е.С. Вентцель, Л.А. Овчаров // 2-е изд. – М.: ВШ. – 2000. – 480 с.

Стаття надійшла до редакції 14.07.2015

УДК 004.942 ; 519.226.3 ; 519.87 : (504.75 + 626/627)

К.Г. РОМАНЧУК, Д.В. СТЕФАНИШИН

ІМОВІРНІСНЕ ПРОГНОЗУВАННЯ СЦЕНАРІЇВ ПОШИРЕННЯ ГІДРОДИНАМІЧНИХ АВАРІЙ НА КАСКАДІ НАПІРНИХ ГІДРОСПОРУД

***Анотація.** В рамках сценарного підходу з використанням методу Байєса здійснено формалізацію задачі імовірнісного прогнозування гідродинамічних аварій на каскаді напірних гідроспоруд та отримано практичні рішення для оцінки ймовірностей їх поширення за різними модельними сценаріями.*

***Ключові слова:** гідродинамічна аварія, ймовірність, каскад гідроспоруд, метод Байєса, прогнозування, сценарій, сценарний підхід.*

Вступ

Каскад напірних гідроспоруд у складі кількох гідровузлів в річковому басейні, напірні гідроспоруди окремого гідровузла, що мають різне висотно-географічне положення на місцевості, утворюють природно-технічні системи, які володіють аварійним потенціалом каскаду маси й енергії. Гідродинамічна аварія (ГДА), яка виникає внаслідок руйнівної аварії на гідроспоруді, що розташовується вище за течією, поширюється на каскад і при несприятливому збігові обставин створює загрозу послідовного руйнування й інших гідроспоруд, які розташовані вниз за течією [1].

В історії гідротехнічного будівництва мали місце аварії на каскадах напірних гідроспоруд, що завершувалися їх послідовним руйнуванням, в тому числі з катастрофічними наслідками. Одна з найбільших в історії подібних катастроф була викликана руйнуванням гребель Шимантань та Баньцяо на р. Жу в Китаї в 1975 р. Під час цієї аварії, за даними [2], внаслідок потужної штучної повені, загинуло біля 26 тис. людей, майже 145 тис. осіб померло опісля від голоду й епідемій. Було зруйновано біля 6 млн будинків. Загалом внаслідок аварії постраждало майже 11 млн осіб. Аварії на каскадах напірних гідроспоруд відбувалися також в США (греблі Тетон і Лауер Ідайхо Фоллз, 1976 р.), в Бразилії (греблі Еуклідес да Кун'я та Армандо де Салес ді Олівейра, 1977 р.) та в інших країнах [3].

Численними є також приклади каскадних ГДА на напірних дамбах огодження накопичувачів промислових відходів. Серед них особливо слід відзначити важку за наслідками аварію на двох дамбах хвостосховища Става в Італії в 1985 р., під час якої загинуло 268 людей [4].

Актуальність проблеми в Україні

Будівництво каскадів з напірних гідроспоруд – поширене явище як у світі, так і в Україні. Найбільші напірні гідроспоруди в Україні побудовані у складі каскадів гідровузлів: Дніпровського і Дністровського. Зокрема, на Дніпрі знаходиться шість найбільших гідровузлів країни: Київський, Канівський, Кременчуцький, Дніпродзержинський, Дніпровський, Каховський.

У складі Київського гідровузла різне висотно-географічне положення на місцевості мають також напірні гідропороди Київської ГЕС і Київської ГАЕС. Унікальний каскад напірних гідропород розміщено також на Дністрі у складі Дністровської ГЕС-1, Дністровської ГАЕС і Дністровської ГЕС-2 (рис. 1). Каскади напірних гідропород є на Південному Бузі, Случі, на інших ріках країни. В планах розвитку гідроенергетики України розглядається будівництво в межах Дніпровського каскаду Канівської ГАЕС, нових ГЕС в басейні Дністра в його верхній течії, каскаду ГЕС на Тисі та її притоках [5].

Загальна постановка задачі

Розміщення кількох напірних гідропород в каскаді створює загрозу їх послідовного руйнування.

Визначимо гідродинамічну аварію на каскаді як аварію, в результаті якої буде зруйновано не менше двох підпірних гідропород, що мають різне висотно-географічне положення в каскаді. Тоді, в залежності від кількості гідропород в каскаді, їх висотно-географічного і просторового розміщення на річці або в річковому басейні (рис. 2), аварійного потенціалу окремих гідропород, можливі різні сценарії поширення ГДА на каскаді. Кожен з цих сценаріїв не лише може бути обтяжений різними негативними наслідками і збитками, а й мати різну ймовірність реалізації.

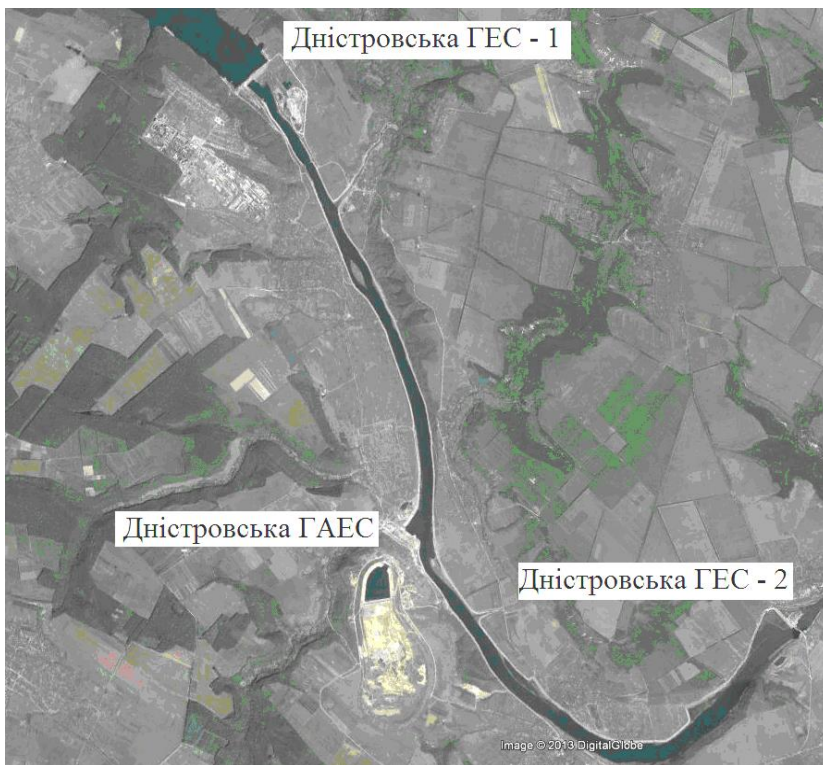


Рис. 1 – Дністровський гідроенергетичний комплекс у складі гідропород трьох гідровузлів (карти Google earth)

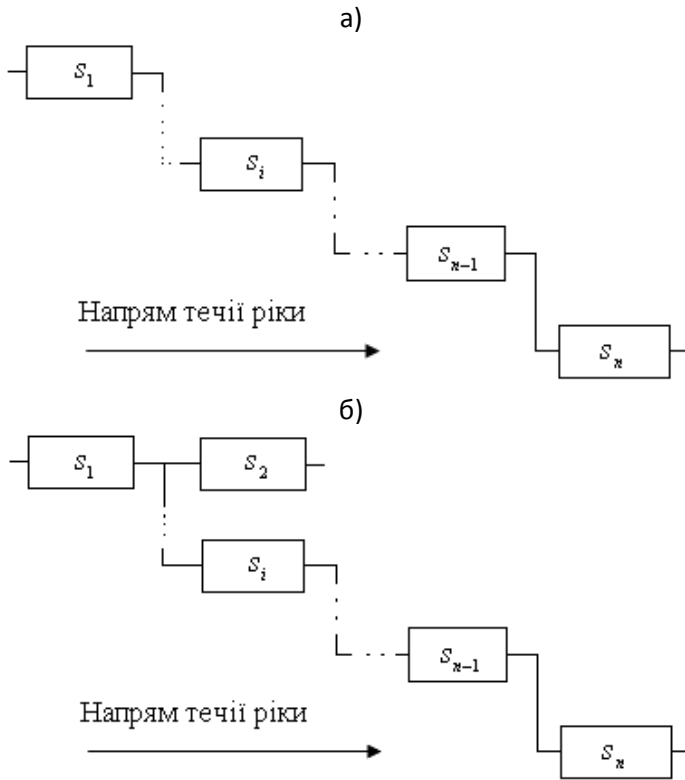


Рис. 2 – Схематичні варіанти каскадів з n гідроспоруд

Наприклад, на каскаді з двох напірних гідроспоруд можливою є реалізація одного сценарію виникнення ГДА на каскаді: руйнується напірна гідроспоруда, що розміщується вверх за течією, і далі може зруйнуватися гідроспоруда низового гідровузла. На каскаді з трьох гідроспоруд можливі два модельні сценарії розвитку ГДА на каскаді: 1) руйнується напірна гідроспоруда, що розміщується вверх за течією, далі можуть зруйнуватися гідроспоруди двох низових гідровузлів (при розміщенні всіх трьох гідровузлів в каскаді один за одним) або гідроспоруда низового гідровузла (якщо один з верхових гідровузлів розміщується на притоці головної ріки й знаходиться поза загрозою); 2) руйнується гідроспоруда, що розміщується на другій сходинці каскаду (це може бути і гідровузол, що розміщується на притоці), далі – гідроспоруда, розміщена вниз за течією.

В усіх випадках для поширення ГДА на каскаді гідроспоруд існує пріоритет аварії на напірній гідроспоруді, що розміщується вверх за течією, і аварія на якій може загрожувати хоча б одній з наступних гідроспоруд каскаду. При цьому мінімальна кількість модельних сценаріїв поширення ГДА на каскаді гідровузлів може становити $n - 1$, де n – кількість гідроспоруд у каскаді.

Формальне визначення сценарію аварії

Сценарієм A_i аварії A називатимемо деяку ідеалізовану аварійну подію-припущення, несумісну з іншими визначеними відповідним чином в якості

k -х модельних сценаріїв аварії ідеалізованими аварійними подіями-припущеннями, що формують повну групу подій [6, 7]:

$$P(A_i) = P(A_i | A) \cdot P(A), \quad (1)$$

$$\sum_{i=1}^n P(A_i) = P(A), \sum_{i=1}^n P(A | A_i) = 1; (A | A_i) \cap (A | A_k) = \emptyset; i \neq k; i, k = \overline{1, n}, \quad (2)$$

$$P(A_i | A) = \frac{P(A | A_i) \cdot P(A_i)}{\sum_{i=1}^n P(A | A_i) \cdot P(A_i)}, \quad (3)$$

де $P(A_i)$ – повна (апостеріорна) ймовірність реалізації сценарію A_i у випадку аварії A ; $P(A_i | A)$ – умовна (байєсівська) ймовірність реалізації сценарію A_i при аварії A ; $P(A)$ – повна ймовірність виникнення аварії A ; $P(A | A_i)$ – умовна ймовірність аварії A за сценарієм A_i .

Оцінка ймовірностей модельних сценаріїв поширення ГДА на каскаді гідроспоруд

Розглянемо довільний каскад $S(n) = \{s_i\}$, $i = \overline{1, n}$, з n гідроспоруд $s_i \in S(n)$, що мають різне висотно-географічне та просторове положення на місцевості в річковому басейні. Задамо загальний напрямок розташування гідроспоруд в каскаді від s_1 до s_n вниз за течією ріки, від найвищої до найнижчої за висотно-географічним і просторовим положенням «сходинок» каскаду (рис. 2).

Аварії на окремих гідроспорудах, що формують каскад, до виникнення першої ГДА, що може загрожувати іншим гідроспорудам, вважатимемо сумісними й незалежними подіями:

$$P(s_i, s_j) = P(s_i) \cdot P(s_j), \quad i, j = \overline{1, n}, \quad i \neq j, \quad (4)$$

де $P(s_i, s_j)$ – ймовірність одночасного виникнення аварій на i -й і j -й гідроспорудах каскаду; $P(s_i)$, $P(s_j)$ – апіорні ймовірності аварій на i -й і j -й напірних гідроспорудах, що формують каскад, відповідно.

Для оцінки ймовірності поширення ГДА на каскаді важливо визначити підпірні гідроспоруди, аварії на яких «запускають» механізми подальшого розвитку аварії, а також встановити умови, за яких при аварії на тій чи іншій підпірній гідроспоруді відбувається «запуск». Найбільш просто умова для поширення ГДА на каскад може формулюватися в тому випадку, коли витрати води від хвилі прориву внаслідок аварії на гідроспоруді, що розташовується вище за течією, перевищуватимуть пропускну здатність водопропускних гідроспоруд гідровузла, що знаходиться нижче за течією ріки, і так далі. Коли хвиля прориву внаслідок руйнування кожної вище розташованої гідроспоруди, яка переповнюватиме кожне наступне водосховище, що знаходиться вниз за течією, здатна послідовно зруйнувати гідроспоруди кожного наступного

гідровузла в каскаді незалежно від поточного стану його напірного та водопропускного фронтів.

Виділимо одну з верхових гідроспоруд $s_i \in \mathbf{S}(n)$, $i = \overline{1, n-1}$, ГДА на якій може поширитися й на інші (хоча б одну з них) гідроспоруди каскаду $\mathbf{S}(n)$. Визначимо гідроспоруди, на які поширюватиметься ГДА, якщо аварія сталася на гідроспоруді s_i , й складемо систему $S(m_i) = \{s_j\}$, $j \geq i$, з $m_i = n+1-i$ гідроспоруд, для якої буде здійснюватися оцінка ймовірності поширення ГДА на каскаді за відповідним модельним сценарієм.

Випадок 1. Нехай умовні ймовірності вторинних (наведених) аварій на гідроспорудах каскаду від перевантажень, пов'язаних з проходженням ГДА в результаті аварії на гідроспоруді s_i , розташованій вище за течією, при реалізації модельного сценарію A_i поширення ГДА в системі $S(m_i)$ наближаються до одиниці. Якщо аварія на гідроспоруді s_i здатна безпосередньо призвести до вторинної гідродинамічної аварії на наступній «сходинці» каскаду $S(m_i)$, а та, у свою чергу, пошириться й на всі наступні «сходинки» $S(m_i)$ з послідовним руйнуванням всіх підпірних гідроспоруд, що розташовані нижче за течією, то ймовірність реалізації сценарію A_i згідно з (1) буде:

$$P(A_i) = P(A_i | \mathbf{S}(n)) \cdot P(\mathbf{S}(n)), \quad (5)$$

де $P(A_i | \mathbf{S}(n))$ – умовна ймовірність виникнення ГДА за сценарієм A_i , якщо аварія відбувається на каскаді $\mathbf{S}(n)$ внаслідок руйнування гідроспоруди s_i ; $P(\mathbf{S}(n))$ – повна ймовірність аварії на одній (будь-якій) з гідроспоруд, що включаються в каскад $\mathbf{S}(n) = \{s_i\}$, $i = \overline{1, n}$.

Ймовірність $P(A_i | \mathbf{S}(n))$ є байєсівською ймовірністю, яка, згідно з формулою Байєса (3), у нових позначеннях ймовірностей подій буде:

$$P(A_i | \mathbf{S}(n)) = \frac{P(\mathbf{S}(n) | s_i) \cdot P(s_i)}{\sum_{i=1}^n P(\mathbf{S}(n) | s_i) \cdot P(s_i)}, \quad (6)$$

де $P(\mathbf{S}(n) | s_i)$ – умовна ймовірність поширення ГДА на каскаді $\mathbf{S}(n)$ з врахуванням можливості виникнення ГДА на гідроспоруді s_i , яку, з врахуванням умови формування повної групи подій, згідно з [8], можна оцінити як відносну «вагу» апіорної ймовірності аварії на s_i :

$$P(\mathbf{S}(n) | s_i) = \frac{P(s_i)}{\sum_{i=1}^n P(s_i)}. \quad (7)$$

У свою чергу ймовірність $P(\mathbf{S}(n))$ згідно з умовою (4) буде [9, 10]:

$$P(S(n)) = 1 - \prod_{i=1}^n [1 - P(s_i)], \quad (8)$$

де $P(s_i)$ – апіорна ймовірність виникнення аварії на i -й гідроспоруді у складі каскаду $S(n)$.

В результаті маємо повну апостеріорну ймовірність i -го модельного сценарію розвитку ГДА на каскаді

$$P(A_i) = \frac{\sum_{i=1}^n P(s_i)}{\sum_{i=1}^n \left(\frac{P^2(s_i)}{\sum_{i=1}^n P(s_i)} \right)} \cdot \left(1 - \prod_{i=1}^n [1 - P(s_i)] \right). \quad (9)$$

Приклад. Нехай у складі каскаду знаходиться шість гідроспоруд $s_1, s_2, s_3, s_4, s_5, s_6$, які розміщуються в каскаді згідно зі схемою, наведеною на рис. 2а. Апіорні ймовірності аварій на гідроспорудах каскаду складають: $P(s_1) = 6,73 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(s_2) = 5,26 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(s_3) = 2,42 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(s_4) = 5,4 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(s_5) = 3,9 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(s_6) = 2,65 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$.

Покладемо, що гідродинамічна аварія на одній із гідроспоруд, які розташовуються вище за течією, призводить до переповнення водосховища і аварії з проривом напірного фронту кожної наступної гідроспоруди.

В цьому випадку можливим буде один з наступних модельних сценаріїв поширення ГДА на каскаді: 1) A_1 – якщо руйнується гідроспоруда s_1 і за нею гідроспоруди s_2, s_3, s_4, s_5, s_6 (ГДА поширюється в системі $S(s_1 \div s_6)$); 2) A_2 – якщо руйнується гідроспоруда s_2 і з нею гідроспоруди s_3, s_4, s_5, s_6 (ГДА поширюється в системі $S(s_2 \div s_6)$); 3) A_3 – якщо руйнується гідроспоруда s_3 і з нею гідроспоруди s_4, s_5, s_6 (ГДА поширюється в системі $S(s_3 \div s_6)$); 4) A_4 – якщо руйнується гідроспоруда s_4 і з нею гідроспоруди s_5, s_6 (ГДА поширюється в системі $S(s_4 \div s_6)$); 5) A_5 – якщо руйнується гідроспоруда s_5 і з нею s_6 (ГДА поширюється в системі $S(s_5, s_6)$).

Використавши формулу (9), встановлюємо ймовірності модельних сценаріїв поширення гідродинамічної аварії на каскаді: $P(A_1) = 9,17 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(A_2) = 5,6 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(A_3) = 1,19 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(A_4) = 5,9 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$; $P(A_5) = 3,08 \cdot 10^{-5}, \text{ рік}^{-1}$.

З метою перевірки точності проведених нами розрахунків визначимо також апостеріорну ймовірність аварії на споруді s_6 , за умови, що ГДА на каскаді $S(n)$ відбувається внаслідок її руйнування:

$$P(A_6) = P(A_6 | S(n)) \cdot P(S(n)). \quad (10)$$

Маємо ймовірність $P(A_6) = 1,42 \cdot 10^{-5}$, рік⁻¹. Склавши суму ймовірностей $P(A_1) \div P(A_6)$, маємо повну ймовірність $P(S(n)) = 2,636 \cdot 10^{-4}$, рік⁻¹ виникнення ГДА на каскаді, яку можна отримати за формулою (8).

Випадок 2. Гідродинамічна аварія на гідроспоруді, яка розташовується в каскаді вище за течією, може спровокувати вторинні, наведені аварії на наступних гідроспорудах, що формують відповідний каскад, але з ймовірностями, що можуть бути значно меншими за одиницю.

Ймовірність вторинної аварії на гідроспоруді може встановлюватися в індивідуальному порядку, в залежності від параметрів водосховища, особливостей формування напірного і водопропускного фронтів гідровузла тощо, стійкості і живучості споруди в умовах перевантажень.

В першому наближенні, ймовірність вторинної аварії на гідровузлі в результаті прориву гідроспоруди, що розташовується вище за течією, можна оцінити як ймовірність перевищення рівня води у водосховищі через нездатність (внаслідок відмови, несправності) водопропускних споруд гідровузла пропустити сумарний приплив води, включно надлишковий приплив, сформований хвилею прориву, без додаткового форсування рівня води понад прийнятий в проєкті форсований (аварійний) підпірний рівень води у водосховищі. При цьому можуть встановлюватися додаткові модельні сценарії поширення ГДА в каскаді. Наприклад, якщо при аварії на гідроспоруді, що розташована на вершині каскаду, з ймовірністю близькою до одиниці може постраждати лише наступна в каскаді гідроспоруда, а ймовірності руйнування інших менше одиниці, то ймовірність поширення ГДА на весь каскад зменшується. Загальна ж кількість модельних сценаріїв поширення ГДА на каскаді з n гідроспоруд при врахуванні здатності окремих гідровузлів проти-

стояти техногенній повені може скласти $\sum_{m=2}^n (m-1)$.

Ймовірність реалізації додаткового k -го модельного сценарію $A_{i,k}$ поширення ГДА на каскаді з n гідроспоруд внаслідок аварії на i -й гідроспоруді з врахуванням ймовірностей виникнення вторинних (наведених) аварій на j -х гідроспорудах, $j = \overline{i+1, n}$, що розташовуються нижче за течією, буде:

$$P(A_{i,k}) = P(A_i) \cdot \prod_{j=i+1}^n P(s_{j,i}), \quad (11)$$

де $P(A_i)$ – ймовірність сценарію A_i поширення ГДА на каскаді гідроспоруд $S(m_i)$, яка встановлюється за формулою (9); $P(s_{j,i})$ – ймовірність вторинної, наведеної аварії на j -й гідроспоруді, на яку може поширюватися дія від аварії на i -й гідроспоруді та від інших гідроспоруд, що розташовуються вище за течією, у випадку їх руйнування.

Нехай для наведеного вище прикладу встановлюються наступні ймовірності вторинних, наведених аварій на гідроспорудах каскаду при аварії на

гідроспоруді s_1 : $P(s_{2,1}) = 1$; $P(s_{3,1}) = 0,003$; $P(s_{4,1}) = 1$; $P(s_{5,1}) = 0,5$; $P(s_{6,1}) = 0,5$. Тоді ймовірності: сценарію $A_{1,1}$, що гідродинамічна аварія при руйнуванні гідроспоруди s_1 пошириться також на гідроспоруду s_2 , буде $P(A_{1,1}) = P(A_1) \cdot P(s_{2,1}) = 9,17 \cdot 10^{-5}$, рік⁻¹; сценарію $A_{1,2}$, що аварія на гідро-споруді s_1 пошириться також на гідроспоруди s_2 і s_3 , буде $P(A_{1,2}) = P(A_1) \cdot P(s_{2,1}) \cdot P(s_{3,1}) = 2,75 \cdot 10^{-7}$, рік⁻¹; сценарію $A_{1,3}$, що зруйнується і гідроспоруда s_4 , буде $P(A_{1,3}) = P(A_1) \cdot P(s_{2,1}) \cdot P(s_{3,1}) \cdot P(s_{4,1}) = 2,75 \cdot 10^{-7}$, рік⁻¹; сценарію $A_{1,4}$, що зруйнується і гідроспоруда s_5 , буде $P(A_{1,4}) = P(A_1) \cdot P(s_{2,1}) \cdot P(s_{3,1}) \cdot P(s_{4,1}) \cdot P(s_{5,1}) = 1,38 \cdot 10^{-7}$, рік⁻¹; сценарію $A_{1,5}$, що ГДА виникне на s_1 й пошириться на весь каскад $S(s_1 \div s_6)$: $P(A_{1,5}) = P(A_1) \cdot P(s_{2,1}) \cdot P(s_{3,1}) \cdot P(s_{4,1}) \cdot P(s_{5,1}) \cdot P(s_{6,1}) = 6,9 \cdot 10^{-8}$, рік⁻¹.

Висновки

1. У випадку будівництва каскаду напірних гідроспоруд виникає загроза виникнення і розвитку на каскаді гідродинамічної аварії, спровокованої в тому числі і руйнуванням гідроспоруди, розташованої у верховій частині каскаду.
2. Сценарний підхід до моделювання і прогнозування аварій з використанням методу Байєса дозволяє здійснити формалізацію задачі імовірнісного прогнозування поширення ГДА на каскаді напірних гідроспоруд з метою оцінки ймовірностей реалізації ГДА за різними модельними сценаріями.
3. Ймовірність поширення ГДА на каскад у випадку, коли гідроспоруда, яка розташовується вище за течією, є менш надійною, ніж гідроспоруди, що розташовуються вниз за течією, і аварія на ній здатна викликати аварії на наступних спорудах каскаду, може збільшуватися в порівнянні з апіорною ймовірністю аварії на цій споруді, хоча, звичайно, буде меншою ймовірності виникнення ГДА на каскаді. У випадку, коли гідроспоруда, яка розташовується вище за течією, є більш надійною, ніж гідроспоруди, які розташовуються вниз за течією, і аварія на ній здатна викликати руйнування наступних споруд каскаду, ймовірність поширення ГДА на каскад зменшується в порівнянні з апіорною ймовірністю аварії на цій споруді.
4. Ймовірність поширення ГДА на каскад при наявності у його складі гідровузлів, які здатні протистояти хвилі прориву, акумулювати штучну повінь у водосховищах, безаварійно пропускати її через водопропускні споруди, зменшується в порівнянні з апіорними ймовірностями виникнення ГДА як на окремих гідроспорудах каскаду, так і з повною ймовірністю ГДА на каскаді.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Стефанишин Д.В. Оцінка ймовірності розвитку гідродинамічної аварії, викликаній ефектом «доміно», на каскаді напірних гідротехнічних споруд / Д.В. Стефанишин, К.Г. Романчук // Вісник НУВГП. Зб. наук. праць. – Вип. 2 (38). – Рівне: НУВГП. – 2007. – С.192–198.
2. <http://energyfuture.ru/ssg-chin>
3. Rațiu M. Comportanea construcțiilor și amenajărilor hidrotehnice. Editura Tehnică / M. Rațiu, C. Constantinescu. – București, 1989. – 664 p.

4. Гузенков С.Н. Надежность хвостовых хозяйств обогатительных фабрик / С.Н. Гузенков, Д.В. Стефанишин, О.М. Финагенов, С.Г. Шульман. – Белгород: «Велица», 2007. – 674 с.
5. Ландау Ю.А. Основные тенденции развития гидроэнергетики Украины / Ю.А. Ландау // Техногенна безпека. – 2012. – Том 53. Вип. 40. – С. 82–86.
6. Романчук К.Г. Про сценарний підхід при оцінці ризиків системних аварій / К.Г. Романчук, Д.В. Стефанишин // Problems of decision making under uncertainties. Abstracts of XXV International Conference. May 11–15, 2015. Skhidnytsia, Ukraine. – K.: 2015. – P. 121–122.
7. Романчук К.Г. Про сценарний підхід при оцінці ризику системних аварій / К.Г. Романчук, Д.В. Стефанишин // Проблеми інформатики та комп'ютерної техніки. Праці IV-ї міжнародної науково-практичної конференції. Тези доповідей. ЧНУ. 26–29 травня, 2015 р. – Чернівці: Видавничий дім «Родовід», 2015. – С. 65–67.
8. Stefanyshyn D.V. Use of the Bayes' approach for assessment of damage risks of system failures / D.V. Stefanyshyn, K.G. Romanchuk // Proc. of Int. Scientific School «Modelling and Analysis of Safety and Risk in Complex Systems», 2009. – S-Petersburg, Russia. – P.P. 165–169.
9. Стефанишин Д.В. Прогнозування аварій на греблях в задачах оцінки й забезпечення їх надійності та безпеки / Д.В. Стефанишин // Гідроенергетика України, № 3–4, 2011. – С. 52–60.
10. Стефанишин Д.В. Логіко-імовірнісна оцінка ризику збитків від аварійного виливу води з басейну доbowого регулювання Зарамагської ГЕС-1 / Д.В. Стефанишин, К.Г. Романчук // Системні дослідження та інформаційні технології. – 2013. – №3. – С. 130–141.

Стаття надійшла до редакції 18.06.2015

УДК 004.942; 629.039.58

О.О. КРЯЖИЧ, О.В. КОВАЛЕНКО

МОДЕЛЮВАННЯ ПОДІЇ РАДІАЦІЙНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ЛОКАЛЬНИХ ТЕРИТОРІЙ В УМОВАХ НЕВИЗНАЧЕНОСТІ

***Анотація.** У статті наведений підхід до створення моделей радіаційного забруднення міста або регіону у випадку техногенної аварії. Досліджені особливості моделювання радіаційного забруднення та умови невизначеності для таких ситуацій. Запропоновані алгоритми процедур для збалансування моделей у просторі та часі, а також варіант вирішення проблеми використання системного підходу при реалізації моделей радіаційного забруднення.*

***Ключові слова:** модель, алгоритм, система, обмеження, керуючий вплив, радіаційне забруднення.*

Вступ

26 червня 2014 року з м. Слов'янськ, яке в той час знаходилося під контролем сепаратистів, почала надходити інформація про пошкодження установки радону, що використовувалася для лікування хворих у санаторії «Ювілейний» [1], та відповідні зміни радіаційного фону через цю подію. На місце виникнення небезпеки була спрямована оперативно-мобільна група рятувальників. За результатами вимірювання встановлено, що радіаційний фон на території санаторію «Ювілейний» складає 8-10 мкР/год, що не перевищує встановленої норми для Донецької області, яка складає 25 мкР/год.

Проте цей випадок, а також подальший розвиток бойових дій в Луганській та Донецькій областях виніс нове питання – як ефективно і швидко надавати інформацію щодо стану ситуації, близького до реального, у разі надходження обмеженої, невизначеної, будь-якої нечіткої інформації з метою попередження паніки, розповсюдження чуток, що є дуже актуальним в умовах інформаційної війни, а також швидкого реагування для збереження життя і здоров'я людей у разі виникнення подібної надзвичайної події.

Радіаційна загроза на сьогодні є одним з вагомих чинників виклику паніки через соціальні мережі. За період з весни минулого року по березень 2015 року Інтернет-суспільство майже щомісяця занурювалося у обговорення цієї проблеми з відповідними критичними дестабілізаціями соціального життя. Так, 30 грудня на російському сайті LIFENEWS з'явилася сфальсифіковане повідомлення про витік радіації на Запорізькій АЕС, де стверджувалося, що радіаційний фон самої станції та сховища відпрацьованого ядерного палива перевищують норму у понад 16 разів і становлять від 4,76 мкЗв/год до 5,05 мкЗв/год. Вітчизняні ЗМІ цю інформацію згодом спростували, довели, що карти, представлені LIFENEWS, були оброблені у програмі "Photoshop", а в «Оперативному зведенні за добу про виникнення та розвиток надзвичайних ситуацій (подій) на території Запорізької області» з 08:00 27 грудня 2014 р. до 08:00 28 грудня 2014 р. за № 05/8/1677 від 28.12.14 року ГУ ДСНС України у Запорізькій області наведена реальна інформація про стан справ на Запорізькій АЕС, згідно з якою показники радіаційного фону складали 0,12 мкЗв/год, а у сховищі відпрацьованого ядерного палива – 0,14 мкЗв/год. [2].

З цього невеликого прикладу випливає актуальність питання, що досліджується: потрібні відповідні моделі для швидкого аналізу ситуації щодо радіаційного забруднення в умовах невизначеності з метою науково обґрунтованого інформування населення та протидії інформаційній війні в українському Інтернет-просторі.

Мета роботи: представити один з варіантів задачі моделювання події радіаційного забруднення локальних територій в умовах невизначеності.

Завдання роботи:

- дослідити існуючі методи та програмні засоби, що дозволяють оцінити негативний вплив радіації на оточуюче середовище;
- представити інформаційну модель та алгоритм реалізації дослідження локальної події радіаційного забруднення;
- навести моделі для застосування науково обґрунтованих висновків відносно питань можливого радіаційного забруднення територій та небезпеки населенню та оточуючому середовищу з метою протидії впливу штучно створюваній негативній інформації.

Представлені задачі у наведеному формулюванні досліджуються вперше.

1. Комп'ютерне моделювання загроз та процесів оточуючого середовища

Останнім часом розробці нових систем підтримки прийняття рішень (СППР) з метою моніторингу та аналізу загроз та процесів техногенного забруднення оточуючого середовища в Україні та світі приділяється надзвичайна увага [3]. Адже перша дія, яка виникає у разі настання загрози виникнення надзвичайної ситуації техногенного характеру, викликає необхідність ухвалення рішень відносно введення захисних заходів для населення і довкілля. Виконання ситуаційних рішень та дії з оперативного реагування на подібні ситуації вимагають постійного оновлення інформації в режимі реального часу. Проте така інформація є різномірною: характеристики об'єкта, де виникла загроза аварії або вже відбулася аварійна ситуація, погодні умови, стан оточуючого середовища, час дня, пора року, щільність населення, економічні та соціальні умови, стан технічної і адміністративної підтримки території, де виникла загроза аварії, невизначеності в інформації, що надається, тощо. У зазначеному випадку будь-яка інформація, що надається населенню або особам, що приймають рішення (ОПР), повинна бути надійною, достовірною та своєчасною. Подібну обробку, перевірку та передачу інформації дозволяють здійснити відповідні інформаційні технології.

Проблематика комп'ютерного моделювання процесів техногенного впливу на оточуюче природне середовище полягає в тому, що будь-які комп'ютерні моделі описуються рівняннями, логічними правилами або описом деякої взаємодії складових. Системи оточуючого середовища мають ряд атрибутів, які відносять їх до життєздатних систем, що робить їх формальне представлення відмінним від суто техногенних систем. Зокрема, це динаміка, просторове розташування, комплексність, випадковість, періодичність. Окрім того, не можна забувати, що природне середовище неоднорідне і багато параметрів його функціонування може бути невідомим частково або зовсім. У цьому випадку в процесі моделювання недостатність інформації буде фактом, у зв'язку з чим проблему взаємодії «оточуюче середовище –

техногенна система» не можна буде описати звичайними лінійними моделями з простою параметризацією.

Для вирішення задач аналізу загроз та процесів оточуючого середовища використовуються проблемно- та ситуаційно-орієнтовані СППР. Багатоцільові СППР, які б охоплювали поставлені задачі системно, зараз розробляються і застосовуються в такому інструменті прогнозування та колективного прийняття рішень, як ситуаційні центри. Такі СППР базуються на людино-машинному діалозі і передбачають участь експертів при обговоренні питань та прийнятті рішень. Серед відомих комп'ютерних систем такого типу в рамках досліджуваної тематики можна назвати:

- систему RODOS, що розроблена рядом європейських інститутів, включаючи і українських дослідників, і яка забезпечує експертний аналіз надзвичайних ситуацій, пов'язаних з ядерними аваріями;

- експертну систему FRAME, що розроблена в Міланському політехнічному університеті і яка є експертною системою для вибору або побудови моделі в області аналізу забруднення атмосферного повітря.

Проте ці глобальні інформаційні системи не здатні забезпечити інформацію за локальними аварійними випадками, які створюють загрози в межах якоїсь території, проте не мають загального суттєвого впливу на будь-яку країну, де сталася аварійна ситуація з викидом, в цілому або ряд країн, що межують з країною, де стався інцидент.

На локальному рівні для аналізу техногенних загроз та небезпек застосовуються СППР з інструментами моделювання та імітації, що дозволяють ОПР аналізувати розвиток різноманітних сценаріїв загрози оточуючому середовищу, як з участю експертів, так і за допомогою суто комп'ютерного моделювання. Серед подібних технологій можна назвати систему FIDS (Facility for Intelligent Decision Support) Університету Манітоба для забезпечення комбінації експертних систем, оптимізаційних технологій, систем управління реляційними базами даних і чисельного моделювання з географічними інформаційними системами для того, щоб полегшити просторове представлення при ухваленні рішень, та інструмент PEST для оптимальної оцінки параметрів моделі, у тому числі і нелінійних.

Серед цього ряду технологій для СППР є цікавою українська розробка Інституту проблем математичних машин і систем НАН України – програмний виріб «Прогнозування та оцінка наслідків катастроф з хімічною речовиною на об'єктах збройних сил України» («Хмара»). «Хмара» дозволяє змодельовати ситуацію, що відбудеться в повітрі чи на землі при розливі чи викиді небезпечних речовин з врахуванням особливостей місцевості, температури, напрямку вітру та ряду інших суттєвих параметрів.

Проте, слід зазначити, серед розглянутих інформаційних технологій не існує дієвого інструменту швидкого аналізу події радіаційного забруднення в умовах невизначеності.

Специфіка СППР для прийняття рішень за умов радіаційного викиду полягає у необхідності прийняття рішень у ранній фазі аварії. Як свідчить досвід аварії на Чорнобильській АЕС, безпосередньо протягом декількох годин після викиду ефективність прийнятого рішення є найбільш високою, бо дозволяє врятувати життя і здоров'я людей на оточуючих об'єкт територіях, а також запровадити ряд контрзаходів протидії розповсюдженню ураження території. Розуміння ситуації експертами, що аналізують подію, відбувається

повільніше – приблизно до кінця доби з моменту викиду. Повний аналіз ситуації відбувається наприкінці першого тижня. Але за таких умов ефективність прийняття рішень є занадто низькою. Саме тому СППР для вирішення питань запобігання розповсюдженню радіаційного забруднення та рятування людей повинні працювати в режимі реального часу, що є майже неможливим за існуючих систем підтримки прийняття рішень, що використовують традиційні методи і підходи до аналізу ситуації.

Процес аналізу ситуації та прийняття рішень наведеної ситуації стає можливим лише за застосування сучасних систем моніторингу, обміну та обробки даних, застосування різноманітних моделей, які можна швидко адаптувати для опису ситуації, що склалася, а також створення нових систем інформування населення з метою недопущення паніки та швидкої мобілізації у разі евакуації.

2. Інформаційна модель локальної надзвичайної події з радіаційним забрудненням

Напруженість в суспільстві відносно небезпеки радіаційного впливу виникає через властивості випромінювання бути «нечутним» і «непомітним» та негативний досвід аварії на Чорнобильській АЕС. Тобто, на такій колізії виникає безпосередня асоціація «непомітність – відсутність інформації – небезпека». Подібний логічний ланцюг обумовлений недосконалістю сучасної системи офіційного інформування населення у разі загроз, особливо в теперішній період активного розвитку інформаційних технологій, коли інформація в мережі «Facebook» з'являється раніше, ніж в офіційних джерелах, а офіційні випуски новин на телебаченні останнім часом використовують інформацію з мережі «Facebook» у якості підтвердженої новини, без будь-якого аналізу і обґрунтування [4].

Кінцева мета використання будь-якої моделі – надати прогноз ризику перебування населення обраного населеного пункту або регіону за різноманітних сценаріїв впливу на цю територію радіаційних речовин, що потрапили у оточуюче середовище. Для прийняття якогось рішення, обрання стратегії заходів, у тому числі – щодо міри доступної інформації для населення, її акцентів, інформування про небезпеку та її наслідки, необхідно мати систему моделей, які дозволяють охарактеризувати досліджуваний регіон, небезпечне підприємство та отримати ряд показників, які можна порівняти з базовими, що знаходяться в межах припустимих норм.

Існує багато моделей для розрахунку радіаційних речовин в атмосфері, ґрунті, воді, але вони, в основному, торкаються міграційних проблем і не спрямовані на оцінку впливу на людину. Деталізація моделей вимагає більше інформації, на збір і обробку якої витрачається час. Головна вада існуючих моделей – найчастіше вони не збалансовані у просторі та часі, їх важко інтегрувати або використовувати за ситуаціями, віддаленими від базових алгоритмів. Складність застосування в таких моделях системного підходу обумовлена тим, що в атмосфері, де відбувається перенос радіаційно забруднених часток викиду, процес циркулювання може відбуватися годинами з перепадами від метрів до кілометрів, а у ґрунті це будуть роки і сантиметри. Цю задачу для навколишнього середовища частково вирішують за допомогою ланцюгів пов'язаних різномасштабних моделей, проте для аналізу впливу на людину,

навіть за умов дослідження людини в системі оточуючого середовища, такий підхід залишає високий відсоток невизначеності, що ускладнює процес прийняття рішення.

Слід зазначити, що у випадках виникнення локальних надзвичайних подій на підприємствах України описаний підхід обумовлений застарілістю та недостатньою функціональністю систем збору і обробки інформації на потенційно небезпечних і небезпечних об'єктах.

Так, аналізуючи типові схеми зв'язку та сповіщення при виникненні надзвичайної події на будь-якому небезпечному об'єкті та проектуючи їх на схему етапів і зони розвитку аварійної ситуації, можна зазначити, що повідомлення про подію розпочинається не на етапі її розвитку, а за фактом довершеності, тобто, з моменту її розгортання на етапі безпосередньої кризи. Розвиток аварії і прибуття сил та засобів її подолання відбувається паралельно. Саме через те у більшості випадків можливе лише подолання наслідків аварії, а не протидія її розвитку. Узагальнюючи, це можна пояснити за допомогою принципу Гюйгенса, коли фронт аварії описується в кожній точці як $t + \Delta t$, тобто кожна точка нового етапу розвитку аварії є джерелом розповсюдження надзвичайної події із заданою швидкістю по колу.

Кожен небезпечний об'єкт має план ліквідації аварійних ситуацій (ПЛАС), в основі якого лежить інформаційна модель об'єкта з певною долею невизначеної інформації за період $t + \Delta t$, в якій Δt залежить від ряду факторів та керуючих впливів. Будь-яку аварійну ситуацію можна представити у розвитку у вигляді дерева подій (ДП), яке широко відоме і використовується при моделюванні можливого ризику та аналізі ситуацій. Кожну кінцеву подію ДП можна представити як перетин множини елементів, які належать відмовам системи безпеки, а розвиток ситуації – як перетин множини елементів розвитку події та спрацьовування систем безпеки. Такий підхід дозволяє побачити, що кінцева подія з ліквідації наслідків аварії буде розтягнута у часі на період затримки прийняття рішення – відставання керуючого впливу від швидкості розвитку події.

Якщо прийняти припущення, що керуючий вплив із забезпечення швидкої локалізації та ліквідації аварійної ситуації залежить лише від часу та формується на основі неузгодженості поточного стану та стану, який прогнозується, то завданням із своєчасного інформування населення з метою його захисту від наслідків аварії є розробка траєкторії розвитку події. В ідеальному варіанті це можна представити як залежність:

$$X(t) = X_i(t), \quad i = 1, 2, \dots, k, \quad (1)$$

де X , X_i – вектори поточного стану та стану, що прогнозується;
 t – час до моменту прийняття рішення.

Припустимо, що в якийсь момент часу t_1 в результаті виконання виробничих завдань відбулося відхилення від заданої траєкторії процесу. Інформаційна модель повинна надати можливість системі управління швидко знайти це відхилення $\Delta X(t_1)$ і зробити так, щоб фактична і планована траєкторії керуючого впливу зрівнялись у проміжок часу t_2 . Завдання моделей для системи управління безпекою небезпечних підприємств – звести такі відхилення до мінімуму.

Небезпечне підприємство (НП) функціонує у відповідності до завдань оточуючого середовища (ОС), тож показник відповідності поточного стану підприємства можна сформулювати як здатність функціонувати F за призначенням:

$$F_{OC} = F_1 + F_2 + F_3 + \dots + F_n, \quad (2)$$

де $1, 2, 3, \dots, n$ – перелік типових завдань, які здатне реалізувати небезпечне підприємство за призначенням.

Це дозволяє вирішити проблему застосування системного підходу в моделях для розрахунку радіаційних речовин в оточуючому середовищі та їх впливу на організм людини наступним чином: з точки зору системного підходу представлену систему «небезпечний об'єкт – оточуюче середовище» слід аналізувати в рамках теорії складних систем з позицій послідовної обробки інформації в процедурах циклу управління. Враховуючи, що з моменту виникнення задуму щодо створення небезпечного підприємства його мета існування та цільова функція визначається з позицій оточуючого середовища, необхідно будь-які внутрішні цілі та плани підприємства трансформувати з огляду на системні обмеження оточуючого середовища та безпечного функціонування людини в ньому. Тобто, кожне завдання небезпечного об'єкта повинне розглядатися дуалістично, орієнтуючись на системні обмеження як самого об'єкта управління, так і оточуючого середовища, як середовища існування людини (рис. 1).

Наведена функціональна схема дозволяє алгоритмізувати процедури управління щодо визначення важелів забезпечення рівноваги системи «небезпечне підприємство – оточуюче середовище», проте не дає відповіді на питання відносно створення негативного впливу при дисбалансі цієї системи. Саме тому необхідне подальше перетворення цільової функції за ознаками відповідності вимог до ресурсного та регламентного забезпечення завдання із забезпечення безпеки підприємства (рис. 2).

Наведене на рис. 2 дозволяє проаналізувати процес управління небезпечним підприємством та виявити, на якому етапі управління була припущена невідповідність поставленого завдання щодо забезпечення безпеки, тобто виявити те вузьке місце, яке може призвести або призвело до виникнення аварійної ситуації.

У формальному вигляді викладене на схемі можна представити, як F_i ОС = $f(x, y, z)$ ОС із системними обмеженнями підприємства F НП = $f(x, y, z)$ НП на ресурси (x), типові технології функціонування (y) та типові повноваження (z). Більшість систем забезпечення безпеки вітчизняних підприємств діє саме за критерієм відповідності проектним типовим технологіям без належного врахування поточного стану об'єкта. Враховуючи високий рівень зносу основних виробничих фондів більшості діючих в Україні потенційно небезпечних і небезпечних підприємств, цей фактор вимагає обов'язкового врахування при розробці виробничих планів.

Виходячи із зазначеного, логічно, що на третьому етапі перетворення цільової функції за ознаками забезпечення безпеки виконується комплекс процедур планування та формулювання керуючого впливу з боку підприємства щодо безпосереднього виконання виробничого завдання з урахуванням можливостей об'єкта управління із забезпечення безпеки.

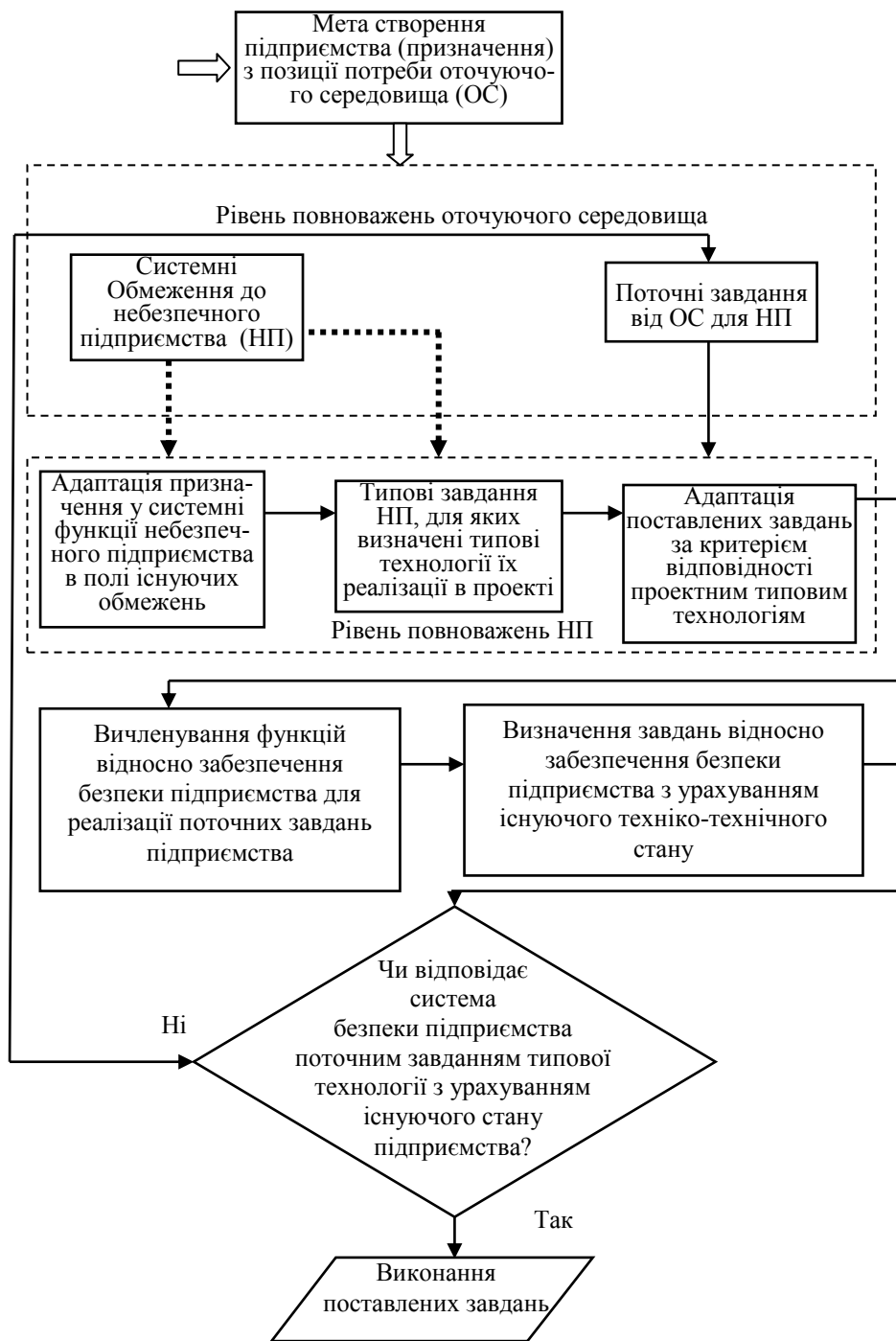


Рис. 1 – Функціональна схема перетворення цільової функції в процедурах управління безпекою небезпечного об'єкта

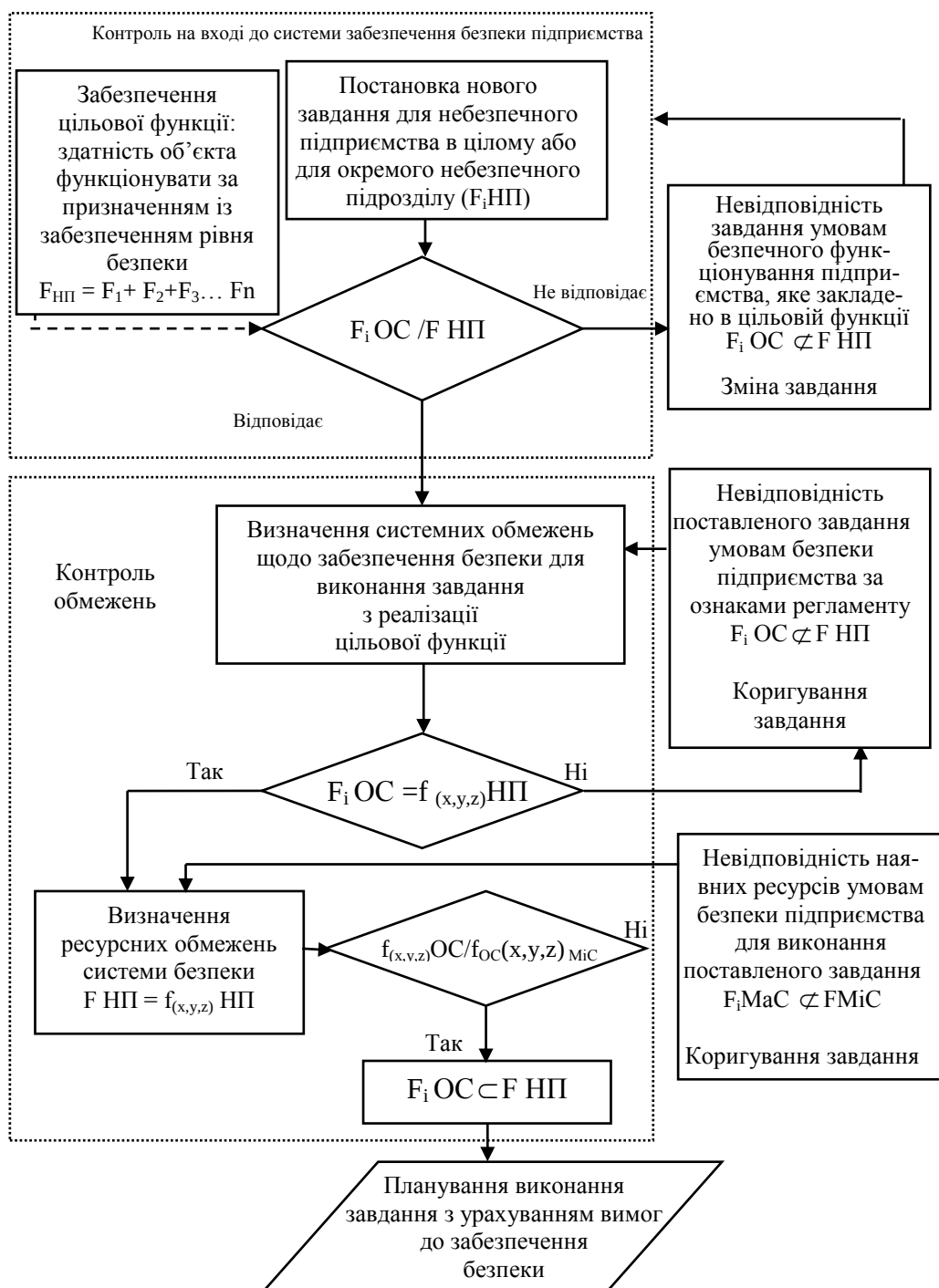


Рис. 2 – Функціональна схема аналізу відповідності завдання критеріям безпеки

Комплекс процедур планування реалізує процедури перетворення цільової функції з рівня оточуючого середовища:

- вхідний контроль наказів з рівня оточуючого середовища $F_i OC / F НП$.
- вхідний контроль наказів з рівня безпеки підприємства $f_{(x,y,z)} OC / f_{(x,y,z)} НП$.

Комплекс процедур внутрішнього планування об'єкта управління щодо виконання завдання з урахуванням вимог забезпечення безпеки з рівня оточуючого середовища складається з адаптації наказу до системних вимог безпеки, формулювання необхідних дій з набору типових рішень з урахуванням вимог до забезпечення безпеки, трансформації необхідних дій у план дій та формулювання наказу керівництва з деталізацією завдань зі здійсненням контролю. Все це виступає вхідною інформацією у процесі аналізу ситуації, що може статися чи сталася на небезпечному об'єкті, і саме на цій інформації базуватимуться імітаційні моделі можливого розвитку подій.

3. Актуалізація інформації у часі та просторі про надзвичайну подію

Проблематика балансування моделей у просторі та часі може бути мінімізована за рахунок запобігання традиційному відокремленню ситуаційного управління від штатної системи управління. З погляду на весь цикл можливих ситуацій на об'єкті, технологія управління небезпечним об'єктом повинна створювати цілісну систему за умов управління в реальному часі. Показник управління в реальному часі T можна визначити, як $T = 0$ – ознака своєчасності інформації; $T = 1$ – ознака несвоечасності інформації. Таку ознаку отримує кожний запис до бази даних систем збору та обробки інформації, де виявлено несвоечасність. Для здійснення такої перевірки кожний запис має містити в собі визначений інтервал часу, коли інформація в запису є актуальною. Формально це можна представити як додаткову залежність інформації управління від відрізка часу, на якому вона є актуальною.

$$T = 0, \text{ якщо } \begin{cases} x_i(a, b, c, d, t_0 - t_k) \in X; \\ y_j(a, c, d, e, t_0 - t_k) \in Y; \text{ якщо } t_0 < t < t_k \\ z_q(a, c, d, e, t_0 - t_k) \in Z \end{cases}, \quad (3)$$

де a – ім'я запису у базі даних параметра, що досліджується і який характеризує певний небезпечний процес;

b – регламент об'єкта відносно процесу, який характеризується параметром, що досліджується;

c – підрозділ, який виконує процес;

d – ознаки рішення, яким задіяний цей процес;

e – ознаки виконання рішення (вплив рішення на параметр, його зміни).

Додатково у записах бази даних враховуються ознаки актуальності запису у часі на інтервалі актуальності $t_0 < t < t_k$, який визначається в планових документах. Тобто запис у базі даних є актуальним для прийняття рішення, тому що співпадає з часовим інтервалом адекватності інформації.

Просторове представлення моделей можна здійснити за допомогою опису ресурсів x_i та деяких дій (операцій) над ними y_j , що описані в регламентних процедурах управління об'єктом. Вихід записів про ресурси та операції з ними за межі визначеного відрізка часу робить інформацію щодо них неактуальною (архівною), але вона не може бути скасованою до отримання актуальної інформації. У той же час вихід за межі визначеного відрізка часу інформації рішення з управління z_q є показником розвитку ситуації, оскільки

визначає факт неприйняття своєчасного рішення, за яким ситуація стає кризовою в деякий критичний час t_k .

$$T = 1, \text{ якщо } \begin{cases} x_i(a, b, c, d, t \geq t_k) \Rightarrow \text{apxiv}; \\ y_j(a, c, d, e, t \geq t_k) \Rightarrow \text{apxiv}; \\ z_q(a, c, d, e, t \geq t_k) \Rightarrow \text{криза} . \end{cases} \quad (4)$$

Складність задачі визначення умов актуальності інформації у часі та просторі разом з умовою комплексності при дослідженні процесу управління безпекою підприємства та оточуючого середовища обумовлена тим, що поведінку відкритих складних систем, які складаються з неоднорідних компонентів, їх просторово-часову структуру визначають зв'язки, які тісно пов'язують їх між собою. В цілому структуру системи можна характеризувати кількістю можливих станів і парціальними ймовірностями їх реалізації. Останні змінюються у часі, визначаючи динамічні характеристики системи, в тому числі їх реакцію на процеси та взаємодію з іншими системами. Тож з огляду на зазначене, традиційний математичний формалізм представлення процесу захисту населення і природного середовища від радіаційного впливу слід представляти не як тріаду, де людина винесена за межі контуру оточуючого середовища, а як діаду, де людина є частиною цього середовища.

4. Моделі взаємодії у разі виникнення локальної надзвичайної події

У статичній моделі «небезпечне підприємство – середовище» можна визначити деяку ділянку площини R , $\Omega \subset R$, яка представляє собою адміністративно обмежену територію (місто, регіон), $\vec{r} \subset R$.

Простори, які моделюють стан системи, можуть бути визначені наступним чином:

$X = X(\Omega, R^n)$ – простір станів підприємства – множина вектор-функцій $x: \Omega \rightarrow R^n$, $x(\vec{r}) = (x_1(\vec{r}), \dots, x_n(\vec{r}))$;

$Y = Y(\Omega, R^m)$ – простір станів забруднення оточуючого середовища – тензорний добуток двох векторів стану середовища та стану людини в цьому середовищі, у підсумку чого відбувається композиція двох функцій: $F: Y \rightarrow N$ та $G: F(Y) \subset N \rightarrow Z$. Їх композицією буде функція $G \circ F: Y \rightarrow Z$, яка може бути представлена рівнянням $(G \circ F)(y) = G(F(y))$, $y \in Y$ та описана множиною вектор-функцій $y: \Omega \rightarrow R^m$, $y(\vec{r}) = (y_1(\vec{r}), \dots, y_n(\vec{r}))$;

$V = V(\Omega, R^l)$ – простір станів оточуючого середовища, фактично це – результати моніторингу середовища, які можуть бути представлені як множина вектор-функцій $v: \Omega \rightarrow R^l$, $v(\vec{r}) = (v_1(\vec{r}), \dots, v_n(\vec{r}))$;

$W = W(\Omega, R^p)$ – простір небезпечних впливів на оточуюче середовище та людину, які можуть бути представлені як порушення регламенту при оперуванні ресурсами підприємства з виконання поставленого виробничого завдання. Це може бути представлене як множина вектор-функцій $w: \Omega \rightarrow R^p$, $w(\vec{r}) = (w_1(\vec{r}), \dots, w_n(\vec{r}))$.

Простори, які моделюють можливі операції, що відбуваються у досліджуваній системі, можуть традиційно бути розглянутими як контрзаходи на

подію, або, як зазначалося, по-новому – як складові ситуаційного управління в загальній системі управління:

$K(X)$ – простір операцій по відношенню до небезпечного підприємства або окремого підрозділу, де $a = (a_1, \dots, a_r) \in K(X)$;

$K(V \times Y)$ – простір операцій по відношенню до оточуючого середовища, включаючи тензорний добуток двох векторів стану середовища та стану людини в цьому середовищі, де $b = (b_1, \dots, b_s) \in K(V + Y)$;

$\Phi \in \Phi$ – простір інших критеріїв, що мають суттєвий вплив на систему, що досліджується.

Точки просторів операцій $K(X)$, $K(V \times Y)$ у параметричному вигляді задають вплив, який здійснюється на систему. Компоненти векторів можуть бути представлені числовими або логічними змінними. Приклади означення просторів наступні:

$x \in X$ – вплив небезпечного підприємства на оточуюче середовище за кожною компонентою забруднення;

$y \in Y$ – розподіл забруднюючих речовин на середовище, на людину.

Зв'язки між просторами визначатимуться наступним чином:

$F: X \times V \rightarrow Y$ визначає стан забруднення середовища за результатами моніторингу стану середовища та стану підприємства;

$J: X \times Y \rightarrow W$ визначає збиток в залежності від стану середовища та стану об'єкта.

Аналогічно будуються й інші зв'язки досліджуваних просторів.

Визначення величин критеріїв L можна здійснити за моделлю:

$$L: X \times V \times K(X) \times K(V \times Y) \times K(F) \times K(J) \times W \rightarrow \Phi \xrightarrow{U} R, \quad (5)$$

де R виступає керованим режимом функціонування підприємства, на повернення до якого і спрямовані зусилля ситуаційного управління.

Перехід до цього режиму можна представити відомим функціоналом [5]:

$$\widetilde{R}_{tr}^+ : R_{os} \xrightarrow{U_r} R_{sd}, \quad (6)$$

де $\widetilde{R}_{tr}^+$ – керований режим функціонування, який обумовлений множиною керуючих параметрів U_r системи управління безпекою, які протягом періоду $\widetilde{T}_{tr}^\pm$ призводять до переходу нештатного режиму R_{os} до штатного режиму R_{sd} .

На цьому етапі відбувається перехід до динамічної моделі, коли узгодження за простором і часом досягає критичного моменту для достовірності ситуації, що моделюється. Всі наведені простори операцій замінюються на простори, залежні від часу, тобто, $K^T(X)$ – простір операцій по відношенню до небезпечного підприємства або окремого підрозділу у вигляді функції за період часу T . Інші простори будуються аналогічним чином, у тому числі при застосуванні операцій залежності між просторами.

Наведена блок-схема (рис. 3) узагальнює рис. 1 і 2 та дозволяє візуалізувати модельовану ситуацію відносно стану системи. Мета ситуаційної моделі – прогнозування розвитку ситуації, недопущення переходу аварії

в катастрофу, виходу аварії за межі робочого майданчика, локалізація і ліквідація аварії у разі, якщо вона вже виникла.



Рис. 3 – Реалізація обробки інформації на ситуаційному рівні

Задачею щодо обробки інформації для підтримки рішень та своєчасного надання актуальної інформації про подію на цьому етапі є вичленування найнеобхіднішої інформації з усієї множини отриманих раніше даних за

операціями у кожному з аналізованих просторів. Ситуаційна підсистема для реалізації наведених моделей вимагає не лише відповідного програмного забезпечення, а й представлення результатів сучасними засобами візуалізації. Зокрема, наведений підхід до вирішення задачі моделювання події радіаційного забруднення в умовах невизначеності дозволяє розглянути систему за просторами, визначаючи базові фактори впливу на оточуюче середовище та людину в ньому, за проведеними операціями оцінити вплив величин окремих компонентів на досліджувану систему та у підсумку побудувати алгоритм переведення критичної ситуації до штатної. Якщо створити спеціальний Інтернет-портал з інтерактивною картою з вказівкою нормативних показників радіаційного фону, хімічного забруднення та інших критичних показників сучасного техногенного навантаження територій, то за наведеними моделями можна оперативнo аналізувати та подавати там оперативну ситуацію щодо стану довкілля за будь-яким населеним пунктом або територією.

Висновки

За підсумками дослідження запропоновано:

- алгоритми процедур управління щодо визначення важелів забезпечення рівноваги системи «небезпечне підприємство – оточуюче середовище», з представленням традиційного математичного формалізму процесу захисту від радіаційного впливу не як тріади, де людина винесена за межі контуру оточуючого середовища, а як діади, де людина є частиною цього середовища;

- вирішення проблеми застосування системного підходу в моделях для розрахунку радіаційних речовин в оточуючому середовищі та їх впливу на організм людини можливе за застосування теорії складних систем з позицій послідовної обробки інформації в процедурах циклу управління;

- проблематика балансування моделей у просторі та часі може бути мінімізована за рахунок запобігання традиційному відокремленню ситуаційного управління від штатної системи управління.

Зазначене дозволяє створити спеціальний Інтернет-портал з інтерактивною картою для своєчасного інформування населення щодо радіаційного стану територій з метою попередження паніки, що є надактуальним в умовах інформаційної війни.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Національна рада безпеки та оборони України. Офіційний сайт [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rnbo.gov.ua/news/1711.html>.
2. ТСН. Офіційний сайт [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://tsn.ua/ukrayina/avariya-na-zaporizkiy-aes-scho-stalos-i-yak-poyasnyuye-incident-vlada-395373.html>.
3. Довгий С.О., Бідюк П.І., Трофимчук О.М. Системи підтримки прийняття рішень на основі статистично-ймовірнісних методів. – К.: Логос, 2014. – 419 с.
4. Канал 24. Офіційний сайт [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://24tv.ua/news/showNews.do?u_putina_noviy_stsenariy__timchuk&objectId=539078
5. Згуровський М.З. Системний аналіз. Проблеми, методологія застосування / М.З. Згуровський, Н.Д. Панкратова. – К.: «Наукова думка», 2011. – 728 с.

Стаття надійшла до редакції 10.06.2015

РЕФЕРАТИ / ABSTRACTS

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ENVIRONMENTAL SAFETY

УДК 502.63

Модель оценки влияния экологического состояния окружающей среды на здоровье населения Тернопольской области / Трофимчук А.Н., Триснюк В.Н., Крихивський М.В., Мокрый В.И. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 5–12.

Модель оценки влияния экологического состояния окружающей среды на здоровье населения является завершением мониторинговых исследований и принятием управленческих решений по оптимизации мер по улучшению медико-экологических условий. Исследование концентраций отдельных химических элементов поверхностных вод и состояния заболеваемости системы кровообращения и дыхания населения Тернопольской области показало наличие связи между концентрацией цинка в поверхностных водах и заболеваниями органов кровообращения людей.

UDC 502.63

Model of assessment of environmental impact on health of Ternopil region population / Trofimchuk O.M., Trysnyuk V.M., Kryhivskyy M.V., Mokriy V.I. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 5–12.

Model of assessment of environmental impact on population health is completion of monitoring studies and management decisions regarding optimization of measures improving health and ecologic conditions. Research of concentration of particular chemical elements of surface water and research of incidence of cardiovascular and respiratory diseases among population of Ternopil region have revealed connection between concentration of zinc in surface water and cardiovascular diseases.

УДК 621.317.42

Электрический транспорт как фактор электромагнитного загрязнения города / Глива В.А., Панова Е.В., Кружилко В.О. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 13–18.

Статья посвящается исследованию уровней электромагнитных полей городского транспорта (трамваев, троллейбусов, метро). Установлено: значительные понижения постоянной составляющей ниже допустимого уровня; сильные магнитные колебания поля; наличие «магнитных шумов». Предложена защита по понижению уровней магнитных полей с учётом частотных составляющих магнитного поля.

UDC 621.317.42

Electric transport as a factor of electromagnetic contamination of the city / Glyva V.A., Panova O.V., Kruzhilko V.O. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 13–18.

The article is dedicated research of levels of the electromagnetic fields of public transport (streetcars, trolleybuses, subway). It was set: the considerable lowering's of permanent constituent below than possible level; strong magnetic vibrations of the field; presence of «magnetic noises». Defense on lowering of levels of the magnetic fields is offered taking into account the frequency constituents of the magnetic field.

УДК 504.064:504.37(045)

Совершенствование контроля техносферы современными биологическими методами / Маджд С.М. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 19–26.

Проведена биологическая оценка компонентов окружающей среды территорий, прилегающих к авиапредприятиям. Осуществлена качественная характеристика техносферы с помощью интегрального показателя токсичности. Определена токсичность на ракообразных *Daphnia magna* Straus. Установлена фитотоксичность по изменению длины корешков салата посевного (*Lactuca sativa*) и лука обыкновенного (*Allium cepa*).

UDC 504.064:504.37(045)

The improvement of technosphere control by the modern biological methods / Madzhd S.M. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 19–26.

The biological assessment of environmental components territories adjacent to the airlines was conducted. The qualitative characteristic of the technosphere was realized by means of the integral index of toxicity. The toxicity was determined on the crustaceans of *Daphnia magna* Straus. The phytotoxicity was set due the change of length of counterfoils of lettuce sowing (*Lactuca sativa*) and due the change of length of counterfoils of the bow ordinary (*Allium cepa*).

УДК 504+620.9: (712)

Адаптационный потенциал фитоценоза энергосберегающих зеленых кровель / Ткаченко Т.Н. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 27–32.

Рассмотрен адаптационный потенциал фитоценоза энергосберегающей зеленой кровли степного типа. Установлены сроки формирования устойчивого степного растительного сообщества. Выявлен перспективный ассортимент растений в условиях умеренно-континентального климата.

UDC 504+620.9: (712)

Adaptive capacity of phytocenoses energy-saving green roofs / Tkachenko T.N. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 27–32.

Adaptive capacity of phytocenosis energy-saving green roof steppe type was considered. The terms of formation of sustainable steppe plant communitie was set. Promising assortment of plants in a temperate continental climate was identified.

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ NATURAL RESOURCES

УДК 504.3; 556.18; 556.3.; 628.36

Моделирование и расчеты внутридренной гидравлики при работе подземных водозаборов и дренажей / Телыма С.В., Олейник Е.А., Курганская С.М., Харламова О.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 33–43.

Разработана методика оценки влияния гидравлического сопротивления течения воды по длине дрен на общий приток к ним. Методика основана на математических моделях, которые позволяют более полно учитывать сложную реальную фильтрационную картину потока и гидравлические условия в зоне действия лучевых водозаборов и дренажей.

UDC 504.3; 556.18; 556.3.; 628.36

Modelling and calculation of the interdrain hydraulics at the operation of the underground uptakes and drainages / Telyma S.V., Oliynyk E.O., Kurganska S.M., Kharlamova O.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 33–43.

The methodic of the evaluation of the hydraulic resistance of the water flow along the length of the drains on summary inflow to them is developed. The methodic is based on the mathematical models which allows more fully to take into account the complex real flow pattern and the hydraulic conditions in the zone of the influence ranney water intakes and drainages.

УДК 556.114

Краткосрочное прогнозирование качественного состояния воды в нижнем течении р. Ингулец / Вишневецкий В.И., Шевчук С.А. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 44–51.

Качество воды в нижнем течении р. Ингулец наиболее зависит от водности реки и сброса в нее высокоминерализованных шахтных вод из балки Свистунова. При этом однозначная зависимость между расходом воды и ее минерализацией отсутствует. Для расчета минерализации воды предложены зависимости, в которых учтена предшествующая водность реки.

UDC 556.114

Short-term forecasting of the water quality in the lower reach of the Inguletc river / Vyshnevskiy V.I., Shevchuk S.A. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 44–51.

Water quality in the lower reach of the Inguletc river most of all depends on the water runoff and flush of the mine water with high mineralization from the Svistunova pond. Under these conditions the straight relationship between the water runoff and its salinity is absent. There were obtained the equations those give possibility to calculate the salinity of water on the background of previous water runoff of river.

УДК 628.16.08

Физико-химический анализ природной питьевой воды разных источников водоснабжения / Кравченко М.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 52–60.

Проведен анализ качественного и количественного состава воды природных источников водоснабжения, а именно некоторых рек, ряда колодцев и скважин разных регионов Украины. Проведено сравнение полученных результатов с нормативными значениями, приведенными в ДСанПин 2.2.4-171-10 «Гигиенические требования к воде питьевой, предназначенной для потребления человеком». Проанализированы результаты физико-химического анализа с выявлением компонентов, отвечающих нормативным значениям и превышающих ПДК.

UDC 628.16.08

Physico-chemical analysis of natural drinking water of different water sources / Kravchenko M.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 52–60.

The analysis of the qualitative and quantitative composition of water from natural water sources, namely some rivers, a number of wells and boreholes of the different regions of Ukraine was conducted. Comparison of the results with standard values given in Public health standards 2.2.4-171-10 «Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption» was made. The results of physical-chemical analysis with detection of corresponding normative value and those that exceed the MPC were analysed.

УДК 628.316.12

Використання біодискових фільтрів для очищення стічних вод / Дегтяр М.В. // Екологічна безпека та природокористування – 2015. №3 (19). – С. 61–64.

В статті проаналізована можливість використання занурених біодискових фільтрів для очищення різних категорій стічних вод, оцінена можливість їх використання для очищення дренажних вод полігонів твердих побутових відходів. В результаті досліджень визначена висока ефективність занурених біодискових фільтрів, виявлені основні переваги у порівнянні з класичними спорудами біологічного очищення.

UDC 628.316.12

Use of biodisk filters for leachate treatment / Degtyar M. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 61–64.

Researched possibility of submersible biodisk filters for treating of various categories of sewage are used, possibility of their using for leachate treated has been estimated. As a result of researches high efficiency of use of submersible biodisk filters has been defined, the main advantages are revealed in comparison classical constructions of biological treating.

УДК 574.5(28)+551.65

Современная трансформация водосборных бассейнов лесостепных рек / Зуб Л.Н., Томильцева А.И., Томченко О.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 65–72.

Работа посвящена исследованиям состояния современных земельных ресурсов водосборов лесостепной зоны Украины (бассейнов рек Рось и Трубиж) методами дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ). Оценка современной трансформации малых рек-притоков по результатам дешифровки спутниковых снимков за 2013 год подтвердила чрезмерно высокую степень нарушения природных ландшафтов и показала их прогрессирующую деградацию.

UDC 574.5(28)+551.65

Modern transformation of watersheds of steppe rivers / Zub L.M., Tomyltseva A.I., Tomchenko O.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 65–72. The state of modern land resources of watershed of rivers of Ukraine's steppe zone (the Ros and Trubizh river basins) was investigated. The method of Earth's remote sensing was used. The estimation of modern transformation of watershed of small river inflows based on decoding of satellite images for 2013 was done. The extremely high degree of natural landscape damages and their progressive degradation was confirmed.

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ INFORMATION RESOURCES AND SYSTEMS

УДК 504.75+528.88

Методика просторово-хронологічного визначення територій населених пунктів з підвищеною для життєдіяльності населення небезпечністю внаслідок впливу алергенних рослин / Мокин В.Б., Цимбалюк В.А. // Екологічна безпека та природопольовання. – 2015. №3 (19). – С. 73–80.

В статті розглянута актуальна задача аналізу розрахунку сумарних ризиків екологічної небезпечності для населення, страждущого бронхіальної астмою, із-за впливу карантинних рослин, а саме амброзії полиннолистяної.

UDC 504.75+528.88

Methods of spatial-chronological definition of settlements with increased danger for the life of the population due to the influence of allergenic plants / Mokin V.B., Tsybaliuk V.A. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 73–80.

The actual problem of analysis calculating of the total risk of environmental hazard for people suffering from asthma due the influence of quarantine plants namely Ragweed was considered.

УДК 333:621

Визначення ймовірності виникнення погрішності при використанні ЕВМ для аналізу і розрахунків виробничого ризику в системі «людина – машина – середовище» / Касьянов Н.А., Савченко І.В., Гунченко О.Н., Медяник В.А., Коринний В.І., Крохмалева Е.Г. // Екологічна безпека та природопольовання. – 2015. №3 (19). – С. 81–90.

Розглянуті питання удосконалення методологічних аспектів оцінки впливу ймовірності помилки операторів служб охорони праці та екології, при аналізі та обробці статистичних даних, на показники виробничого ризику для визначення управлінських рішень в системі «людина – машина – середовище».

UDC 333:621

Determination of error occurrence probability using computer for analysis and calculation of production risk in the system «man – machine – environment» / Kasyanov M.A., Savchenko I.V., Gunchenko O.M., Medianik V.O., Korinniy V.I., Krohmalova O.G. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 81–90.

The questions of improving of methodology of assessment of impact of probability of error of operators of safety service and environment during analysis and processing of statistical data on indicators of the production risk for management solutions in the system «man – machine – environment» are considered.

УДК 004.942 ; 519.226.3 ; 519.87 : (504.75 + 626/627)

Вероятностное прогнозирование сценариев распространения гидродинамических аварий на каскаде напорных гидросооружений / Романчук Е.Г., Стефанишин Д.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 91–99.

В рамках сценарного подхода с использованием метода Байеса осуществлено формализацию задачи вероятностного прогнозирования гидродинамических аварий на каскаде напорных гидросооружений и получено практические решения для оценки вероятностей их распространения по разным модельным сценариям.

UDC 004.942 ; 519.226.3 ; 519.87 : (504.75 + 626/627)

Probabilistic predicting of the scenarios propagation the hydrodynamic accidents on cascade of pressure hydraulic structures / Romanchuk K.G., Stefanyshyn D.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 91–99.

Within the scenario approach using Bayesian method the formalization of problem of probabilistic predicting of hydrodynamic accidents on cascade of pressure hydraulic structures was made and practical solutions for the assessment of probabilities of their propagation in different model scenarios was received.

УДК 004.942; 629.039.58

Моделирование события радиационного загрязнения локальных территорий в условиях неопределенности / Кряжич О.А., Коваленко А.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2015. №3 (19). – С. 100–112.

В статье представлен подход к созданию моделей радиационного загрязнения города или региона в случае техногенной аварии. Исследованы особенности моделирования радиационного загрязнения и условия неопределенности для таких ситуаций. Предложены алгоритмы процедур для сбалансирования моделей в пространстве и времени, а также вариант решения проблемы использования системного подхода при реализации моделей радиационного загрязнения.

UDC 004.942; 629.039.58

Modelling of event of radioactive contamination of local areas under uncertainty / Kryazhych O.O., Kovalenko O.V. // Environmental safety and natural resources. – 2015. №3 (19). – P. 100–112.

In paper the approach to creation of models of nuclear fallout of a city or region in case of technogenic failure is presented. Features of modelling of nuclear fallout and a condition of uncertainty for such situations are investigated. Algorithms of procedures for balance models in space are offered and time, the variant of a solution of a problem of use of the system approach also is offered at realization of models of nuclear fallout.

ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Вишневський Віктор Іванович – доктор географічних наук, професор, головний науковий співробітник Інституту водних проблем і меліорації НААН, (м. Київ).

Глива Валентин Анатолійович – доктор технічних наук, професор Національного авіаційного університету, (м. Київ).

Гунченко Оксана Миколаївна – кандидат технічних наук, доцент Державного університету телекомунікацій, (м. Київ).

Дегтяр Марія Володимирівна – кандидат технічних наук, доцент кафедри водопостачання, водовідведення та очищення вод Харківського національного університету міського господарства ім. О.М. Бекетова, (м. Харків).

Зуб Леся Миколаївна – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник Інституту еволюційної екології НАН України, (м. Київ).

Касьянов Микола Анатолійович – доктор технічних наук, професор Київського національного університету будівництва і архітектури, (м. Київ).

Коваленко Олександр Васильович – кандидат технічних наук, заступник директора Інституту ядерних досліджень НАН України, (м. Київ).

Корінний Володимир Ілліч – викладач Київського національного університету будівництва і архітектури, (м. Київ).

Кравченко Марина Василівна – кандидат технічних наук, доцент Київського національного університету будівництва і архітектури, (м. Київ).

Крихівський Михайло Васильович – кандидат технічних наук, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу, (м. Івано-Франківськ).

Крохмальова Олена Георгіївна – кандидат педагогічних наук, доцент Східноукраїнського національного університету ім. В. Даля, (м. Сєверодонецьк).

Кружилко Владислав Олегович – магістр Національного технічного університету «КПІ», (м. Київ).

Кряжич Ольга Олександрівна – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, (м. Київ).

Курганська Світлана Миколаївна – провідний інженер Інституту гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Маджд Світлана Михайлівна – кандидат технічних наук, доцент Національного авіаційного університету, (м. Київ).

Медяник Віктор Олександрович – кандидат технічних наук, доцент Східноукраїнського національного університету ім. В. Даля, (м. Сєверодонецьк).

Мокін Віталій Борисович – професор, доктор технічних наук, завідувач кафедрою комп'ютерного еколого-економічного моніторингу та інженерної графіки Вінницького національного технічного університету, (м. Вінниця).

Мокрий Володимир Іванович – доктор технічних наук, професор кафедри екологічної безпеки та природоохоронної діяльності Національного університету «Львівська політехніка», (м. Львів).

Олійник Євген Олександрович – науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Панова Олена Василівна – кандидат технічних наук, доцент Київського національного університету будівництва і архітектури, (м. Київ).

Романчук Катерина Геннадіївна – аспірант Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, (м. Київ).

Савченко Іван Володимирович – кандидат технічних наук, доцент Східноукраїнського національного університету ім. В. Даля, (м. Сєверодонецьк).

Стефанишин Дмитро Володимирович – доктор технічних наук, провідний науковий співробітник, професор кафедри гідротехнічних споруд Національного університету водного господарства та природокористування (НУВГП), (м. Рівне).

Телима Сергій Васильович – кандидат технічних наук, Інститут гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Ткаченко Тетяна Миколаївна – кандидат біологічних наук, доцент Київського національного університету будівництва і архітектури, (м. Київ).

Томільцева Аліна Іванівна – кандидат технічних наук, доцент Київського національного університету технологій та дизайну, (м. Київ).

Томченко Ольга Володимирівна – молодший науковий співробітник відділу системного аналізу Державної установи «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України», (м. Київ).

Триснюк Василь Миколайович – кандидат географічних наук, старший науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, (м. Київ).

Трофимчук Олександр Миколайович – член-кореспондент НАН України, доктор технічних наук, професор. Заступник директора з наукової роботи Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, (м. Київ).

Харламова Ольга Василівна – провідний інженер Інституту гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Цимбалюк Вікторія Анатоліївна – студент магістратури Вінницького національного технічного університету, (м. Вінниця).

Шевчук Сергій Анатолійович – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, завідувач відділенням Інституту водних проблем і меліорації НААН (м. Київ).

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

© Авторские и смежные права принадлежат авторам отдельных публикаций, Институту телекоммуникаций и глобального информационного пространства НАН Украины, Киевскому национальному университету строительства и архитектуры.

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

ДО УВАГИ АВТОРІВ ЗБІРНИКА

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

Кожна наукова стаття повинна мати вступ, розділи основної частини та висновки, а також анотацію і ключові слова трьома мовами (українською, російською та англійською). Також трьома мовами подаються реферати до статті.

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD for WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 11, одинарний інтервал, полями 2,0 см з кожного боку, заданим розміром сторінок 17х26 см.

Усі формули мають бути набрані в редакторі Microsoft Equation.

Ілюстрації повинні обов'язково нумеруватися, мати книжкову орієнтацію і не можуть перевищувати за розміром журнальну сторінку (параметри сторінки 17х26 см з полями 2,0 см). Перелік літературних джерел оформляється згідно з ГОСТ 7.1-84 і подається загальним списком у кінці статті за чергою посилань у тексті. Посилання на літературні джерела в тексті даються в квадратних дужках.

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

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

Усі представлені в редакцію рукописи проходять ретельне багатоланкове рецензування відповідними фахівцями за профілем статті. Якщо сумарна оцінка рецензентів менша за встановлений поріг, рукописи відхиляються. Автору надсилається відповідне повідомлення. Матеріали, отримані від автора, редакцією не повертаються. Після доопрацювання автор може подати матеріал повторно, з виконанням усіх процедур подачі матеріалу.

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

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

Електронна версія збірника наукових праць в Інтернеті знаходиться на сайті Національної бібліотеки України ім. В.І. Вернадського.

Збірник наукових праць також представлений на сайті Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України <http://itgip.org/> у розділі «Видавнича діяльність».

Виконавчий редактор – В.П. Берчун

Надруковано:

Видавничий дім «Юстон»
01034, м. Київ, вул. О. Гончара, 36
Тел.: (044) 360-22-66
Реєстраційне свідоцтво НБ № 153324 від 05.11.2012 р.

Підписано і здано до друку 10.09.2015 Формат 70x108/16. Папір офсетний.
Офсетний друк. Умовн. друк. арк. 10.76
Обл.-вид. арк. 11.4
Замовлення № _____

КИЇВ 2015