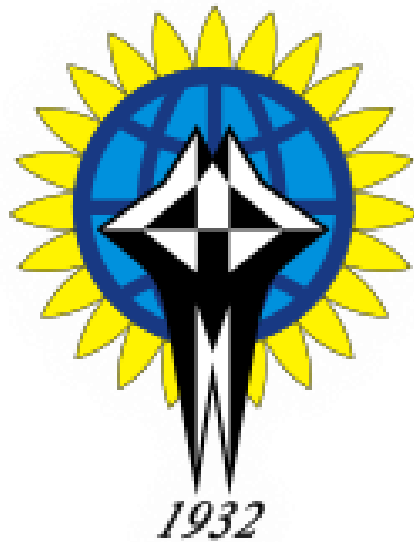




РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ

**Міжнародна наукова конференція
МОЛОДИХ ВЧЕНИХ**

ОДЕСА - 2020



МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
Одеський державний екологічний університет
Міжнародна асоціація екологів університетів

MINISTRY OF SCIENCE AND EDUCATION OF UKRAINE
Odessa State Environmental University
International Association of Universities Environmentalists

РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ

Міжнародна наукова конференція молодих вчених

1 червня – 3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса

REGIONAL PROBLEMS OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

International Scientific Conference for Young Scientists

June 1 – June 3, 2020, Ukraine, Odessa

Одеса
Одеський державний екологічний університет
2020
Odessa
Odessa State Environmental University
2020

УДК 502.1

P-31

Регіональні проблеми охорони довкілля. Матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених. Одеса: ОДЕКУ, 2020. 181 с.

У збірнику представлені матеріали Міжнародної наукової конференції молодих вчених, які висвітлюють регіональні екологічні проблеми, а також науково-методичні та прикладні аспекти їхнього рішення.

Regional Problems of Environmental Protection. Proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists. Odessa: OSENU, 2020. 181 p.

The collected articles contain the proceedings of the International Scientific Conference for Young Scientists which address to the regional environmental problems as well as methodological and applied ways for finding solutions.

Редактори: Сафранов Т.А., Чугай А.В.

Editors: Safranov T.A., Chugai A.V.

ISBN 978-966-186-000-0

© Одеський державний
екологічний університет, 2020

ОЦІНКА СПОЖИВЧИХ ПЕРЕВАГ І РЕКРЕАЦІЙНОГО ПОПИТУ НА ЗАМІСЬКИХ ТЕРИТОРІЯХ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

С.В. Анісімова, к.геогр.н., доц.

*Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків
svitlanaanisimova@meta.ua*

В даний час для короткочасного літнього відпочинку основне значення мають заміські території. Це можна пояснити традиціями і доступністю заміських місць відпочинку, навіть віддалених від міст, зростаючою мобільністю людей, тимчасовою втратою частини морського узбережжя, а також складними економічними обставинами в Україні. Не менш важливо і те, що заміські місця відпочинку в сприйнятті людини є прямим уособленням природи і протидією міському середовищу. Виїзд з міста у вихідні дні вже став важливою складовою частиною ритму життя городян.

Попит на рекреаційні послуги є одним з рушіїв економічного розвитку території, особливо це актуально для сільських територій, де розвиток малого рекреаційного бізнесу дозволяє підвищити зайнятість населення і його добробут.

Аналіз літературних даних, матеріалів ГІС і натурних досліджень прибережних районів басейну р. Сіверський Донець показують активне використання рекреаційних територій в цілях неорганізованого відпочинку в літній час [1, 2].

Масштаби впливу неорганізованої (самодіяльної) та організованої рекреаційної діяльності на якість берегів і водних комплексів, а також на якість води суттєво відрізняються.

При організованому відпочинку відбувається розподіл рекреаційних навантажень протягом року або сезону, в той час як при самодіяльному відпочинку розподіл навантажень в часі носить випадковий (стихийний) характер. Наявність елементів інженерного і біотехнічного облаштування, а також систем водопостачання, водовідведення та санітарного облаштування знижує негативні наслідки рекреаційного впливу на якість вод і стан екосистем при організованому відпочинку, в той же час відсутність елементів облаштування рекреаційних територій при неорганізованому відпочинку підсилює негативний вплив рекреації на цих ділянках, при низькому рівні облаштування розвиваються процеси рекреаційної дигресії, і території втрачають свою мальовничість і атрактивність.

Для вибору територій, потенційно придатних для розвитку малих рекреаційних об'єктів літнього короткочасного відпочинку, необхідна розробка критеріальної основи оцінювання цих територій. Критерії оцінки рекреаційних територій локального рівня є похідними від структури попиту на рекреаційні послуги, переваг рекреантів і просторового поширення відповідних компонентів, які можуть бути використані для відпочинку.

Найкращим чином відображають вимоги до вибору місць відпочинку неорганізовані рекреанти, тому що вони мобільні та здатні обирати місця розташування літніх таборів, не прив'язані до існуючих установ відпочинку і де можливо здійснювати купання, прогулянки, збір грибів та ягід тощо.

Споживчі переваги рекреантів, що планують і здійснюють оздоровчий короткочасний відпочинок на березі водного об'єкта, досліджувалися на підставі літературних даних і методами очного анкетного опитування.

На підставі досліджень [3 – 6] були зроблені наступні висновки:

– більшість відпочиваючих вважають обов'язковим наявність водного об'єкта поблизу місця відпочинку – 87 %. Респонденти зазначають: «Без води немає

відпочинку», «Вода заспокоює, розслаблює», «Люблю купатися», «Люблю насолоджуватися тишею, самотою, красивими пейзажами, дикою природою»;

– сезоном року, якому найбільш віддається перевага, є літо – для 87,2 % рекреантів воно є улюбленим часом відпочинку;

– піки бажаної тривалості поїздки припадають: на 3 дні (12,1 %); на 5 днів (12,7 %), 7 днів (17,9 %), 10 днів (12,5 %) і 14 днів (19,6 %);

– території викликають найбільший інтерес в тому випадку, коли ландшафт поєднує такі елементи як гори, пагорби, ліс, водні простори. При відсутності на території такого елемента ландшафту як ліс, зацікавлення відпочивальників до цього місця знижується.

Для дослідження попиту, мотивацій, очікувань й інтересів неорганізованих відпочиваючих на узбережжі р. Сіверський Донець в літні періоди 2016 – 2019 рр. були проведені методом очного анкетного опитування дослідження особливостей використання природно-ресурсного потенціалу, структури рекреаційних занять, часових переваг і очікувань в області перспектив розвитку стаціонарних організованих рекреаційних об'єктів. При дослідженні застосовувались процедури простої випадкової вибірки. Загальна кількість опитаних склала 208 чоловік.

Анкетний опитувальний лист включав кілька груп питань. У першу групу входили питання про територіальні переваги, структуру та тривалість рекреаційних занять самодіяльних відпочиваючих. У другій групі питань пропонувалося дати оцінку бажаних характеристик природно-ресурсного потенціалу території. До них належали такі критерії, як переваги в якісних характеристиках пляжної території, зон мілководдя і прилеглих до пляжу рослинних угруповань, глибинних і швидкісних характеристиках водного об'єкта; екологічний стан території, пейзажна привабливість та ін. Третя група питань була присвячена оцінці впливу таких критеріїв як віддаленість рекреаційної території від місця постійного проживання респондента і населених пунктів, розташованих в безпосередній близькості, транспортна доступність, забезпеченість питною водою та базовими потребами людини (туалет).

При обробці результатів анкетування було виявлено, що 59,5 % відпочиваючих виїжджають на відпочинок на 1 – 3 дні (з двома ночівлями) переважно у вихідні та святкові дні, 20,1 % рекреантів залишаються на відпочинку 5 – 7 днів, 9,7 % – на одноденний відпочинок, 20,4 % – на 7 і більше днів. При цьому 68,7 % відпочиваючих бажали б відпочинок більшої тривалості в стаціонарних організованих кемпінгах або туристичних базах, що свідчить про недостатній розвиток таких об'єктів на прибережних територіях р. Сіверський Донець.

На рис. 1 представлені дані щодо частоти виїздів рекреантів на літній відпочинок різної тривалості, отримані в процесі обробки результатів очного анкетного опитування.

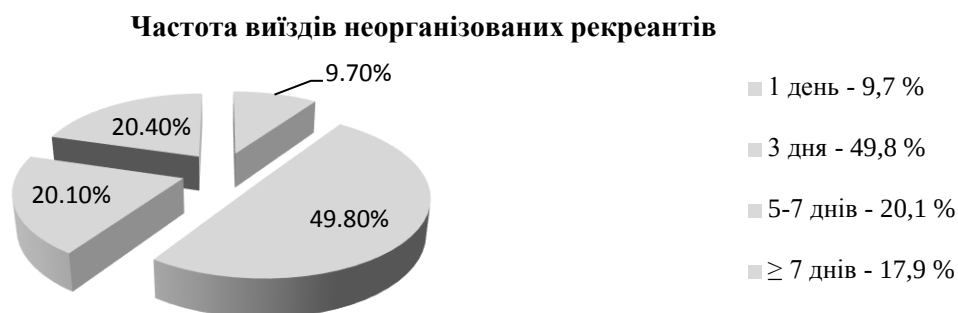


Рис. 1 – Частота виїздів на відпочинок неорганізованих рекреантів в літній період

Для вивчення рекреаційного попиту у відпочиваючих, які виїжджають на 1 – 3 дні, тобто у 61,4 % опитаних респондентів, виявлялася частота виїздів неорганізованим чином на відпочинок. Результати анкетування показали, що з опитаних респондентів у літній період виїжджають: 1 раз – 38,7 %; до 5 разів – 30,9 %; 5 – 7 разів – 22,8 %; практично кожні вихідні дні та свята – 7,6 %

Таким чином, існує достатній рекреаційний попит для розвитку організованих стаціонарних малих рекреаційних об'єктів.

Аналіз результатів анкетування виявив кілька основних факторів при виборі місць відпочинку неорганізованими рекреантами: можливість відпочинку безпосередньо в прибережній зоні і на акваторії – 92,3 %; наявність вільної території для облаштування табору під пологом рослинності – 85,1 %; високі естетичні властивості ландшафту – 81,1 %; ступінь збереження природних ландшафтів – 62,3 %; висока якість пляжної зони (піщаний пляж, дно на мілководді, незамуленого) – 73,8 %; наявність лісових масивів для здійснення прогулянок, збору ягід та грибів – 17,9 %; можливість риболовлі – 12,2 %; гарний екологічний стан – 72,1 %; комфортність погодних умов – 66,9 %; віддаленість від місця постійного проживання в межах 1 – 1,5 годин доступності на легковому особистому транспорті – 74,5 %;

Основні критерії, за якими рекреанти вибирають місце відпочинку, представлені на рис. 2.

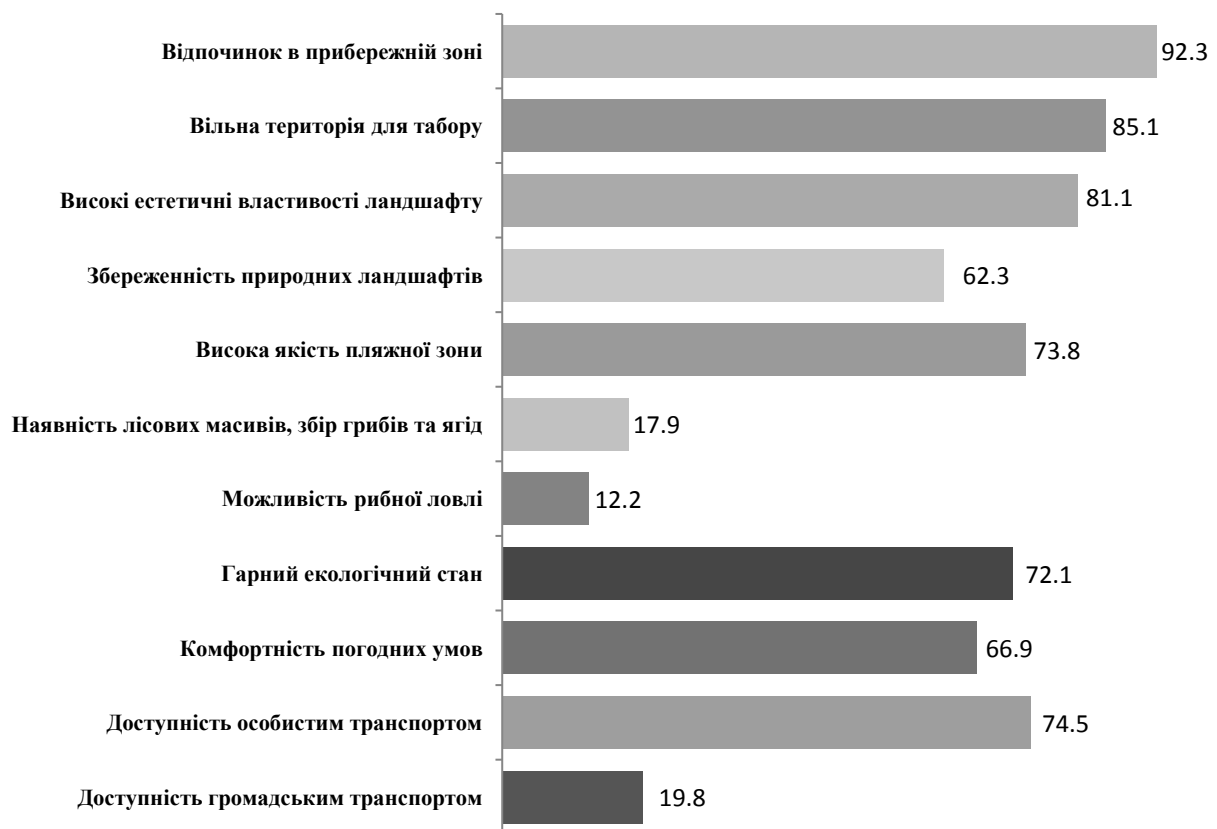


Рис. 2 – Характеристика основних переваг рекреантів при виборі території для відпочинку

На підставі аналізу літературних джерел і результатів проведеного очного анкетного опитування визначені особливості використання природно-ресурсного

потенціалу, структури рекреаційних занять, тимчасових переваг і очікувань в області перспектив розвитку стаціонарних організованих рекреаційних об'єктів для короткочасного літнього відпочинку.

В результаті дослідження сформовано 3 групи якісних критеріїв оцінки рекреаційних територій локального рівня: природно-ресурсні критерії, екологічні критерії та соціально-господарські критерії.

Перші дві групи – це блага, які надають нам екосистеми в процесі їх функціонування, група соціально-господарських критеріїв хоча і не є безпосередньо пов'язаною з природними системами, але вибір для відпочинку тих чи інших територій здійснюється також з урахуванням і цих критеріїв. Групи критеріїв оцінки трансформовані у властивості природного і техногенного комплексу і визначена їх приналежність до типу послуг, надаваних рекреаційною територією.

Висновки та перспективи подальших досліджень:

1) на даний час існує рекреаційний попит на літній короткочасний відпочинок на базі стаціонарних малих об'єктів на берегах р. Сіверський Донець;

2) визначення переваг рекреантів щодо природних та господарських умов проведення відпочинку доцільно проводити на підставі прямого опитування відпочиваючих;

3) розроблені оціночні критерії служать основою для подальшого визначення наборів кількісних показників природно-ресурсних і соціально-господарських властивостей рекреаційних територій локального рівня і обчислення оціночного рангу обраних територій.

Перелік посилань

1. Александрова Т.Д., Максимова Л.В. Оценочные исследования в отечественной географии. *География и природные ресурсы*. 2004. № 3. С. 28 – 34.

2. Анісімова С.В. Дослідження рекреаційного попиту і споживчих переваг рекреантів на заміських територіях. *Вісник ХНУ ім. В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. Харків, 2017. Вип.17. С. 49 – 54.

3. Биркович В.І. Сільський зелений туризм – пріоритет розвитку туристичної галузі України. *Стратегічні пріоритети: науково-аналітичний щоквартальний збірник*. 2008. № 1 (6). С. 138 – 143.

4. Кифяк В.Ф. Організація туристичної діяльності в Україні. Електронний ресурс: URL: http://tourlib.net/books_ukr/kyfjak_10.htm (дата звернення: 11.04.2020).

5. Кузьменко Ю. Туризм: екологический, зелёный или сельский? Електронний ресурс: URL: <http://www.ruraltourism.com.ua> (дата звернення: 11.04.2020).

6. Щитова Н.А. География образа жизни: теория и практика регионального исследования: дис. ... д-ра геогр. наук: 25.00.24. Москва, 2005. 334 с.

7. Тавкешева Т.Х., Каранашев А.Х. Маркетинговое исследование потребительских предпочтений на региональном рынке туристско-рекреационных услуг. Електронний ресурс: URL: <http://cyberleninka.ru/article/n> (дата звернення: 11.04.2020).

ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗПОДІЛУ ПОКАЗНИКІВ ТА ПРОГНОЗ ЯКОСТІ ВОД НА ПРИКЛАДІ Р. ДУНАЙ – М. ВИЛКОВЕ

*Д.Г. Аргіров, маг., С.М. Юрасов, к.т.н., доц.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса*

Прагнення України до ЄС вимагає врегулювання нашого законодавства з європейським. Це стосується всіх галузей законодавства, в тому числі і охорони навколишнього середовища.

Основна відмінність європейських норм якості вод від вітчизняних полягає в обмеженні кількості перевищень нормативу за кожним показником. Тобто, за певний період часу якість вод водного об'єкта відповідає вимогам норм ЄС в тому випадку, якщо кількість перевищень нормативу за кожним показником не більш n^* від загальної кількості спостережень [1]. За санітарними нормами – 10%, за рибогосподарськими – 5 %.

Виникає питання, як забезпечити виконання цієї вимоги у майбутньому при розрахунках гранично допустимих скидів (ГДС) забруднювальних речовин зі стічними водами [2], коли неможливо підрахувати кількість перевищень гранично-допустимих концентрацій (ГДК) ?

Дотримання згаданої вимоги можливо при використанні значень показників із забезпеченістю (ймовірністю перевищення) F , що дорівнює n^* : при оцінці якості вод за минулий період часу та у наступній період часу як фон при розрахунках ГДС. Для цього потрібні закони розподілу показників.

Дослідження, виконані раніше [3] показали, що розподіл значень показників якості вод добре апроксимує логнормальний закон. Але, при прогнозі значень показників необхідно знати також, як змінюється показник у часі.

В результаті аналізу рядів спостережень (2001 – 2017 рр.) за якістю вод у створі р. Дунай – м. Вилкове встановлено, що більшість показників (22 з 29) якості вод р. Дунай не мають часового тренду або він занадто малий і ним можна знехтувати (фосфати, див. рис. 1).

У семи показників спостерігається негативний тренд, який було апроксимовано експоненційною залежністю (АПАР, див. рис.1) вида

$$C_{Tn} = b \exp(\alpha n), \quad (1)$$

де C_{Tn} – значення функції тренду в n -й момент часу;

n – порядковий номер моменту часу (порядковий номер місяця);

b – значення показника в початковий момент часу;

α – параметр експоненційної залежності.

Відомо, що параметрами логнормального розподілу є середнє і середньоквадратичне відхилення логарифмованого ряду значень випадкової величини. При оцінці цих параметрів ряди значень показників були нормовані (табл. 1 і 2) з використанням середнього багаторічного значення ($C_{БР}$). Крім того, у показників, що мають тренд, він був усунений шляхом ділення значення показника (C_n) в момент часу n на значення лінії тренду (C_{Tn}) в той же момент часу (рис. 2):

$$C_{yTn} = C_n / C_{Tn}, \quad (2)$$

де C_{yTn} – нормовані значення показників з усуненим трендом.

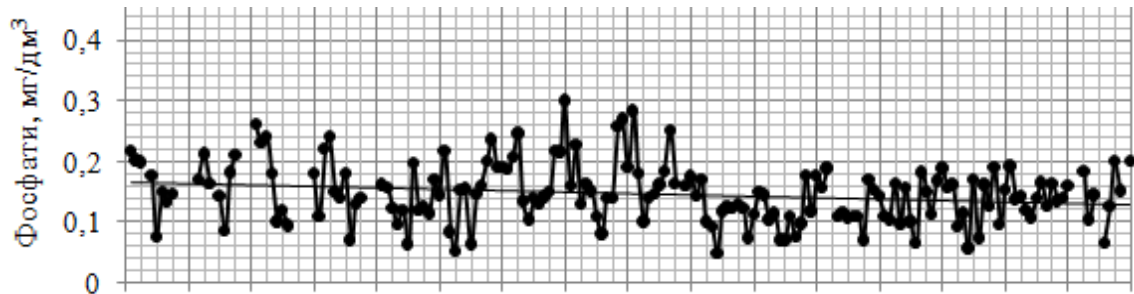


Рис. 1 – Часова мінливість фосфатів і АПАР (р. Дунай – м. Вилкове)



Рис. 2 – Часова мінливість АПАР при усуненому тренді

У табл. 1 – 3 наведені параметри законів розподілу показників якості вод р. Дунай – м. Вилкове.

В таблицях прийняті такі позначення: $C_{БР}$ – середнє багаторічне значення показника; $\check{C}_{БР}$ і $\check{G}_{БР}$ – параметри логнормального закону розподілу нормованих значень показника; $C_{ОР}$ – середнє значення показника за останні два роки; α – параметр лінії тренда; $\check{C}_{УТ}$ і $\check{G}_{УТ}$ – параметри логнормального закону розподілу показника при усуненому тренді.

Прогноз значення показника (C_{Fi}) із забезпеченістю F на деякий період часу при відсутності тренду виконується за формулою (3)

$$C_{Fi} = C_{БРi} * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{БРi}; \check{G}_{БРi}), \quad (3)$$

де $C_{БРi}$, $\check{C}_{БРi}$ і $\check{G}_{БРi}$ – позначення колишні (див. табл. 1);

ЛОГНОРМОБР() – оператор в табличному редакторі Excel.

Таблиця 1 – Параметри логнормального розподілу нормованих значень показників якості вод р. Дунай – м. Вилкове

№	Показник	$C_{БР}$	$\check{C}_{БР}$	$\check{G}_{БР}$
1	HCO_3^- , мг/дм ³	178,8	-0,007268	0,1215
2	$Na^+ + K^+$, мг/дм ³	20,24	-0,03929	0,2856
3	Ca^{2+} , мг/дм ³	52,33	-0,009119	0,1369
4	Mg^{2+} , мг/дм ³	13,77	-0,01326	0,1617
6	Сух. залишок, мг/дм ³	288,7	-0,007500	0,1224
7	Cl^- , мг/дм ³	28,54	-0,01804	0,1895
8	Мінералізація, мг/дм ³	334,0	-0,006840	0,1174
9	pH	8,043	-0,0001907	0,0196
12	Si , мг/дм ³	3,453	-0,04919	0,3268
14	NO_2^- , мг/дм ³	0,07086	-0,1734	0,6087
15	Перм. окисл., мг/дм ³	3,643	-0,01991	0,1964
16	Розчин. O_2 , мг/дм ³	9,300	-0,02015	0,2021
17	Фосфати, мг/дм ³	0,1476	-0,05814	0,3529
18	P (заг.), мг/дм ³	0,06672	-0,05605	0,3418
19	XCK , мг/дм ³	17,16	-0,03571	0,2703
21	Fe , мг/дм ³	0,06537	-0,2933	0,7634
22	Mn , мг/дм ³	0,04948	-0,2669	0,7697
24	HPP , мг/дм ³	0,01801	-0,1148	0,4772
25	Феноли, мг/дм ³	0,001421	-0,09338	0,4041
26	Cr^{3+} , мг/дм ³	0,001816	-0,1365	0,5107
27	Cr^{6+} , мг/дм ³	0,001740	-0,1129	0,4662
28	Cr (заг.), мг/дм ³	0,003104	-0,09551	0,4684

Таблиця 2 – Параметри логнормального розподілу нормованих значень показників якості вод р. Дунай – м. Вилкове, що мають тренд

№	Показник	$C_{БР}$	$\check{C}_{БР}$	$\check{G}_{БР}$
5	SO_4^{2-} , мг/дм ³	36,92	-0,01223	0,1568
10	NH_4^+ , мг/дм ³	0,1575	-0,2763	0,7420
11	BCK_{20} , мг/дм ³	3,875	-0,1093	0,4703
13	NO_3^- , мг/дм ³	5,809	-0,05530	0,3405
20	$АПАР$, мг/дм ³	0,02972	-0,2233	0,6827
23	Cu , мг/дм ³	0,002581	-0,1186	0,4949
29	Zn , мг/дм ³	0,01655	-0,2881	0,7818

При наявності тренду розрахунок виконується за формулою (4)

$$C_{Fi} = C_{OPi} * \exp(\alpha n) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{yTi}; \check{G}_{yTi}), \quad (4)$$

де C_{OPi} , $\check{C}_{yTi}$ і $\check{G}_{yTi}$ – позначення колишні (див. табл. 3);

α – параметр лінії тренда (див. табл. 3);

n – половина загальної кількості місяців прогнозного періоду (якщо прогнозний період 1 рік, то $n = 6$).

Прогнозоване значення показників ыз забезпеченістю F , що не мають тренду, відповідають їх значенням з такою ж забезпеченістю за минулий період часу. Для показників, що мають тренд, ці значення можуть суттєво відрізнятися.

Таблиця 3 – Параметри ліній тренду показників і законів розподілу їх нормованих значень при усуненому тренді

№	Показник	Параметри лінії тренду		Параметри логнормального розподілу	
		C_{OP}	α	$\check{C}_{yT}$	$\check{G}_{yT}$
5	SO_4^{2-} , мг/дм ³	34,27	–0,000639	–0,0008436	0,1527
10	NH_4^+ , мг/дм ³	0,06759	–0,00591	0,002172	0,6686
11	BCK_{20} , мг/дм ³	3,345	–0,00306	0,0007096	0,4405
13	NO_3^- , мг/дм ³	5,078	–0,00137	0,0005994	0,3364
20	$АПАР$, мг/дм ³	0,01518	–0,0110	0,006205	0,5169
23	$Сu$, мг/дм ³	0,002533	–0,00353	–0,001071	0,4615
29	Zn , мг/дм ³	0,007000	–0,00424	0,001126	0,7565

Приклади розрахунку.

а) Визначимо значення SO_4^{2-} ыз забезпеченістю 5 % на період 5 років. Вихідні дані (див. табл. 3):

$$C_{OP}=34,27; \alpha=-0,000639; \check{C}_{yT}=-0,0008436; \check{G}_{yT}=0,1527; n=5*12/2=30.$$

Значення SO_4^{2-} розраховується за формулою (4)

$$\begin{aligned} C_{5\%} &= C_{OPi} * \exp(\alpha n) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-F; \check{C}_{yTi}; \check{G}_{yTi}) = \\ &= 34,27 * \exp(-0,000639 * 30) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-0,05; -0,0008436; 0,1527) = \\ &= 34,27 * 0,9810 * 1,284 = 43,18 \approx 43,2 \text{ (мг/дм}^3\text{)}. \end{aligned}$$

б) Для оцінки якості води визначимо значення SO_4^{2-} за минулий період за формулою (3) та даними в табл. 2

$$C_{5\%} = 36,92 * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-0,05; -0,01223; 0,1568) \approx 47,2 \text{ (мг/дм}^3\text{)}.$$

Прогнозне значення SO_4^{2-} і за минулий період не дуже відрізняються тому, що у цього показника слабкий негативний тренд (рис. 1).

в) Розрахуємо тепер значення показника $АПАР$ при цих же умовах. Вихідні дані (табл. 3):

$$\begin{aligned} C_{OP} &= 0,01518; \alpha = 0,0110; \check{C}_{yT} = 0,006205; \check{G}_{yT} = 0,5169; n = 30: \\ C_{5\%} &= 0,01518 * \exp(-0,0110 * 30) * \text{ЛОГНОРМОБР}(1-0,05; -0,006205; 0,5169) = \\ &= 0,01518 * 0,7189 * 2,355 \approx 0,0257 \text{ (мг/дм}^3\text{)}. \end{aligned}$$

Якщо розрахувати значення $АПАР$ за минулий період за формулою (3) за даними в табл. 2, отримуємо – 0,0731 мг/дм³. Прогнозоване значення в 2,8 рази менше. У $АПАР$ суттєвий негативний тренд у часі (рис. 1).

Наведені розрахунки виконані для періоду 5 років (2018 – 2023 рр.). Параметр C_{OP} – середнє значення показників за два роки 2016 – 2017 рр. Тобто початок відліку – кінець 2017 р. Прогноз можна зробити, спираючись на будь-яку точку відліку. Для цього необхідно знати середнє значення показника за попередній період часу 2 – 3 роки в ретроспективі від точки відліку. Параметр тренду α залишається постійним.

Перелік посилань

1. Матеріали семінару «Основи природоохоронного законодавства України та Європейського співтовариства: водні ресурси». Київ: Державний інститут підвищення кваліфікації та перепідготовки кадрів Мінекобезпеки України, 1997.
2. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами. Міністерство охорони навколишнього природного середовища. Наказ № 116 від 15.12.1994 р., 79 с.
3. Юрасов С.Н., Алексеєнко О.А. Апроксимація законів розподілу показників якості вод на прикладі річки Дністер – місто Біляївка. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2014. № 3 – 4. С. 46 – 51.

ЩОДО МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ ФЛУКТУЮЧОЇ АСИМЕТРІЇ ЛИСТІВ ДЛЯ ОЦІНКИ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ

А.І. Бабіч, ст., Н.В. Прокопенко, к.б.н., доц.

*Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків
natvikpro08@gmail.com*

На сьогодні зелені насадження є обов'язковим компонентом міського середовища. Вони виконують ряд функцій, сприяючих створенню оптимальних умов для праці і відпочинку жителів міста, основні з яких – оздоровлення повітряного басейну міста і поліпшення його мікроклімату. Цьому сприяють наступні властивості зелених насаджень: поглинання вуглекислого газу і виділення кисню в ході фотосинтезу; пониження температури повітря за рахунок випару вологи; зниження рівня шуму; зниження рівня забруднення повітря пилом і газами; захист від вітрів; іонізація повітря; виділення фітонцидів; позитивний вплив на нервову систему людини.

Міські рослини перебувають під впливом цілого комплексу негативних чинників, пов'язаних з антропогенним забрудненням місця існування, і відповідним чином реагують на нього. При цьому для деревних рослин антропогенний тиск має хронічний характер, порівнянний по тривалості з тривалістю життя дерев.

Негативний вплив на рослину – складне явище, яке впливає на фізіологічні і біохімічні процеси, що приводять, наприклад, у листяних дерев, до руйнування структури клітин листової пластинки та інших негативних наслідків. Так, ушкодження насаджень, що ростуть в районі дії промислових, автомобільних викидів, проявляються в передчасному пожовтінні та обпаданні листя, зниженні зростання, послабленні і, зрештою, усиханні дерева. На хід обміну речовин і стан організмів впливають такі умови середовища як світло, температура, вологість, сольовий склад води або ґрунту, швидкість вітру та ін.

Основні міські екологічні чинники (запилювання, забруднення та ін.) істотно відрізняються від тих, які впливають на рослини в природному середовищі. У міських умовах сильно видозмінені також інші чинники (світловий і гідрологічний режим, температура, ґрунтовий покрив та ін.), які негативно впливають на життєдіяльність рослин в цілому. Так, для рослин температурний режим в урбосередовищі є незвичним і визначається специфічним мікрокліматом міста. Території міста містять такі ділянки тепла, що характеризується підвищеними температурами, вплив яких поширюється на навколишні території.

Гідрологічний режим урбосередовища залежить від швидкості та обсягів води, яка потрапляє в ґрунт, що ускладнено через асфальтові покриття, хоча в межах міста

може випадати більше опадів, ніж в передмістях. Проте для рослин велика частина вологи втрачається, оскільки поступає в каналізаційну систему.

Водний режим рослин ускладнюється підвищеною сухістю повітря урбосередовища, що призводить до перегрівання запилених листових пластинок і впливає на роботу та на цілісність продихового апарату, на який впливають забруднюючі речовини. Деревні рослини, що ростуть ізольовано в умовах міста, страждають від перегрівання листової поверхні та втрати води через транспірування.

Одним з компонентів зелених насаджень міст є береза повисла *Betula pendula*. Як на частину міських зелених насаджень на ці дерева впливає ряд несприятливих чинників, характерних для урбосередовища.

Зелені насадження берези повислої *Betula pendula* особливо усихають уздовж автомагістралей і мають ушкодження внаслідок засипання засоленим піском, попадання прибордюрного бруду, забруднюючих речовин, що було змито з автодоріг. Асфальтове покриття, нагріваючись в літні жаркі дні, віддає тепло приземному шару повітря і ґрунту. При температурі повітря 26 – 27 °С температура ґрунту на глибині 20 см досягає 34 – 37 °С, а на глибині 40 см – 29 – 32 °С. Тим самим створюється незвичайна теплова обстановка: температура підземних органів берези повислої *Betula pendula* нерідко вища, ніж надземних. У природних же умовах, навпаки, життєві процеси у більшості дерев протікають при зворотному температурному режимі. Міські ґрунти сильніше вихолоджуються і глибше промерзають, чим в лісових масивах через прибирання опалого листя восени і снігу взимку в холодний зимовий період. Через це страждає коренева система берези повислої *Betula pendula*, яка до того ж знаходиться ближче до поверхні ґрунту, чим у інших листяних порід. Так само в місті береза повисла відчуває нестачу в ґрунтовій волозі.

Негативний вплив чинників міського середовища проявляється на структурі і функціонуванні усіх органів дерев, у тому числі і на стані листових пластин. Під впливом антропогенного впливу тканини берези повислої *Betula pendula* змінюють колір на жовтий, охристий, рослини вражає хлороз, послабляється газообмін, процеси дихання і асиміляції, утруднюються процеси фотосинтезу.

Також погіршення стану дерев проявляється у зміні форми листя, яка називається флуктуюча асиметрія листя. Під флуктуючою асиметрією (ФА) розуміють незначні і випадкові відхилення від суворой білатеральної симетрії біооб'єктів. Це макроскопічна подія, що полягає в незалежному прояві або на лівій, або на правій, або на обох сторонах тіла, але в різному ступені виражених ознак, що дозволяє на макроскопічному рівні використовувати ці асиметрію в якості інструменту в оцінці стабільності розвитку організму. Рівень морфогенетических відхилень (тобто ФА) від норми виявляється мінімальним лише при певних (оптимальних) умовах середовища і неспецифічно зростає при будь-яких стресових впливах.

Так, при формуванні листової пластини у міру накопичення токсичних речовин, відбувається гальмування ростових процесів і деформація листа.

Для визначення величини ФА на листі берези повислої проводять виміри таких параметрів: ширина половинок середини листя; довжина жилки другого порядку, другий від основи листка; відстань між основами першої і другої жилок другого порядку від основи листка; відстань між кінцями цих же жилок; кут між головною жилкою і другий від основи листка жилкою другого порядку (рис.).

Величина ФА визначається за формулою $FA = \frac{1}{5} \sum |L - R| / (L + R)$, де L і R – проміри ознак з лівого і правого боку листа.

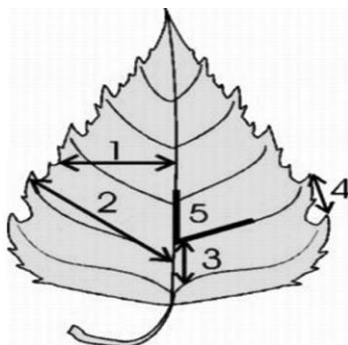


Рис. – Схема вимірювання листової пластини для визначення флуктуючої асиметрії

Отриманий показник характеризує міру асиметричності листя клена, для визначення цього показника прийнята п'ятибальна шкала відхилення від норми, згідно якої 1 бал – умовна норма, а 5 – критичний стан.

Для дослідження було обрано дерева, що знаходяться біля автомобільної дороги з інтенсивністю руху 1200 авт/год з переважною кількістю легкових автомобілів в транспортному потоці.

Згідно проведенням дослідженням серед дерев на ділянці вулиці на відстані 10 м від проїзної частини переважали дерева з середнім рівнем відхилення від норми, на відстані 30 м – з незначним відхиленням від норми, на відстані 50 м – умовно нормальні дерева.

Отримані результати дозволяють зробити висновок, що на обраній ділянці вулиці має місце досить значний вплив забруднень автотранспортного походження та необхідно вживати заходів щодо його зменшення.

ВПЛИВ РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ КУПРУМА НА ФІТОТОКСИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ СЕРЕДОВИЩА

К.Д. Безугла, ст., І.А. Кривицька, доц.

Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, м. Харків
bezuglayaek8@gmail.com

Відомо, що важкі метали входять до складу ґрунту, води та атмосферного повітря. Деякі важкі метали (*As, Cd, Hg, Pb*) істотно впливають на ріст рослин. Такі метали, як *Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn* є життєво важливими елементами для рослин. Надлишок цих елементів може призвести до значного отруєння рослинного організму. Так, наприклад, 1,5 – 2,5-кратне підвищення рухомих форм важких металів (*Cu, Zn, Pb, Cd*) у ґрунті викликає зниження кількості та якості продукції сільськогосподарських культур [1]. Поглинання важких металів рослинами і подальше накопичення вздовж харчового ланцюга є потенційною загрозою для здоров'я людини і тварин. [2]

В якості тест-культур нами була обрана вища рослина редька (*p. Raphanus*). Визначення фітотоксичності проводилося на водному розчині з концентраціями купрума (*Cu*) 12 мг/дм³, 15 мг/дм³ та 30 мг/дм³, а також контроль з відстояною питною водою. Насіння було розкладено у чашки Петрі на фільтрований папір, зволожений водою з різними концентраціями купрума і контроль на фільтровальний папір, зволожений питною водою і витримано протягом 168 год. Після статистичної обробки ми підраховували величину так званого фітотоксичного ефекту. Було визначено кількість пророслих насінин та виміряно довжину коренів і паростків у кожній пробі.

Був розрахований критерій Стюдента. За атестованою методикою визначення токсичності на вищих рослинах *Raphanus sativus* [3]

Фітотоксичний ефект визначається у відсотках щодо довжини кореневої або паростка системи, або кількості сходів. Величина фітотоксичного ефекту показує ступінь токсичності зразків по відношенню до рослини. Після проведення всіх необхідних операцій дослідження отримані матеріали, а саме відхилення паростків і коренів від контролю, зводили до відсотку токсичності. Для цього використовували формулу, затверджену вищенаведеною методикою. Критерієм токсичності є зниження на 20 і більше відсотків довжини проростків і коренів рослин у досліді порівняно з контролем за 168 год біотестування.

Розрахунки проводилися за допомогою формули:

$$A = \frac{x_k - x_d}{x_k} * 100\%$$

де A – довжина коренів (паростків) у досліді відносно контролю;

x_k – середнє арифметичне довжини коренів (паростків) у контролі, см;

x_d – середнє арифметичне довжини коренів (паростків) у досліді, см.

Статистичну обробку даних проводили з використанням пакета прикладних програм «Microsoft Excel 2000». Як критерій оцінки достовірності спостережуваних змін використовували t -критерій Стюдента.

У контролі виявлено 25 пророслих насінин. Середнє значення довжини кореня дорівнює 66 мм, а паростка – 49,05 мм. Стандартне відхилення для кореня дорівнює 24,67 мм, для паростка – 7,74 мм. Табличне значення критерію Стюдента для рівня вірогідності $P = 0,05$ і числа ступенів свободи 48 складає 2,02.

У пробі с концентрацією 12 мг/дм³ проросло 28 насінин. Середня довжина кореня – 44,30 мм, паростка – 38,50 мм. t -критерій Стюдента для кореня 3,08, а для паростка – 4,14. Цей результат є більшим за табличне значення (2,02). Довжина коренів у досліді відносно контролю дорівнює 32 %. Довжина паростків у досліді відносно контролю дорівнює 21,5 %. Тож можна вважати, що концентрація купрума 12 мг/дм³ є фітотоксичною.

Таблиця 1 – Показники t -критерію Стюдента та фітотоксичного ефекту водного розчину з концентрацією Cu 12 мг/дм³ за довжиною коренів та паростків

Показник	Контроль		Дослід	
	Корень	Паросток	Корень	Паросток
Середнє значення	66,00	49,05	44,30	38,50
t - Критерій Стюдента			3,08	4,14
Фітотоксичний ефект			32%	21,5%

У пробі с концентрацією 15 мг/дм³ проросло 24 насінин. Середня довжина кореня – 51,35 мм, паростка – 43,25 мм. t -критерій Стюдента для кореня 2,15, а для паростка – 2,16. Цей результат є більшим за табличне значення (2,02). Довжина коренів у досліді відносно контролю дорівнює 22,2 %. Довжина паростків у досліді відносно контролю дорівнює 11,8 %. Тож можна вважати, що концентрація купрума 15 мг/дм³ є фітотоксичною за середньою довжиною кореня.

У пробі с концентрацією 30 мг/дм³ проросло 26 насінин. Середня довжина кореня – 29,85 мм, паростка – 37 мм. t -критерій Стюдента для кореня 6,46, а для паростка – 4,33. Цей результат є більшим за табличне значення (2,02). Довжина коренів у досліді відносно контролю дорівнює 54,7 %. Довжина паростків у досліді відносно

Таблиця 2 – Показники *t*-критерію Ст'юдента та фітотоксичного ефекту водного розчину з концентрацією *Cu* 15 мг/дм³ за довжиною коренів та паростків

Показник	Контроль		Дослід	
	Корень	Паросток	Корень	Паросток
Середнє значення	66,00	49,05	51,35	43,25
<i>t</i> -Критерій Ст'юдента			2,15	2,16
Фітотоксичний ефект			22,2%	11,8%

контроля дорівнює 24,5 %. Тож можна вважати, що концентрація купруму 30 мг/дм³ є найбільш фітотоксичною.

Таблиця 3 – Показники *t*-критерію Ст'юдента та фітотоксичного ефекту водного розчину з концентрацією *Cu* 30 мг/дм³ за довжиною коренів та паростків

Показник	Контроль		Дослід	
	Корень	Паросток	Корень	Паросток
Середнє значення	66,00	49,05	29,85	37,00
<i>t</i> -Критерій Ст'юдента			6,46	4,33
Фітотоксичний ефект			54,7%	24,5%

Тож можна зробити висновок, що важкий метал купрум починає бути фітотоксичним з концентрації 12 мг/дм³, і при збільшенні концентрації до 15 мг/дм³ та 30 мг/дм³ він також є фітотоксичним. Отже, можна використовувати такий тест для визначення приблизного вмісту купруму у навколишньому середовищі для оцінки компонентів довкілля.

Перелік посилань

1. Довгалюк А. Забруднення довкілля токсичними металами та його індикація за допомогою рослинних тестових систем. *Біологічні студії*. 2013. Т. 7. № 1. С. 197 – 204.
2. Топчій Н.М. Вплив важких металів на фотосинтез. *Физиология и биохимия культурных растений*. 2010. Т. 42. № 2. С. 95 – 106.
3. Крайнюкова А.М., Чистякова О.О., Шаніна О.С. Методика визначення токсичності ґрунтів на вищих рослинах *Raphanussativus L.* Київ: УкрНДІП, 1997. 8 с.

НОРМАТИВНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ УПРАВЛІННЯ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ У КРАЇНАХ ЄС

Р.І. Біловус, ст., В.Д. Погребенник, д.т.н., проф.

Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів
roholjana5bilovus@gmail.com

Вступ. Ми стикаємось з відходами кожного дня вдома, на роботі, на вулиці, а також в промисловості. І навіть не завжди замислюємося над тим, звідки вони беруться та з чого утворюються. В побутовому значенні відходи – це будь-які предмети, в яких збіг термін придатності чи які просто втратили свою матеріальну цінність або ж інтерес у самого споживача. Часто це явище виникає після купівлі нової моделі того чи іншого предмету, цим самим витісняючи з ужитку стару річ.

Метою роботи є підходи до нормативного забезпечення управління побутовими відходами у країнах ЄС.

Виклад матеріалу. Відходи – це речовини або ж предмети, утворені внаслідок діяльності людини [1]. Для того, аби хоч якось домогтися порядку зі сміттям та нормативно врегулювати поводження з побутовими відходами, запроваджують нормативно-правову базу щодо відходів. У екологічному праві існує численна кількість документів про процеси утворення, перероблення та утилізації відходів.

До нормативно-правових актів слід віднести такі директиви: Рамкова директива про відходи (Директива № 2008/98/ЄС про відходи); Директива 1999/31/ЄС про захоронення відходів; Директива 2006/21/ЄС про управління відходами видобувної промисловості.

Згідно з директивою Європейського Парламенту та Ради 2008/98/ЄС, управління відходами – це збирання, перевезення, відновлення та захоронення відходів, що включає у себе систему нагляду та подальший контроль над переліченими вище операціями і об'єктами, де це все проводиться, а також над продавцями і посередниками. *Основна мета* – змусити країни ЄС розробити та застосувати систему управління відходами, яка буде сформована на основі ієрархії управління відходами і завдання якої полягатиме у наступному: зменшення кількості відходів та зниження ступеня їх небезпеки, запровадження рециклінгу, вторинна переробка або відновлення відходів, компостування, захоронення без або з отриманням енергії. Гасло Директиви – «забруднювач платить», тобто власник, що продукує товар, повинен компенсувати витрати на зменшення обсягу відходів, а самі ж відходи повинні використовуватись як вторинна сировина. Країни ЄС, розробляючи плани щодо управління відходів, повинні спиратись на ієрархію управління відходів (рис.) [2].



Рис. – Ієрархія управління відходами [2]

Важливо, щоб структура управління була саме такою, адже чим більше докладатиметься зусиль до перших трьох ланок, тим менша кількість відходів залишатиметься на наступні дві, що сприятиме позитивному впливу на навколишнє середовище.

Директива 1999/31/ЄС Європарламенту і Ради від 26 квітня 1999 року про захоронення відходів містить такі ключові принципи:

- *Зменшення впливу на навколишнє середовище та здоров'я людей від наслідків захоронення відходів.* Полігони повинні створити певні умови щодо безпечного захоронення відходів: дно полігонів повинне вкриватись спеціальною плівкою, аби фільтрати не попадали ні в ґрунт, ані в підземні води, а збирались та надходили на подальше виведення та оброблення, збирання полігонних газів та їх спалення, захоронення відходів шарами ґрунту і т. д. Також для того, щоб на

полігоні проводилось захоронення відходів, він повинен отримати на це дозвіл, всі решта – мають бути закриті та рекультивовані, тобто штучно відновлені покриви та родючість землі.

- *Зменшення кількості заборонених відходів.* Директива закликає усі держави зменшити кількість захоронення відходів, застосувавши до них попередні види утилізації та застосувавши національну систему боротьби з захороненням відходів.
- *Фінансова відповідальність.* Держави повинні нести фінансову відповідальність не тільки за утримання полігонів, технологічне забезпечення належних умов експлуатації, а й за доглядом полігонів після їх закриття.

Згідно з цією Директивою, відходи потрібно захоронювати окремо один від одного, залежно від їх класифікації. Мають бути відведені ділянки для безпечних відходів (побутові та інші види безпечних відходів); ділянки для інертних відходів, тобто таких відходів, що не піддаються розкладанню та жодним змінам, та окремі ділянки для небезпечних відходів.

Директива 2006/21/ЄС про управління відходами видобувної промисловості вирішує питання відходів, що утворились під час роботи промисловості. *Основною метою* директиви є зменшення негативного впливу на НС та здоров'я людей відходів, які утворюються в результаті управління ними та внаслідок промислової діяльності. Ключові принципи, якими керується Директива: чітко встановлена класифікація О/МРВВ; дозвіл для управління відходами видобувної промисловості, виданий спеціальним законодавчим органом; побудова плану управління відходами видобувної промисловості, що повинен містити в собі: дані про відходи; операції, що були застосовані до відходів, через які вони й утворились; наслідки від появи відходів; методи контролю та моніторинг за відходами та подальші результати після закриття; чітка документація всіх операцій та заходів; дотримання вимог щодо: забезпечення належних умов ділянок добування гірських порід; будівництва О/МРВВ; операцій із закриття О/МРВВ; вчасного надання інформацій та попередження про загрозу атмосферному повітрю, водному середовищу, земельним ділянкам, населенню та НС загалом; перевірок законодавчим органом про дотримання усіх правил експлуатації; фінансова відповідальність за процесами управління відходами видобувної промисловості та після їх закриття; у разі заподіяної шкоди довіллю встановлення адміністративної відповідальності або ж накладання штрафів; постійний контроль над О/МРВВ, тобто чи відповідають вони всім нормам, чи негативно впливають на довкілля, чи потребують інвентаризації [3].

Висновки. Розглянуто нормативне забезпечення управління побутовими відходами у країнах ЄС. Впровадження інтегрованих систем управління відходами [4] дасть змогу покращити ситуацію з відходами в Україні, зменшити їх кількість, покращити стан навколишнього середовища.

Перелік посилань

1. Управління та поводження з відходами: підручник // За ред. Сафранова Т.А., Клименко М.О. Одеса: ТЕС, 2012. 270 с.
2. Гуменюк Г.Д., Войтюк Г.В. Поводження з відходами: вимоги європейського союзу і законодавства України. *Стандартизація, сертифікація, якість*. 2015. № 3 (94). С. 26 – 29.
3. Household waste management. The European experiences // Petruk V.G., Stalder F., Ishchenko V.A., Vasylykivskyi I.V., Petruk R.V., Turchyk P.M., Kvaternyuk S.M., Shyrnin M.I., Volovodiuk V.V. Vinnytsia: “Nilan-Ltd.”, 2016. 184 p.

4. Koval I.I., Pohrebennyk V.D. Approaches to building integrated system of municipal solid waste management: classification of packaging waste. *Environmental safety and natural resources*. 2018. Issue. 28. P. 94 – 102.

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ

В.О. Бобик, маг., А.В. Чугай, к.геогр.н., доц.

Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
avchugai@ukr.net

Дунай – друга за величиною річка Європейського континенту. Її водозбірна площа охоплює значну територію Центральної Європи. Унікальність водної екосистеми річки полягає в тому, що вона протікає по території 17 країн, вона зазнає значного впливу промислових, сільськогосподарських, комунальних, енергетичних і іригаційних об'єктів, а також судноплавства та інших антропогенних факторів.

Гідрохімічний режим дунайської води формується під впливом його внутрішньорічного водного стоку, життєдіяльності водних організмів і стічних вод промислових підприємств, сільського господарства і населених пунктів.

Виділяють 3 групи методів оцінки якості природних вод: метод зіставлення; методи оцінювання якості вод як середовища існування; методи комплексної оцінки якості або забрудненості водних об'єктів на основі системи інтегральних показників [1].

Також оцінку якості вод з окремих позицій можна проводити із застосуванням індивідуальних показників якості. Таким показником можна вважати оцінку за вмістом BCK_5 , запропоновану у роботах [2, 3]. Цей показник можна вважати одним з показників, які характеризують екологічний стан водних об'єктів. Концентрація BCK вказує, скільки кисню необхідно бактеріям для окислення органічних речовин у воді, відображає трофічні умови існування планктону і тому є критерієм якості води. За вмістом BCK_5 авторами запропоновано класифікацію якості вод (табл. 1).

Таблиця 1 – Класифікація якості вод за величиною BCK_5 [2, 3]

Рівень забруднення	Концентрація BCK_5 , мг/м ³	Екологічний стан водного об'єкту
Дуже чисті	0,5 – 1,0	Стадія оборотних змін
Чисті	1,1 – 1,9	
Помірно забруднені	2,0 – 2,9	Порогова стадія
Забруднені	3,0 – 3,9	Стадія необоротних змін
Брудні	4,0 – 10,0	

Нами було виконано оцінку екологічного стану р. Дунай за вмістом BCK_5 за 2015-2018 рр. Аналіз проводився за даними спостережень Дунайської гідрометеорологічної обсерваторії у 4 створах: Рені, Ізмаїл, Кілія, Вилково.

На рис. 1 наведено динаміку зміни концентрацій BCK_5 на протязі року у поверхневих водах р. Дунай за період дослідження. Аналіз показує, що по усіх створах спостережень відзначається чітко виражений весняно-осінній мінімум (травень – вересень). Перевищення $ГДК$ не відзначено.

Було виконано оцінку екологічного стану вод р. Дунай на протязі року за період дослідження. Отримано, що якість вод р. Дунай характеризується у січні – квітні переважно помірним рівнем забруднення з пороговою стадією стану водного об'єкту, в інші місяці – рівнем забруднення «чисті» (стадія оборотних змін).

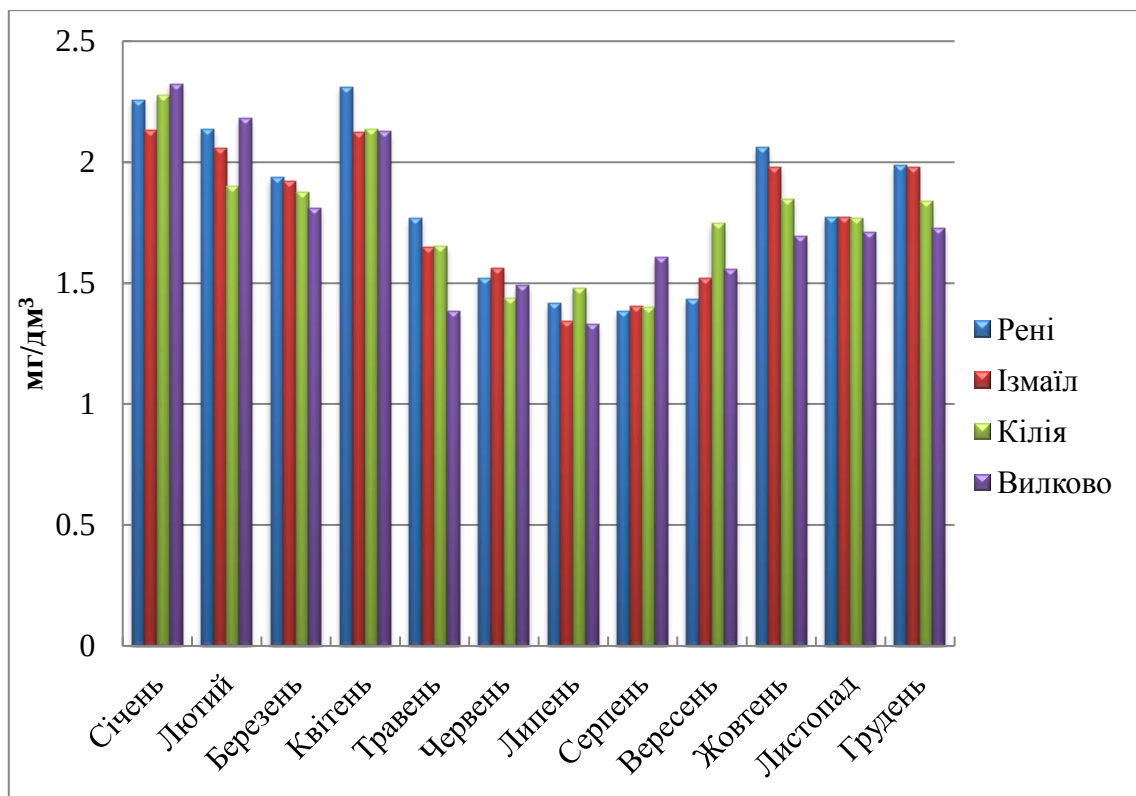


Рис. 1 – Динаміка зміни концентрацій BSK_5 у поверхневих водах р. Дунай у 2015 – 2018 рр.

Аналіз часової динаміки зміни концентрацій BSK_5 наведено на рис. 2. З рисунку видно, що у всіх створах спостережень відзначається стійке суттєве збільшення вмісту BSK_5 з 2015 по 2018 рр. Також виконано оцінку екологічного стану да середньорічними концентраціями BSK_5 у поверхневих водах р. Дунай (табл. 2).

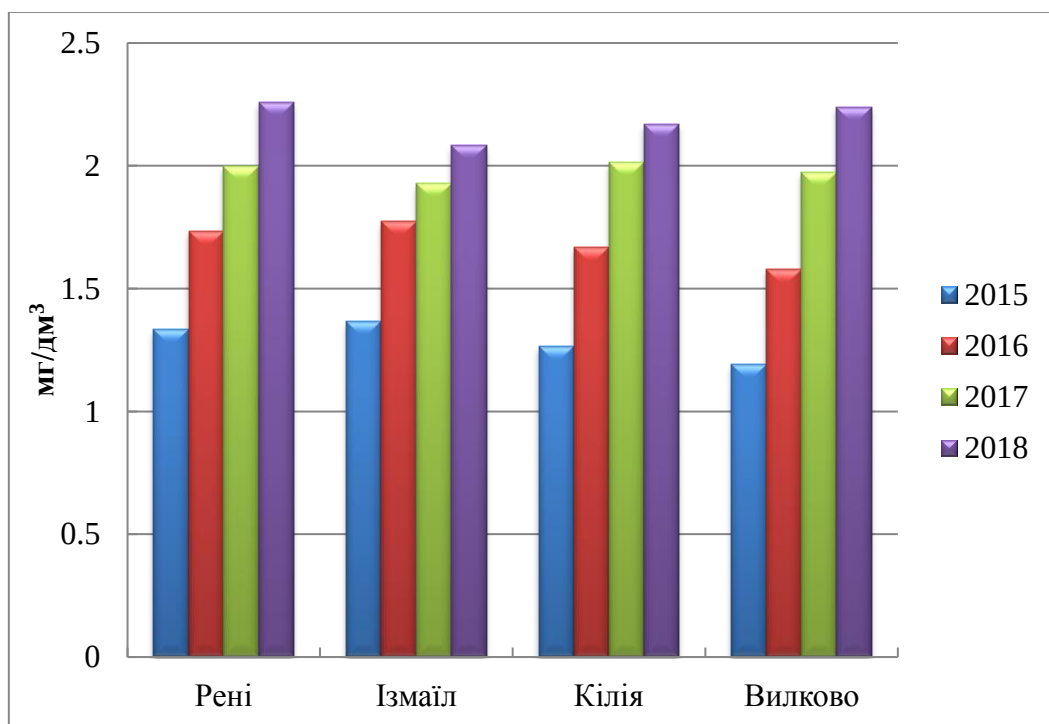


Рис. 2 – Часова динаміка зміни концентрацій BSK_5 у поверхневих водах р. Дунай

Таблиця 2 – Оцінка екологічного стану р. Дунай за середньорічним вмістом $БСК_5$

Рік	Рені	Ізмаїл	Кілія	Вилково
2015	Чисті (стадія оборотних змін)	Чисті (стадія оборотних змін)	Чисті (стадія оборотних змін)	Чисті (стадія оборотних змін)
2016	Чисті (стадія оборотних змін)	Чисті (стадія оборотних змін)	Чисті (стадія оборотних змін)	Чисті (стадія оборотних змін)
2017	Помірно забруднені (порогова стадія)	Помірно забруднені (порогова стадія)	Помірно забруднені (порогова стадія)	Помірно забруднені (порогова стадія)
2018	Помірно забруднені (порогова стадія)	Помірно забруднені (порогова стадія)	Помірно забруднені (порогова стадія)	Помірно забруднені (порогова стадія)

Аналіз табл. 2 показує, що у всіх створах спостережень екологічних стан вод р. Дунай у 2015 – 2016 рр. характеризується за рівнем забруднення як чисті, у 2017 – 2018 рр. – як помірно забруднені.

Представлені результати є частиною дослідження, присвяченого оцінці якості вод р. Дунай в межах її української частини, а також оцінці ступення антропогенного навантаження на басейн р. Дунай.

Перелік посилань

1. Системний аналіз якості навколишнього середовища: підручник // Сафранов Т.А., Адаменко Я.О., Приходько В.Ю., Шаніна Т.П., Чугай А.В., Колісник А.В. Одеса: Екологія, 2015. 244 с.
2. Шабанов В.В., Маркин В.Н. Методика еколого-водохозяйственной оценки водных объектов. Монография. Москва: ФГБОУ ВПО РГАУ МСХА им. К.А. Тимирязева, 2014. 162 с.
3. Крылов А.В. Введение в мир гидроэкологии. Электронный ресурс: URL: https://bio.1sept.ru/view_article.php?ID=200002905 (дата звернення: 23.03.2020).

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ (НА ПРИКЛАДІ ПРИТОК Р.ЛУГАНЬ ТА Р.КАЗЕННИЙ ТОРЕЦЬ)

Ю.В. Божок, к.геогр.н., А.В. Томченко, студ., А.І. Цабевська, студ.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
julia.bojok89@gmail.com

Річка Сіверський Донець є важливою водною артерією східної частини нашої держави. Води річки використовуються для питного і технічного водопостачання, для риболовлі та рекреації. Річки Казенний Торець та Лугань є правими притоками Сіверського Дінця.

Екологічна ситуація на цих річках напружена. Річковий стік зарегульований численними ставками та водосховищами. На р. Казенний Торець розташовані великі промислові центри – міста Слов'янськ, Краматорськ, Дружківка, на р. Лугань – міста Луганськ, Світлодарськ, Олександрівськ. Вода забруднена промисловими та побутовими стічними водами підприємств вугільної, хімічної та нафтохімічної промисловості, машинобудування та житлово-комунального господарства. Гострою проблемою залишається підтоплення вугільних шахт Донбасу, які є одними з найбільш значних джерел впливу на стан підземних вод на сході України.

Проблема комплексного оцінювання якості води на сучасному етапі має важливе і першочергове значення. Ця проблема займає центральне місце у водоохоронній діяльності.

Метою роботи є оцінка якості води річок Казенний Торець та Лугань за методикою індексу забруднення води (стандартною та модифікованою) за гідрохімічними даними 1990 – 2013 рр. (до початку АТО).

Методика індексу забруднення води (ІЗВ) є однією з найпростіших методик комплексної оцінки якості води. Розрахунок ІЗВ проводиться за обмеженим числом інгредієнтів [1]. Для «класичного» ІЗВ визначають середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з таких показників: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, БСК. Знайдене середнє арифметичне значення кожного з показників порівнюють з відповідними ГДК (ділять їх концентрації на ГДК). Для розчиненого кисню потрібно навпаки – ділити його ГДК на концентрацію. «Модифікований» ІЗВ розраховується теж за шістьма показниками: БСК₅ і О₂ є обов'язковими, а інші чотири показники беруть за найбільшим відношенням до ГДК.

За величинами розрахованих ІЗВ виконується оцінка якості води. При цьому виділяють такі класи якості води: I – дуже чиста ($ІЗВ \leq 0,3$); II – чиста ($ІЗВ = 0,3 - 1$); III – помірно забруднена ($ІЗВ = 1 - 2,5$); IV – забруднена ($ІЗВ = 2,5 - 4$); V – брудна ($ІЗВ = 4 - 6$); VI – дуже брудна ($ІЗВ = 6 - 10$); VII надзвичайно брудна ($ІЗВ > 10$) [2].

В даній роботі розрахунок ІЗВ проводили, використовуючи ГДК для рибогосподарського та господарського-питного водопостачання за гідрохімічними даними таких постів як р. Казенний Торець – смт. Райське у межах селища, м. Слов'янськ (1 км вище міста) та м. Слов'янськ (3 км нижче міста), а також р. Лугань – м. Луганськ (0,5 км вище міста та 1 км нижче міста).

Аналіз модифікованих індексів забрудненості води, осереднених за кожен рік, показав, що якість води р. Казенний Торець для господарсько-питних цілей для трьох постів характеризується в більшості випадків II класом якості – чиста (ІЗВ знаходиться у межах 0,42 – 0,78 на посту смт. Райське, в межах 0,23 – 1,20 вище м. Слов'янськ та 0,29 – 3,38 нижче м. Слов'янськ). До другого класу якості відносяться води з певними змінами щодо природного стану, однак зміни поки що не порушили екологічної рівноваги. Тільки у 1996 р. в смт Райське вода характеризувалася як «надзвичайно брудна», а у 1997 р. в м. Слов'янськ як «забруднена», що пов'язано зі скидами заліза у великих об'ємах в воду.

Рибогосподарські ГДК є більш жорсткими. При аналізі якості води для рибогосподарського призначення виявлено, що смт. Райське води р. Казенний Торець можна віднести до помірно забруднених (III клас якості – води зі значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем). У 1991 – 1993 рр. та 1995 – 1996 рр. річкові води були чистими (II клас якості). На посту в м. Слов'янськ (вище міста) в середньому води відносяться до забруднених (IV клас якості – це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як екологічний регрес), виняток склали 1993 р. та 1997 р. – води були надзвичайно брудними (VII клас якості). Нижче м. Слов'янськ річкові води відносяться до IV класу якості – забруднені (рис. 1). У 1997 р. та 2006 р. води були надзвичайно брудними. Забруднення річки відбувалося за рахунок антропогенної дії.

Аналіз індексів забрудненості води р. Лугань за модифікованою методикою показав, що якість води для господарсько-питних цілей для обох гідрохімічних постів характеризується переважно III класом якості – води зі значним антропогенним впливом. В м. Луганськ (0,5 км вище міста) до другого класу якості води відносилися лише у 1992 р., 2005 – 2006 рр. та 2011 р. Нижче міста вода була чистою у 1997 р. та

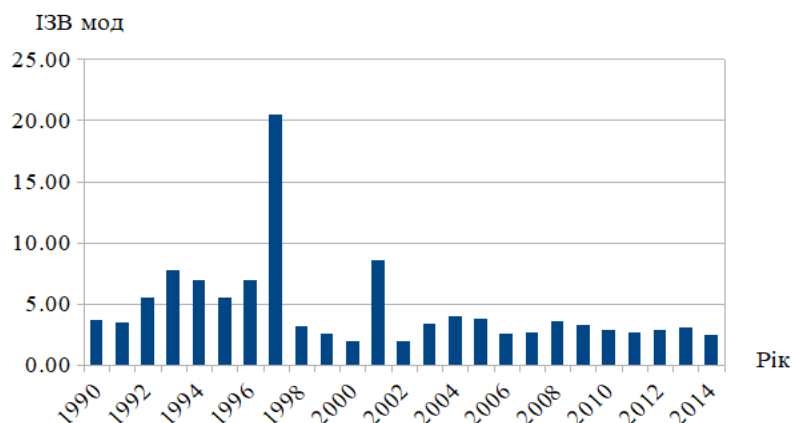


Рис.1 – Значення індексів ІЗВ модифікованих, розрахованих для рибогосподарських вимог, р. Казенний Торець – м. Слов'янськ (3 км нижче міста), 1990-2014 рр.

2005 р. У 1990 р. вище і нижче м. Луганськ води характеризувалися як брудні. У 2012 – 2013 рр. вище міста вода була забрудненою.

Аналіз індексів забрудненості води для рибогосподарських цілей для двох постів характеризується переважно III класом якості – води зі значним антропогенним впливом (рис. 2). У 1990 р. вище і нижче м. Луганськ вода характеризувалася як дуже брудна. У 1991 р., 1993 р., 1998 – 2004 рр., 2008 р. та 2012 – 2013 рр. вода була «забрудненою». Забруднення річки відбувалося за рахунок антропогенної дії.

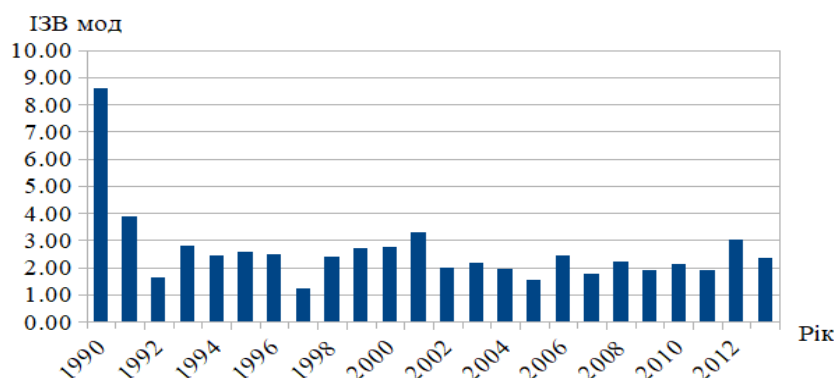


Рис. 2 – Значення індексів ІЗВ модифікованих, розрахованих для рибогосподарських вимог, р. Лугань – м. Луганськ (1 км нижче міста), 1990 – 2013 рр.

З точки зору господарсько-питних вимог, рівень антропогенного навантаження на річки Казенний Торець та Лугань призводить до змін в екосистемі, гідробіологічному та водному режимах, які значно потерпають від зарегульованості річок та промислових скидів

З точки зору розведення риби, якість річки не дає можливості нормального функціонуванню рибного господарства.

Питанню збереження якості та водних ресурсів басейну р. Сіверський Донець треба приділяти більше уваги.

Перелік посилань

1. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод. КИів: Ніка центр, 2001. 264 с.

2. Юрасов С.М., Сафранов Т.А., Чугай А.В. Оцінка якості природних вод: навчальний посібник. Одеса: Екологія, 2012. 168 с.

МІНЕРАЛІЗАЦІЯ ПИТНИХ ВОД ЯК ФАКТОР ВПЛИВУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

А.С. Вербова, маг., Т.А. Сафранов, д.г.-м. н., проф.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
ecobezpeka@gmail.com

Одним із важливих показників фізіологічної повноцінності мінерального складу питної води є величина її мінералізації, тобто загального вмісту неорганічних речовин (суми іонів і солей) в мг/дм³. Достатньо схожим параметром є сухий залишок, тобто загальна маса нелетких розчинених (переважно мінеральних) і органічних речовин, що отримується після випаровування фільтрованої води і подальшого висушування осаду при температурі 105 °С до постійної маси. При цьому не враховуються більш леткі органічні сполуки, що розчинені у воді. Органічні речовини містяться у природних водах в розчинному, колоїдному та завислому станах. Органічний вуглець є показником сумарного вмісту органічних речовин у природних водах і на нього припадає біля 50 % маси органічних речовин. Вміст загального вуглецю є інтегральним санітарно-хімічним показником безпечності та якості питної води (вода водопровідна ≤ 10 мг/дм³; вода фасована, з пунктів розливу та бюветів показником безпечності та якості питної води (вода водопровідна ≤ 3 мг/дм³) [1]. Оскільки води питного призначення, як правило, характеризуються низькими концентраціями органічних речовин, то значення мінералізації і сухого залишку для них можуть відрізнятися не суттєво (як правило, не більше 10 %).

Слід зазначити, що Всесвітня організація охорони здоров'я (*World Health Organization* – WHO) рекомендує значення загальної мінералізації (сухого залишку) – 1000 мг/дм³, Агентство з охорони навколишнього середовища США (*Environmental Protection Agency* – EPA) – 500 мг/дм³, Директива ЄС про питну воду (*Drinking Water Directive*) 80/778/ЄС (ухвалена Європейською Радою 15.07.1980 р.) – 1500 мг/дм³. У ДСанПіН 2.2.4-171-10 величина сухого залишку, як санітарно-хімічного показника складає: ≤ 1000 (1500) мг/дм³ (вода водопровідна, вода з колодязів та каптажів джерел); ≤ 1000 мг/дм³ (вода фасована, з пунктів розливу та бюветів). За фізіологічною повноцінністю мінерального складу питної води, що визначає адекватність мінералізації біологічним (фізіологічним) потребам організму, оптимальні значення сухого залишку згідно з ДСанПіН 2.2.4-171-10 [1] визначені в діапазоні 200 – 500 мг/дм³. У ДСТУ 7525:2014 [2] наведені нормативні значення для сухого залишку – 1000 (1500) мг/дм³, які відрізняються від оптимальних значень аналогічних показників.

Отже, є ознаки схожості і відмінності щодо оптимальних значень мінералізації (сухого залишку) питних вод як у державних стандартах України, так і у міжнародних вимогах до якості питних вод.

В табл. вказані середні значення сухого залишку вод систем централізованого водопостачання окремих промислово-міських агломерацій (ПМА) України [3].

Як видно з таблиці, найбільш високі значення мінералізації мають води із Червонопавлівського водосховища та водопровідна вода Харківської ПМА, а також вода із окремих водозаборів і водопровідна вода Львівської ПМА. В той же час, бюветна вода Київської ПМА, яка береться з юрського водоносного горизонту, має мінералізацію у межах оптимуму (200 – 400 мг/дм³).

Таблиця – Середні значення мінералізації (мг/дм³) питних вод системи централізованого водопостачання окремих промислово-міських агломерацій України

Показник	Діапазон значень
<u>Вода із річки Дністер</u> Водопровідна вода, Одеська ПМА (2014-2015 рр.)	<u>371,53 ± 43,4</u> 376,05 ± 36,5
<u>Вода із річки Дніпро</u> Водопровідна вода, Миколаївська ПМА (2005-2014 рр.)	<u>384,0 ± 41,1</u> 300,17 ± 33,2
<u>Кайдацький водозабір, р. Дніпро</u> Кайдацький водозабір, РЧВ Дніпровська ПМА (2015 р.)	<u>241,5 ± 23,2</u> 267,4 ± 24,5
<u>Ломовський водозабір, р. Дніпро</u> Кайдацький водозабір, РЧВ Дніпровська ПМА (2011-2015 р.)	<u>267,8 ± 25,1</u> 282,3 ± 25,6
Водопровідна вода, після ДВС-1, ДВС-2 Запорізька ПМА (2016 р.)	300,7 ± 24,9
<u>Аульський водозабір, р. Дніпро</u> Аульський водозабір, РЧВ Дніпровська ПМА (2015 р.)	<u>250,6 ± 22,4</u> -
Вода із річки Сіверський Донець, Харківська ПМА (2006-2010 рр.)	532,6 ± 33,2
Вода із Червонопавлівського водосховища, Харківська ПМА (2006-2010 рр.)	902,0 ± 44,3
Водопровідна вода, Харківська ПМА (2008 р.)	633,0 ± 37,2
Водозабори, Львівська ПМА (2011-2012)	642,5 ± 19,9
Водопровідна вода, Львівська ПМА (2011-2012 рр.)	616,6 ± 18,5

Для вод буюетних комплексів Одеської ПМА характерні перевищення оптимальних значень мінералізації (200 – 500 мг/дм³), однак після очищення у буюетній воді істотно знижуються не тільки рівень мінералізації, але і концентрації Ca^{2+} , Mg^{2+} і Na^{+} , що додатково провокує розвиток захворювань, зумовлених дефіцитом цих макроелементів. Завдяки додатковому очищенню підземних вод проблема збалансованості мінеральних компонентів у питних водах вирішується лише частково, а в деяких випадках навіть посилюється.

Група дослідників з Інституту екології людини та гігієни навколишнього середовища імені А.Н. Сисіна під керівництвом Г.І. Сидоренка і Ю.А. Рахманіна встановила, що демінералізована вода справляє негативний вплив на організм як людини, так і тварин. Вони дійшли висновку, що загальна мінералізація питної води повинна становити не менш 100 мг/дм³ (200 – 400 мг/дм³ для хлоридно-сульфатних і 250 – 500 мг/дм³ для гідрокарбонатних вод) зі вмістом $HCO_3^- \leq 30$ мг/дм³, $Ca^{2+} \leq 30$ мг/дм³, лужності $\leq 6,5$ ммоль/дм³, $Na^{+} \leq 200$ мг/дм³, $Br \leq 0,01$ мг/дм³.

Доведено, що питна вода підвищеної мінералізації ($3050 \pm 10,9$ мг/дм³) та жорсткості ($8,6 \pm 1,7$ ммоль/дм³) – фактор високої інтенсивності, який може несприятливо впливати на специфічні функції жіночого організму, а саме на менструальну та дітородну, а також на протікання вагітності і пологів і, як наслідок, на організм новонародженого. Такий якісний склад води може обумовлювати і підвищену гінекологічну захворюваність. Експериментальними дослідженнями було доведено, що вода підвищеної мінералізації має ембріотоксичну дію, що проявляється втратою маси тіла тварин, порушенням регулярності естрального циклу та збільшенням предімплантаційної загибелі яйцеклітини і зниженням маси плоду.

Питна вода з підвищеною мінералізацією впливає на секреторну діяльність шлунку, порушує водно-сольовий баланс, що призводить до різних небажаних

фізіологічних відхилень в організмі (перегрів в спекотну погоду, порушення почуття втамування спраги, збільшення гідрофільності тканин, зміна секреції шлунку, посилення його моторної функції і перистальтики кишечника і т.д.). З іншого боку, тривале вживання маломінералізованої води може викликати і несприятливі фізіологічні порушення в організмі (зокрема, зменшення вмісту хлоридів в тканинах і ін.). Споживання води із занадто малою мінералізацією негативно впливає на механізми гомеостазу, обмін мінеральних речовин і води в організмі (посилюється виділення рідини – діурез). Пов'язано це з вимиванням внутрішньо- і позаклітинних іонів з біологічних рідин, їх негативним балансом. Слід зазначити, що демінералізована вода має не тільки незадовільні органолептичні показники, а й негативно впливає на організм людини.

А.В. Мокієнко [4], проаналізувавши опубліковані роботи, наводить різні точки зору щодо впливу мінералізації води на здоров'я людини. Так, знесолена (наприклад, дистильована) вода негативно впливає на життєдіяльність організмів різних трофічних рівнів (рослин, безхребетних і хребетних тварин), а також функціонування їх клітин. Разом з тим, не можна не враховувати той факт, що сьогодні населення більшості великих міст вживають для пиття воду низької або дуже низької мінералізації (30 – 90 мг/дм³). Це підтверджується тим, що навіть при найретельнішому медичному контролі не виявлено будь-якого несприятливого впливу води з вкрай низьким солевмістом на організм людини. Результати експериментальних досліджень по нормуванню сольового вмісту питних вод засвідчили, що до оптимального варіанту можна віднести води з мінералізацією 100 мг/дм³, але слід зазначити: думки щодо мінімального рівня мінералізації питної води лишаються досить суперечливими. Слід зазначити, що тривале вживання питної води з надлишком або дефіцитом основних іонів (складових мінералізації) помітно впливає на здоров'я людини. Показано, що найбільш залежними від гідрохімічного складу питної води є ендемічні хвороби, хвороби кровотворної системи та шлунково-кишкового тракту. Для вод гідрокарбонатного класу оптимальною вважають мінералізацію 400 мг/дм³ зі вмістом Ca^{2+} 60 мг/дм³ і Mg^{2+} – 26 мг/дм³. Вивчення впливу катіонного складу та жорсткості питної води на захворюваність населення злоякісними новоутвореннями показало, що загальна жорсткість питної води при вмісті Ca^{2+} 46,3 – 144,4 мг/дм³ і Mg^{2+} 43,1 – 131,1 мг/дм³ безпечно впливає на поширення таких новоутворень. Встановлено також зворотну кореляційну залежність між частотою виникнення злоякісних новоутворень і вживанням питної води певної жорсткості.

Перелік посилань

1. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДсанПіН 2.2.4-171-10). Київ, 2010.
2. Вода питьевая. Требования и методы контроля качества ДСТУ 7525:2014. Київ, 2014.
3. Сафранов Т.А. Мінералізація питних вод як показник їх якості та фактор впливу на здоров'я населення *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2018. № 1 – 2 (29). С.73 – 80.
4. Мокієнко А.В. Мінеральний склад питних та мінеральних вод як фактор впливу на здоров'я населення (огляд літератури). *Вода: Гігієна и Экология*. 2015. № 1 – 2 (3). С. 173 – 201.

ОЦІНКА СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ДЖЕРЕЛ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Т.О. Гах, асп., О.В. Степова, к.т.н., доц.

Національний університет

«Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава

tanigah@ukr.net

Питання охорони поверхневих вод від негативного впливу антропогенних факторів, аналіз їх рівня забруднення є актуальними для всіх країн світу, зокрема для України, адже якість води є показником, що забезпечує здоров'я держави. Якість водних ресурсів визначається за допомогою загальноприйнятих методик. Тому питання пошуку ефективної та адаптованої методики оцінювання рівня забруднення поверхневих вод є актуальним науково-практичним завданням.

Соціальна значущість проблеми, необхідність проведення в регіонах України, зокрема Полтавській області, моніторингу водних об'єктів та визначення оцінки рівня забруднення водного об'єкту природними та антропогенним факторами обумовили вибір теми, мети і завдань даної роботи.

Об'єктом дослідження є процес забруднення поверхневих водойм Полтавської області біогенними елементами. Предметом дослідження роботи є оцінювання рівня забруднення водних об'єктів Полтавської області біогенними елементами. Метою роботи є оцінювання рівня біогенного забруднення поверхневих вод Полтавської області.

Екологічний вплив господарської діяльності, що проводиться в Полтавській області, зумовлюють необхідність застосування комплексного підходу для вивчення тенденцій зміни екологічних показників поверхневих вод. Найбільшу увагу викликає вивчення надходження та розподілу у водах поверхневого стоку зі вмістом біогенних речовин, особливо сполук азоту і фосфору. Адже вони є хімічними активаторами процесу антропогенного евтрофування поверхневих вод, який на сьогодні досяг планетарного масштабу. Він визначається збільшенням біомаси водоростей, вищої водної рослинності, фітопланктону за рахунок надходження антропогенних поживних біогенних речовин. В результаті розкладу цієї біомаси у воді річок та водосховищ виникає дефіцит кисню, що супроводжується заморними явищами і являє собою значну загрозу для життєдіяльності багатьох водних організмів. Крім того, в результаті розкладу рослинних організмів у воду надходять токсичні речовини, небезпечні як для тварин, так і для людини.

Проведений аналіз праць науковців, як вітчизняних, так і закордонних з вивчення стану поверхневих водойм та процесів, що в них відбуваються, який вказує, що проблема біогенного забруднення поверхневих водойм існує, зокрема для водних об'єктів Полтавської області.

На території Полтавської області налічується 146 річок (водотоків довжиною понад 10 км) загальною довжиною 5100 км.

Основними джерелами водних ресурсів області є річки Сула, Псел, Ворскла, Оріль та їх притоки, а також Кременчуцьке та Дніпродзержинське водосховища на річці Дніпро. У межах області формується стік трьох річок: Сліпорід, Говтва, Тагамлик.

При розробленні [1] проведено оцінювання якісного стану поверхневих водних джерел Полтавської області за комплексним показником забруднення ІЗВ за період 2000 – 2014 рр. з урахуванням таких гідрохімічних показників: загальне залізо, нітрити, амоній-іони, фосфати, БСК, нафтопродукти. За результатами оцінювання якості річкових вод Полтавської області за середніми значеннями ІЗВ в Полтавській області станом на 2014 р. не існує поверхневих водойм, які відносяться до категорії «чиста»

або «дуже чиста». В цілому, рівень забруднення поверхневих водойм Полтавської області близький рівню екологічної катастрофи. Одними із вагомих показників якості, які суттєво збільшують індекс забруднення води, є біогенні елементи: фосфат- та нітрат-іони. Ступінь вагомості даних елементів визначена за допомогою коефіцієнта кореляції відносно вмісту зазначених елементів у воді досліджуваних об'єктів, значення якого коливаються для фосфатів в межах 0,45 – 0,87 (для р. Суха Лохвиця – 0,87), а для нітрит-іонів – 0,6 – 0,9 (для р. Суха Лохвиця – 0,9). У всіх без виключення поверхневих водоймах Полтавської області спостерігається перевищення вмісту фосфатів та нітратів [2 – 4].

Для подальших досліджень тенденцій біогенного забруднення у водоймах Полтавської області обрано методику розрахунку комплексного показника забруднення КЗ, яка є простішою у використанні на рівні наявних даних. Для поверхневих водойм Полтавської області проведено розрахунок та побудовані діаграми динаміки показника КЗ з урахуванням концентрацій біогенних речовин протягом до 2018 р. Проаналізовано тенденції змін концентрацій основних речовин, оцінено кореляцію між КЗ та вмістом фосфатів. Таким чином, оцінити загальний стан поверхневих водних джерел можливо за рисунком.

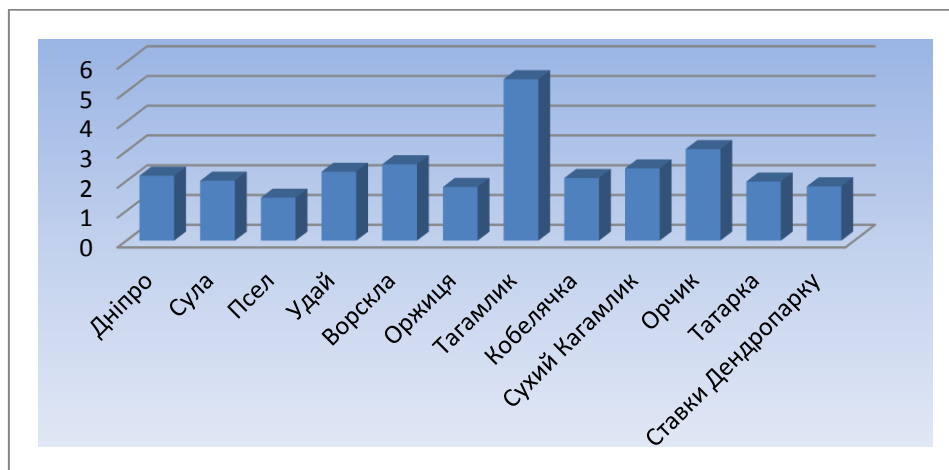


Рис. – Екологічний стан поверхневих водних джерел за середнім показником КЗ в період 2004 – 2018 рр.

З усіх контрольованих водойм в середньому за досліджуваний період р. Тагамлик та Орчик мають категорію забруднені. Інші поверхневі джерела із досліджуваних відносяться до категорії від слабко до помірно забруднених. Головними інгредієнтами, що обумовлюють високі рівні КЗ, є азот нітритний, фосфат-іони та марганець.

Природу несподіваних значних коливань концентрації марганцю у воді річок Полтавщини достатньо не вивчено. Для розрахунку КЗ згідно з КНД використані ГДК для водойм рибогосподарського призначення, які від ГДК для господарсько-питних водойм відрізняються майже у десять разів. Вміст марганцю вимірювався у 5 річках і середня оцінка коливалася від 6,75 у р. Ворскла та р. Дніпро до 21,7 у р. Хорол. Середня оцінка по фосфат-іонах склала 3,75, на яку вплинув понаднормативний вміст показника у поверхневих водах річок Тарапунька, Багачка та Коломак. Вміст азоту нітритного суттєво вплинув на негативну оцінку р. Тарапунька, а також спостерігалися відхилення від нормативу у річках Коломак та Багачка.

Виявлено основні джерела забруднення води річок. В цілому можна виділити дві категорії забруднювачів поверхневих водойм у Полтавській області: це промисловість та комунальне господарство, а також стік з сільськогосподарських угідь. Значні

перевищення концентрацій амонію, фосфатів та нітритів спостерігаються в створах нижче скиду з очисних споруд, а також в районах розташування сільгоспугідь.

Надходить велика кількість біогенних речовин у прісноводні водойми Полтавської області з комунальними та сільськогосподарськими стічними водами, із забрудненим поверхневим стоком. Це призводить до евтрофікації цих водойм, що може викликати екологічні зміни з втратою видів водних рослин та риб (погіршення умов існування), несприятливий вплив на стан вод для різних видів водокористування.

І хоча самі по собі фосфор, азот не отруйні, вони призводять до тяжких наслідків, потрапляючи в водні екосистеми, бо сприяють бурхливому розвитку синьо-зелених і бурих водоростей, які споживають велику кількість кисню і значно зменшують його вміст у воді. Особливо це відчутно для водних живих організмів у спеку, коли розчинність кисню набагато знижується.

Надзвичайно гострою проблемою водойм є розмноження ціанобактерій, що тісно пов'язане з евтрофікацією. Найбільш відома особливість деяких різновидів ціанобактерій у контексті охорони здоров'я – здатність продукувати токсини (ціанотоксини).

Враховуючи зазначене вище, слід негайно впроваджувати практичні заходи, які б могли покращити гідроекологічний стан річок. Умовно заходи щодо зменшення біогенного забруднення водних об'єктів Полтавської області можна поділити на три групи: щодо зменшення біогенного забруднення, спричиненого діяльністю сільськогосподарського комплексу; щодо зменшення біогенного забруднення промисловим комплексом; щодо зменшення біогенного забруднення господарсько-побутовим комплексом.

Основними заходами для зменшення антропогенно-біогенного забруднення поверхневих водних джерел Полтавської області є: вдосконалення та модернізація технології очищення комунально-побутових та промислових стічних вод (оскільки саме вони є основним джерелом надходження біогенних елементів у води річки, а це власне і є тим чинником, який «запускає» механізм евтрофікації в цілому); зниження рівня хімізації сільськогосподарського виробництва; удосконалення технології внесення добрив шляхом зменшення нерівномірності розсіювання добрив; для зменшення втрати добрив забезпечити належні умови їх зберігання у відповідних приміщеннях та не зберігати фосфатні добрива на відкритому просторі.

Перелік посилань

1. Регіональна цільова програма розвитку водного господарства та екологічного оздоровлення басейну річки Дніпро в Полтавській області на період до 2021 року. Полтава, 2013. 162 с.
2. Голік Ю.С., Ілляш О.Е., Степова О.В. Екологічний стан басейну річки Дніпро в Полтавській області. *Вісник Інженерної академії України*. 2013. № 1. С. 197 – 200.
3. Голік Ю.С., Ілляш О.Е., Степова О.В. На шляху до інтегрованого управління водними ресурсами Полтавщини. *Збірник наукових статей IV Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2013)*. Вінниця: ВНТУ, 2013. С. 219 – 221.
4. Довкілля Полтавщини. Монографія // За заг. ред. Голіка Ю.С., Ілляш О.Е. Полтава: Копі-центр, 2014. 256 с.

ЗАХИСТ ОБЛАДНАННЯ ТА ТРУБОПРОВОДІВ ВІД ОСАДОВІДКЛАДЕНЬ ПРИ ВИДОБУВАННІ ТА ТРАНСПОРТУВАННІ НАФТИ

Ю.О. Глоба, маг., Ю. Андрішко, маг., О.В. Степова, к.т.н., доц.

Національний університет

«Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава

juliya1998alex@gmail.com

Вміст води у нафті, що відбирається із свердловин нафтових родовищ, залежить від характеристик родовища, терміну його експлуатації. Часто з родовищ України видобувають трьохфазову суміш, що містить нафту, воду і газ. Водно-нафтова суміш подається на сепаратори для розділення води від нафти. При цьому існує загроза відкладення осадів на поверхні трубопроводів та обладнання. Значною мірою відклади карбонату та сульфату кальцію можливі в потоках підтоварної води та у трубопроводах сирій нафти, де обводненість нафти сягає 50 – 70 %. Після зневоднення нафти утворюються потоки високомінералізованих вод та обводнені потоки нафти, які мають високу корозійну активність та схильність до осадковідкладення. Особливо висока корозійна активність та здатність до осадковідкладень спостерігається у пластових водах, солевміст у яких змінюється в широких межах від 70000 – 250000 мг/дм³ (Леляківське, Прилуцьке, Гнідинцівське нафтові родовища). Досить значною є корозійна активність середовища в сирій нафті, в якій вміст води сягає 20 – 30 %, а також у воді із вмістом нафти до 10 %. Обумовлено це тим, що при перекачуванні нафти її підігрівають до температури 70 – 80 °С, що у присутності води спричиняє значну внутрішню корозію сталевих трубопроводів при використанні труб із нелегованої сталі.

У процесі експлуатації магістральних нафтопроводів процес переміщення вуглеводнів ускладнюється через наявність відкладень парафінів або асфальто-смоло-парафіністих часток, які призводять до утворення на внутрішній поверхні нафтопроводу парафіністих відкладень. З часом такі відкладення унеможливають процес транспортування рідкої продукції, бо перекривають прохідний переріз труб [1, 2]. Безпечна експлуатація трубопроводів пов'язана з проблемою подовження їх залишкового ресурсу і є складним комплексним завданням, що включає в себе вирішення ряду аспектів. Цій проблемі присвячені численні дослідження вітчизняних і закордонних авторів, проте в даний час вона повністю не вирішена і багато питань залишаються відкритими.

Функціональну модель методів захисту внутрішньої поверхні нафтопроводів від процесів корозії можна розглянути наступну (рис. 1).

Різноманітність методів боротьби із внутрішньою корозією та відкладенням парафінів (застосування інгібіторів, внутрішні покриття і т.д.) не забезпечує належного захисту трубопроводів від канавкової корозії і вимагає пошуку нових технічних рішень [3].

До розповсюджених технологічних та ефективних методів захисту трубопроводів та обладнання є використання інгібіторів корозії [4, 5]. Одним із ключових моментів при розробці або застосуванні інгібіторів є концепція екологізації та мінімізації впливу на навколишнє середовище. Тому пріоритетним у світі та Україні є використання екологізованих засобів захисту.

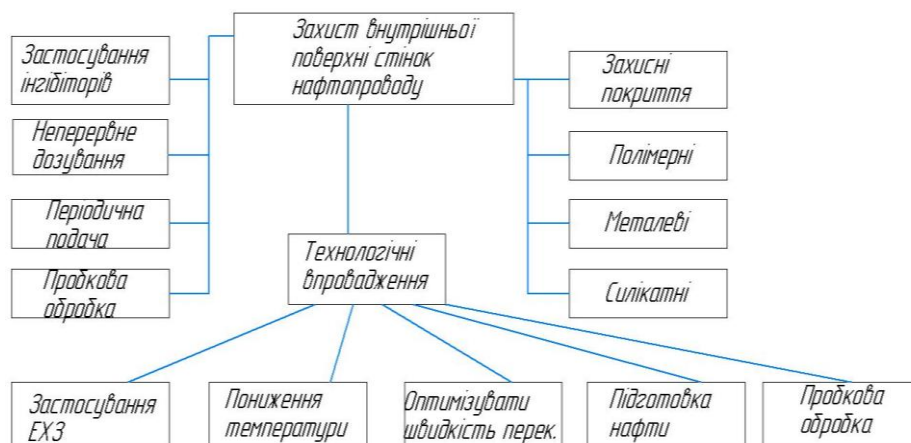


Рис. 1 – Функціональна модель методів захисту від процесів корозії

Найбільш ефективними інгібіторами осадковідкладень у водних середовищах із високим рівнем мінералізації є фосфонкарбонові або амінофосфонові кислоти та їх солі [6]. Кращим інгібітором для запобігання накипоутворенню при відкладеннях гіпсу є нітрилотриметилфосфорова кислота (НТМФК), її солі та композиції на її основі, наприклад інгібітор ИОМС. Головним недоліком відомих інгібіторів осадковідкладень є їх висока вартість через використання дефіцитної сировини, складність процесів їх синтезу та неекологічність їх застосування.

Розроблена нами технологія отримання диметилсульфонатфосфіату натрію (ДМСФН) на основі ДМФК заснована на нескладних реакціях, які проходять з кількісним виходом. При проведенні синтезу алкіламінофосфонових кислот використано метилфосфонову кислоту.

При проведенні досліджень щодо оцінки ефективності інгібіторів як стабілізатори осадковідкладень використано відомі фосфонатні інгібітори, такі як ОЕДФК, НТМФК та синтезовані нами фосфінатні інгібітори ДМФК, ДМСФН та фосфонатний інгібітор НОЕДФК.

Для оцінки впливу на ефективність інгібіторів осадковідкладення рівня мінералізації води було досліджено їх ефективність у 10 %-ому розчині хлориду натрію в артезіанській воді. При підвищенні загального рівня мінералізації води без зміни концентрацій іонів кальцію та гідрокарбонат-аніонів ефективність інгібіторів накипоутворення не змінилася.

При використанні інгібіторів для стабілізації модельного розчину, в якому мінералізація сягала ~ 25 г/дм³, а жорсткість сягала 39,1 мг-екв/дм³, концентрація кальцію – 21 мг-екв/дм³, ефективність інгібіторів була досить високою. Це пов'язано з тим, що в основному при нагріванні розчину без інгібіторів в осад випадав лише карбонат кальцію. Не дивлячись на високу концентрацію іонів кальцію в іншому розчині (180 мг-екв/дм³), вміст сульфатів був заниженим (17,5 мг-екв/дм³) для того, щоб відбувалося виділення осаду гіпсу (рис. 3).

Зміна жорсткості в даному випадку була на рівні 4,2 мг-екв/дм³ при початковій гідрокарбонатній лужності 5,6 мг-екв/дм³. Тому ефективність фосфонатних та фосфінатних інгібіторів була досить високою.

Вже при концентрації інгібіторів 1 мг/дм³ стабілізаційний ефект сягав 45 – 59 %. При 5 мг/дм³ стабілізаційний ефект для всіх інгібіторів перевищував 80 %. У модельних розчинах, що характеризувались високими концентраціями сульфатів – відповідно 166 та 350 мг-екв/дм³ при концентрації кальцію відповідно 180 та

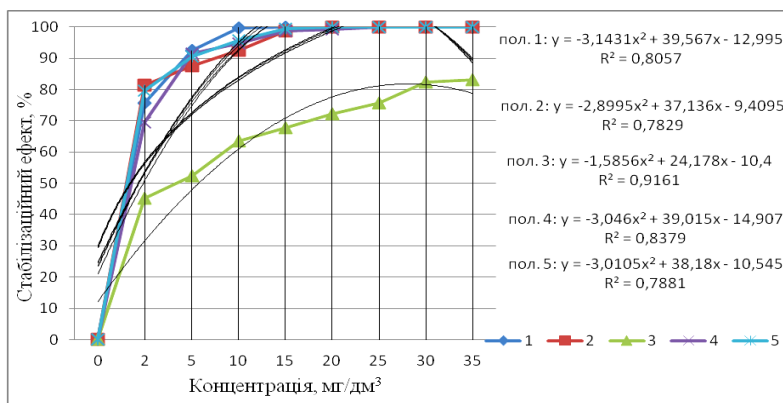


Рис. 2 – Графіки залежності стабілізаційного ефекту від концентрації інгібітору осадковідкладень в артезіанській воді при нагріванні протягом 6 год при температурі 95 °С при використанні ОЕДФК (1), НТМФК (2), ДМФК (3), ДМСФН (4), НОЕДМФК (5)

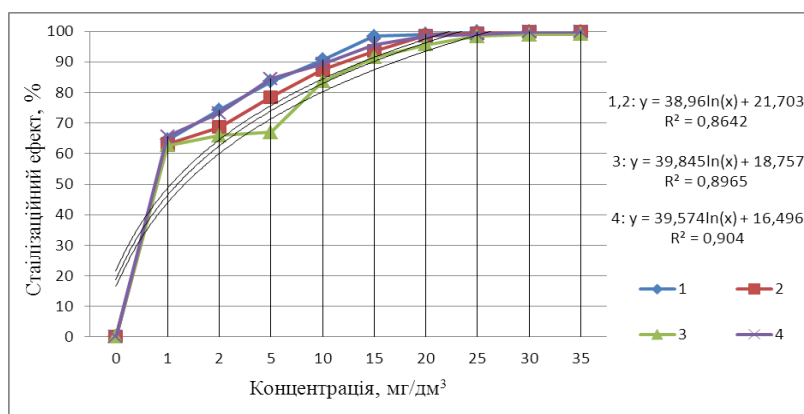


Рис. 3 – Графіки залежності стабілізаційного ефекту інгібіторів ОЕДФК (1), НТМФК (2), ДМСФН (3), НОЕДМФК (4) при нагріванні в модельному розчині (концентрація Ca^{2+} 180,4 мг/дм³, вміст сульфатів 841,0 мг/дм³, жорсткість загальна 241,2 мг-екв/дм³) протягом 6 год при температурі 95 °С

190 мг-екв/дм³. Ефективність інгібіторів була низькою при невисоких їх концентраціях, проте вона зростала при підвищенні концентрації інгібіторів [7].

ОЕДФК та ДМСФН в модельному розчині забезпечували стабілізаційний ефект понад 90 % при їх концентраціях вище 30 мг/дм³, а нітрилфосфонові кислоти при концентраціях більше 20 мг/дм³. Дещо вищою була ефективність нітрилфосфонових кислот. Це пов'язано з тим, що дані сполуки мають специфічну структуру, що забезпечує ефективне їх комплексоутворення із кальцієм в сполуках сульфату кальцію. Із приведених результатів видно, що розроблені інгібітори, поряд з відомими інгібіторами забезпечують ефективну стабілізацію мінералізованих підтоварних вод нафти, що утворюються в процесі нафтовидобування, по відношенню до осадковідкладення.

Перелік посилань

1. Ефективні конструктивно-технологічні рішення об'єктів транспортування нафти і нафтопродуктів у складних інженерно-геологічних умовах. Монографія // Онищенко В.О., Винников Ю.Л., Зоценко М.Л. та ін. Полтава: ФОП Пусан А.Ф., 2018. 258 с.

2. Stepova O.V. Environmental problems of non-conventional gas exploration and production in the regions of Ukraine. Monograph // *Group of authors*. Association agreement: driving integrational changes Accent Graphics Communication. Chicago. Illinois. USA. 2019. P. 60 – 71.
3. Дорошенко Ю.І. Захист внутрішньої поверхні нафтопроводів від корозії шляхом визначення оптимальної швидкості перекачування нафти і нафтопродуктів магістральними трубопроводами. *Науковий вісник ІФНТУНГ*. 2014. № 1(36) С. 140 – 148.
4. Vasyliiev G., Vorobiova V. Rape grist extract (brassica napus) as a green corrosion inhibitor for water systems. *Paper presented at the Materials Today: Proceedings*. 2019. № 6. P. 178 – 186.
5. Vorobyova V., Chygyrynets' O., Skiba M., Trus I., Frolenkova S. Grape pomace extract as green vapor phase corrosion inhibitor. *Chemistry and Chemical Technology*. 2018. № 12 (3). P. 410 – 418.
6. Елисов А.А. Методы борьбы с отложениями неорганических солей в оборудовании подготовки нефти. Москва: ВНИИОЭНГ, 1988. 50 с.
7. Гомеля М.Д., Степова О.В., Камаєв В.С. Розробка інгібіторів осадковідкладень у водах з високою мінералізацією. *Вчені записки ТНУ імені В.І. Вернадського. Серія: Технічні науки*. 2019. Т. 30 (69).

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ДЕСНА ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ

*А.В. Глод, ст., А.В. Чугай, к.геогр.н., доц.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
glodanastasiya@gmail.com*

Гідрохімічний режим водного об'єкту визначається за змінами хімічного складу води річки або окремих її компонентів у часі. Такі зміни можуть бути обумовлені впливом антропогенних чинників або фізико-географічними умовами водного об'єкту.

Десна є притокою Дніпра, водозбірна площа якої складає 88900 км². Загальна довжина річки в межах України 575 км, з яких 70 км – протяжність по території Київської області, 468 км – по території Чернігівської області та 37 км – по кордону Чернігівської та Сумської областей.

Метою роботи було аналіз гідрохімічного режиму р. Десна за багаторічний період із застосуванням графічного методу. Метод базується на складанні графічної моделі якості поверхневих вод, яка є круговою діаграмою зі шкалами-радіусами, що відповідають певному гідрохімічному показнику. Ціна ділення кожного радіусу дорівнює максимальному значенню концентрації показника, що визначає придатність води для певного виду водокористування, тобто *ГДК* забруднювальної речовини (ЗР) у водному об'єкті [1].

Аналіз виконаний за вимогами для рибогосподарських потреб. В якості вихідних даних використані матеріали моніторингу басейну р. Дніпро, суббасейну р. Десна за 2004 – 2019 рр. Спостереження проводились на 33 постах, починаючи від поста Білоус (м. Чернігів) і до руч. Знаменки (сmt. Білі Березки, нижче міста, кордон з РФ). На рис.1 представлена схема розміщення гідрологічних постів у басейні р. Десна в межах України.

Аналіз проводиться за вмістом у воді азоту амонійного, нітритного, нітратного, сульфатів, фосфатів, хлоридів, кисню розчиненого і *БСК*₅. Для порівняльного аналізу наведено відомості за 2004, 2009, 2014 і 2019 рр.



Рис. 1 – Схема розміщення гідрологічних постів у басейні р. Десна (в межах України) [2]

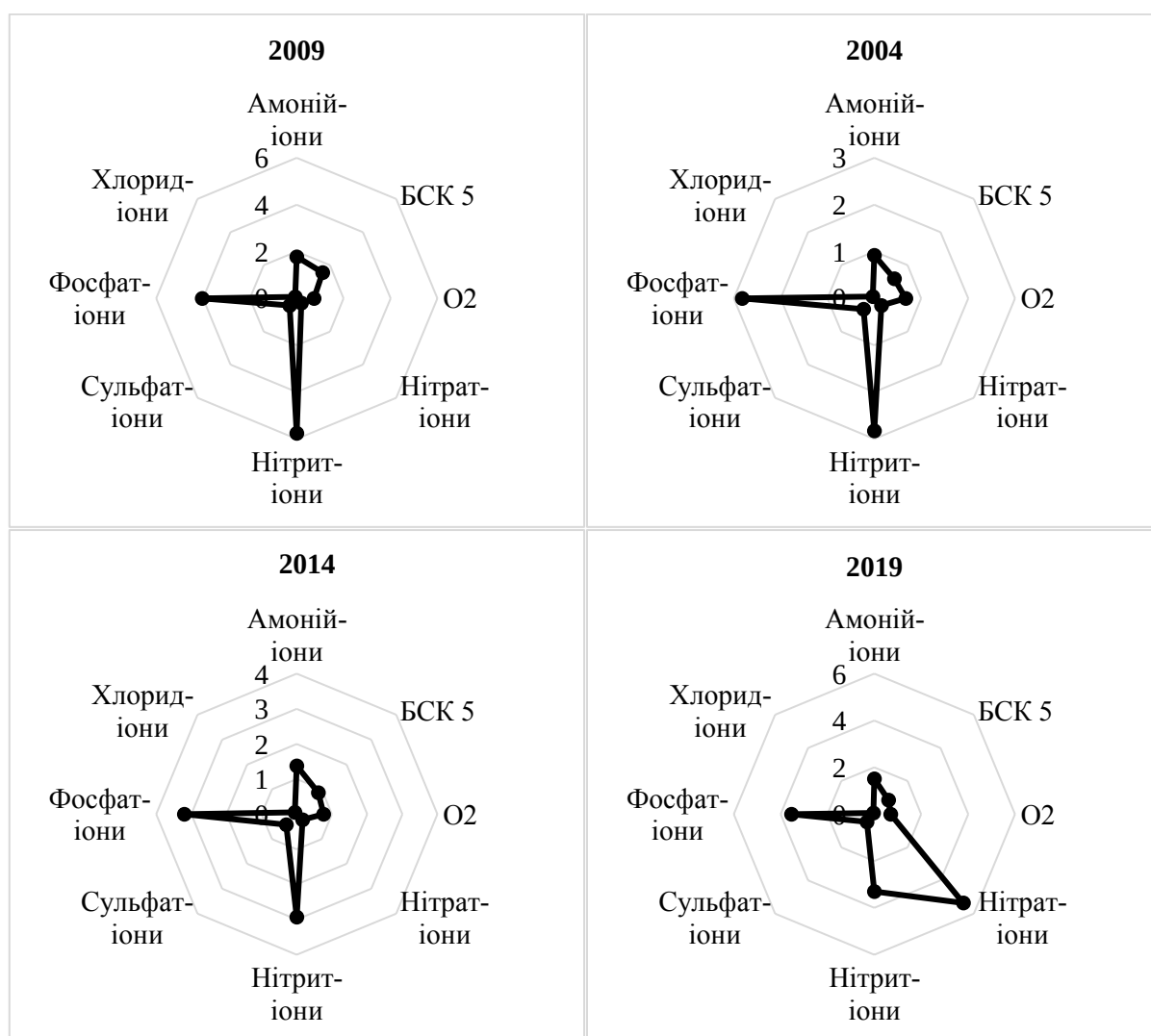


Рис. 2 – Оцінка якості вод р. Десна за графічним методом

Аналіз графіків (див. рис. 2) показав, що у р. Десна за період дослідження постійні і максимальні перевищення *ГДК* відзначались за вмістом фосфатів і нітритів (до 3 *ГДК* у 2004 р., 2014 р. і 2019, 4 – 6 *ГДК* у 2009 р.). Відзначалось також перевищення нормативів за показниками азоту амонійного (2009 – 2019 рр.), *БСК₅* (2009 р.), сульфатів і нітратів (2019 р.).

Отримані результати є основою для більш детального аналізу гіdroхімічного режиму р. Десна з урахуванням рибогосподарських вимог і вмісту окремих забруднювальних речовин.

Перелік посилань

1. Игошин Н.И. Проблемы восстановления малых рек и водоёмов. Гидроэкологические аспекты: учебное пособие. Харьков: Бурун Книга, 2009. 240 с.

2. Горбачова Л.О., Колянчук О.В. Гідрологія, водні ресурси. Каталог весняних водопіль в басейні річки Десна. Київ, 2012.

ОЦІНКА МІНІМАЛЬНОГО СТОКУ НА РІЧКАХ ПРИАЗОВ'Я У ПЕРІОД МЕЖЕНІ ДЛЯ ЗБЕРЕЖЕННЯ УМОВ САМООЧИЩЕННЯ ВОД

Ю.О. Гоян, маг., М.В. Гонцій, к.геогр.н.

Одеський державний екологічний університет, м. Одеса

goptsiy-odeky@ukr.net

В якості основного принципу охорони малих річок від виснаження і незворотних змін доцільно збереження в ній витрати води при будь-яких видах використання, що забезпечує відтворення у всьому річковому басейні запасів ґрунтових вод, біологічних ресурсів, достатніх для задовільного санітарно-біологічного стану і самоочищення річки, особливо у період межені. Численні дослідження, проведені в останні десятиліття на основі актуальних даних гідрометеорологічного моніторингу, переконливо показують, що відбуваються зміни клімату, які призводять до суттєвих змін водного режиму річок.

Мінімальний стік є однією з характеристик внутрішньорічного розподілу стоку, що має важливе практичне значення при проектуванні промислового та комунального водопостачання, оскільки мінімальні витрати водотоку лімітують не тільки розмір майбутніх підприємств або населених пунктів, але й саму можливість їх розташування в даному місці. Є галузі господарства, що не дозволяють навіть короточасних перебоїв у подачі води. Велике значення мінімальний стік має і для зрошення. Зазвичай, найбільші водозабори води на зрошення під час вегетаційного періоду припадають на період літньо-осінньої межені.

Характеристики мінімального стоку є визначними при розробці заходів по впорядкуванню та охороні водних ресурсів. Вони лімітують водокористування та впливають на існування біоценозів екосистем. У промислово розвинутих районах скиди стічних вод можуть навіть перевищувати величини мінімального стоку, що може призвести до забруднення річок. Тому дані про мінімальний стік відносяться до важливих гідроекологічних характеристик регіону [1].

На річках Приазов'я початок літньо-осінньої межені відноситься до квітня-травня. Тривалість літньої межені коливається від 140 до 200 діб, а найбільш маловодного періоду – від 30 до 50 діб. Кінець літньої межені відноситься до середини листопада [2]. А початок зимової межені відмічається наприкінці листопада - на очатку грудня, відповідно тривалість зимової межені коливається від 20 до 50 діб в межах Донецького

кряжу і до 35 – 50 діб в межах Приазовської височини. Закінчення зимової межени на річках, що протікають в межах Приазовської височини, відноситься до першої декади лютого [1].

Досліджувана територія басейнів річок Приазов'я знаходиться на південному сході України. Річковий стік формується у степовій зоні с посушливим жарким кліматом. Річкові води стікають по схилах Приазовської височини та впадають до Азовського моря. Для розрахунку статистичних характеристик меженного стоку за літньо-осінній та зимовий періоди на річках Приазов'я були використані вихідні матеріали по характеристиках мінімального стоку теплого та холодного періоду, прийняті дані по 16 гідрологічних постах зі стійким льодовим режимом, по яких є часові ряди спостережень.

В даній роботі були досліджені ряди мінімальних витрат води на наявність циклічності у коливаннях меженного стоку. Були побудовані різницево-інтегральні криві, із яких видно, що всі ряди спостережень зв'язані між собою циклічним коливаннями (рис. 1).

Це виражається синхронними маловодними та багатоводними фазами стоку (табл.). Проте можна відмітити асинхронність деяких рядів як для періоду літньо-осінньої, так і для зимової межени, оскільки можемо спостерігати дощові паводки або відлиги на річках Приазов'я.

Також спостерігається різна тенденція у стокових рядах (рис. 2).

Після уточнення статистичних параметрів по річках-аналогах середній модуль мінімального стоку за літньо-осінній період на річках Приазов'я змінюється від 0,030 л/(с·км²) (р. Молочна – с. Терпіння, $F = 2780$ км²) до 2,46 л/(с·км²) (р. Кріпенька – х. Чугуно-Крепинка, $F = 224$ км²) при діапазоні коливання коефіцієнтів варіації 0,32 – 1,27 та середньому по території співвідношенні $C_S/C_V = 2,0$.

У свою чергу модуль мінімального стоку за зимовий період має вищі значення на розглянутій території і змінюється від 0,291 л/(с·км²) (р. Молочна – с. Терпіння, $F = 2780$ км²) до 3,27 л/(с·км²) (р. Кріпенька – х. Чугуно-Крепинка, $F = 224$ км²) при значеннях коефіцієнтів варіації 0,39 – 1,07 та середньому співвідношенні $C_S/C_V = 2,0$.

Також спостерігається різна тенденція у стокових рядах (рис. 2).

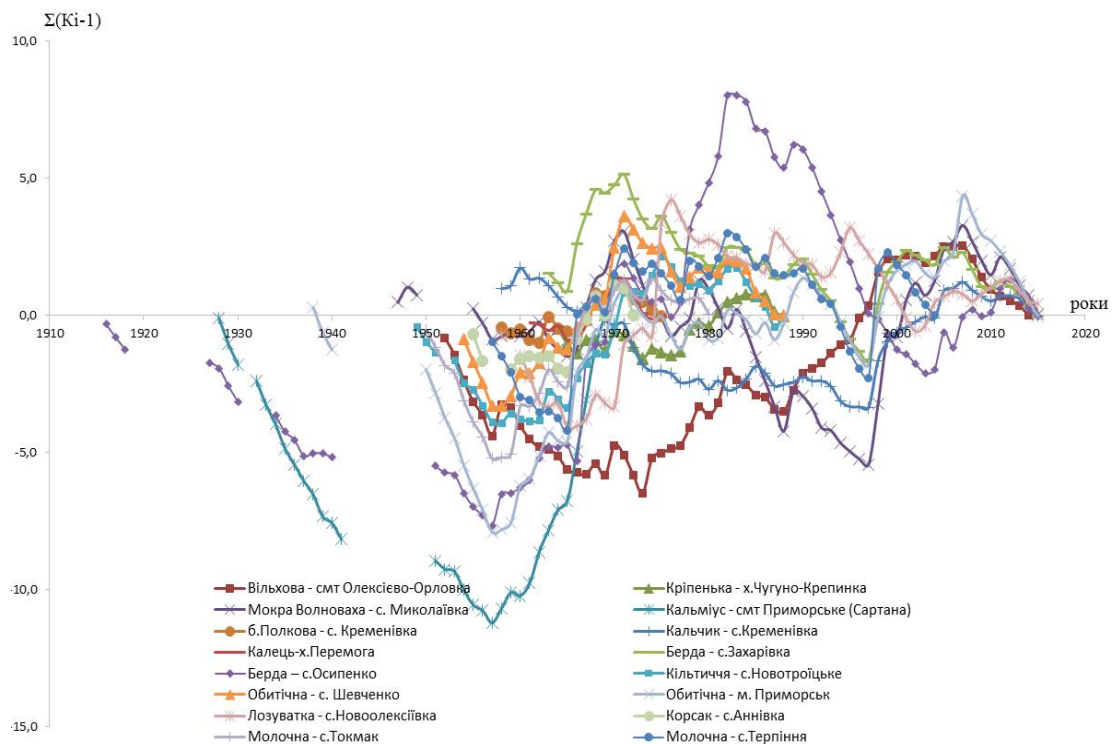
Після уточнення статистичних параметрів по річках аналогів середній модуль мінімального стоку за літньо-осінній період на річках Приазов'я змінюється від 0,030 л/(с·км²) (р. Молочна – с. Терпіння, $F = 2780$ км²) до 2,46 л/(с·км²) (р. Кріпенька – х. Чугуно-Крепинка, $F = 224$ км²) при діапазоні коливання коефіцієнтів варіації 0,32 – 1,27 та середньому по території співвідношенні $C_S/C_V = 2,0$.

У свою чергу модуль мінімального стоку за зимовий період має вищі значення на розглянутій території і змінюється від 0,291 л/(с·км²) (р. Молочна – с. Терпіння, $F = 2780$ км²) до 3,27 л/(с·км²) (р. Кріпенька – х. Чугуно-Крепинка, $F = 224$ км²) при значеннях коефіцієнтів варіації 0,39 – 1,07 та середньому співвідношенні $C_S/C_V = 2,0$.

Приступаючи до аналізу розподілу меженного стоку по території Приазов'я, починати слід із визначення тих факторів, які є носіями географічно обумовлених складових, а з іншого – тих, що пов'язані з місцевими умовами (залісеністю, заболоченістю, закарстованістю та ін.).

Ураховуючи різне географічне положення водозборів, спочатку величини 30-ти добових модулів мінімального стоку відносять до якоїсь однієї умовної широти. З цією метою будується залежність $\bar{q}_{\min} = f(\varphi^0_{\text{півн.ш}})$ (рис. 3), а потім перевіримо можливий вплив на величину $\bar{q}_{\min}$ кожного з місцевих факторів.

а)



б)

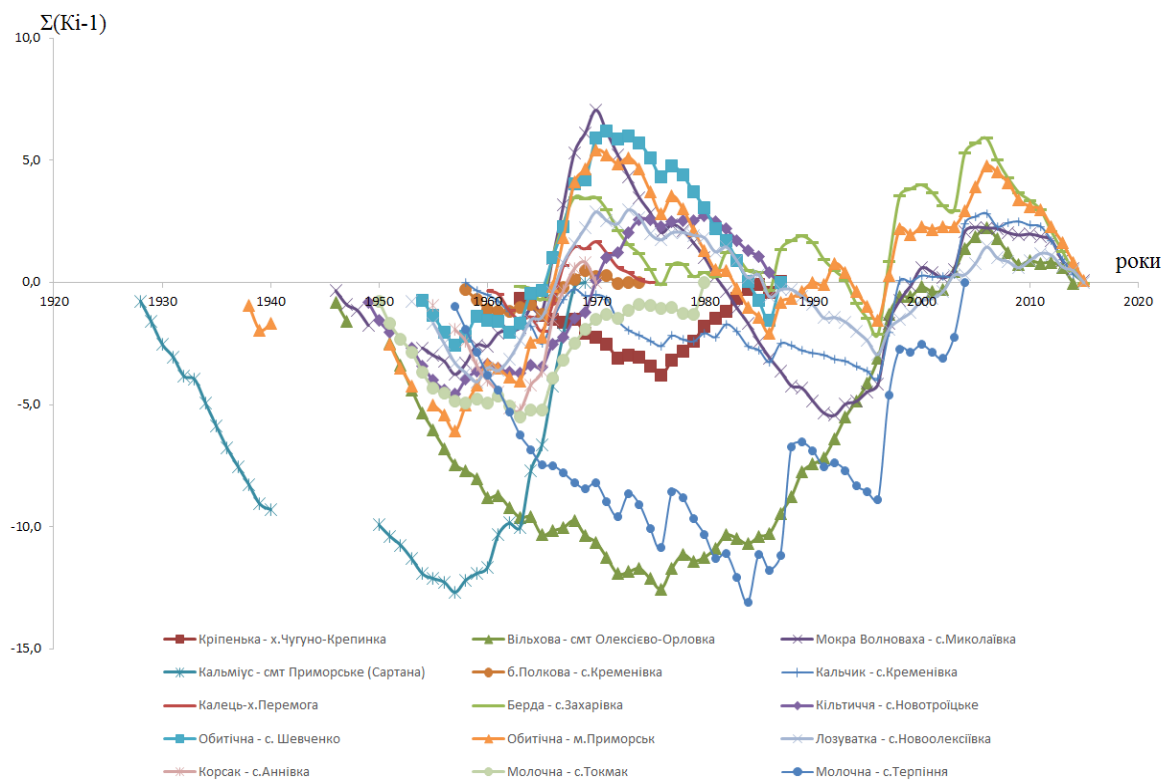


Рис. 1 – Різницево-інтегральні криві зимового (а) та літньо-осіннього (б) меженного стоку на річках Приазов'я

Таблиця – Аналіз циклічності коливань меженного стоку на річках Приазов'я

Річка - пост	Літньо-осінній період		Зимовий період	
	Багатоводний	Маловодний	Багатоводний	Маловодний
Кріпенька – х. Чугуно-Крепинка	1976 – 1987	1963 – 1976	1973 – 1984	1964 – 1973, 1984 – 1988
Вільхова – смт. Олексієво-Орловка	1975 – 2006	1947 – 1975, 2006 – 2014	1973 – 2007	1952 – 1973, 2007 – 2015
Мокра Волноваха – с. Миколаївка	1957 – 1970, 1991 – 2003	1946 – 1957, 1970 – 1991, 2003 – 2015	1965 – 1971, 1976 – 1980, 1982 – 1984, 1997 – 2006	1946 – 1965, 1971 – 1976, 1980 – 1982, 1984 – 1997, 2006 – 2015
Кальчик – с. Кременівка	1996 – 2005	1957 – 1996, 2005 – 2015	1995 – 2007	1957 – 1995, 2007 – 2015
Берда – с. Захарівка	1965 - 1996, 1999 – 2007	1996 – 1999, 2007 – 2015	1997 – 2005	1961 – 1997, 2005 – 2015
Берда – с. Осипенко	2001 – 2015	1915 - 2001	1955 – 1986, 2006 – 2010	1916 – 1955, 1986 – 2006, 2010 – 2015
Обитічна – с. Шевченко	1956 – 1971, 1984 - 1987	1954 – 1956, 1971 - 1984	1957 – 1972	1954 – 1957, 1972 – 1988
Обитічна – м. Приморськ	1956 – 1970, 1986 – 1993, 1997 – 2009	1938 – 1956, 1970 – 1986, 1993 – 1997, 2009 – 2015	1955 – 1971, 1977 – 1984, 1998 - 2010	1939 – 1955, 1971 – 1977, 1984 – 1998, 2010 - 2015
Лозуватка – с. Новоолексіївка	1958 – 1974, 1996 – 2005	1953 – 1958, 1974 - 1996, 2005 – 2015	1964 – 1975, 2002 – 2011	1956 – 1964, 1975 – 2002, 2011 – 2015
Молочна – с. Терпіння	1984 - 2004	1957 - 1984	1965 – 1984, 1997 – 2000	1957 – 1965, 1984 – 1997, 2000 – 2004

Як видно з рис. 3, величини мінімального стоку зменшуються з півночі на південь як за зимовий, так і за літньо-осінній періоди. Найменші модулі мінімального середньомісячного літнього стоку змінюються від 2,80 л/(с·км²) на півночі до 0,65 л/(с·км²) на півдні, а за зиму від 2,05 л/(с·км²) до 0,20 л/(с·км²) відповідно.

Крім того, простежується добрий зв'язок величин меженного стоку від висотного положення водозборів, як видно з рис. 4. При збільшенні висоти збільшуються відповідно величини 30-ти добових модулів мінімального стоку річок Приазов'я у літньо-осінній та зимовий періоди.

Висновок. Враховуючи те, що територія розташована на півдні України в степовій зоні, слід контролювати антропогенне навантаження на річки регіону. Оскільки, як в період зимової межени, так і літньо-осінньої, починаючи з 2008/2009 рр., спостерігається тенденція до зменшення меженного стоку, що у свою чергу потребує урегулювання споживання води народним господарством, з метою недоведення екологічного стану річок до незадовільного або напруженого.

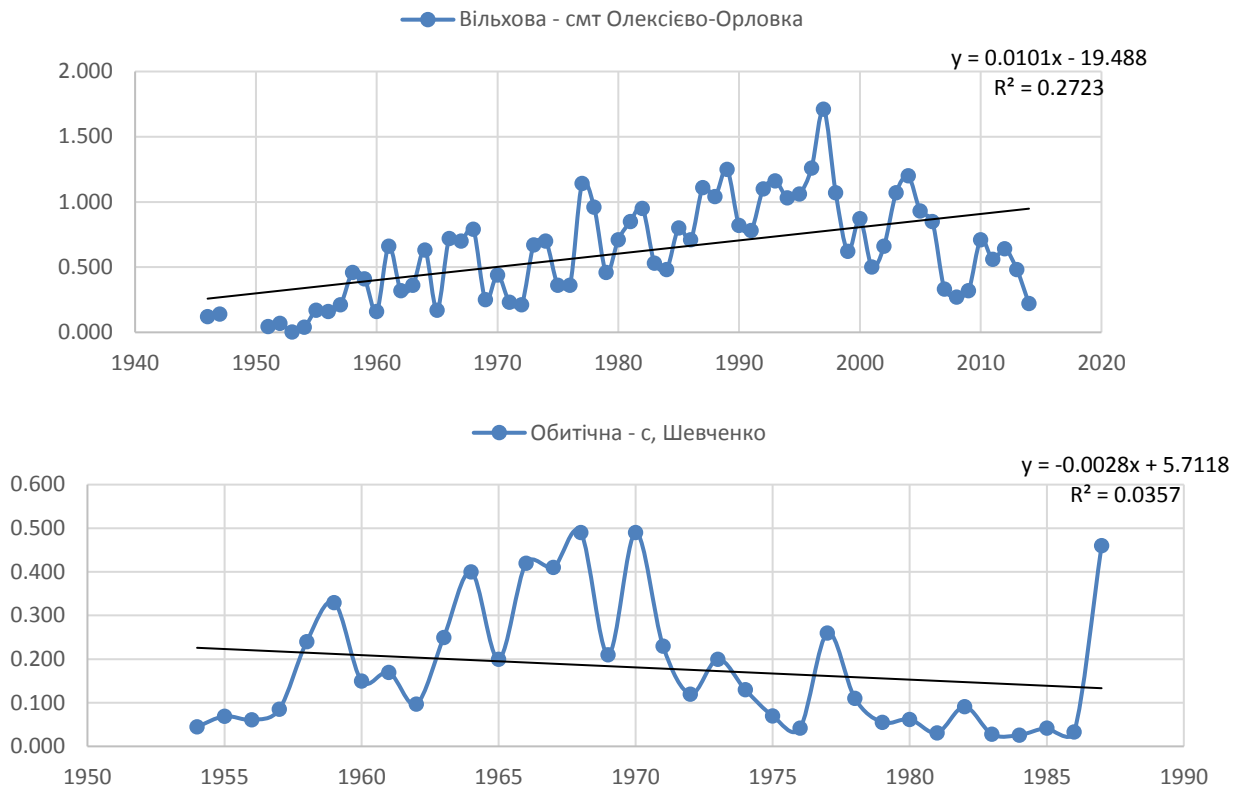


Рис. 2 – Хронологічні графіки мінімальних витрат води

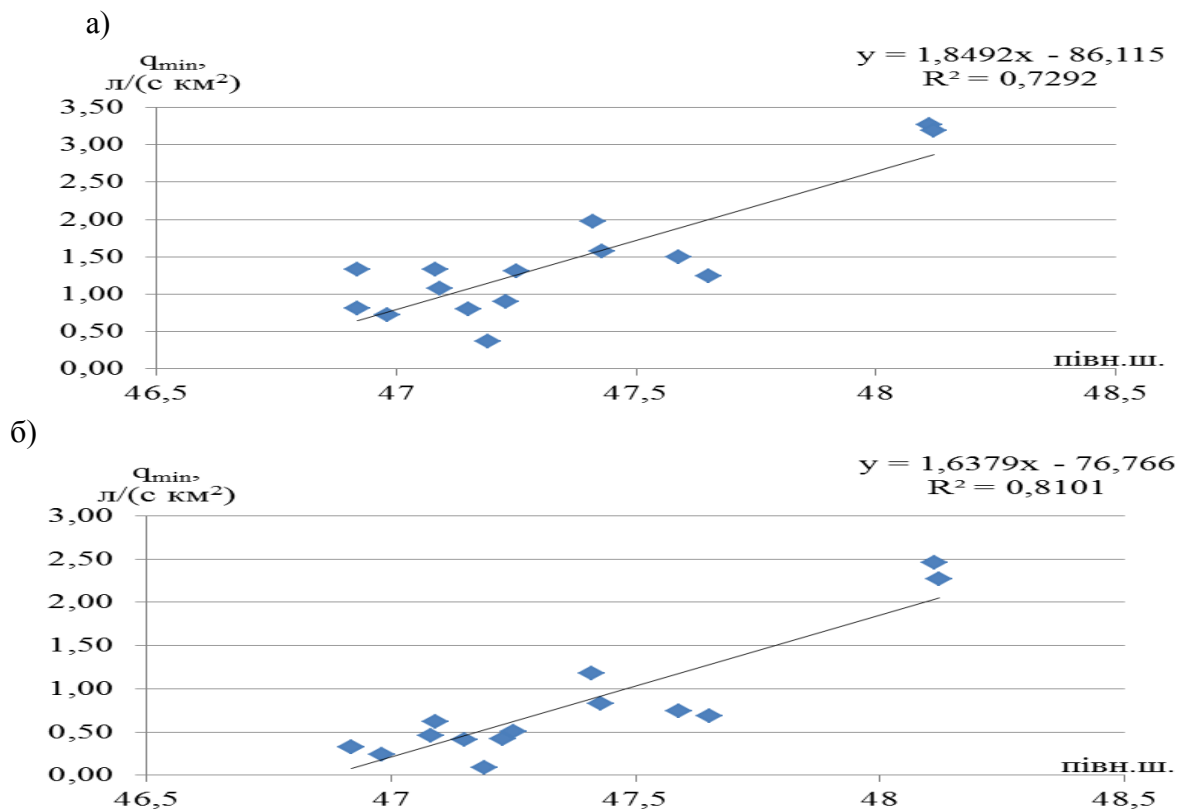
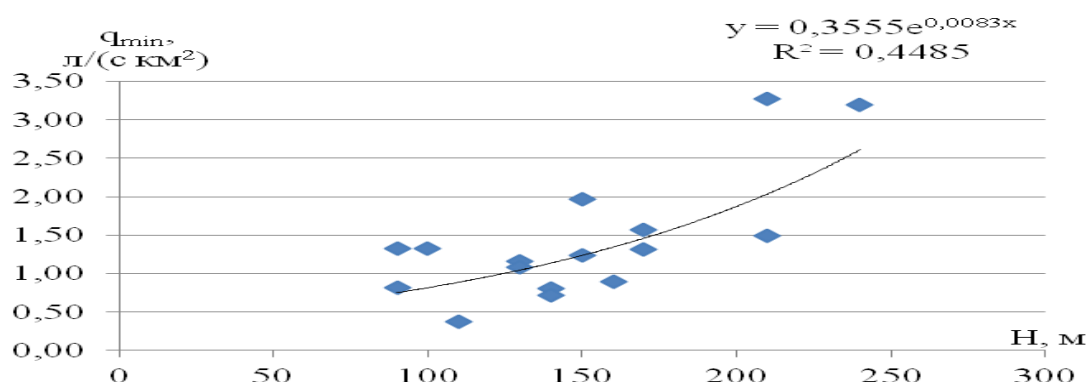


Рис. 3 – Залежність 30-ти добових модулів мінімального стоку за зимовий (а) та літньо-осінній (б) періоди від широтного положення водозборів на річках Приазов'я

а)



б)

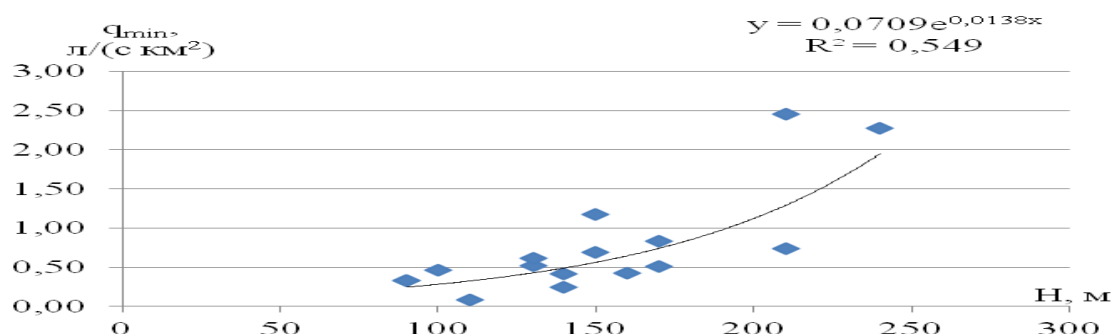


Рис. 4 – Залежність 30-ти добових модулів мінімального стоку за зимовий (а) та літньо-осінній (б) періоди від висотного положення водозборів на річках Приазов'я

Перелік посилань

1. Гребінь В.В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз): монографія. Київ: Ніка-Центр, 2010. 316 с.
2. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия. Бассейн Северского Донца и реки Приазовья: монографія // Под ред. Каганера М.С. Ленинград: Гидрометеиздат, 1967. Вып.3. Т. 6. 492 с.

ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРОМЫШЛЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

А. Гунченко, маг., В. Чепиль, бак., Л.А. Порожнюк, к.т.н., доц.

*Белгородский государственный технологический университет имени В.Г. Шухова,
г. Белгород, Россия
lporozhnyuk@yuadex.ru*

Необходимость гигиенической оценки состояния почв вызвана тем, что в России, в том числе и в Белгородской области, почвы на значительных площадях подвергнуты значительному техногенному загрязнению [1, 2].

Наибольшую опасность представляют собой тяжелые металлы, входящие в группу основных типов загрязняющих веществ в силу своей высокой токсичности.

Характер токсического действия тяжелых металлов иллюстрируется данными табл. 1 [3].

Для тяжелых металлов в принципе не существует механизмов самоочищения: металлы перемещаются из одного природного резервуара в другой, взаимодействуя с

Таблица 1 – Эффекты избирательной токсичности при загрязнении среды тяжелыми металлами

Загрязнитель	Оказываемое воздействие на организм
Мышьяк	Рак легких; кожные болезни; гематологические эффекты, включая анемию
Бериллий	Дерматиты, язвы; воспаления слизистых оболочек
Кадмий	Злокачественные новообразования; острые и хронические респираторные заболевания; почечная дисфункция
Медь	При малых концентрациях (6 – 15 мг/кг) меди в почве возможна анемия и заболевание костной системы, а избыток – более 60 мг – поражает печень и вызывает желтуху
Хром	Рак легких; злокачественные новообразования в желудочно-кишечном тракте; дерматиты
Свинец	Нарушение процессов кроветворения; повреждение печени и почек; нейрологические эффекты
Ртуть	Воздействие на нервную систему, нарушение сенсорных функций и координации; почечная недостаточность
Никель	Респираторные заболевания (астма, нарушение дыхания); пороки рождения и уродства; рак носа и легких
Ванадий	Астма; нервные расстройства; изменения в крови
Цинк	Развитие остеопороза. Высокие концентрации цинка могут представлять мутагенную и онкогенную опасность. Вдыхание паров оксида цинка вызывает повышение температуры, боли в суставах и мышцах, озноб, кашель и др.

различными категориями живых организмов [4]. Пути техногенного рассеивания металлов многообразны [5]. Важнейшими являются выбросы в атмосферу при высокотемпературных технологических процессах, например, в металлургическом производстве в процессе обжига при температуре 1200 – 1300 °С и восстановлении окатышей на Оскольском электрометаллургическом комбинате.

Основным критерием при оценке уровня загрязнения почвы химическими веществами является предельно допустимая концентрация (ПДК) загрязняющих веществ (ЗВ) в пахотном слое, которая устанавливается из условия, что загрязняющее вещество не должно оказывать прямого или косвенного воздействия на соприкасающиеся с почвой среды (воздух, воду), на здоровье человека и на способность почвы к самоочищению.

Оценка опасности загрязнения почвы населенных пунктов определяется:

- 1) эпидемиологической значимостью загрязненной химическими веществами почвы;
- 2) ролью загрязненной почвы как источника вторичного загрязнения приземного слоя атмосферного воздуха и при ее непосредственном контакте с человеком;
- 3) значимостью степени загрязнения почвы в качестве индикатора загрязнения атмосферного воздуха.

Показано, что с увеличением химической нагрузки возрастает эпидемическая опасность почвы. В загрязненной почве на фоне уменьшения истинных представителей почвенных микробоценозов (антагонистов патогенной кишечной микрофлоры) и снижения ее биологической активности отмечается увеличение положительных находок патогенных энтеробактерий и геогельминтов, более устойчивых к химическому загрязнению почвы, чем представители естественных почвенных микробоценозов.

При содержании свинца в почве, начиная с 250 мг/кг, в районе действующих источников загрязнения наблюдается превышение его ПДК в атмосферном воздухе (0,3 мкг/м³). Пыление почв загрязненных, например, свинцом, может привести к вторичному загрязнению атмосферы и вызвать заболевания психоневрологического характера.

Оценка уровня химического загрязнения почв как индикаторов неблагоприятного воздействия на здоровье населения проводится по показателям, разработанным при сопряженных геохимических и геогигиенических исследованиях окружающей среды городов. Такими показателями являются: коэффициент концентрации химического вещества (K_c), который определяется отношением его фактического содержания в почве к ПДК:

$$K_c = C_{\text{факт.}} / C_{\text{ПДК}}, \quad (1)$$

где $C_{\text{факт.}}$ – фактическая концентрация данного химического вещества в почве, мг/кг;
 $C_{\text{ПДК}}$ – фоновая концентрация в почве данного вещества, мг/кг.

Другим показателем уровня загрязнения почв населенных пунктов является суммарный показатель загрязнения (Z_c), который определяется при наличии в почве нескольких загрязняющих компонентов [6].

Суммарный показатель загрязнения (Z_c) равен сумме коэффициентов концентраций химических элементов, загрязняющих почву и выражается следующей формулой:

$$Z_c = \sum_1^n k_c - (n - 1), \quad (2)$$

где n – число учитываемых загрязняющих веществ.

В результате спектрометрического анализа образцов почв выявили наличие тяжелых металлов в почвах в пределах и на границе санитарно-защитной зоны с прилегающим населенным пунктом (табл. 2).

Таблица 2 – Содержание тяжелых металлов в почвах Старооскольского района

Металл	Содержание металлов, мг/кг почвы		ПДК, мг/кг почвы
	На границе СЗЗ с населенным пунктом	В пределах СЗЗ	
<i>Zn</i>	9,9	13,0	23,0
<i>Cu</i>	2,4	11,1	3,0
<i>Cd</i>	0,38	0,54	0,24
<i>Pb</i>	4,68	7,48	6,0

Произвели расчет коэффициента концентрации химического вещества (K_c) и суммарного показателя загрязнения (Z_c) по формулам 1 и 2.

Результаты расчетов K_c отображены на диаграмме (рис.).

Рассчитанные значения суммарного показателя загрязнения (Z_c) составили: для почв на границе СЗЗ с населенным пунктом – 2,19; для почв в пределах СЗЗ – 4,8.

Полученные расчетным путем значения Z_c сопоставили с данными (табл. 3).

На основе анализа данных заключаем, что показатели Z_c для почв на границе СЗЗ с населенным пунктом и в пределах СЗЗ составляют величину менее 16. Таким образом, исследуемые территории относятся к допустимой категории загрязнения почв. Изменения показателей здоровья населения в очагах загрязнения характеризуется как наиболее низкий уровень заболеваемости детей и минимум функциональных отклонений. Возможно использование территории под любые культуры. Предлагаемые

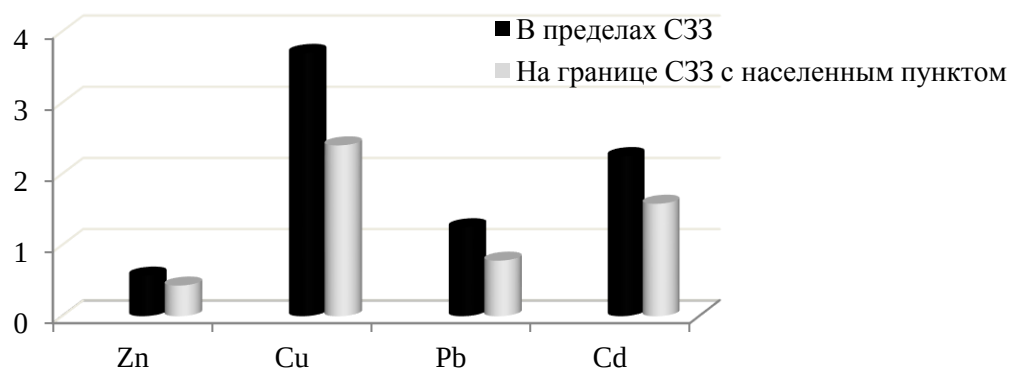


Рис. – Значения коэффициента концентрации химического вещества (K_c)

Таблица 3 – Ориентировочная оценочная шкала опасности загрязнения почв по суммарному показателю Z_c

Значение Z_c	Категория загрязнения почв
Менее 16	Допустимая
16 – 32	Умеренно опасная
32 – 128	Опасная
Более 128	Чрезвычайно опасная

мероприятия заключаются в: снижении уровня воздействия источников загрязнения почв, осуществление мероприятий по снижению доступности токсикантов для растений (известкование, внесение органических удобрений и т. п.).

Таким образом, в результате гигиенической оценки состояния почв установлено, что деятельность промышленного предприятия не оказывает существенного негативного влияния на состояние почв.

Перечень ссылок

1. Перькова М.В., Заикина А. Пути решения проблем деградирующих территорий в г. Шебекино. *Вестник Белгородского государственного технологического университета имени В.Г. Шухова*. 2016. № 6. С. 58 – 63.
2. Порожнюк Л.А., Василенко Т.А., Порожнюк Е.В. Роль экологического аудита в обращении с отходами в Белгородской области. *Вестник Белгородского государственного технологического университета имени В.Г. Шухова*. 2012. № 4. С. 177 – 180.
3. Авцын А.П. Микроэлементозы человека. Москва: Медицина, 1991. 496 с.
4. Дж. В. Мур Тяжелые металлы в природных водах. Москва: Мир, 1987. 285 с.
5. Пендюрин Е.А., Смоленская Л.М., Рубанов Ю.К., Старостина И.В. Биологический способ пылеподавления отвалов Лебединского ГОКа. *Экология и промышленность России*. 2010. № 6. С. 46 – 48.
6. МУ 2.1.7.730-99 Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. URK: <http://docs.cntd.ru/document/1200003852> (дата обращения 26.03.2020).

ОЦІНКА СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА МІСТА ХЕРСОН МЕТОДОМ ЛІХЕНОІНДИКАЦІЇ

*А.В. Гусєва, бак., М.М. Радомська, к.т.н., доц.
Національний авіаційний університет, м. Київ
waydele99@gmail.com, m.m.radomska@gmail.com*

Херсонська область і, зокрема, місто Херсон вважаються «екологічно чистою», за рахунок високого біорізноманіття та незначної інтенсивності промислової діяльності. Проте у місті є декілька зон, в яких ситуація характеризується вираженим антропогенним навантаженням. В цих зонах шкоди навколишньому середовищу завдає не тільки промисловість, але і агросектор. Актуальна проблема Херсонщини – це забруднення водойм пестицидами і мінеральними компонентами добрив, що з поверхневим стоком змиває з полів до Дніпра, лиманів і далі у Чорне море.

Херсон – місто з великим портом, який є не тільки джерелом прибутку, але й джерелом забруднення оточуючого середовища. На початку 2018 року орнітологи Херсонської області спостерігали загибель птахів від забрудненої води, влітку зафіксували відразу кілька випадків масової загибелі риби в Каховському водосховищі, Дніпровсько-Бузькому лимані. Аналіз води, який провів обласний департамент екології, показав перевищення допустимої концентрації нітритів, нітратів і заліза. Також є велика проблема горіння плавнів навесні та влітку.

За підсумками першого півріччя 2019 року Херсон посів сьоме місце за рівнем забруднення атмосферного повітря в Україні. Національна гідрометеорологічна служба повідомила, що показники (комплексний індекс забруднення атмосфери) за звітний період істотно виросли відразу у восьми великих містах України. Херсон опинився в одному ряду з Дніпром, Маріуполем, Миколаєвом, Кривим Рогом. Високий рівень забруднення повітря був обумовлений в основному значними середніми концентраціями формальдегіду, діоксиду азоту, фенолу, фтористого водню, оксиду вуглецю, завислих речовин. За підсумками аналогічних досліджень в 2018 році Херсон знаходився на 15 місці у списку з 39 міст країни. Лідирує Херсон і за такими показниками забруднення, як концентрація в атмосфері діоксиду азоту ($3,5 \text{ мг/м}^3$) та оксиду азоту ($1,8 \text{ мг/м}^3$) [1].

Антропогенний чинник впливає на біорізноманіття як природних, так і антропогенно-трансформованих ландшафтів, що призводить до зникнення різних видів біоти зі складу біоценозу. Однією з найбільш чутливих груп організмів щодо забруднення довкілля є лишайники. Отже, для оцінки стану міста Херсона були виділені ділянки, що зазнають підвищеного техногенного навантаження та проведено аналіз екологічної ситуації в цих зонах за допомогою метода ліхеноіндикації.

Лишайники є одним з найпоширеніших показників глобального біологічного моніторингу. Лишайники чутливо реагують на характер і склад субстрату, на якому вони ростуть, на мікрокліматичні умови і склад повітря. Крім того, вони поширені по всій земній кулі і, оскільки їх реакція на зовнішній вплив дуже сильна, а власна мінливість незначна і надзвичайно вповільнена в порівнянні з іншими організмами, їх вважають найбільш вдалими біоіндикаторами.

З усіх екологічних груп лишайників найбільшою чутливістю володіють епіфітні лишайники (або епіфіти), тобто лишайники, що ростуть на корі дерев. Вивчення цих видів в найбільших містах світу виявило ряд загальних закономірностей: чим більше індустріалізоване місто і більш забруднене повітря, тим менше зустрічається в його межах видів лишайників і меншу площу покривають лишайники на стовбурах дерев, а також тим нижчою є життєва активність лишайників.

Встановлено, що при підвищенні ступеня забруднення повітря першими зникають кущисті, потім листоваті і останніми – накипні (коркові) форми лишайників. В результаті, як видовий склад, так і біомаса лишайників слугують надійними індикаторами стану повітря.

Серед основних забруднюючих компонентів повітря лишайники найбільш інтенсивно реагують на вміст двоокису сульфуру (SO_2). Експериментально встановлено, що ця речовина в концентрації $0,03 - 0,1 \text{ мг/м}^3$ ($30 - 100 \text{ мкг/м}^3$) починає негативно впливати на переважну більшість лишайників. У хлоропластах клітин водоростей з'являються бурі плями, починається деградація хлорофілу. Концентрацій двоокису сірки вище $0,5 \text{ мг/м}^3$ є згубною для всіх видів лишайників, що ростуть в природних ландшафтах.

Крім двоокису сульфуру, на лишайники згубно діють й інші забруднюючі речовини – NO , NO_2 , CO , сполуки фтору та інші. Проте, слід враховувати, що у містах сильно змінені і мікрокліматичні умови: міста є сухішими за природні ландшафти (приблизно на 5 %), теплішими на $1 - 3^\circ$ та біднішими світлом. Таким чином, лишайники є інтегральним індикатором стану атмосферного повітря і побічно відображають загальну «сприятливість» комплексу абіотичних чинників середовища для його біотичних компонентів.

Крім того, більшість хімічних сполук, що негативно впливають на флору лишайників, входять до складу викидів промислових підприємств, а отже ліхеноіндикація є надійним відображенням ступеня загального антропогенного навантаження на довкілля.

З метою оцінки стану атмосферного повітря у місті Херсон, а також визначення рівня загального антропогенного навантаження у місті було обрано ряд дослідних ділянок, на яких визначали відносно покриття лишайниками, їх стан та різноманіття видів.

Для аналізу були обрані наступні ділянки: птахоферма, м'ясокомбінат (виведений з експлуатації), електромеханічний завод (виведений з експлуатації), база будівельних матеріалів, комбайновий завод, морський торговельний порт, водоочисна станція, бавовняний комбінат (виведений з експлуатації), зона біля будівництва моста, котельня станція. Дані ділянки були обрані тому, що на нашу думку, вони підлягають більшому антропогенному навантаженню, через присутність об'єктів, які впливають на загальний екологічний стан міста, та не мають поблизу паркових зон (табл.).

В результаті проведених досліджень на території міста було виявлено 8 видів лишайників, зокрема *Usnea*, *Leafy Xantoria*, *Parmelia*, *Cushion Xantoria*, *Hypogymnia*, *Evernia*, *Ramalina farinacea*, *Flavoparmelia*. Наявність такої кількості видів та типів (накипні, листові та кущисті) свідчить про відносно задовільний стан довкілля, але якщо обирати окремі ділянки, такі як зона комбайнового заводу, ми можемо побачити незадовільний стан екосистеми. На цьому етапі можна зробити висновок про наявність антропогенного навантаження середньої інтенсивності, отже місто Херсон не слід вважати «екологічно чистою зоною».

Якщо проаналізувати ступінь покриття лишайниками дерев, то стан атмосферного повітря можна вважати задовільним (див. табл.).

Але якщо порівнювати окремі зони, можна зробити висновки, що антропогенне навантаження розподілене нерівномірно. Наприклад, в зоні комбайнового заводу можна побачити надмірне навантаження на екосистему. В зонах виведених з ладу м'ясокомбінату та електромеханічного заводу, а також морського порту можна побачити задовільний стан лишайників та їх активний ріст. В деяких зонах важко визначити стан атмосфери через недостатню деревну рослинність, або через особливості території, що порушують інсоляцію ділянки.

Таблиця – Оцінка стану навколишнього середовища міста Херсон
методом ліхеноіндикації

Назва зони	Відносне покриття лишайниками (%)	Кількість видів	Загальний стан зони
Птахоферма	68,33	4	Лишайники в гарному стані, але присутні види, чутливі до нітрогену.
М'ясокомбінат (виведений з експлуатації)	80,8	3	Лишайники підсушені. Територія забруднена більше вихлопними газами через безпосередню близькість до дороги, ніж викидами з комбінату.
Електромеханічний завод (виведений з експлуатації)	87	5	Задовільний стан.
База будівельних матеріалів	70,6	4	Лишайники підсушені. Територія забруднена підприємством.
Комбайновий завод	19,6	4	Лишайникове покриття дерев майже відсутнє. Стан незадовільний.
Морський торговельний порт	90,8	3	Лишайникове покриття дуже щільне, але через особливість території, запилені.
Водоочисна станція	43,6	3	Визначити стан важко через нестачу сонячного світла на досліджуваній території.
Бавовняний комбінат (виведений з експлуатації)	56	3	Деякі з лишайників пошкоджені через безпосередню близькість до дороги. Стан незадовільний.
Зона біля будівництва моста	46	2	Незадовільний стан. Сильно забруднена територія. Майже відсутні деревні рослини.
Котельня станція	32	3	На території відсутня активна рослинність. Важко зробити висновки.

Основними факторами негативного впливу у даних випадках є викиди в атмосферне повітря та забруднення ґрунтів важкими металами внаслідок діяльності промислових підприємств.

Виходячи з цього, можна сформулювати наступні рекомендації щодо покращення стану довкілля: перевірити стан очисного обладнання, що запобігає викидам забруднюючих речовин в повітряний басейн; посилити контроль за діючими підприємствами у місті Херсон; реалізувати поточний контроль стану атмосферного повітря для своєчасної реакції на можливі негативні зміни; збільшити кількість зелених насаджень у місті Херсон; посилити контроль над оборотом палива на судах у порту; підсилити пожежну безпеку в літній сезон.

Перелік посилань

1. Сайт міста Херсон. URL: <https://www.0552.ua/news/2549157/herson-popal-v-semerku-gorodov-s-vysokim-urovнем-zagraznenia-vozduha> (дата звернення: 04.04.2020).

ПРОБЛЕМА ПОВОДЖЕННЯ З МЕДИЧНИМИ ВІДХОДАМИ В ПОТОЦІ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ОКРЕМИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

В.І. Данкевич, маг., Т.А. Сафранов, д.г.-м.н., проф.
Одеський державний екологічний університет
vit.dn.ueco@gmail.com

За версією відомого журналу «The Economist», найбільша проблема великих міст Європи – це утилізація побутових відходів. Дана проблема дуже актуальна і для Одеси – найбільшого портового міста Північно-Західного Причорномор'я. Тверді побутові відходи (ТПВ), зокрема медичні та лікарські відходи, щодня викидаються населенням у звичайні урни. В Україні щорічно утворюється понад 13 млн. т ТПВ. Річна кількість відходів на душу населення становить близько 300 кг. Понад 95 % цих відходів направляється на звалища і полігони.

За Базельською конвенцією про контроль за транскордонним перевезенням небезпечних відходів та їх видаленням (1989 р.), до якої Україна приєдналась у 1999 р., медичні відходи (МВ) – це відходи, що утворюються у результаті лікарського догляду за пацієнтами в лікарнях, поліклініках та клініках; відходи виробництва і переробки фармацевтичної продукції; непотрібні фармацевтичні товари, ліки та препарати. У той же час МВ відносяться до класу небезпечних і токсичних відходів, відповідно до Директиви Всесвітньої організації «Базельська угода з охорони навколишнього середовища від забруднення небезпечними відходами охорони здоров'я» (Женева, 2001 р.). Відходами лікарських засобів вважають: прострочені лікарські препарати; неякісні засоби; незареєстровані медикаменти; фальсифіковані лікарські препарати; пошкоджені препарати в результаті механічного, фізичного або біологічного впливу, яке виключає їх подальше використання; лікарські препарати щодо яких зафіксовані серйозні побічні явища. До клінічних відходів відносять: пластикові шприци з голками, крапельниці; потенційно інфіковані відходи білизна, матеріали та інструменти, забруднені виділеннями; відходи інфекційних відділень; відходи лабораторій; біоорганічні відходи; відходи використання фармацевтичних препаратів і лікарських засобів. Клінічні відходи становлять реальну епідеміологічну та екологічну загрозу. У всьому світі відомі мільйони випадків зараження небезпечними інфекційними захворюваннями, які виникли після контакту з неправильно утилізованих або зовсім неутілізованих медичних відходів.

У СанПіН 2.1.7.2790-10 [1] відмічається, що МВ утворюються в організаціях при здійсненні медичної та/або фармацевтичної діяльності, виконанні лікувально-діагностичних та оздоровчих процедур. МВ генеруються не тільки в установах медичної і/або фармацевтичної діяльності, не тільки при виконанні лікувально-діагностичних і оздоровчих процедур в лікувально-профілактичних установах (ЛПУ) гуманітарного і ветеринарного спрямування, але й в об'єктах комунально-побутового сектору (КПС).

Забезпечення екологічного благополуччя в регіонах України багато в чому залежить від ефективності функціонування системи поводження з небезпечними складовими ТПВ в цілому і з МВ зокрема. Першим кроком створення системи поводження з МВ є їх класифікація. Згідно з класифікацією [2], МВ поділені на три

основні категорії: відходи ветеринарних клінік (поліклінік); відходи гуманітарних лікувально-профілактичних установ; відходи КПС. Відходи ветеринарних клінік (поліклінік) виділені в окрему категорію, оскільки вони можуть бути інфіковані штамми мікроорганізмів, містити токсини та отрути тваринного і рослинного походження, що поділяються за патогенною активністю. Крім того, до них відносяться токсикологічно і епідеміологічно безпечні, епідеміологічно небезпечні та радіоактивні відходи.

Відходи гуманітарних ЛПУ виокремлені в класифікацію М.Г. Проданчука та ін. [3] за ступенем їх епідеміологічної небезпеки, поділені згідно класифікації, але назву класу А з неї ми обмежили лише словосполученням «епідеміологічно безпечні відходи». Слід зауважити, що склад ТПВ не зводиться лише до «відходів, що не мали контакту з біологічними рідинами пацієнтів, інфекційними та шкірно-венерологічними хворими; харчові відходи всіх ЛПУ (крім інфекційних, в т.ч. венерологічних і фтизіатричних); меблі, інвентар, несправне або застаріле медичне та лабораторне обладнання, що не містить токсичних елементів, неінфікований папір і упаковка, будівельне сміття та сміття з територій ЛПУ».

Щорічно в Україні утворюється майже 400 тис. т МВ. Ці відходи, за відсутності системи їх безпечного збирання, зберігання, транспортування й утилізації, є головним джерелом небезпечних інфекцій як на території ЛПУ, так і за їх межами. Майже 90 % МВ депонуються як звичайні ТПВ на місцевих смітниках без урахування класу їх небезпеки. А насправді МВ є небезпечним фактором прямого й опосередкованого ризику виникнення інфекційних та неінфекційних захворювань серед населення внаслідок можливого забруднення практично всіх елементів довкілля.

Частина МВ змішується з відходами КПС та видаляється на звалища (полігони) ТПВ, а тому система поводження з ними повинна вписуватися в загальну схему диференціації потоків ТПВ. Значна частина МВ вивозиться на полігони та несанкціоновані звалища внаслідок безвідповідальності медичних працівників закладів охорони здоров'я, недостатності та недоступності потужностей з оброблення та видалення медичних відходів. Українське обмежені фінансові ресурси є важливим стримуючим фактором, який перешкоджає вдосконаленню системи поводження з МВ. Стан національної економіки в останні роки істотно вплинув на фінансове забезпечення медичної галузі і, очевидно, що залучення фінансових ресурсів, необхідних для впровадження належної системи поводження з МВ, є вкрай складним завданням [4].

Поводження з надзвичайно епідеміологічно небезпечними МВ повинно полягати у ретельному їх відокремленні та знищенні. Для знешкодження таких МВ застосовують інсинератори. Враховуючи екологічну небезпеку викидів токсичних речовин, інсинерацію не можна вважати абсолютно екологічно безпечним методом знищення небезпечних МВ, а тому її слід застосовувати лише в якості тимчасового методу, якщо відсутні інші можливі варіанти, що не пов'язані з технологіями спалювання. Знищення небезпечних МВ здійснюється методом високотемпературного спалювання в печі з пропускною спроможністю до 750 кг відходів на годину. Температура всередині печі може сягати 1300 градусів за Цельсієм.

Решта МВ (наприклад, деякі полімерні матеріали) після належної обробки або без неї, може бути переведена до розряду вторинних матеріальних ресурсів. Голки (після відокремлення від пластмасового шприца), леза та інші гострі предмети необхідно розмішувати у пластмасові або металеві контейнери.

Досить велика кількість МВ – це полімерні матеріали, що використовуються, як упаковка лікувальних препаратів, шприци для ін'єкцій, крапельниці і т.д. На жаль, основним напрямком поводження з ними, який практикується частіше за інші, є термічне знищення, але при спалюванні полімерних МВ утворюються діоксини та інші

небезпечні хімічні сполуки. Однак полімерні МВ після дезінфекції можна використовувати як вторинну сировину. Наприклад, шляхом піролізу з полімерних МВ отримують віск, стирол, метилметакрилат, вуглець тощо. Вторинна переробка полімерних МВ дозволяє заощадити кошти за умови відмови від захоронення та термічного знищення відходів, а, з урахуванням отримання сировини (у разі промислового використання), швидко окупається і є комерційно привабливим способом їх утилізації.

За даними Держкомстату в Одеській області в 2012 р. було утворено 824072,6 т ТПВ, що складає 61,6 % від загальної кількості відходів. Природно, що більша частка (приблизно 80 %) утворених ТПВ (у т.ч. МВ), припадала на обласний центр (м. Одеса). Більша частина МВ після належної обробки (або без неї) може бути переведена до стану вторинних матеріальних ресурсів, але при виборі установки потрібно зважати на багато факторів: ціна, ефективність дезінфекції, місце розташування установки, кількість споживаної електроенергії, безпечність.

Поводження з МВ повинно здійснюватися з дотриманням всіх норм екологічного законодавства і правил безпеки. Особливу увагу необхідно приділяти частині таких небезпечних відходів (прострочених ліків, використаних ампул, шприців тощо), які використовують мешканці міста, перебуваючи на домашньому лікуванні, та щоденно викидають в урни і контейнери ТПВ. Про масштаби надходження їх у потік ТПВ можна припускати на прикладі Одеси з чисельністю населення на 1150615 осіб (станом на 01.11.2019 р.). Практично всі ТПВ, що утворюються нами, надходять на звалища (полігони), які перевантажені і не відповідають санітарно-екологічним нормам. При попаданні небезпечних МВ на звалища (полігони) ТПВ вони посилюють загрозу для екологічного стану навколишнього середовища. Відсутність роздільного збору та утилізації небезпечних відходів у повсякденному житті міста і населення підвищує ризик забруднення навколишнього середовища небезпечними речовинами, що тягне за собою погіршення стану здоров'я людей.

Оскільки значна частина населення лікується в домашніх умовах, то кількість МВ може становити істотну частку в загальному потоці ТПВ. У багатьох регіонах України МВ змішуються з побутовим сміттям і видаляються на звалища (полігони). У складі МВ можуть бути присутніми: пластик (використані шприци, крапельниці та їх упаковка); метал (голки, лезі та інші гострі предмети); папір і картон (упаковка); скло (ампули, флакони та ін.); інфікований перев'язувальний матеріал (бинти, тампони та ін.); хімічні речовини (прострочені ліки, непридатні термометри з ртуттю тощо); харчові відходи та інші компоненти.

Для управління і поведження з потоками МВ пропонується система, яка включає ряд підсистем [5]: збирання і зберігання МВ в ЛПУ; транспортування МВ з ЛПУ до спеціалізованих центрів; зберігання МВ у таких центрах; знищення МВ; утилізація (поховання) відходів, що утворюються в результаті знищення МВ; технічне забезпечення діяльності всіх ланок системи, пов'язаної з виготовленням тари, експлуатацією транспортних засобів, холодильного обладнання, приладів і т.п. Таку систему управління МВ можливо використовувати, насамперед, для ЛПУ гуманітарної і ветеринарної медицини.

Особливо актуальним є питання поведження з медичними відходами під час епідемії COVID-19. Перш за все, мова йде про використані одноразові маски, рукавички та інші засоби індивідуального захисту. Багато хто з нас не до кінця розуміє, наскільки небезпечні ці відходи. При контакті з інфікованою людиною вірус переходить на поверхні засоби індивідуального захисту і продовжує бути активним ще протягом декількох днів. Тим самим створюється загроза подальшого розповсюдження коронавірусної інфекції та збільшення числа заражених. Такі відходи не можна

викидати просто в урну нарівні з іншими ТПВ. Але, на жаль, є випадки, коли використані рукавички і маски кидають куди попало, навіть не доносячи до урни. Щоб знизити ризик поширення коронавірусу через медичні відходи, їх необхідно відсортовувати від усіх інших, складати в окремий, краще подвійний пакет, давати йому відстоятися кілька днів і потім викинути в контейнер для ТПВ. Ще краще здати такі відходи в спеціальні пункти прийому, які під час епідемії починають з'являтися у деяких містах країни. На рівні медичних організацій, безумовно, ситуація складніше тому, що небезпеку представляють медичні інструменти, матеріали, інвентар, лабораторні аналізи тощо. Тому важливо, щоб лікарні, клініки, медичні кабінети, лабораторії відповідально підходили до питання вибору партнера з утилізації своїх відходів. На жаль, зараз на ринку знищення відходів підприємств працює чимала кількість недобросовісних компаній. Найбільш привабливий інструмент, яким вони користуються для залучення клієнтів, є занижена вартість послуг з поводження. Надійна компанія завжди повинна відповідати трьом основним критеріям: 1) наявність печей, призначених для високотемпературного спалювання небезпечних відходів; 2) наявність операцій «утилізація» і «знищення» небезпечних відходів в дозвільних документах і ліцензіях; 3) адекватна ринкова ціна, що дозволяє надати послугу відповідно до норм безпеки і вимог законодавства України.

Отже, небезпечні МВ повинні бути відокремлені від загального потоку ТПВ та прив'язані до системи поводження з відходами ЛПУ. В іншому випадку, за відсутності сортування ТПВ у джерелах утворення, навряд чи вдасться знешкоджувати або знищувати МВ, що потрапляють до контейнерів ТПВ. Під час епідемій треба обов'язково розміщувати МВ у внутрішньоквартальних спеціальних контейнерах з наступним їх термічним знешкодженням.

Перелік посилань

1. Санитарные правила и нормы (СанПиН 2.1.7.2790-10). Санитарно-эпидемиологические требования к обращению с медицинскими отходами. Москва, 2010. 8 с. Електронний ресурс: URL: <http://www.sisterflo.ru/sanpins/SP2790-10.php> (дата звернення: 20.01.2020).
2. Сафранов Т.А., Шаніна Т.П., Приходько В.Ю. Класифікація твердих побутових відходів як передумова формування системи поводження з ними в регіонах України: монографія. Дніпро: Видавець Біла К.О., 2018. 100 с.
3. Проданчук М.Г., Повякель Л.І., Бобильова О.О., Бережнов С.П. Класифікація медичних відходів з урахуванням факторів безпеки в проекті ДСанПіН «Правила поводження з медичними відходами». *Сучасні проблеми токсикології*. 2012. № 1. С. 57 – 68.
4. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року (схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 8 листопада 2017 р. N 820). Електронний ресурс: URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-p> (дата звернення: 21.01.2020).
5. Определение и классификация отходов здравоохранения. Електронний ресурс: URL: <http://www.google.com.ua/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=16&c> (дата звернення: 30.01.2020).

МЕТОДИ ОЦІНЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ ЗМІНИ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ГІРНИЧО-ХІМІЧНИХ ПІДПРИЄМСТВ В ПІСЛЯЕКСПЛУАТАЦІЙНИЙ ПЕРІОД

Е.А. Джумеля, асп., В.Д. Погребенник, д.т.н., проф.
Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів
vpohreb@gmail.com

Вступ. Нині Україна посідає одне з перших місць за рівнем техногенного навантаження на довкілля. У західній частині території України наявні гірничо-хімічні підприємства, які знаходяться на стадії ліквідації. Через це територія цих підприємств перебуває в незадовільному екологічному стані [1, 2].

Мета роботи – вивчення особливостей впливу гірничо-хімічного підприємства на стадії ліквідації на довкілля з метою оцінювання, прогнозування і підвищення рівня екологічної безпеки.

Виклад матеріалу. Одним з основних джерел екологічної небезпеки є промислові відходи, які у великих обсягах зазвичай зберігаються на підприємстві. У зв'язку з цим важливим є вирішення проблеми реабілітації значних за площею територій, які знаходяться в зоні впливу цих підприємств, а також впровадження оптимізаційної стратегії ліквідації цих підприємств.

Гірнича діяльність змінює геологічне середовище і спричиняє геофізичні зміни. Післяексплуатаційний період гірничо-хімічного підприємства негативно впливає на хімічний склад та інтегральні показники ґрунтів, поверхневих і підземних вод [3, 4, 5]. Застарілість та недостатня ефективність комплексів з утилізації токсичних і екологічно небезпечних відходів тільки погіршує екологічну ситуацію [6, 7, 8].

Відповідно до міжнародного досвіду встановлено, що засоби екологічного захисту, які використовують на гірничо-хімічних підприємствах, неспроможні запобігти погіршенню екологічної безпеки [9, 10]. Для розроблення ефективних засобів забезпечення екологічної безпеки необхідним є прогнозування стану елементів довкілля в зоні впливу цих підприємств.

Екологічний моніторинг є одним із головних інструментів забезпечення оцінювання якості довкілля.

На рис. 1 зображено основні етапи післяексплуатаційного періоду гірничо-хімічного підприємства, коли забезпечується екологічна безпека. Для того, щоб процедура була успішною, необхідно на кожному етапі проводити постійний моніторинг для оцінювання стану довкілля та ефективності прийнятих рішень на шляху до підвищення екологічної безпеки.

Моніторинг основних елементів небезпеки також дає змогу вчасно відреагувати на негативні зміни і попередити погіршення стану довкілля (рис. 2).

Висновки. Отже, екологічна безпека залежить від оцінювання якості довкілля, оскільки це допоможе прийняти певні рішення для її підвищення. Одним з основних завдань сьогодні має стати мінімізація рівня екологічної небезпеки території та впливу гірничо-хімічного підприємства на стадії ліквідації. Моніторинг довкілля дасть змогу попередити негативні зміни, які можуть виникнути у зоні впливу гірничо-хімічного підприємства.

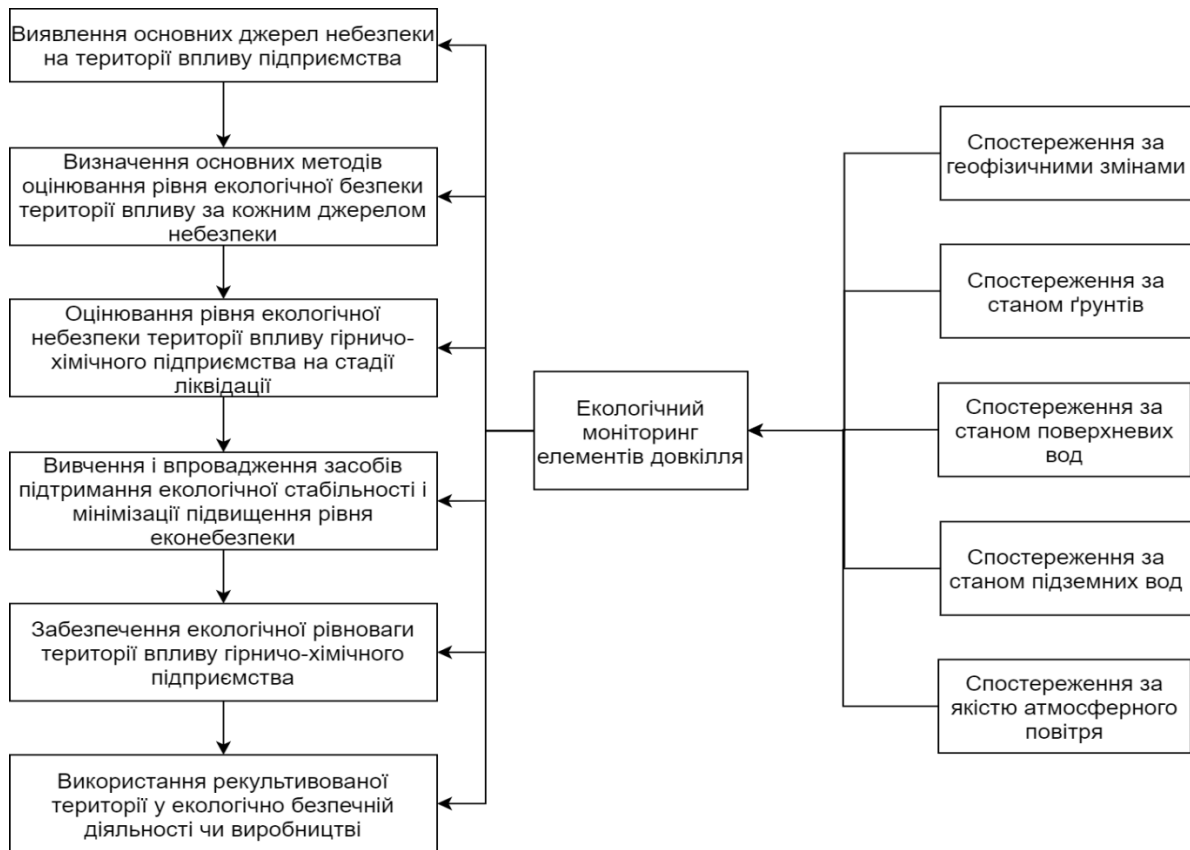


Рис. 1 – Процедура оцінювання рівня екологічної безпеки гірничо-хімічного підприємства на стадії ліквідації

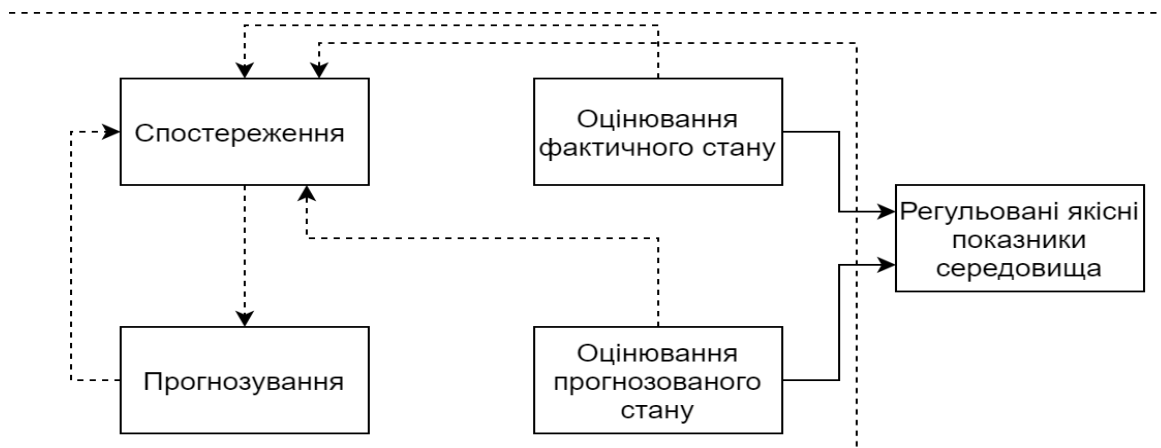


Рис. 2 – Система моніторингу [9]

Перелік посилань

1. Рудько Г. Техногенно-екологічна безпека геологічного середовища (наукові та методичні основи). Львів: ВЦ ЛНУ ім. І. Франка, 2001. 360 с.
2. Іванов Є.А. Формування постмайнінгових ландшафтних систем Передкарпатського сірконосного басейну. *Геополітика и екогеодинамика регіонів*. 2014. Т. 10. № 2. С. 535 – 543.
3. Горова А.І., Височин Л.В. Розробка методів оцінки та прогнозування екологічних ризиків у гірничодобувних регіонах. *Форум гірників – 2014: матеріали міжнар. конф.* Дніпропетровськ, 2014. Т. 1. С. 200 – 204.

4. Адаменко М.І., Кучук Н.Г. Теоретичні основи збереження екологічної рівноваги. *Вісник Львівського державного університету безпеки життєдіяльності*. 2014. № 10. С. 163 – 172.

5. Гайдін А., Ковалишин В., Салюк І., Шакіна І. Науково-технічне обґрунтування проекту рекультивації порушених гірничими роботами земель рішень по відновленню екологічної рівноваги і порушеного ландшафту шляхом поетапного виведення потужностей кар'єрів Яворівського ДГХП «Сірка». Львів, 1997. 96 с.

6. Погребенник В., Дяків В., Джумеля Е., Ковальчук М. Оцінювання сучасного стану гірничо-хімічних підприємств на стадії ліквідації. *Науковий та педагогічний супровід сталого розвитку: Дискурс 2019: колективна монографія*. Суми, Вінниченко М.Д., 2019. С. 38 – 55.

7. Лушик А.В., Швирло М.І., Яковлев Є.О., Павлюк В.І. Стан геологічного середовища в межах родовищ сірки та солі в Передкарпатті і Закарпатті. Моніторинг. Напрямки інженерно-екологічного довивчення. *Матеріали 4 міжнародної науково-практичної конференції «Моніторинг, Напрямки інженерно-екологічного довивчення»*. 2009. С. 9 – 10.

8. Шкіца Л.Є. Екологічна безпека гірничопромислових комплексів Західного регіону України: автореф. дис. докт. техн. наук, спец. 21.06.01 «Екологічна безпека». Івано-Франківськ, 2006. 36 с.

9. Шкіца Л.Є. Трансформація гірничих комплексів після завершення експлуатації. *Вісник КДПУ*. 2006. Вип. 2 (37). С. 113 – 115.

10. Апостолук С.О., Джигирей В.С., Соколовський І.А. та ін. Промислова екологія: навчальний посібник. 2-ге вид., виправл. і доповн.

АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ М. МИРГОРОД НА ЯКІСТЬ ВОДИ Р. ХОРОЛ (ЗА РЕЧОВИНАМИ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ)

*М.М. Довгополий, маг., М.Є. Романчук, к.геогр.н., доц.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
cghcgjjn@gmail.com*

Хорол – це річка у Сумській і Полтавській областях України, найбільша права притока річки Псел (басейн Дніпра). Бере початок із джерел на північ від с. Червона Слобода і тече Придніпровською низовиною. Хорол впадає в Псел біля с. Сухорабівка Решетилівського району. Довжина – 308 км (в межах Полтавщини – 241 км). Площа басейну – 3870 км².

Якість води визначається кількістю населених пунктів, розташованих вздовж річки, зарегульованістю водного об'єкту (наявність водосховищ, ставків тощо), кількістю промислових підприємств, їх специфікою, кліматичними умовами та ін.

В м. Миргород розвинуті такі підприємства:

- харчова промисловість – ПАТ «Миргородський завод мінеральних вод»; ЗАТ завод продтоварів «Калинка»; ТДВ «ТОВ "Миргородський елеватор"»; ДП ДАК «Хліб України "Миргородський комбінат хлібопродуктів № 1"»; ПП «Автостар»;
- машинобудування та металообробка – ВАТ «Армапром» (спеціалізується на виробництві сталевих та кольорових арматур, рідкої сталі);
- деревообробна промисловість – ДП «Миргородське лісове господарство»;

- виробництво пластмасових виробів – ТОВ виробничо-комерційне підприємство «Миргородський завод термозберігаючих конструкцій».

Також значний вплив на якість води здійснюють комунально-побутові підприємства, такі як: КП ЖКГ «Липоводолинське», ОКВПВКГ «Миргородводоканал» та ін.

Серед всіх забруднювальних речовин особливо негативний вплив на якість води здійснюють речовини токсичної дії, до яких відносяться: синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР), нафтопродукти (НП), феноли, мідь, манган, залізо загальне, цинк, хром та ін. Слід зазначити, що у прикладних роботах до числа важких металів (ВМ) відносять *Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Co, Sb, Sn, Bi, Hg*, найчастіше додають *Pt, Ag, W, Fe, Au, Mn*. Деякі з цих ВМ необхідні для існування живих організмів, що населяють водні об'єкти, але в надмірних кількостях дуже шкідливі, навіть призводять до загибелі.

Якість води за означеними речовинами та елементами оцінювалась в пункті р. Хорол – м. Миргород за період 2004 – 2014 рр. в межах двох створів: за півкілометри до міста та на відстані 4 км від міста. За НП спостережень в створі не відбувалось.

Зміна у часі концентрації міді представлена на рис. 1.

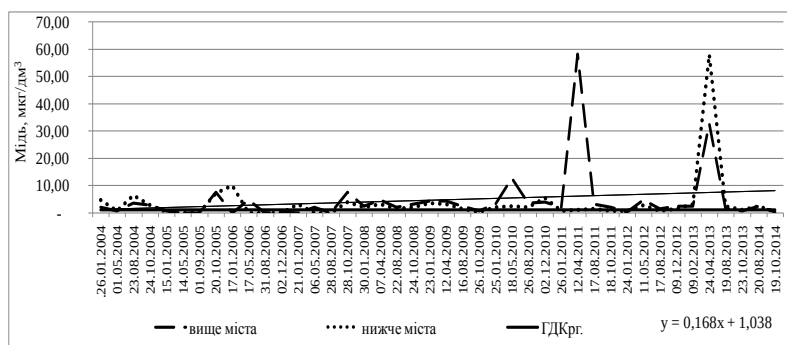


Рис. 1 – Зміна у часі концентрації міді в межах пункту р. Хорол – м. Миргород за період 2004 – 2014 рр.

За лінією тренду та формулою видно, що концентрація міді в воді р. Хорол в межах створу м. Миргород збільшується у часі. Вище пункту спостереження концентрація міді коливалась від 0 мкг/дм³ (2005 – 2007 рр.) до 58,20 мкг/дм³ (12.04.2011 р.), нижче міста – від 0 мкг/дм³ до 58,0 мкг/дм³ (24.04.2013 р.). Максимальні значення вище за рибогосподарські ГДК (ГДКрг = 1,0 мкг/дм³) у 58,2 та 58 разів відповідно. Це може свідчити про негативний вплив підприємств міста на якість води річки та незадовільну роботу очисних споруд.

На рис. 2 надається графік зміни фенолів в межах створу р. Хорол – м. Миргород. Коливання концентрації фенолів як вище, так і нижче створу відбуваються майже синхронно. За лінійним трендом і формулою можна бачити, що спостерігається зменшення вмісту фенолів у часі. Максимальна концентрація в межах обох створів дорівнювала 0,009 мг/дм³ (24.10.2004, 31.08.2006 рр.), що у 9 разів вище за ГДКрг. Мінімальне значення фенолів за 0,5 км до міста склало 0,001 мг/дм³ (02.12.2010 р.) та 0,002 мкг/дм³ (14.05.2005, 22.08.2008, 12.04.2009, 02.12.2010 рр.) після міста.

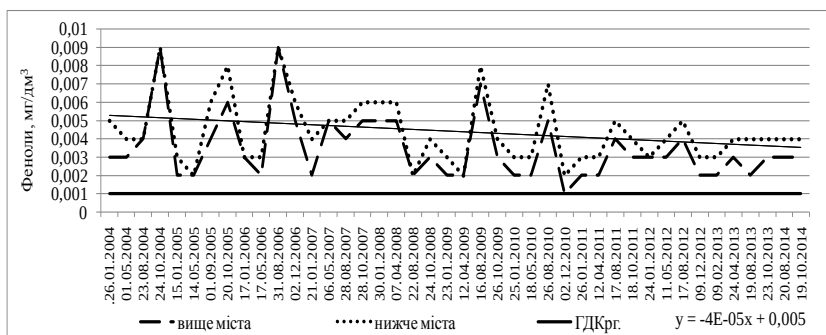


Рис. 2 – Зміна у часі концентрації фенолів в межах пункту р. Хорол – м. Миргород за період 2004-2014 рр.

Також у воді р. Хорол відбувається зменшення у часі концентрацій мангану (рис. 3). Роль мангану у житті вищих рослин і водоростей водойм досить велика. Він сприяє утилізації CO_2 рослинами, чим підвищує інтенсивність фотосинтезу, бере участь у процесах відновлення нітратів і асиміляції азоту рослинами. За період спостереження менше за значення ГДКрг вміст мангану був тільки в пункті, розташованому нижче м. Миргород (5 мкг/дм^3 23.10.2013 р. при ГДКрг = 10 мкг/дм^3). В межах створів максимальна концентрація була зафіксована 26.01.2004 р. і відповідно дорівнювала: 285 мкг/дм^3 вище міста ($2,85 \text{ ГДКрг}$) та 615 мкг/дм^3 нижче міста ($6,15 \text{ ГДКрг}$). Також значне підвищення вмісту мангану (539 мкг/дм^3 – 23.01.2009 р.) спостерігалось через 4 км від міста. На протязі іншого періоду зміни концентрації мангану відбувалися майже синхронно.

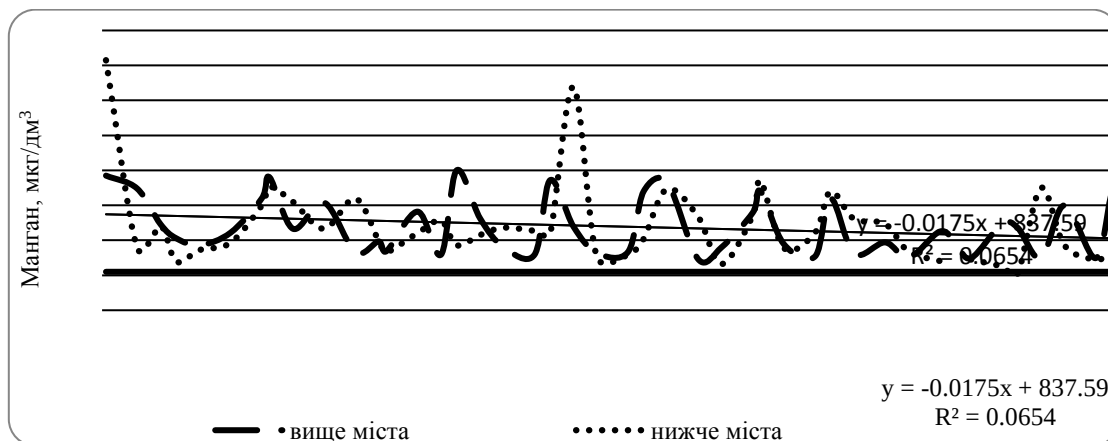


Рис. 3 – Зміна у часі концентрації мангану в межах пункту р. Хорол – м. Миргород за період 2004-2014 рр.

Зміна вмісту цинку в воді р. Хорол – м. Миргород представлена на рис. 4. Межі коливань концентрації Zn вище міста: 4 мкг/дм^3 (19.10.2014 р.) – 300 мкг/дм^3 (02.12.2010 р.). Нижче міста концентрація цинку змінювалась від 3 мкг/дм^3 (14.05.2005 р.) до 310 мкг/дм^3 (12.04.2011 р.). В цілому за період спостереження за лінією тренду вміст цинку в воді Хоролу збільшується, але це відбувається за рахунок його значного збільшення у 2010 – 2013 рр. З 2013 рр. вміст цинку зменшився.

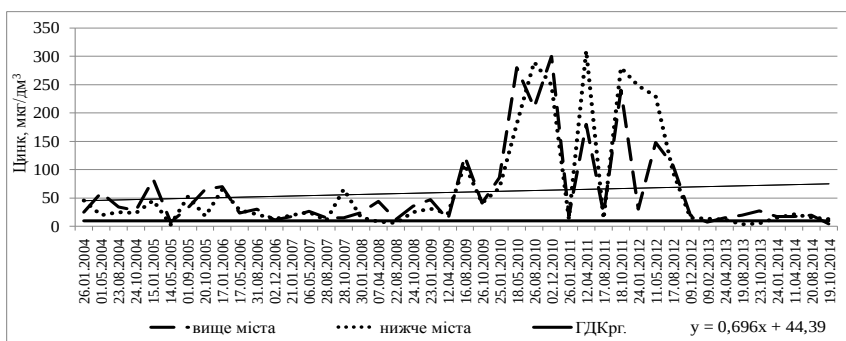


Рис. 4 – Зміна у часі концентрації цинку в межах пункту р. Хорол – м. Миргород за період 2004 – 2014 рр.

На рис. 5 надається динаміка концентрації хрому в пункті р. Хорол – м. Миргород. На межі ГДК для об'єктів рибогосподарського призначення, яке дорівнює 1 мкг/дм^3 , концентрація шестивалентного хрому спостерігалась 02.12.2006 р. та 07.04.2008 р. в створі вище м. Миргород.

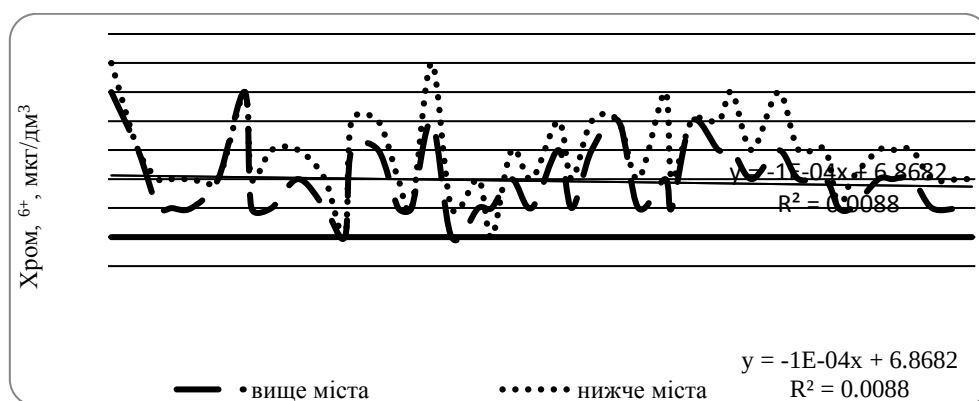


Рис. 5 – Зміна у часі концентрації хрому в межах пункту р.Хорол – м.Миргород за період 2004 – 2014 рр.

За 4 км від міста вниз за течією найменша концентрація (1 мкг/дм^3) зафіксована 02.12.2006 р. та 24.10.2008 р.

Максимальне значення Cr^{6+} вище міста було $6,0 \text{ мкг/дм}^3$ (26.01.2004 р.), що у 6 разів вище за норматив. Нижче міста максимальна концентрація хрому дорівнювала $7,0 \text{ мкг/дм}^3$ (26.01.2004 р., 30.01.2008 р.), що складає 7 ГДКрг.

За період 2004 – 2014 рр. спостерігається незначне зменшення концентрації хрому Cr^{6+} в воді річки.

Вміст синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР) в р. Хорол в межах м. Миргород на протязі всього періоду дослідження значно менший за ГДКрг, за виключенням концентрації, що спостерігалась нижче міста 02.12.2006 р. ($0,7 \text{ мкг/дм}^3$). Розподіл речовини відбувається практично синхронно в межах обох створів.

В цілому можна зробити наступний висновок: у створі спостереження р. Хорол – м. Миргород за період 2004 – 2014 рр. вміст речовин токсичної дії практично весь час був вищим за відповідне рибогосподарське ГДК, що вказує на значне антропогенне навантаження на водне середовище.

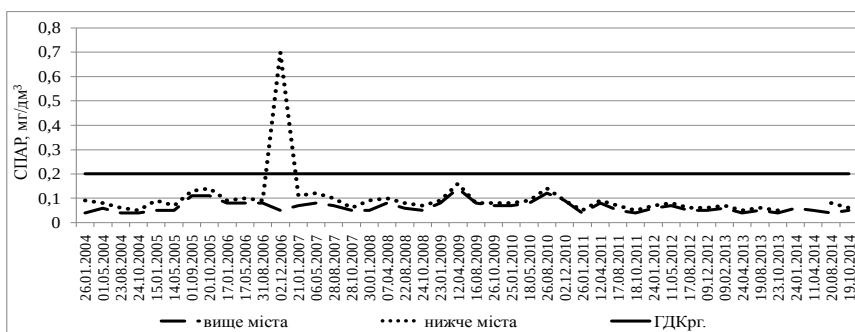


Рис. 6 - Зміна у часі концентрації СПАР в межах пункту р. Хорол – м. Миргород за період 2004 – 2014 рр.

ПОПУЛЯЦІЯ КЛІЩІВ РЯДУ *IXODIDA* В УРБООКОСИСТЕМАХ МІСТА КИЇВ

Д.В. Дубінський, асп.

Національний педагогічний університет імені М.П. Драгоманова, м. Київ

harts0216@gmail.com

Протягом останніх років спостерігаються чітко виражені зміни у сезонній активності кліщів через зміни клімату, зростаючу міграцію та збільшення антропогенного тиску. Особливого загострення ця проблема набуває в весняно-осінній період, що пов'язано з сезонною активністю кліщів. Актуальним питанням є моніторинг динаміки чисельності іксодид, ступеня ураження людини зоонозами, переносниками яких є кліщі, удосконалення засобів контролю та протидії хворобам.

Основними переносниками і резервуарами кліщових інфекцій є іксодові кліщі *Ixodes ricinus* і *Dermacentor reticulatus*. Організми кліщів є сприятливим середовищем для розмноження інфекцій. Природними резервуарами у природі є дикі тварини і птахи – жителі кліщів роду *Ixodes* [1].

На сьогоднішній день у м. Києві та Київській області спостерігається зростання чисельності популяції іксодових кліщів, чому сприяє полігостальність виду, що зумовлює стійкість паразитарних систем за рахунок інтенсивної циркуляції збудника в умовах високої чисельності та різноманітності хазяїв в різних екосистемах, а також ряд абіотичних і біотичних чинників, а саме підвищення температури атмосферного повітря в останні роки (рис. 1).

Враховуючи фактичні спостереження за погодою в Києві, а також загальносвітову тенденцію до підвищення середньорічної температури на планеті, можна констатувати зміну клімату в межах міста.

Середньорічна температура в м. Києві зросла на 1 °С. Також можна відзначити нерівномірне підвищення температури сезонно. Найбільше середньомісячне підвищення температури фіксується взимку і досягає 2 °С, а в 2007 році – 3 °С (рис. 2).

Більш теплий клімат з м'якішими зимами і тривалий вегетаційний період, принаймні частково, може пояснити, чому саме збільшився ареал і чисельність кліщів за останні 20 років. Неблагополучні населені пункти виявлені в усіх районах області, містах Біла Церква та Ірпінь. Кількість неблагополучних територій стрімко зростає. Якщо у 2014 році було зафіксовано 441 випадок на захворювання кліщових інфекцій, то у 2018 році таких випадків вже 914. Також однією з причин стрімкого

Динаміка зміни температури атмосферного повітря за 2000 – 2010 рр.													
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
Середня температура, °С	-3,5	-3,0	1,8	9,3	15,5	18,5	20,5	19,7	14,2	8,4	1,9	-2,3	8,4

Рис. 1 – Середньорічна температура в м. Києві з 2000 по 2010 рік

Динаміка зміни температури атмосферного повітря за 2000 – 2010 рр.													
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Рік
Середня температура, °С	-3,7	-2,8	2,8	11	17	20,3	21,9	21,2	15,9	8,4	3,1	-0,7	9,5

Рис. 2 – Середньорічна температура в м. Києві з 2011 по 2018 рік

розповсюдження кліщів є глобальні антропогенні зміни біосфери – на зміну природним ландшафтам приходить антропогенний, урбаністичний і як остаточна форма – техногенний ландшафт. В зміні ландшафтів на перший план по ступеню впливу на кліщів впливають такі фактори людської діяльності, як перебудова водних шляхів, житлова забудова, облаштування скверів, парків, завдяки чому відбувається заселення урболандшафтів новими тваринами і рослинами [2].

Таким чином, динаміка популяції іксодових кліщів знаходиться в стадії прогресивного розвитку з 2000 по 2018 роки, які обумовлені подовженням строків активності кліщів через аномально високими температурами пізньої зими і ранньої весни.

Перелік посилань

1. Акимов И.А., Небогаткин И.В. Видовое разнообразие иксодовых клещей в Киевском мегаполисе. *Фундаментальные и прикладные аспекты изучения паразитических членистоногих в XXI веке*. 2013.
2. Акимов И.А., Небогаткин И.В. Иксодовые клещи городских ландшафтов г. Киева. Киев, 2016.

ПІДХОДИ ЩОДО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СТВОРЕННЯ ТА ЕКСПЛУАТАЦІЇ МЕРЕЖІ ОБ'ЄКТІВ ПАРКУВАННЯ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ

Г.М. Желновач, к.т.н., доц.

Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків

zhelnovach.ganna@gmail.com

Якість навколишнього природного середовища на сучасному етапі розвитку суспільства знаходиться на низькому рівні, що пов'язано з розвитком всіх галузей народного господарства з одночасним збільшенням споживання природних ресурсів та зменшенням асимілюючої здатності навколишнього природного середовища. Особливої гостроти ці проблеми набувають для урбанізованих територій, функціонування яких пов'язано зі значним впливом на всі компоненти довкілля, у тому числі і через розвиток дорожньо-транспортної інфраструктури взагалі та об'єктів паркування зокрема.

Об'єкти паркування, як елементи вулично-дорожньої мережі, є джерелом потенційної екологічної небезпеки, до яких повинні застосовуватися певні природоохоронні вимоги. Аналіз нормативно-технічної бази України у сфері паркувальної діяльності показав недосконалий ступінь розроблення проблеми [1 – 4]. Тому вважаємо за доцільне запропонувати природоохоронні рекомендації для зменшення потенційного екодеструктивного впливу об'єктів паркування на якість довкілля та атмосферного повітря, зокрема. Такі рекомендації або заходи можна розділити за джерелом впливу на наступні групи:

- для автомобільного транспорту, як основного джерела впливу на якість атмосферного повітря;

- для об'єктів паркування, як джерела потенційної екологічної безпеки.

Для зниження екодеструктивного впливу автомобільного транспорту доцільно застосовувати наступні загальнозовживані заходи:

- організація перевезень, вдосконалення системи транспортних потоків за допомогою архітектурно-планувальних та інших рішень;

- поліпшення умов експлуатації транспортних засобів та встановлення контролю за вмістом шкідливих речовин у відпрацьованих газах;

- організація виробництва та використання для перевезення вантажів і пасажирів у містах екологічно чистого виду транспорту;

- економія паливно-мастильних матеріалів;

- застосування водню у якості моторного палива;

- удосконалення нормативно-технічної бази щодо забезпечення екологічної безпеки автотранспорту;

- вдосконалення алгоритмів та технічних видів моніторингу навколишнього середовища на об'єктах транспорту та прилеглих до них територій, методів управління транспортними потоками;

- удосконалення системи управління природоохоронною діяльністю на транспорті.

Перспективними шляхами зменшення рівня забруднення атмосферного повітря від автотранспорту є наступні:

- заміна дизельного і бензинового пального біогазом, джерелом якого можуть бути процеси метанового бродіння рідких каналізаційних стоків і гною (дослідження зміни рівня токсичності при переході з бензину на біометан вказують на зменшення

викидів з відпрацьованими газами вуглецю – у 5 – 10 разів, оксидів азоту – у 1,5 – 2,5 рази, задимленість – у 8 – 10 разів);

– заміна бензинового палива на газ, у першу чергу на метан через його, порівняно з пропан-бутановим паливом, меншу витрату (поглиблені хіміко-аналітичні дослідження метану вказують на його суттєвий вплив на довкілля, оскільки в умовах його адіабатичного стискання у циліндрі двигуна внутрішнього згоряння утворюється у значних кількостях формальдегід);

– більш широке використання електромобілів, які не є джерелом утворення відпрацьованих газів та акустичного забруднення (до недоліків можна віднести незначний сектор практичного використання) [5].

Для об'єктів паркування доцільно застосовувати організаційно-планувальні та природоохоронні вимоги як на етапі проектування та будівництва, так і експлуатації.

Основними природоохоронними вимогами до об'єктів паркування проектувального характеру повинні бути наступні:

1) для парковок до 50 машино-місць включно повинно розроблятися проектне рішення, що передбачає наявність: твердих покриттів (допускається гравійне) з відведенням поверхневого стоку на проїжджу частину дороги; відповідного облаштування санітарно-захисної зони;

2) проектні рішення для тимчасових і стаціонарних стоянок до 30 машино-місць повинні містити: розрахунки викидів від автотранспорту; перелік заходів щодо захисту ґрунтів, природних вод, в тому числі наявність твердого покриття (допускається гравійне) з відведенням поверхневого стоку на проїжджу частину автодоріг, або на рельєф;

3) проектні рішення для тимчасових стаціонарних стоянок до 50 машино-місць включно повинні містити: розрахунки викидів від автотранспорту; перелік заходів щодо захисту ґрунтів, ґрунтових вод; розрахунки і облаштування санітарно-захисної зони;

4) при проектуванні стаціонарних стоянок понад 50 машино-місць доцільно розробляти проект «Охорони навколишнього середовища», що включає в себе:

– розділ «Охорона повітряного басейну», який передбачає: розрахунок викидів в атмосферне повітря, розрахунок приземних концентрацій (розрахунок розсіювання), розрахунок шумового впливу (при розташуванні в межах житлових масивів), коригування та організація санітарно-захисної зони;

– розділи «Охорона ґрунтів» та «Охорона вод», що передбачають: тверде водонепроникне покриття майданчика (асфальтове, бетонне) з організацією відведення поверхневого стоку після попереднього очищення на локальних очисних спорудах в зливову каналізацію, або на проїжджу частину дороги, або на рельєф з доведенням показників очищення до необхідних норм скидання стоків, організацію збору сміття в спеціально обладнані контейнери з навісом; при проектуванні туалетів з вигрібними ямами необхідно вирішити питання захисту ґрунтів і ґрунтових вод від фекальних забруднень, вирішення питання вивезення сміття та нечистот [6].

На етапі експлуатації поодинокі парковки або міської системи парковок доцільно використовувати систему типу «Розумна парковка», яка являє собою програмно-апаратне рішення, яке дозволяє збирати, аналізувати і надавати в користування водіям інформацію про наявність вільних паркомісць на стоянках і парковках, комунальним службам – про інтенсивність експлуатації паркувальних площ, а поліції – про порушення правил паркування автомобілів.

Принцип роботи «Розумних парковок» наступний: на території паркувальних майданчиків розміщуються датчики, які фіксують факт парковки авто. Інформація, зібрана датчиками, передається на базову станцію і надалі консолідується в міській базі

даних, там відбувається обробка даних, формуються аналітичні звіти для подальшого використання різними службами.

Базовий склад обладнання «Розумних парковок» включає: набір датчиків, розміщених на паркомісцях; базові станції для збору інформації; ретранслятори, що забезпечують передачу даних; панелі відображення інформації про кількість та місцезнаходження вільних паркувальних місць.

Переваги системи «Розумних парковок»:

1) Для жителів і гостей міста: простий пошук водіями транспорту доступних місць для паркування на екрані смартфона, інфопанелі і бортової системи автомобіля; паркування автомобіля на вільному місці, оплата за допомогою кіоску або мобільного застосування; отримання інформації про альтернативні види транспорту (автобус, залізничний, метро, вело-, електро-), а також інформації про найближчі визначні пам'ятки, магазинах, кафе.

2) Для поліції: оповіщення про паркування автомобіля без оплати; отримання попередження про паркування в недозволених місцях; збереження відео- і фотодоказів для видачі штрафних квитанцій.

3) Для міських служб: всебічний аналіз використання паркувального простору за часом, сезонністю, місцем і тривалістю; регулювання паркувальних тарифів в різних зонах на основі щільності руху, використання, забруднення повітря, дорожніх подій і аварій; формування довгострокової стратегії по оснащенню міста парковками і стоянками.

Вигодами від впровадження рішення типу «Розумна парковка» можуть бути:

- поліпшення заповнюваності регульованих стоянок і парковок;
- моніторинг зон із забороненою зупинкою/паркуванням;
- відстеження зон завантаження/розвантаження, зупинки таксі, автобусів з метою попередження порушень правил дорожнього руху, а також заторів на дорогах (місця торгівельних центрів/театрів/стадіони);
- суттєве зниження рівня забруднення повітря – розумне управління паркувальним простором (вартість/кількість місць/зниження часу на пошук парковки) призводять до істотного зниження забруднення атмосфери вихлопними газами автомобілів [7].

Отже, підвищення рівня екологічної безпеки при формуванні та експлуатації мережі об'єктів паркування на урбанізованих територіях можна досягти лише поєднанням ефективних архітектурно-планувальних рішень, експлуатаційних підходів та управлінських механізмів.

Перелік посилань

1. Постанова «Про затвердження Правил зберігання транспортних засобів на автостоянках» від 1996-01-22 № 115: станом на 17 серп. 2002 р., Кабінет Міністрів України.
2. Закон України «Про благоустрій населених пунктів»: станом на 09 груд. 2015 р. *Відомості Верховної Ради України*. 09 груд. 2005 р. № 49. С. 517.
3. Постанова «Про затвердження Правил паркування транспортних засобів» № 115. *Офіційний Вісник України*. 21 груд. 2009 р. № 29. С. 3314.
4. Споруди транспорту. Автостоянки і гаражі для легкових автомобілів: ДБН В.2.3-15:2007. Чинний з 2007-08-04. Київ: Мінбуд України, 2007. 80 с.
5. Клименко М.О., Залеський І.І. Техноекологія: навч. посіб. Київ: ВЦ «Академія», 2011. 256 с.
6. Екологічні аспекти транспортної системи міста: монографія // Лежнева О.І., Желновач Г.М., Очеретенко С.В. та ін. Харків: Вид-во «Смугаста типографія», 2017. 180 с.

7. Система Умных парковок для города. Электронный ресурс: URL: <http://bramasys.com.ua/services-view/umnie-parkovki/> (дата звернення: 14.04.2020).

АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ НАФТОЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ

В.С. Журавель, маг., О.М. Ганошенко, к.т.н., ст. викл.

Національний університет

«Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава

elena.ganoshenko26@gmail.com

Нафта і нафтопродукти – екологічно небезпечні речовини, які при попаданні в компоненти навколишнього природного середовища суттєво впливають на всі життєві процеси, що проходять у них. Так, при потраплянні в ґрунтове середовище нафта і нафтопродукти знижують дихальну активність і процеси мікробного самоочищення, змінюють співвідношення між окремими групами природних мікроорганізмів та напрямки метаболізму, пригнічують процеси азотфіксації, нітрифікації, руйнування целюлози, зумовлюють накопичення важкоокислювальних продуктів.

Традиційним методом є виїмка, вивезення та захоронення забрудненого ґрунту на відведених для цього місцях – полігонах. Цей метод низькозатратний, але не кращий з точки зору охорони навколишнього природного середовища. Очищення забруднених нафтопродуктами ґрунтів проводять, видаляючи забруднений шар з поверхні землі з подальшим транспортуванням до місць поховання. Там нафтовмісні шлами складаються протягом десятків років. Це призводить до накопичення токсичних відходів, які просочуються в ґрунтові води. Крім того, навіть у разі дотримання правил поховання негативний вплив на довкілля відбуватиметься в результаті відчуження земель та зміни структури ґрунту [1].

Для зниження вмісту нафтопродуктів у ґрунті до залишкового рівня використовують спеціальні методи, які поділяються на фізико-хімічні та біологічні. До фізико-хімічних методів відносять термічний, хімічний, екстракційний методи, а також дренажування ґрунту.

Термічний метод, або метод спалювання, передбачає обробку забрудненого нафтопродуктом ґрунту шляхом випалу в спеціальних печах. Найбільш прийнятною технологією цього методу є високотемпературне спалювання у обертовій печі, що містить у своєму складі камеру допалювання, системи утилізації тепла і багатоступінчастого очищення топкових газів. На початку процесу в млині за допомогою горючих газів, що проходять через неї, здійснюється сушка і подрібнення забрудненого ґрунту з отриманням фракції розміром 0 – 10 мм. При цьому велика частина їдких речовин переходить у газову фазу. Після сушіння ґрунт спільно з газовою фазою обробляється при 1000 - 1200 °С. За допомогою циклонного сепарування матеріал відокремлюється від газової фази, яка повертається в цикл для повного розкладання отруйних речовин. Після знезараження ґрунт відводять на колишнє місце.

Основними перевагами термічного методу є висока інтенсивність процесу, ефективне вигорання вуглеводнів, можливість застосування при високих рівнях забруднення. До недоліків методу відносять:

- потреба в спеціальному обладнанні і великій кількості енергії;
- високі капітальні витрати на будівництво печі і багатоступінчастої системи очищення топкових газів, так як спалювання супроводжується інтенсивним утворенням мікрочастинок;

- велика кількість відходів, що утворилися після термічної обробки ґрунту в зв'язку з необоротністю змін при спалюванні;
- тривалі терміни природного відновлення ґрунту;
- утворення канцерогенних речовин при пірометричних процесах [2].

В основі хімічного методу зниження концентрації нафтопродуктів у ґрунті лежить перетворення токсичних вуглеводнів у нетоксичні сполуки або затвердіння токсичних речовин у вигляді гелю або твердої речовини.

Вітчизняними фахівцями розроблений препарат «Еконафт» для хімічного знешкодження і нейтралізації токсичних нафтопродуктів, який заснований на властивостях оксидів мінеральних сорбентів при гасінні збільшувати питому поверхню в 15 – 30 разів і тим самим перетворюватися в речовину з високою сорбційною здатністю для високомолекулярних речовин – вуглеводнів нафти. В результаті обробки цим препаратом нафтопродукти рівномірно їм адсорбуються з отриманням сухої, стійкої при зберіганні порошкоподібної речовини [3].

Метод екстракції нафтопродуктів заснований на витяганні нафтових вуглеводнів з ґрунту за допомогою виборчих розчинників (екстрагентів). В якості екстрагентів застосовують легкі фракції нафтопродуктів, гарячу воду, перегріту водяну пару, мийні засоби та ін. Процеси проводять на спеціальних установках (очисних комплексах), зібраних, як правило, за модульним принципом [4].

В даний час багато організацій, що спеціалізуються на знешкодженні нафтових відходів, займаються розробленням очисних комплексів. Ці комплекси відрізняються між собою за технологічними показниками, але мають один загальний порядок роботи: забруднений ґрунт завантажують в приймальну ємність установки і дозованим способом подають на технологічну лінію; очищений ґрунт повертають назад на земельну ділянку, з якої вона була взята.

До фізико-хімічних методів очищення забруднених ґрунтів відноситься також метод екстракції нафтопродуктів різними розчинниками. Для цього розроблені екологічно чисті і відносно дешеві мийні засоби – чисті полімери (наприклад, модифікований «Уніфлок»). Різновидом екстракційного методу є дренажування ґрунту – промивання на місці за допомогою дренажних систем [5].

Біологічні методи засновані на використанні бактеріальних препаратів, успішно застосовуються для очищення ґрунтів від нафтових забруднень. У природі досить широко поширені мікроорганізми, здатні руйнувати вуглеводневі сполуки. Їм належить важлива роль в самоочищенні природних об'єктів (ґрунту, води) від нафтопродуктів. Мікроорганізми здатні доводити процес трансформації органічної речовини до повної мінералізації. В результаті біохімічних процесів забруднення можуть перетворюватися в діоксид вуглецю, воду та інші екологічно нейтральні сполуки. Такі мікроорганізми-деструктори знайшли своє застосування в біотехнологіях знищення токсичних речовин, в тому числі нафтопродуктів, і очищення від них забруднених ґрунтів.

У ґрунті переважна частина вуглеводневих матеріалів належить мікроорганізмам роду *Pseudomonas*, які можуть рости в умовах найрізноманітніших екосистем і часто є переважаючими серед інших мікроорганізмів. Однак руйнувати нафтопродукти можуть лише деякі штами цього роду, зокрема представники пологів *Vibrio*, *Arthrobacter*, *Acromonas*, *Moraxella* та ін. Виділено нафтоокислюючі штами і серед дріжджової мікрофлори ґрунтів, забруднених нафтопродуктами.

Прискорити процес очищення ґрунтів від нафтозабрудників за допомогою мікроорганізмів можливо двома способами: активізацією метаболічної активності природної мікрофлори ґрунтів шляхом зміни певних фізико-хімічних умов середовища; інтродукцією спеціально підібраних активних біодеструкторів забруднень.

Найчастіше ці способи застосовуються в комплексі [6].

Одним із важливих факторів, що визначають інтенсивність біорозкладу нафтопродуктів, є забезпеченість ґрунтів біогенними елементами (азотом, фосфором, калієм). Експериментально доведено, що швидкість біологічного окислення нафтопродуктів збільшується при додаванні в ґрунт нітратів і фосфатів. Температура також відіграє роль прискорювача процесу. Оптимальною температурою розкладання нафтопродуктів у ґрунті є 20 – 40 ° С. Зволоження ґрунту є одним з агротехнічних прийомів, що підсилюють активність біологічних процесів в ньому. Кислотність ґрунту відіграє важливу роль в розкладанні нафтопродуктів. Значення *pH*, близькі до нейтральних, є оптимальними для росту більшості мікроорганізмів [7].

Наявні сучасні дані дозволили сформувати фонд екологічно корисних мікроорганізмів, призначених для виробництва біопрепаратів з метою очищення від нафтових забруднень ґрунтів. Критеріями для підбору ефективних мікроорганізмів є здатність руйнувати широкий набір вуглеводнів, стабільність генетичного апарату мікроорганізмів, збереження життєздатності в процесі зберігання, швидке зростання після зберігання, висока ферментативна активність, здатність до зростання в природних умовах, здатність витримувати конкуренцію з місцевими мікроорганізмами.

Суть альтернативної біотехнології полягає не у внесенні в природне середовище специфічних бактерій або культивуванні бактерій місцевого біоценозу, а в ініціюванні останніх за допомогою різних сполук. Так, одним із прийомів, що забезпечують поліпшення контакту мікробної клітини з вуглецевим субстратом, киснем, поживними речовинами, є розпорошення нафтопродуктів в ґрунті за допомогою різних поверхнево-активних речовин. Є багато хімічних емульгаторів, які можна використовувати з цією метою.

В цілому в даний час біовідновлення ґрунтів, забруднених нафтопродуктами, вважається найбільш перспективним методом їх очищення. Правомірність такого висновку визначається тим, що метод: ефективний (висока ступінь очищення при відносно невеликих витратах); екологічно безпечний, оскільки в результаті його застосування відсутня накопичення відходів та відчуження земель, немає шкідливих викидів в атмосферу, метод заснований на природних процесах, простий в реалізації і не вимагає спеціального обладнання [8].

Як показало вивчення накопиченого світового досвіду, в даний час можна виділити цілу галузь екологічної біотехнології, яка ґрунтується на виділенні і селекції активних штамів нефтоокислюючих мікроорганізмів, вивченні їх фізико-біохімічних властивостей, розробленні технологій виробництва та застосування біопрепаратів на їх основі.

Перелік посилань

1. Гринчишин Н.М., Бабаджанова О.Ф. Реабілітація ґрунтів, забруднених аварійними виливами нафтопродуктів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2012. Вип. 22.7. С. 43 – 49.
2. Бурлака В.А., Казарін В.Ф. Відновлення родючості ґрунтів, забруднених високомінералізованими пластовими водами. *Екологія і промисловість*. 2005. Лютий. С. 21 – 25.
3. Коробкін В.І., Передільське Л.В. Екологія. Ростов-на-Дону: вид-во «Фенікс», 2003. 576 с.
4. Степановских А.С. Общая экология. Москва: Юніті-Дана, 2002.
5. Способи очищення ґрунтів від забруднення нафтою і нафтопродуктами, застосовуючи мікробні біотехнології. Електронний ресурс: URL: <http://jak.bono.odessa.ua/articles/sposobi-ochishhennja-gruntiv-vid-zabrudnennja.php> (дата звернення: 15.04.2020).

6. Добровольський Г.В., Нікітін Є.Д. Збереження ґрунтів як незамінного компоненту біосфери. Москва: Наука, 2001.
7. Мазур І.І. Курс инженерной экологии. Москва: Вища школа, 2001.
8. Ніколайкін Н.І. Экология: учебнику для вузов. 5-е изд., испр. и доп. Москва: Дрофа, 2006.

ПРОСТОРОВИЙ РОЗПОДІЛ ТЕМПЕРАТУРНИХ ХАРАКТЕРИСТИК НА ПІВДНІ УКРАЇНИ ДЛЯ ЦІЛЕЙ ОПТИМІЗАЦІЇ ПОСІВНИХ ПЛОЩ ВІВСА В УМОВАХ ЗМІНИ КЛІМАТУ

А.О. Ільїна, асп.

Одеський державний екологічний університет, м. Одеса

Ilina_ann@ukr.net

Клімат суттєво впливає на формування врожаю сільськогосподарських культур. Він значною мірою визначає середній рівень врожайності, її міжрічну мінливість і просторову структуру національного і світового сільськогосподарського виробництва.

Вирішення цієї проблеми залежить від визначення основного напрямку впливу клімату і його змін на сільське господарство. При аналізі системи клімат-сільське господарство виділяються два аспекти: клімат як природний ресурс і клімат як ризик для виробників продукції [1].

Відомо, що довготривалі зміни температури або опадів менш важливі для сільського господарства, ніж такі екстремальні явища, як посухи, сильні морози, перезволоження ґрунту, пилові бурі. Вплив цих щодо рідкісних явищ на врожай призводить до економічного стресу, який прискорює адаптацію сільського господарства до змін клімату.

Зменшення врожаїв веде до адаптації технології виробництва: зменшує обсяг виробництва, скорочує запаси продукції і призводить до підвищення цін. Разом з тим підвищення цін стимулює збільшення посівних площ, призводить до змін географічного розподілу посівів, збільшення обсягів капіталовкладень [2].

Овес є однією з основних зернових культур, яка вирощується на території України. Зерно вівса є одним з найбільш корисних у світі і рекомендується людям, що страждають певними захворюваннями. Овес також використовується як корм для тварин, а вівсяна солома важлива для розведення худоби, особливо великої рогатої худоби і коней [3].

У зв'язку із зміною клімату виникає необхідність оптимізації посівних площ цієї культури в умовах Півдня України. Відомості про термічні (теплові) ресурси вегетаційного періоду рослин необхідні для вирішення різноманітних задач сільськогосподарського виробництва: визначення строків сівби і дозрівання, оптимізації сортового і видового складу оброблюваних сільськогосподарських культур, оцінки ймовірності пошкодження рослин високою та низькою температурою тощо. Південь України відноситься до зони посушливого клімату, тому цей показник є визначальним при формуванні врожаю вівса.

Метою роботи є оцінка просторового розподілу температурного режиму на території Півдня України для цілей оптимізації посівних площ вівса. Тенденції зміни агрокліматичних ресурсів та агрокліматичних умов формування продуктивності сільськогосподарських культур розглядалися за різні проміжки часу. Для оцінки змін агрокліматичних ресурсів при можливих змінах клімату було використано сценарій зміни клімату в Україні – сценарій A1B, регіональна кліматична модель MPI-M-REMO.

РЕМО об'єднує колишню чисельну модель прогнозу погоди EUROPA-MODELL для розрахунків термодинамічних характеристик та блока глобальної кліматичної моделі ЕСНАМ4, в якому розраховуються процеси хмаро- та опадоутворення, проходження потоків сонячної радіації в атмосфері, вплив підстильної поверхні на теплові потоки з врахуванням альбедо і типу поверхні [4].

Дослідження впливу змін клімату на агрокліматичні умови вирощування та урожайність вівса проводилися шляхом порівняння показників за базових умов (період 1986 – 2005 рр.) [4] та сценарних варіантів. В даній роботі розглядався сценарій зміни клімату RCP4.5. Аналіз тенденції зміни клімату виконано шляхом порівняння даних за кліматичним сценарієм та середніх багаторічних характеристик кліматичних та агрокліматичних показників за два періоди: 1986 – 2005 рр. (базовий період) та 2011 – 2030 рр. Отже, в порівнянні були розглянуті два часових періоди. За базовий період для оцінки зміни агрокліматичних ресурсів, умов росту, розвитку та формування продуктивності вівса на період до 2030 року були прийняті кліматичні та агрокліматичні показники за 1986 – 2005 рр. Кліматичні зміни суттєво підвищили та підвищують теплові ресурси регіону.

У таблиці наведено основні фази розвитку вівса на прикладі станції Затишся Одеської області, які визначені за допомогою розглянутою моделі зміни клімату. З даних таблиці видно, що при розрахунках за моделлю усі фази розвитку зміщуються на більш ранні строки (в середньому на декаду).

Таблиця – Фази розвитку вівса

Період	Посів	Сходи	Кущін- ня	Нижній вузол соло- мини	Колосіння	Воскова стиглість	Тривалість вегетацій- ного періоду, дні
1986- 2005	25.III	11. IV	01. V	17.V	03.VI	30.VI	98
2011- 2030	15.III	2. IV	18. IV	02. V	24.V	24.VI	102
Різниця	-10	-10	-14	-9	-11	-6	+4

Очікується, що терміни посіву вівса в умовах Півдня України змістяться на більш ранні строки – на 10 днів (табл.), строки появи сходів також змістяться на 10 днів, а колосіння – на 11 днів. Воскова стиглість настане на 6 днів раніше, а тривалість періоду посів – воскова стиглість збільшиться до 102 днів. Тобто, починаючи з липня місяця можливо вирощування пожнивних культур на полях, де зібрано урожай основної культури.

Важливим чинником, який обумовлює можливість вирощування пожнивних культур, є їх можлива теплозабезпеченість. Тепло є одним з основних факторів життя рослин. При оцінці клімату для сільськогосподарського виробництва необхідно насамперед знати вимоги біологічних об'єктів до клімату: біологічні мінімуми, критичні та оптимальні температури, суми температур, необхідні для росту і розвитку культур. Картування кліматичних і агрокліматичних показників дозволяє за спостереженнями окремих станцій дати просторовий розподіл досліджуваних елементів або їх комплексів. Нами була використана інформація про температурний режим 7 областей Півдня України (Дніпропетровська, Миколаївська, Херсонська, Одеська, Донецька, Запорізька, Луганська) та АР Крим. При цьому кількість урахованих станцій складала 28. Для побудови агрокліматичної карти розподілу різниці

сум активних температур повітря вище 5 °С були ураховані характеристики забезпеченості вівса за середньобаторічними даними та за моделлю зміни клімату (рис.).

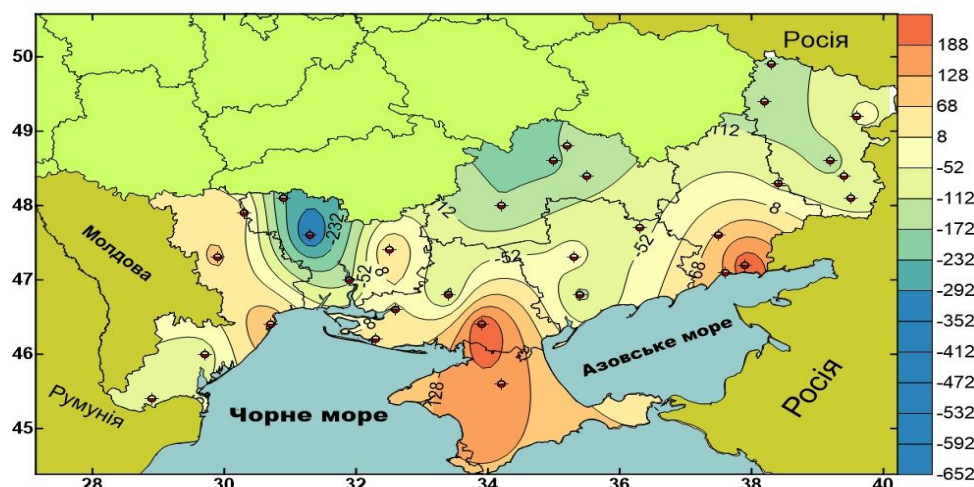


Рис. – Розподіл суми активної температури повітря вище 5 °С на території Півдня України

З карти видно, що при умові зміни клімату за період з 2011 – 2030 рр. буде спостерігатися збільшення різниці сум температур повітря вище 5 °С на території АР Крим та Херсонської області, що складе в середньому 150 – 180 °С. Найменші значення різниці температурного фону будуть спостерігатися у Миколаївській та Дніпропетровській областях.

В цілому на території Півдня України в наступні 10 років буде спостерігатися незначне збільшення температурного фону, яке, в свою чергу, може призвести до зміни строків посіву та визрівання вівса, що може в значній мірі визначити кінцевий врожай цієї важливої зернової культури.

В результаті проведених досліджень можна зробити такі висновки:

- для оцінки можливості вирощування зернових культур необхідна оцінка теплозабезпеченості поживного періоду;
- температурний фон є одним з основних показників умов вирощування вівса на території Півдня України;
- сумарні показники накопичення температури повітря вище 5 °С дозволяють встановити оптимальні строки посіву вівса (за допомогою отриманої карти);
- максимальні зміни температурних показників будуть спостерігатися у крайніх Південних та Північних частинах території дослідження.

Отриманий просторовий розподіл температурних характеристик Півдня України дозволяє виконати оптимізацію посівних площ вівса з ціллю отримання більш високих врожаїв цієї культури, що дозволить вирішувати проблему забезпечення продуктами харчування населення України та кормової бази для цілей тваринництва. Враховуючи те, що структура посівних площ сільськогосподарських підприємств є величиною динамічною і залежною від багатьох чинників, її періодична оптимізація лишатиметься одним з дієвих важелів підвищення ефективності їх роботи.

Перелік посилань

1. Болин Б., Деес Б.Р., Ягер Д., Уоррик Р.Л. Парниковый эффект. Изменение климата и экосистемы. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. 357 с.

2. Сиротенко О.Д., Павлова В.Н. Оценка влияния изменений климата на сельское хозяйство методом пространственно-временных аналогов. *Метеорология и гидрология*. 2003. № 8. С. 165 – 167.

3. Roger Clemens, B. Jan-Willem van Klinken. Oats, more than just a whole grain: an introduction. *British Journal of Nutrition*. 2014. 112. S 2. Pp. S1 – S3.

4. Польовий А.М. Моделювання продуктивності агроєкосистем. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2005. № 1. С. 79 – 86.

5. Агрокліматичний довідник по Одеській області (1986 – 2005 pp.). Одеса: 2012. 215 с.

РОЗРАХУНОК ІНДЕКСУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ (СЕЛИЩІ САДОВЕ)

Кабак І.С., маг., Романчук М.Є., к.геогр.н., доц.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
rommar6730@gmail.com

Інгулець – основна водна артерія Кривбасу. Річка протікає у Кіровоградській, Дніпропетровській, Миколаївській та Херсонській областях. Починається в балці біля с. Топила Знаменського району Кіровоградської області і є самою нижньою правою притокою І-го порядку р. Дніпро. Довжина ріки 549 км, площа басейну 14870 км².

Екологічний стан в басейні р. Інгулець дуже напружений. Після спорудження водосховищ у верхній і середній течії Інгульця у деяких населених пунктах природний режим річки порушився. Він зберігається лише на ділянках, розташованих нижче гребель.

В роботі розглядається якість води р. Інгулець біля с. Садове, яке розташоване в 18 км від м. Херсон на березі річки, практично в її гирловій частині. Період спостереження за складовими якості води – 2011 – 2015 pp.

На рис. 1 наведена карта-схема басейну р. Інгулець з пунктом спостереження в с. Садове.

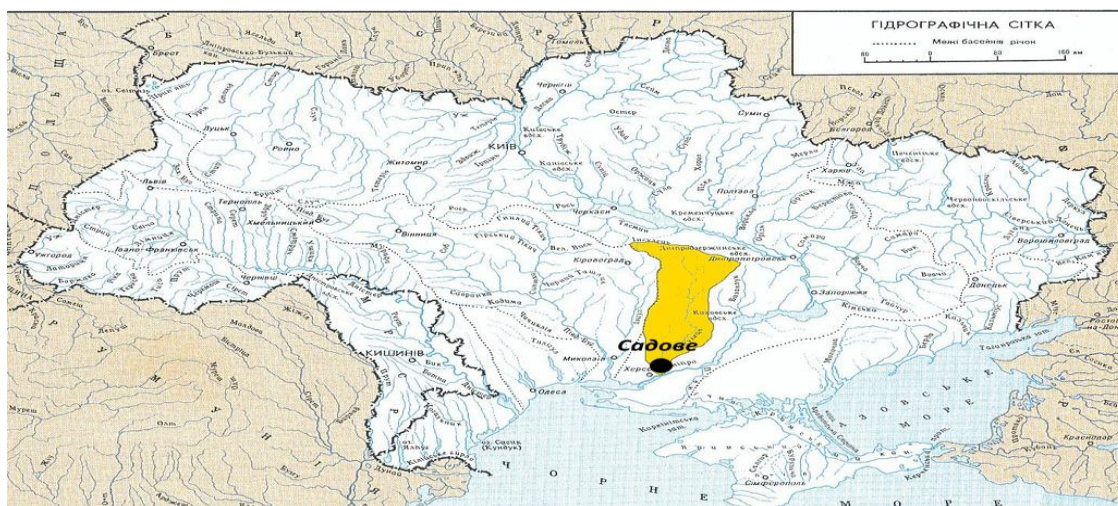


Рис. 1 – Карта-схема басейну р. Інгулець – с. Садове

Найбільш простою методикою визначення комплексної оцінки якості води являється індекс забруднення води (ІЗВ).

Індекс забруднення розраховується за шістьма показниками якості води: два з них являються обов'язковими (розчинений кисень та біохімічне споживання кисню – БСК₅, як показник наявності органічних сполук), а інші – переважно ті, що характеризують біогенні речовини та речовини токсичної дії. Нами для розрахунків були обрані наступні компоненти: розчинений кисень, БСК₅, азот нітритний, азот амонійний, феноли, Cr⁶⁺. ІЗВ розраховується за формулою:

$$ІЗВ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{c_i}{ГДК_i} \quad (1)$$

де n – кількість показників;

C_i – середня концентрація i -го компоненту складу води;

$ГДК_i$ – граничнодопустима концентрація i -го параметру.

Слід зазначити, що для всіх компонентів розраховується відношення фактичного значення до ГДК, окрім розчиненого кисню, коли ГДК ділиться на концентрацію i -ої величини.

Виділяють такі класи якості води за ІЗВ: I – дуже чиста ($ІЗВ \leq 0,3$); II – чиста ($0,3 < ІЗВ \leq 1,0$); III – помірно забруднена ($1,0 < ІЗВ \leq 2,5$); IV – забруднена ($2,5 < ІЗВ \leq 4,0$); V – брудна ($4,0 < ІЗВ \leq 6,0$); VI – дуже брудна ($6,0 < ІЗВ \leq 10,0$); VII – надзвичайно брудна ($ІЗВ > 10,0$);

До першого класу відносяться води, на які найменше впливає антропогенне навантаження. Величини їх гідрохімічних та гідробіологічних показників близькі до природних значень для даного регіону. Для вод другого класу характерні певні зміни порівняно з природними, однак ці зміни не порушують екологічної рівноваги. До третього класу відносяться води, які знаходяться під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем. Води IV – VI класів – це води з порушеними екологічними параметрами, їх екологічний стан оцінюється як екологічний регрес [1].

У табл. 1 представлена вихідна інформація по компонентах якості води в межах створу р. Інгулець – с. Садове, що входять до формули (1). Результати розрахунків ІЗВ за період 2011 – 2015 рр. надаються в табл. 2. Графічно це представлено на рис. 2. Як видно, значення ІЗВ коливались від 1,00 (2011 р.) – «вода чиста» до 1,91 (2014 р.) – «вода помірно забруднена».

Таблиця 1 – Вихідна інформація для розрахунку ІЗВ за 2011 – 2015 рр.
для р. Інгулець – с. Садове

Показник	Значення концентрацій, мг/дм ³				
	2011	2012	2013	2014	2015
Розчинений кисень	10,09	8,03	10,82	9,92	9,94
БСК ₅	2,91	2,96	3,14	2,97	2,91
Азот амонійний	0,335	0,335	0,340	0,338	0,345
Аот нітритний	0,012	0,013	0,013	0,012	0,012
Хром (Cr ⁶⁺), мкг/дм ³	1,98	2,53	2,70	2,60	2,55
Феноли	0,001	0,001	0,00125	0,0015	0,0005

Також можна бачити, що збільшення індексу забруднення в 2013 та 2014 роках відбувалось за рахунок перевищення над ГДК концентрацій фенолів та БСК₅, а високі значення співвідношення $C_i/ГДК$ за вмістом хрому в воді р. Інгулець спостерігались на протязі всього досліджуваного періоду.

Таблиця 2 – Результати розрахунку ІЗВ та ІЗВмод. в пункті спостереження
р. Інгулець – с. Садове за період 2011 – 2015 рр.

Показник	Співвідношення $C_i/\text{ГДК}$ (для O_2 – норматив/концентрація)					
	ГДК	2011	2012	2013	2014	2015
Розчинений кисень	6,00	0,59	0,75	0,56	0,60	0,60
БСК ₅	3,00	0,97	0,99	1,06	0,99	0,97
Азот амонійний	0,39	0,859	0,859	0,872	0,865	0,885
Аот нітритний	0,02	0,575	0,625	0,625	0,588	0,613
Хром (Cr^{6+}), мкг/дм ³	1,00	1,98	2,53	2,70	2,60	2,55
Феноли	0,001	1,0	1,0	1,12	1,5	0,5
ІЗВ		1,00	1,12	1,18	1,91	1,02
клас якості		II	III	III	III	II
Характеристика		чиста	помірно забруднена	помірно забруднена	помірно забруднена	чиста

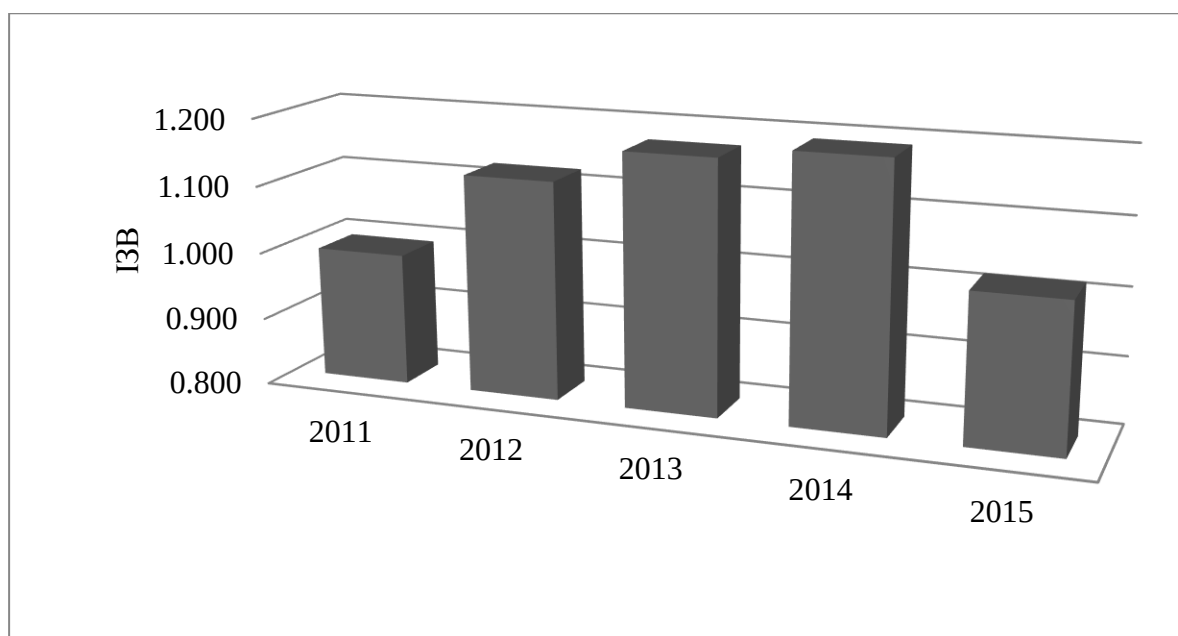


Рис. 2 – Зміна у часі ІЗВ в пункті спостереження
р. Інгулець – с. Садове за період 2011 – 2015 рр.

Таким чином, можна зробити висновок, що в 2011 році були визначені певні зміни в якості води порівняно з природним фоном, проте ці зміни не порушували екологічної рівноваги. З 2012 по 2014 роки (включно) води р. Інгулець за 1,2 км нижче від с. Садове знаходяться під значним антропогенним впливом, рівень якого близький до межі стійкості екосистем. В 2015 році якість води знов покращилась, в основному, за рахунок зменшення середньорічних концентрацій фенолів та БСК₅.

Перелік посилань

1.Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод: підручник. Київ: Ніка-центр, 2001. 264 с.

ГРАНУЛЮВАННЯ ПТАШИНОГО ПОСЛІДУ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ

М. Канда, фахівець, ²A. Malovanyu, Ph.D., researcher

¹М. Мальований, д.т.н., проф.

¹Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

²IVL Swedish Environmental, Stockholm, Sweden

27kandam@gmail.com

Промислове птахівництво України є однією із найбільш інтенсивних та динамічних галузей сільськогосподарського виробництва, яке дозволяє в короткі терміни значно збільшити виробництво дієтичного м'яса і яєць з метою забезпечення людей фізіологічно необхідною нормою харчування. Інтенсифікація виробництва незмінно приводить до стрімкого збільшення потужності негативного впливу на стан довкілля.

До них можна віднести такі чинники:

- забруднення атмосферного повітря викидами шкідливих газів та пилу;
- утворення значних обсягів стічних вод, насичених ксенобіотиками;
- мікробіологічне забруднення довкілля;
- забруднення наземних водоймищ, ґрунтів і ґрунтових вод накопиченням посліду та інших твердих відходів;
- вилучення території й сільськогосподарських угідь під птахоферми [1].

Одним із найбільш гострих проявів забруднення довкілля є надходження аміаку в атмосферне повітря із вентиляційних викидів приміщення пташника та послідонакопичувачів. Виділення аміаку суттєво зростає за умови недотримання нормативних параметрів мікроклімату, збільшення вологості посліду та підстилки, перевищення кількості посадки птиці.

Оскільки емісія аміаку відбувається на кожному етапі вирощування птиці, заходи щодо скорочення викидів також повинні бути комплексними – впродовж «азотного життєвого циклу» від підстилки у пташнику до внесення у ґрунт органічного добрива. Перспективним було б застосування на протязі всього цього азотного життєвого циклу природних адсорбентів, за допомогою яких вдалося б забезпечити фіксацію в них вільного аміаку (газова фаза) та іонів амонію (рідинне середовище). З огляду на те, що в Україні експлуатуються одні із найбільших в світі родовищ корисних копалин з адсорбційними властивостями – клиноптилоліту (Сокирницьке, Закарпатська область), бентоніту та палигорськіту (Дашуківське, Черкаська область) – така стратегія представляється інноваційно виправданою. Перевагою цих природних сорбентів є їх доступність, невелика вартість, висока адсорбційна здатність до аміаку та іонів амонію, досвід використання у рільництві для внесення мікро- та макроелементів, а також для покращення структуризації ґрунту [2]. Тому представляє науковий інтерес вивчення можливості використання їх як адсорбентів емісійного аміаку та вологи із курячого посліду із отриманням в результаті ефективних органо-мінеральних добрив.

Курячий послід є швидкодіючим органічним добривом, яке складається із органічної та мінералізованої складових. До органічних відносять в основному азотисті сполуки та сполуки вуглецю. До неорганічних сполук відносять воду, аміак, сполуки міді та ін. мікроелементи. Основним недоліком у цього добрива є те, що основна частина азоту знаходиться у вигляді сечової кислоти, яка в процесі гідролізу каталізується ферментом уреазою. Як наслідок, утворений вуглекислий амоній легко розкладається у повітрі (або у ґрунті) на аміак, вуглекислий газ та воду.

В Україні на даний час розроблені регламентні технологічні операції із курячим послідом: карантин, знезараження та утилізація [3].

Найбільш поширеними способами утилізації є вивіз на поля (курячому посліду необхідно відстоюватись 2 – 3 роки в закритих контейнерах, перш ніж його можна використовувати як добриво); компостування в буртах (утворюється біогумус високої якості); вермикомпостування; термічне сушіння (від 65 до 1000 °C) з метою отримання пудрету; переробка методом гранулювання; виготовлення збалансованих композицій органо-мінерального добрива; переробка на корми (висушений курячий послід використовується як кормова добавка для великої рогатої худоби); анаеробне зброджування та біоферментація за допомогою аеробних мезо- і термофільних бактерій з метою отримання біогазу; безпосереднє спалювання посліду задля отримання теплової енергії.

Вище перелічені інженерні рішення є достатньо енергомісткими, потребують удосконалення та ретельного дотримання умов проведення процесу, подекуди – значних капіталовкладень. Це спонукає здійснювати розробки нових екологічно безпечних технологій переробки курячого посліду.

Зменшення впливу існуючих джерел забруднення на довкілля, покращення еколого-економічних показників підприємства, перехід на безвідходні технології є основними завданнями екологізації виробництва птахівничої продукції.

Пропонується мінімізація екологічної небезпеки в зоні впливу птахофабрик шляхом внесення в склад підстилки суміші сорбентів. Таким чином досягається адсорбція емісійного аміаку адсорбентами на стадії утворення та накопичення курячого посліду, на стадії його транспортування до сховищ та на стадії гранулювання композиції із отриманням гранульованого органо-мінерального добрива.

Одним із найефективніших способів утилізації курячого посліду є застосування гранулювання із наступним сушінням. На відміну від сирого курячого посліду висушений послід (пудрет) має низьку насипну густину ($0,25 - 0,3 \text{ т/м}^3$), тобто високу здатність до пилоутворення. Для уникнення цього недоліку послід необхідно гранулювати. Гранульований послід має насипну густину $0,6 - 0,65 \text{ т/м}^3$, що дозволяє вдвічі зменшити площу складів зберігання, підвищує екологічну безпеку. Серед переваг вагомими є показник відносної вологості (12 – 15%), відсутність неприємного запаху продукту, зручність фасування та внесення в ґрунт.

Отже, грануляція із наступним сушінням є оптимальним способом обробки підстилки. Перевагами такої схеми є те, що добриво стає практично стерильним від патогенної мікрофлори та насіння бур'янів; висушений за відносно низьких температур послід містить 80 – 85% органічної речовини, 4 – 5,5 % азоту, 2,6 – 2,8 % P_2O_5 , 1,3 – 1,8 % K_2O (за даними [4]); після термічного сушіння маса посліду зменшується в 3 – 4 рази, отже, суттєво знижуються витрати на складування та транспортування; зараз уся серійна сільськогосподарська техніка повністю пристосована для внесення добрив у гранульованому вигляді.

Перспективним та актуальним є розроблення технологічного процесу одержання гранульованого органічного добрива пролонгованої дії, яке є джерелом постійного та рівномірного підживлення рослин амонійною формою азоту. Це дає можливість до зручного транспортування та внесення органічного добрива в ґрунт для споживача, легко дозувати добрива безпосередньо у лунку (точкове або локальне внесення), що сприяє рівномірності їх розподілу і значно підвищує агрохімічну ефективність. Завдяки грануляції добрива краще зберігають товарний вигляд, не порошать, повільно вимиваються ґрунтовими водами. Гранульовані добрива мають підвищену сипкість та густину, вузький гранулометричний склад, що полегшує пневмотранспорт, дозування, пакування, автоматизацію та механізацію виробничих процесів.

Перелік посилань

1. Терещенко О.В., Катеринич О.О., Рожковський О.В. Сучасні напрями розвитку птахівництва України: стан та перспективи наукового забезпечення галузі. *Ефективне птахівництво*. 2011. № 11. С. 7 – 12.
2. Палигорськіт-крихта – Гігієнічний наповнювач для домашніх тварин»: ТУ У 00132003.002-97. Електронний ресурс: URL: www.adsorbent.com.ua/info/pet_care_adsorbent_ukr.pdf.
3. ВНТП-АПК-04.05 Відомчі норми технологічного проектування. Підприємства птахівництва (видання офіційне). На заміну ВНТП-СГіП-46-4.94; Введ. 01.01.2006. Київ: Мінагрополітики України, 2005. 90 с.
4. Утилизация навоза/помета на животноводческих фермах для обеспечения экологической безопасности территории, наземных и подземных водных объектов в Ленинградской области // Под ред. Могилевцева В.И. Санкт-Петербург, 2012. 238 с. Табл. 43. С. 183.

ГЕОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЗАСОЛЕННЯ ҐРУНТІВ М. ЧЕРКАСИ З ВИКОРИСТАННЯМ ГІС-ТЕХНОЛОГІЙ

В.М. Качай, маг., О.О. Мислюк, к.х.н., доц.

Черкаський державний технологічний університет, м. Черкаси
omyslyuk13@gmail.com

Міські ґрунти, незважаючи на докорінну перебудову своїх найважливіших властивостей, є базовою складовою урбогеосистеми, що здійснює ряд найважливіших екологічних і господарських функцій і, в значній мірі, визначає екологічну небезпеку і умови життя людини у місті [1, 2]. Актуальною екологічною проблемою міст є збільшення ареалів засолених ґрунтів як внаслідок природних процесів, так і в результаті техногенного забруднення. Основним чинником засолення урбоґрунтів найчастіше є техногенне привнесення солевмісних субстанцій (протиожедні суміші, будівельне сміття тощо), що має несприятливі екологічні наслідки для міського середовища [3]. Акумуляція солей в поверхневих шарах ґрунтів проявляється у змінах росту та розвитку рослин, зазнає впливу будова та функціонування фотосинтетичного апарату рослин, що в підсумку зумовлює пригнічення росту, розвитку і продуктивності рослин, впливає на ґрунтові мікроорганізми.

Польові і аналітичні дослідження кількісних показників складу водорозчинних солей у водній витяжці ґрунтів проводилися за стандартними методиками восени на 47 ділянках, розташованих у різних функціональних зонах міста. Статистичну обробку даних моніторингу виконано за допомогою спеціалізованих комп'ютерних програм Microsoft Office Excel і Statistics. За первинною інформацією, одержаною в результаті польових і лабораторних досліджень, визначали хімізм (тип) та ступінь засолення за методикою [4]. Діагностика засолення ґрунтів проводили у два етапи. На першому, за співвідношенням аніонів та катіонів у сольовій витяжці визначається тип засолення, а на другому етапі, виходячи із типу засолення, визначали ступінь засолення.

Моніторингові спостереження виявили високий рівень і контрастність техногенних аномалій солей у ґрунтах м. Черкаси. Значна частина легкорозчинних сполук, що надходять як в результаті природних, так і урбаногенних процесів, акумулюється ґрунтами, що призводить до їх засолення. Тип засолення – переважно гідрокарбонатно-хлоридний.

Найбільший негативний вплив має засолення ґрунтів хлоридами. Вміст хлорид-

іону (рис. 1) коливався від 0,036 до 0,174, при середньому значенні 0,068 %, стандартне відхилення – 0,02, дисперсність – 0,001. За вмістом хлоридів ґрунти характеризуються неоднорідністю – коефіцієнт варіації 34 %.

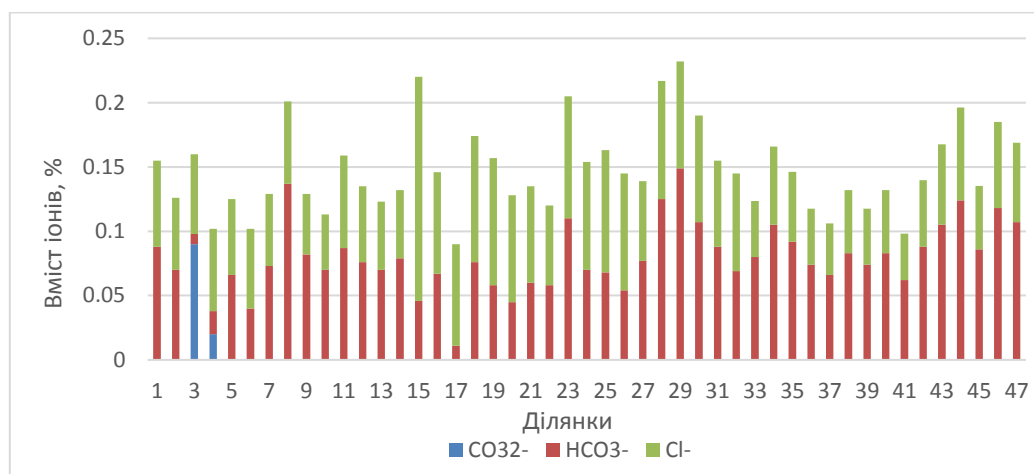


Рис. 1 – Результати усереднених значень аналізу водної витяжки ґрунту за аніонним складом

За гідрокарбонат-іоном ґрунти неоднорідні, коефіцієнт варіації 40 %. Вміст гідрокарбонат-іону коливався від 0,008 до 0,149, при середньому значенні 0,078 %, стандартне відхилення – 0,03, дисперсність – 0,001.

Серед катіонів одне з домінуючих місць займають іони кальцію і магнію (рис. 2). Вміст Mg^{2+} коливався від 0 до 0,247 %, середній вміст 0,039 %, стандартне відхилення – 0,06, дисперсність – 0,004. Вміст Ca^{2+} коливався від 0 до 0,102 % (середній вміст 0,027 %), стандартне відхилення – 0,02, дисперсність – 0,001, коефіцієнт варіації 63 %.

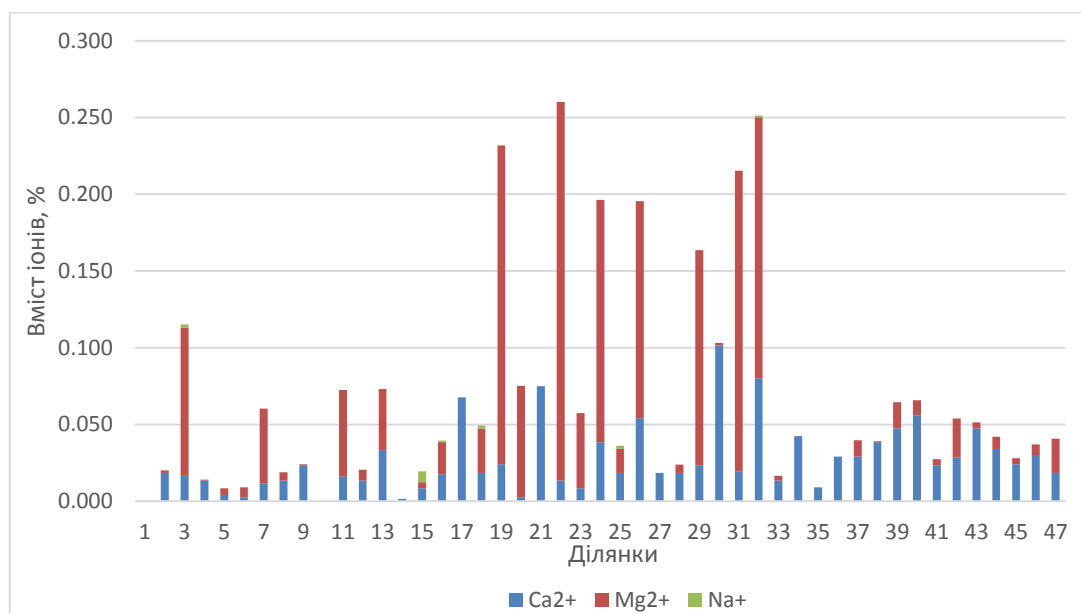


Рис. 2 – Результати усереднених значень аналізу водної витяжки ґрунту за катіонним складом

Накопичення Ca^{2+} і HCO_3^- у ґрунті зумовлено природними (літогенною основою ландшафтів міста виступають леси і лесовидні суглинки) і урбогенними чинниками (будівельне сміття, вплив транспортної магістралі). Високий вміст магнію зумовлений

використанням у м. Черкаси в якості протиожеледних засобів суміші $NaCl$ і $MgCl_2$. Практична відсутність іонів натрію пояснюється тим, що вони мають найвищу міграційну активність і вимиваються інфільтраційними водами у нижні горизонти ґрунту. Відомо, що восени вміст хлоридів порівняно з весною зменшується в 5 – 6 разів, а натрію – в 16 – 17 разів [4].

За результатами досліджень було проведене ранжування ґрунтів за ступенем засолення, яке є дуже актуальна в прикладному відношенні, дозволяючи виявити необхідність застосування меліоративних заходів на певних ділянках. За сумарним вмістом солей (рис. 3) і сумою токсичних солей (рис. 4) ґрунти характеризуються як слабо засолені (49 і 36 % відповідно), за сумарним токсичним ефектом – як середньо засолені (77 %).

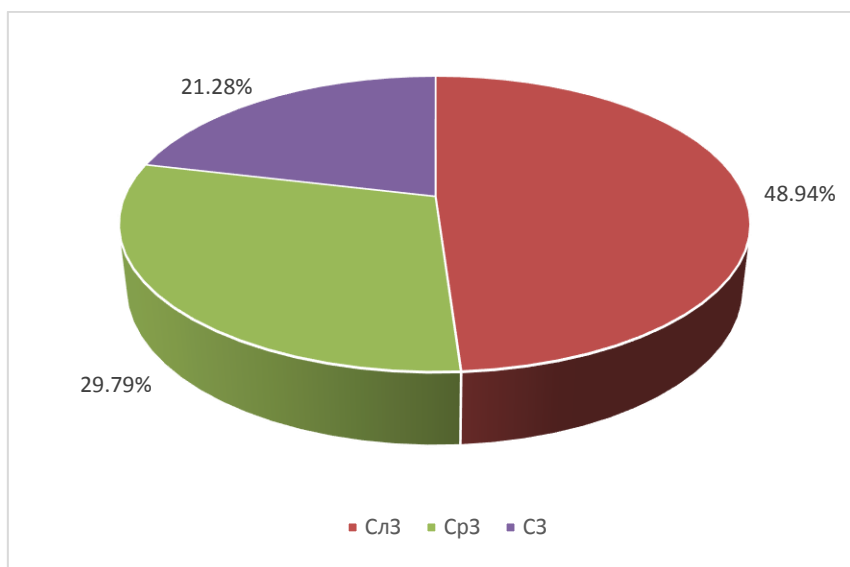


Рис. 3 – Ранжування ґрунтів за сумарним вмістом солей

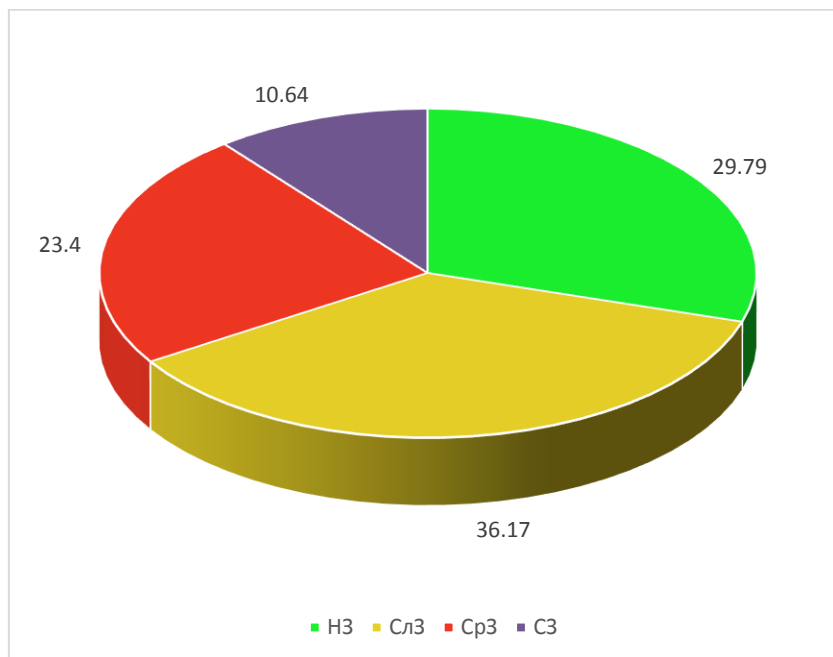


Рис. 4 – Ранжування ґрунтів за сумою токсичних солей

З використанням геоінформаційного програмного пакету SURFER з метою

візуалізації інформації щодо засоленості ґрунтів було проведено моделювання отриманих даних на всю територію міста і її зонування за сумою токсичних солей (рис. 5, 6).



Рис. 5 – Карта засоленості ґрунтів за сумою токсичних солей

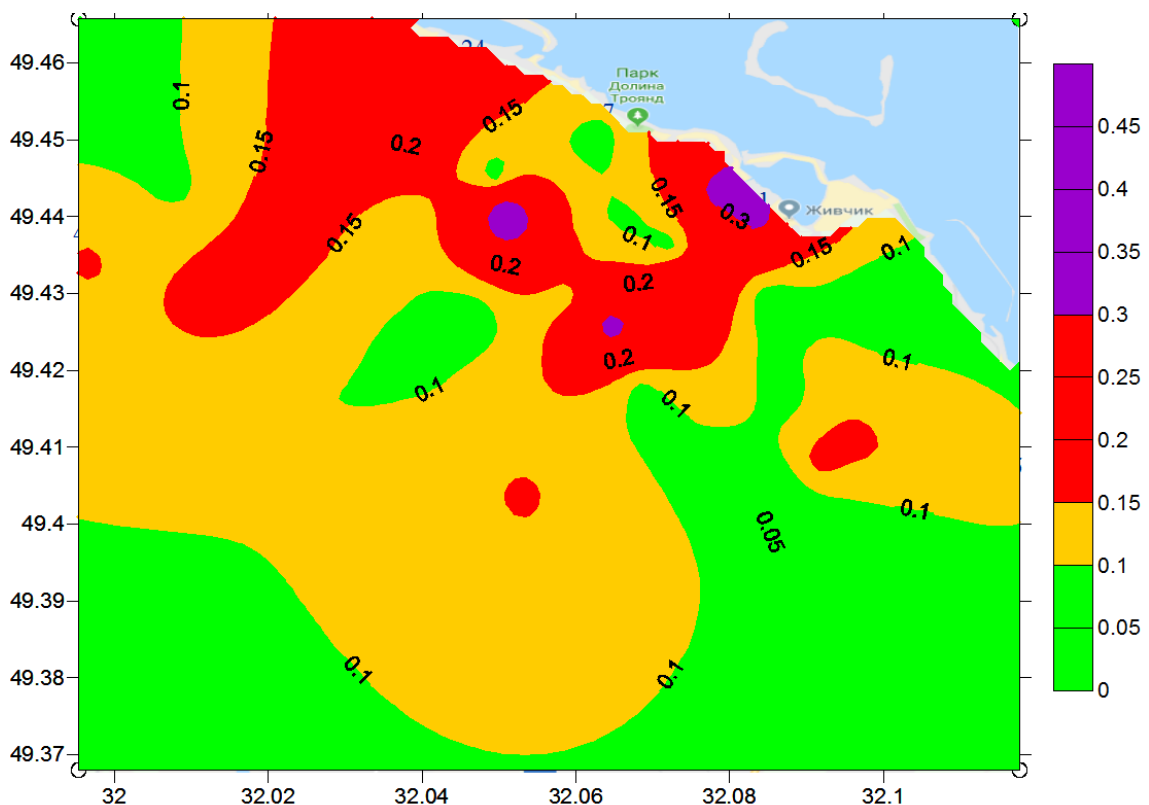


Рис. 6 – Карта зонування ґрунтів за сумою токсичних солей

Найбільше засолена центральна частина міста. Причиною такої ситуації є техногенне привнесення солевмісних субстанцій (протижеледні суміші, будівельне сміття тощо). Засолення прибережної зони пов'язане також з міграцією розчинних

солей за пониженням рельєфу і активною забудовою цієї території. Процес засолення ґрунтів призвів до їх підлуження (рис. 7) [6].

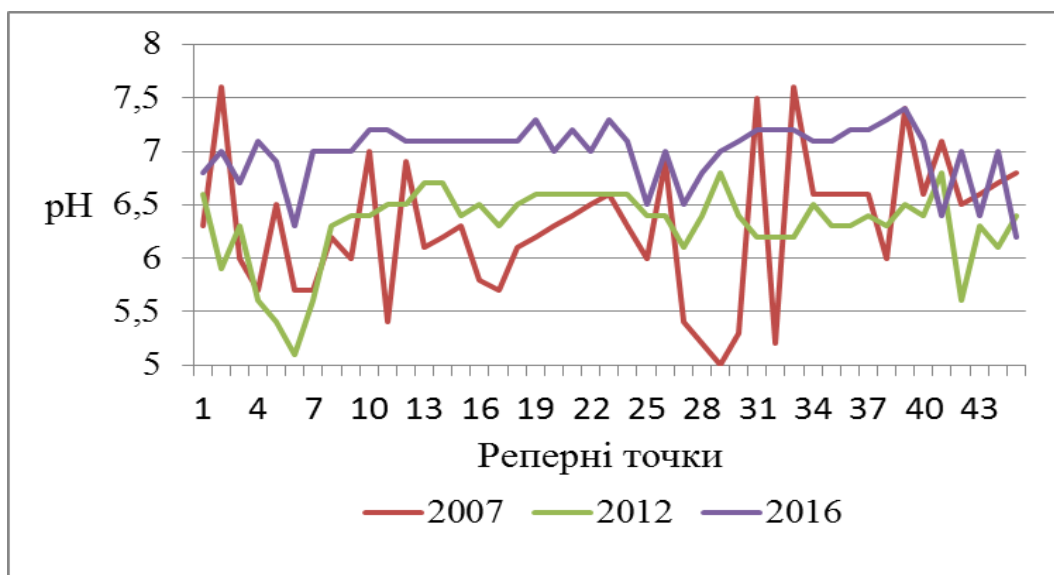


Рис. 7 – Кислотність ґрунтів

Мала кількість опадів, досить високі середні температури, особливо в теплі періоди року, зумовлюють високу випаровуваність, відбувається процес накопичення солей, а природний промивний режим не забезпечує їх вимивання. Для розсолоння ґрунтів і поліпшення їх властивостей потрібне проведення комплексу спеціальних хімічних меліорацій і додаткова промивка ґрунтів.

Перелік посилань

1. Хохрякова А.І. Ґрунти міст: особливості генезису, класифікації та діагностики. *Вісник ОНУ. Сер.: Географічні та геологічні науки*. 2016. № 1. С. 110 – 125.
2. Тригуб В.І., Бочевар С.В., Купчик А.М. Ґрунтово-екологічні особливості міських ґрунтів (на прикладі м. Одеси). *Вісник ОНУ. Сер.: Географічні та геологічні науки*. 2016. № 1. С. 98 – 109.
3. Ковда В.А. Основы учения о почвах. Москва: Наука, 1973. 467 с.
4. ВНД 33-5.5-11-02. Інструкція з проведення ґрунтово-сольової зйомки на зрошуваних землях України. Київ: Державний комітет України по водному господарству. 2002. 40 с.
5. Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. Москва: АПР, 2016. 276 с.
6. Корнелюк Н.М., Хоменко О.М., Мислюк О.О. Еколого-геохімічна оцінка забруднення ґрунтів м. Черкаси важкими металами. *Екологічна безпека*. 2019. № 2 (28). С. 44 – 51.

ОЦІНКА ВПЛИВУ СКИДІВ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОВІДВЕДЕННЯ НА СТАН РІЧКИ ЛОПАНЬ

О.М. Ковальова, к.т.н., доц.

*Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків
olgagoog64@gmail.com*

Міські очисні споруди водовідведення № 1 (МОСВ № 1) є підрозділом комплексу «Харківводовідведення» і представляють найбільші в країні очисні споруди повної біологічної очистки. Їх фактична потужність – 750 тис. м³ стічної рідини за добу. МОСВ № 1 займають перше місце у Переліку екологічно небезпечних об'єктів загальнодержавного значення Харківської області. На очистку надходять міські стічні води (СВ) – суміш господарсько-побутових і виробничих стічних вод. Передбачено механічні, біологічні та хімічні методи очищення, після чого очищена стічна вода по трубопроводу скидається в річку Лопань [1].

Для обліку обсягів зворотних вод, а також кількості забруднювальних речовин (ЗР), що скидаються безпосередньо в поверхневі водні об'єкти, призначена таблиця 2 статистичної форми 2ТП-водгосп. Динаміка скиду МОСВ № 1 зворотних вод та ЗР у річку Лопань за даними форми 2ТП-водгосп 2017 та 2018 років представлено в табл. 1 [2].

Таблиця 1 – Динаміка скиду зворотних вод міськими очисними спорудами водовідведення № 1 у р. Лопань, млн. м³

Назва водокористувача-забруднювача	2016 р.		2017 р.		2018 р.	
	об'єм скидання зворотних вод, млн. м ³	обсяг ЗР, т	об'єм скидання зворотних вод, млн. м ³	обсяг ЗР, т	об'єм скидання зворотних вод, млн. м ³	обсяг ЗР, т
МОСВ №1	138,6	177955,8	138,9	176694,5	133,7	175280,29
Всього скинуто підприємствами ЖКГ області у поверхневі водні об'єкти	207,1		202,7		200,8	

За аналізом наведених даних зменшення обсягу відведених СВ за розглянутий період ставить 3,5 %, а зменшення маси ЗР цих стічних вод ставить лише 1,5 %. В такому разі кратність розведення зменшується, і СВ надходять в каналізацію з більш концентрованими показниками ЗР.

Динаміка частки скиду зворотних вод в річку Лопань МОСВ № 1 від загального скиду підприємствами ЖКГ у поверхневі водні об'єкти Харківської області за період 2016 – 2018 рр. представлено на рис. [2].

Представлені дані свідчать про те, що за розглянутий період обсяг скиду стічних вод МОСВ № 1 в р. Лопань становив 67 – 69 % від загального обсягу скиду всіх підприємств ЖКГ області в поверхневі водні об'єкти.

Для оцінки ступеня негативного впливу стічних вод підприємств на поверхневі водні об'єкти фахівцями Українського науково-дослідного інституту екологічних проблем розроблено узагальнений показник скиду (УПС) ЗР [3].

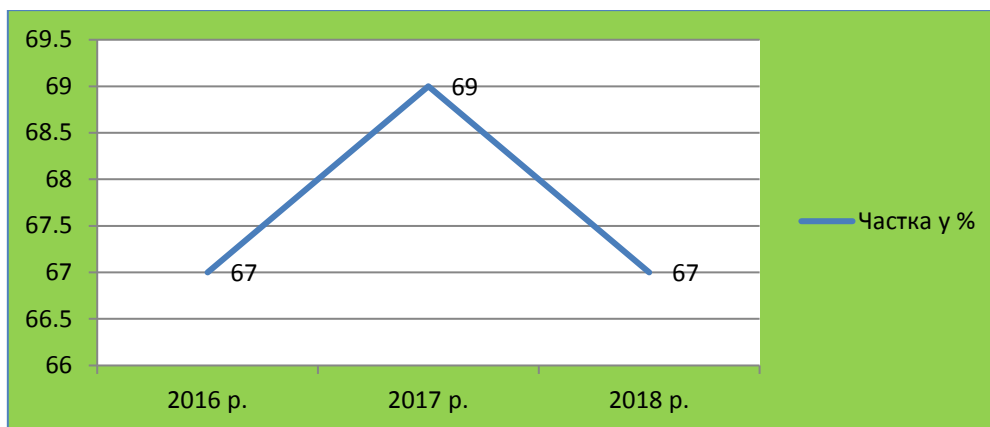


Рис. – Динаміка частки скиду зворотних вод в р. Лопань міськими очисними спорудами водовідведення № 1 від загального скиду підприємствами ЖКГ у поверхневі водні об'єкти області

УПС визначає об'єм дистильованої води, необхідної для розведення всієї маси домішок до ГДК. Розрахунок УПС для підприємств басейну проводиться за даними таблиці № 2 форми 2ТП-водгосп і включає два етапи: а) розрахунок УПС для окремого випуску підприємства; б) розрахунок УПС для підприємства в цілому.

Узагальнений показник скиду ЗР для випуску обчислюється таким чином: визначається об'єм води, необхідний для розведення маси кожної речовини до ГДК за лімітуючими групами ознаки шкідливості; підсумковуються розраховані об'єми води для речовин, які входять до однієї лімітуючої групи; з об'ємів води, що розраховані по групах, вибирається максимальний, який і приймається за УПС для випуску.

Узагальненим показником скиду ЗР для підприємства є сума узагальнених показників скиду ЗР для випусків даного підприємства.

Розглядаються лімітуючі групи ЗР: токсикологічна, санітарно-токсикологічна, загально-санітарна, рибогосподарська. Розрахунок узагальненого показника скиду обчислюється за формулою:

$$\text{УПС} = k \cdot \max_j \sum_{i=1}^{n_j} \frac{m_i}{ГДК_i} \quad (1)$$

де $j = 1 - 4$ – групи речовин з однаковим показником лімітуючої шкідливості;

m_i – маса i -ої ЗР, кг або т;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація i -ої ЗР для водних об'єктів рибогосподарського використання, мг/дм³;

n_j – кількість речовин, що входять до j -ої лімітуючої групи;

$k = 10^{-3}$ для тих речовин, маса яких (m) надана у таблиці № 2 форми статистичної звітності 2ТП-водгосп в кг, якщо маса речовини надана у т, цей коефіцієнт дорівнює 1.

УПС розраховується в об'ємних одиницях – млн. м³ дистильованої води.

За даними вмісту забруднювальних речовин у зворотних водах МОСВ № 1 згідно таблиці 2 форми 2ТП-водгосп в роботі проведено рангування цих речовин за їх узагальненим показником скиду (табл. 2).

За результатами розрахунків основною ЗР, що надходить зі зворотними водами підприємства МОСВ № 1 до річки Лопань у 2018 році, є фосфати: значення УПС для фосфатів дорівнює 2643,03 млн. м³ – таку кількість води необхідно для розбавлення до $ГДК_{риб.}$ всієї маси скинутих у річку фосфатів. Друге місце серед небезпечних ЗР

Таблиця 2 – Ранжування за УПС забруднювальних речовин, що містяться у скиді міськими очисними спорудами водовідведення № 1 в річку Лопань у 2018 р., млн. м³ [4]

Клас небезпеки	Назва речовин	ГДК рибо-господарські, мг/дм ³	Маса скинутої речовини, т	УПС забруднювальної речовини, млн. м ³
4	Фосфати	0,170	449315,7	2643,03
4	Нафтопродукти	0,050	105,468	2109,36
3	Азот амонійний	0,390	255,3	654,62
2	Нітрити	0,080	43,8	547,50
-	ХСК	15,000	7122,7	474,85
3	Залізо	0,100	40,548	405,48
3	Мідь	0,001	0,374	374,00
3	Хром Cr ⁶⁺	0,001	0,337	337,00
3	Цинк	0,010	3,238	323,80
3	Нікель	0,010	3,140	314,00
4	Сульфати	100,000	30185,9	301,86
4	Феноли	0,001	0,231	231,00
3	Нітрати	40,000	4709,7	117,74
-	Сухий залишок	1000,000	114054,1	114,05
4	СПАР	0,300	28,618	95,39

займають нафтопродукти з УПС 2109,36 млн. м³, третє та четверте місце – азот амонійний та нітрити з УПС 654,62 та 547,50 млн. м³.

В роботі також визначена частка забруднення водного об'єкту кожної забруднювальної речовини у здійсненому скиді.

Ранжування за УПС забруднюючих речовин, що містяться у скидах МОСВ №1 в річку Лопань у 2018 р. у відсотках, наведено на рис.2.

Результати ранжування забруднювальних речовин за УПС показали, що частка забруднення фосфатами у загальному забрудненні, здійсненим скидом стічних вод, ставить 29 %, а частка забруднення нафтопродуктами становить 23 %. Всі інші забруднювальні речовини, які містяться у скиді МОСВ № 1, мають частки забруднення від 7 % до 1 %.

Таким чином, у 2018 році найбільший негативний вплив на річку Лопань було здійснено фосфатами та нафтопродуктами, які містилися у скидах МОСВ №1.

Встановлено, що фосфор в переважній більшості випадків є лімітуючим елементом у розвитку евтрофікації водойм. Господарсько-побутові стоки містять фосфор як результат життєдіяльності людини (30 – 50 %) і широкого використання синтетичних миючих засобів (50 – 70 %), що є основною причиною надходження в стоки СПАР, до складу яких входять поліфосфати.

В умовах біологічної очистки фосфор видаляється в результаті біохімічних процесів приблизно на 20 – 30 % і вміст його в очищених стоках перевищує нормативні концентрації.

Нафтопродукти в виробничих скидах представлені у вигляді плаваючої плівки, в емульсивному вигляді, розчиненими формами. Нафтова плівка затягує водну поверхню шаром, не допускаючи проникнення кисню повітря в воду. Крім того, нафта містить токсичні компоненти, які надають руйнівну дію вже в невеликих концентраціях, в результаті чого загальмовується нормальне існування гідробіонтів і припиняється їх розмноження.

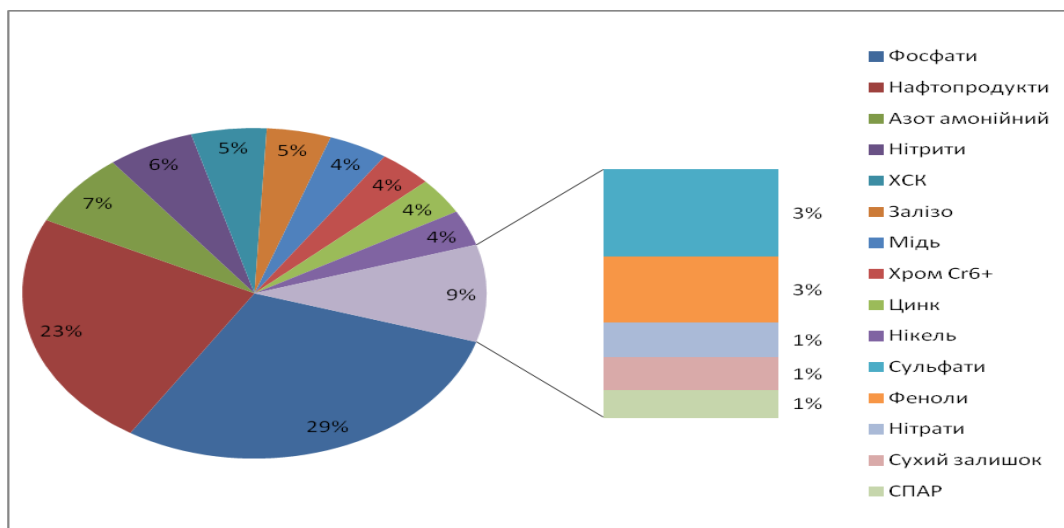


Рис. 2 – Ранжування за УПС забруднювальних речовин скидів міськими очисними спорудами водовідведення № 1 в річку Лопань у 2018 р., %

Ефективність методів очищення на очисних спорудах сильно залежить від ступеня дисперсності нафтопродуктів. Між тим, як показано низкою досліджень, при перекачуванні і змішуванні двокомпонентних рідин, якими є стічні води, відбувається диспергування однієї з рідин (масел). Новоутворена емульсія є досить стійкою системою, що не руйнується протягом тривалого часу [5].

Перелік посилань

1. Коммунальное предприятие «Харьковводоканал». Електронний ресурс: URL: <https://vodokanal.kharkov.ua> (дата звернення: 14.04.2020).
2. Екологічний паспорт Харківської області за 2018 рік. Харків, 2019. 169 с.
3. Кузин А.К. Методы обобщенной оценки сброса веществ в водные объекты и качества поверхностных вод. *Проблемы охраны навколишнього природного середовища та техногенної безпеки*. УкрНДІЕП. Харків, 2001. С. 67 – 87.
4. Звіт про використання води за формою 2ТП-водгосп (річна) Міських очисних споруд водовідведення № 1 КП «Харківводоканал» за 2018 р.
5. Петухова Е.О., Ручкинова О.И. Дефосфотация сточных вод. *Вестник ПНИПУ. Прикладная экология. Урбанистика*. 2017. № 2.1 С. 123 – 141.

ХРОМ У ВУГІЛЛІ ПЛАСТА С₄² ШАХТИ «ІМЕНІ М.І. СТАШКОВА»

Є.С. Козій, к.геол.н.

Національний технічний університет «Дніпровська політехніка», м. Дніпро,
koziy.es@gmail.com

Мета роботи – дослідження просторового розповсюдження хрому у вугільному пласті с₄² шахти «імені М.І. Сташкова» й встановлення зв'язків його вмісту з основними технологічними параметрами вугілля.

Вивчення особливостей розподілу токсичних та потенційно токсичних елементів (до яких, в тому числі, відноситься хром) є дуже важливою складовою визначення впливу на довкілля вуглевидобувних підприємств, а також підприємств вугільної теплоенергетики.

Особливістю виконаного дослідження була неможливість безпосереднього спостереження геологічних процесів. В цьому випадку розгляд їх динаміки традиційно виконується шляхом порівняння статистичних даних й аналізу картографічних матеріалів відносно розподілу хімічних елементів в об'єктах, які розглядаються.

При побудові прогнозних карт використовувалася програма Surfer 11. В ході побудови карт, графіків і розрахунку коефіцієнтів кореляції всі значення концентрацій хрому нормувались за формулою:

$$X_{\text{норм}} = (X_i - X_{\text{min}}) / (X_{\text{max}} - X_{\text{min}}),$$

де X_i – результат одиничного визначення концентрації елемента;

X_{max} та X_{min} – максимальна та мінімальна концентрації елемента відповідно.

При розрахунку лінійних рівнянь регресії та коефіцієнтів кореляції застосовувалась програма Statistica 6.0

По пласту c_4^2 шахти «імені М.І. Сташкова» значення вмісту хрому змінюється в інтервалі від 6,06 г/т до 28,52 г/т при середньому значенні по пласту 18,5 г/т. Найбільша його локація пов'язана із свердловиною № Н32816, яка знаходиться в південно-східній частині ділянки (рис. 1). Вміст хрому не залежить від глибини, зольності вугілля та вмісту сірки загальної. В регіональному плані (рис. 2) його концентрація збільшується в південно-східному напрямку.

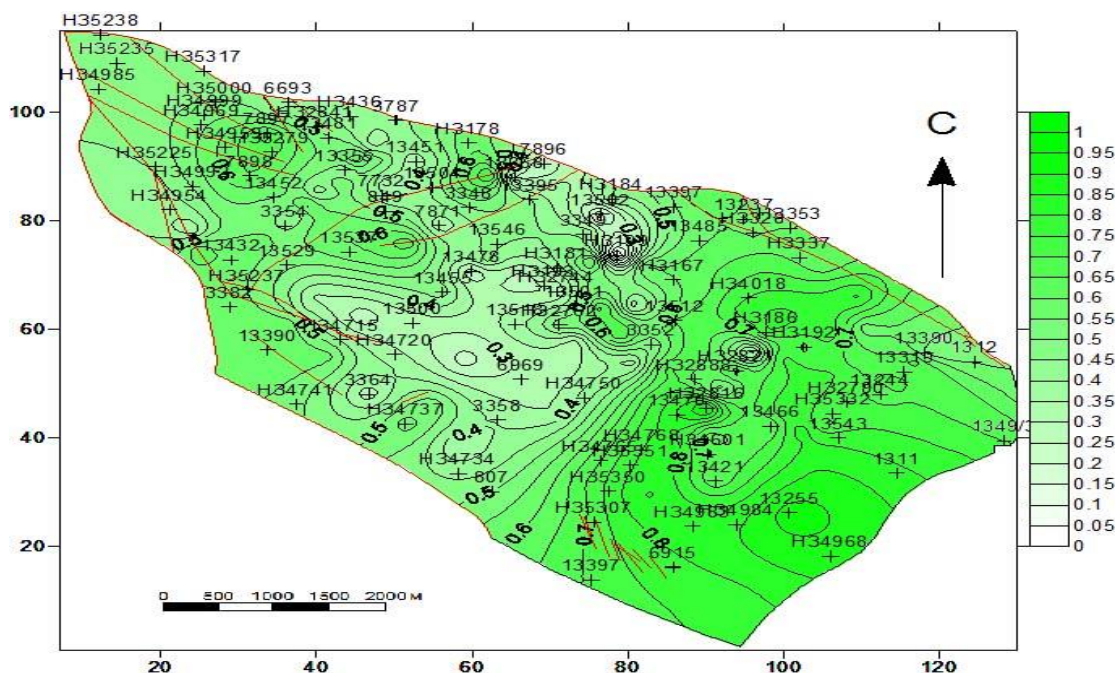


Рис. 1 – Карта ізоконцентрат нормованого вмісту хрому у вугіллі пласта c_4^2 (шахта «імені М.І. Сташкова»)

З метою встановлення ступеню впливу таких факторів, як вміст золи і сірки загальної у вугіллі та потужності вугільного пласта на розподіл хрому, був проведений двофакторний дисперсійний аналіз [1]. При розрахунку двофакторного дисперсійного аналізу використовувалась програма Excel 2016.

В результаті двофакторного дисперсійного аналізу вугільного пласта c_4^2 шахти «імені М.І. Сташкова» було встановлено, що тільки потужність пласта має визначальний вплив на концентрацію хрому.

Результати дисперсійного аналізу приведені в табл.

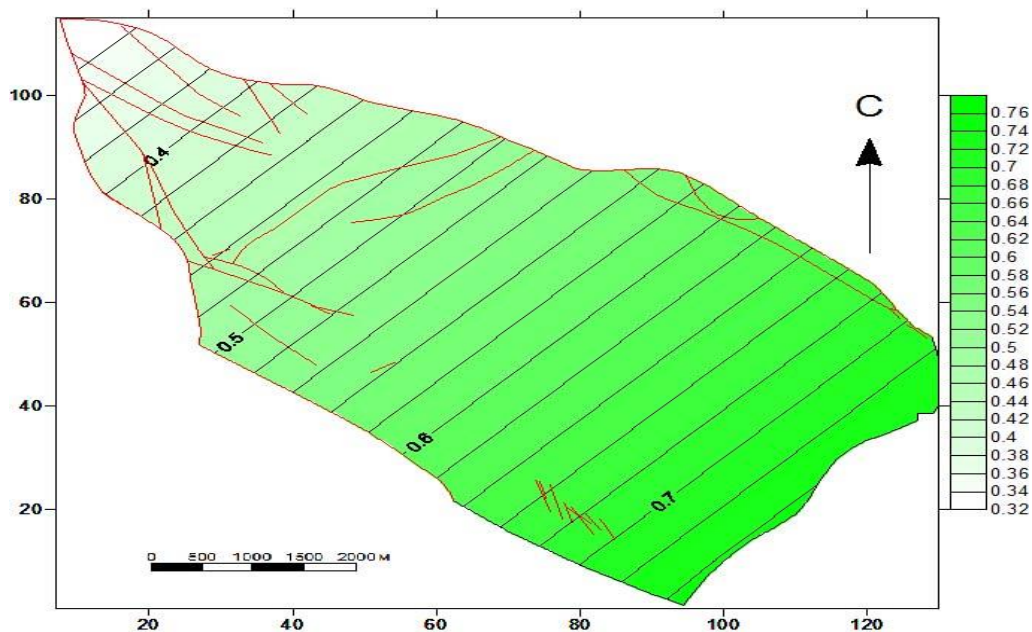


Рис. 2 – Карта зміни регіональної складової нормованого вмісту хрому у вугіллі пласта s_4^2 (шахта «імені М.І. Сташкова»)

Таблиця –Значення коефіцієнтів, які характеризують ступінь впливу кожного із факторів на розподіл хрому (шахта імені М.І. Сташкова, пласт s_4^2)

Фактор	Значення коефіцієнта
Потужність пласта	0,72
Зольність вугілля	0,01
Вміст сірки загальної	0,27

Лінійне рівняння регресії, що характеризує зв'язок між вмістом хрому і глибиною підшви вугільного пласта: $Cr = 0,5161 + 0,1053 \times h$ (рис. 3). Коефіцієнт кореляції між значеннями вмісту хрому і глибиною підшви вугільного пласта s_4^2 дорівнює 0,1368, що вказує на наявність дуже слабкого прямого зв'язку між цими параметрами.

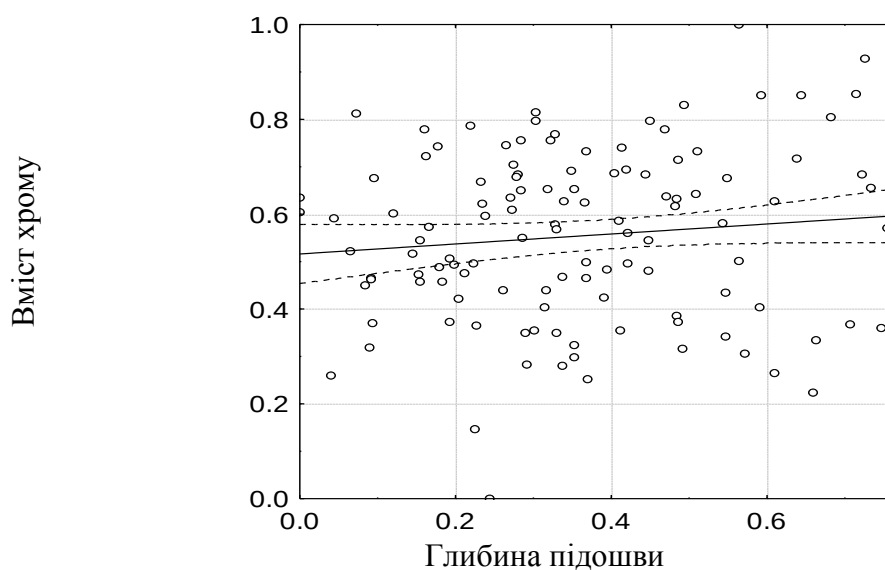


Рис. 3 – Графік рівняння регресії між вмістом хрому і глибиною підшви вугільного пласта s_4^2 (шахта «імені М.І. Сташкова»)

Лінійне рівняння регресії, що характеризує зв'язок між вмістом хрому і потужністю вугільного пласта: $Cr = 0,8974 - 0,8071 \times m$ (рис. 4). Коефіцієнт кореляції між значеннями вмісту хрому і потужністю вугільного пласта s_4^2 дорівнює $-0,9077$, що вказує на наявність тісного зворотного кореляційного зв'язку між цими параметрами.

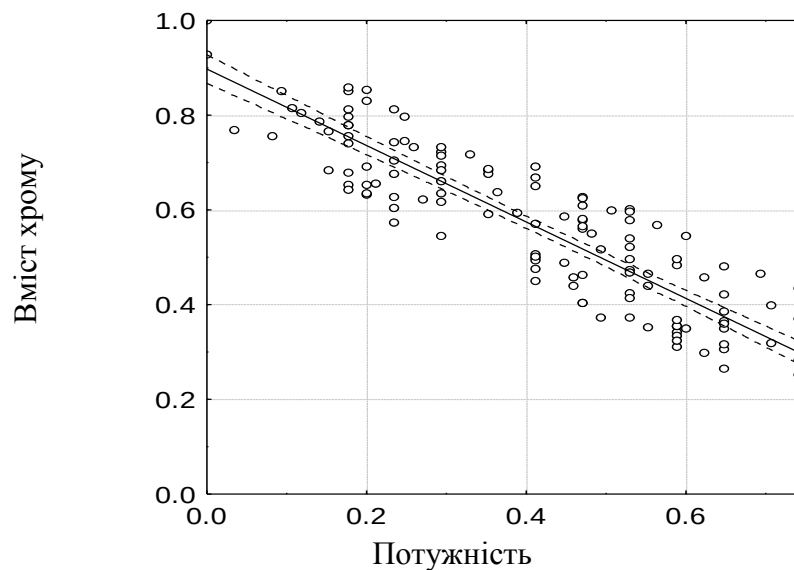


Рис. 4 – Графік рівняння регресії між вмістом хрому і потужністю вугільного пласта s_4^2 (шахта «імені М.І. Сташкова»)

Лінійне рівняння регресії, що характеризує зв'язок між вмістом хрому і зольністю вугілля: $Cr = 0,5298 + 0,1389 \times A^d$ (рис. 5). Коефіцієнт кореляції між значеннями вмісту хрому і зольністю вугілля дорівнює $0,1140$, що вказує на наявність дуже слабкого прямого кореляційного зв'язку між цими параметрами.

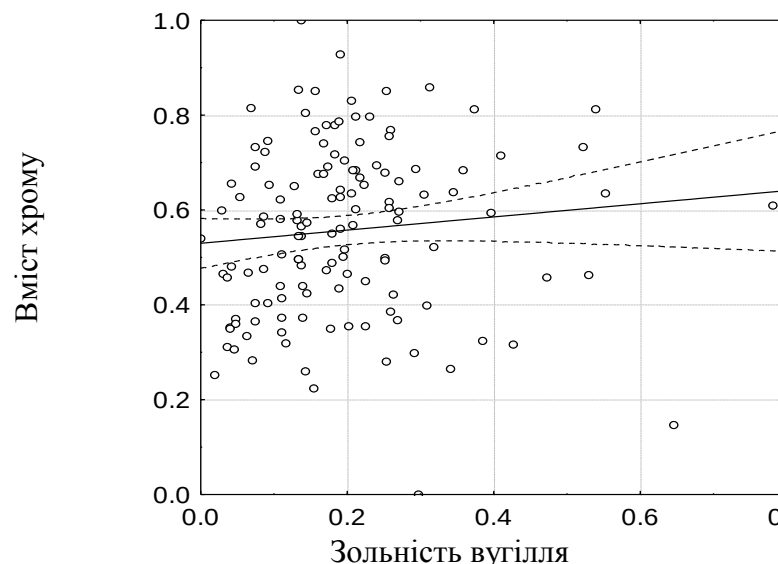


Рис. 5 – Графік рівняння регресії між вмістом хрому і зольністю вугільного пласта s_4^2 (шахта «імені М.І. Сташкова»)

Лінійне рівняння регресії, що характеризує зв'язок між вмістом хрому і вмістом сірки загальної: $Cr = 0,5249 + 0,1316 \times S_{\text{заг.}}$ (рис. 6). Коефіцієнт кореляції між значеннями вмісту хрому і вмістом сірки загальної вугільного пласта s_4^2 дорівнює

0,1422, що вказує на наявність дуже слабкого прямого кореляційного зв'язку між цими параметрами.

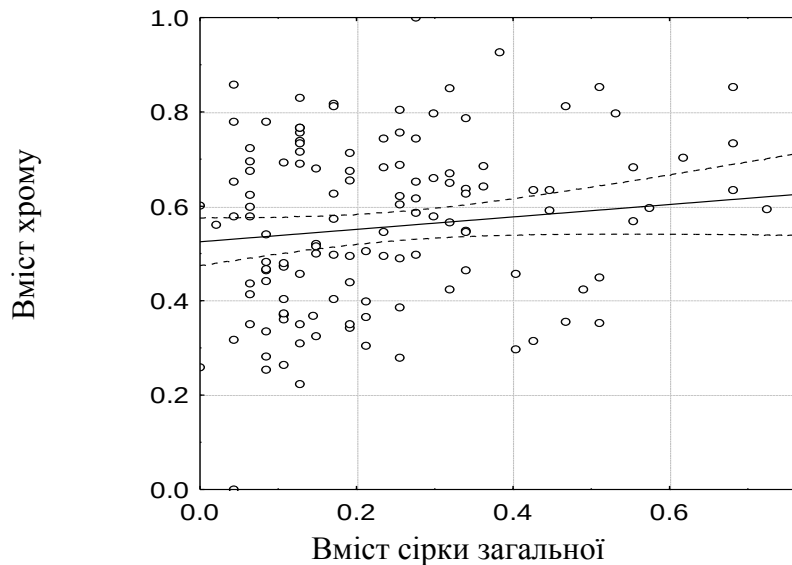


Рис. 6 – Графік рівняння регресії між вмістом хрому і вмістом сірки загальної вугільного пласта c_4^2 (шахта «ім. М.І. Сташкова»)

Отримані результати дозволяють сформулювати такі основні висновки: середня концентрація хрому у вугіллі пласта c_4^2 не перевищує ГДК; хром має тісний зворотний зв'язок з потужністю вугільного пласта, тобто із збільшенням вкладу зон збагачення цього елементу в загальній потужності пласта c_4^2 його вміст збільшується, що підтверджується результатами попередніх робіт [2 – 6].

Практичне значення отриманих результатів полягає в побудові прогнозних карт і розрахунку рівнянь регресії між вмістом хрому і основними технологічними параметрами вугілля, а також розрахунку коефіцієнтів, які характеризують ступінь впливу кожного із факторів на розподіл хрому.

Основне наукове значення одержаних результатів полягає у встановленні особливостей розподілу хрому у вугільному пласті c_4^2 в межах поля шахти «ім. М.І. Сташкова».

Перелік посилань

1. Козій Є.С. Двофакторний дисперсійний аналіз при вивченні токсичних і потенційно токсичних елементів у вугільних пластах Павлоградсько-Петропавлівського району. *Матеріали Всеукраїнської науково-технічної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених «Наукова весна»*. 2018. Т. 8. С. 11 – 12.
2. Козій Є.С. Особливості розподілу токсичних і потенційно токсичних елементів у вугіллі пласта c_{10}^B шахти «Сташкова» Павлоградсько-Петропавлівського геолого-промислового району. *Збірник наукових праць «Геотехнічна механіка»*. 2017. № 132. С. 157 – 172.
3. Ішков В.В., Козій Є.С. Про розподіл токсичних і потенційно токсичних елементів у вугіллі пласта c_7^H шахти «Павлоградська» Павлоградсько-Петропавлівського геолого-промислового району. *Вісник Київського національного університету. Геологія*. 2017. № 79. С. 59 – 66. Електронний ресурс: URL: <https://doi.org/10.17721/1728-2713.79.09> (дата звернення: 16.04.2020).
4. Ішков В.В., Козій Є.С. Про розподіл токсичних і потенційно токсичних елементів у вугіллі пласта c_{10}^B шахти «Дніпровська» Павлоградсько-Петропавлівського

геолого-промислового району Донбасу. *Збірник наукових праць «Геотехнічна механіка»*. 2017. № 133. С. 213 – 227.

5. Козій Є.С., Ішков В.В. Розподіл токсичних елементів по пласту с₈^В шахти Західно-Донбаська Павлоградсько-Петропавлівського геолого-промислового району. *Матеріали міжнародної конференції «Форум гірників»*. 2017. С. 265 – 275.

6. Козій Є.С., Ішков В.В. Особливості розподілу токсичних і потенційно токсичних елементів в основних вугільних пластах по розрізу Павлоградсько-Петропавлівського геолого-промислового району Донбасу. *Матеріали міжнародної конференції «Форум гірників»*. 2018. С. 194 – 203.

ЯКІСНЕ І КІЛЬКІСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ЗАГАЛЬНОГО ТА НІТРАТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ РІЧКИ ЯГОРЛИК (С. АРТИРІВКА)

К.В. Кулачок, маг., Н.С. Лобода, д.геогр.н., проф.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
katyakulachok@gmail.com

Річка Ягорлик (Мокрий Ягорлик) є транскордонною річкою, яка бере початок на території України, а потім виходить на територію Молдови. Річка є лівою притокою Дністра першого порядку, яка впадає у Ягорлицьку затоку Дубосарського водосховища на території Молдови. Довжина річки становить 73 км, площа водозбірного басейну дорівнює 1590 км² [1]. Гідрохімічні спостереження ведуться у створі с. Артирівка (Україна, площа водозбору складає 79 км², середній багаторічний стік становить 76 мм, мінімальний – 26 мм), починаючи з 2003 року. Тривалі спостереження за стоком цієї річки велися у створі Ягорлик – с. Дойбани (республіка Молдова, площа водозбору складає 1220 км²). Річка у створі Дойбани не пересихає, її середній багаторічний стік становить 44 мм, максимальний – 66 мм, мінімальний – 10 мм. Весняне водопілля проходить у лютому-березні-квітні, досягаючи максимумів у березні.

Метою роботи є встановлення екологічних ризиків недосягнення екологічних цілей згідно із вимогами водної Рамкової Директиви, Директиви про Питну Воду та Нітратної директиви.

Основою розрахунків є дані гідрохімічних спостережень в українському створі Ягорлик – с. Артирівка за 16 років (2003 – 2018 рр.). Кожне спостереження виконувалося 1 раз на квартал, отже загальна кількість спостережень дорівнює 63.

Кількісні показники ризиків оцінюються з використанням ймовірності настання події, яка викликана негативним впливом господарської діяльності, наслідками впливу змін глобального клімату чи надзвичайними або катастрофічними ситуаціями і може завдати шкоди природному середовищу, здоров'ю людини, тій чи іншій галузі господарства.

На першому етапі розрахунки екологічного ризику були виконані за методикою, розробленою в Інституті проблем ринку та економіко-екологічних досліджень НАН України [2]. У цій методиці використовується відповідність семантичної градації показників якості води та показників екологічного ризику і існування лінійного зв'язку між ними (рис. 1). Представлений підхід був реалізований авторами для створу р. Дністер – с. Біляївка [3, 4, 5].

На рисунку 2 показана емпірична крива забезпеченостей статистичного розподілу критерію ризику R , з якої витікає, що забруднення води у створі р. Ягорлик – с. Артирівка є незначним і знаходиться у зоні прийняттого та допустимого ризику.

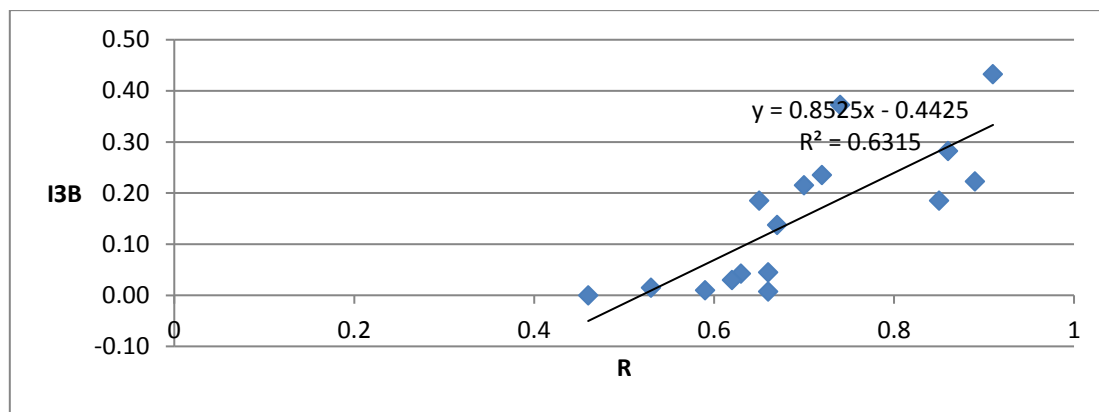


Рис. 1 – Графік зв'язку R з $I3B$ за період 2003 – 2018 рр. у створі р. Ягорлик – с. Артирівка

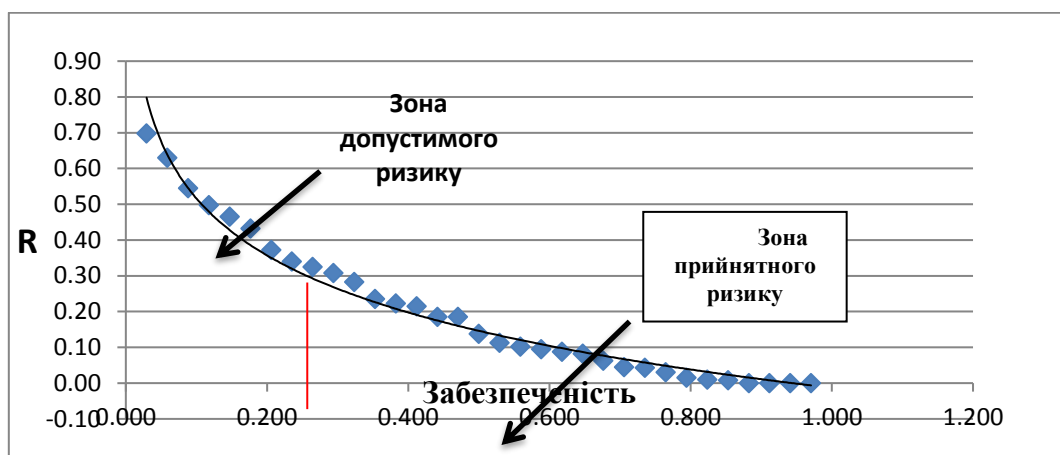


Рис. 2 – Емпірична крива розподілу забезпеченостей показника екологічного ризику R для створу р.Ягорлик – с. Артирівка

Забруднення вод біогенними елементами (сполуками фосфору та азоту) є однією з головних причин незадовільної якості води більшості водних об'єктів. Це, у свою чергу, стає причиною цілої низки таких проблем, як зміна біологічної різноманітності і продуктивності водойм внаслідок евтрофікації, поширення захворювань, пов'язаних з підвищеним вмістом забруднювальних речовин, особливо у сільських населених пунктах.

Директива про питну воду визначає граничне значення вмісту нітратних сполук, перевищення якого може призвести до шкоди здоров'ю людини, на рівні 50 мг/дм^3 , у перерахунку на азот це відповідає $11,3 \text{ мгN/дм}^3$. Це значення було використане для оцінки чутливості досліджуваного водозбору до дії нітратних сполук на базі розрахунків показника чутливості k_N , який розраховувався через сумарний вміст неорганічного нітрогену

$$k_N = NH_4^+ + NO_2^- + NO_3^-. \quad (1)$$

Чутливою до дії нітратних сполук зоною вважається територія річкового басейну, розташована нижче водного масиву, де встановлено перевищення порогового значення k_N , яке становить $11,3 \text{ мгN/дм}^3$.

Оцінки показника k_N показали, що для МПВ (масиву поверхневих вод), яким є ділянка річки у створі Ягорлик – с. Артирівка, випадки перевищення критичного значення $11,3 \text{ мгN/дм}^3$ спостерігалися лише у окремі роки (2011, 2012) переважно у

перший квартал (січень, лютий, березень), коли формується і проходить весняне водопілля (табл. 1).

Таблиця 1 – Критерій чутливості до забруднення нітрогенами k_N

Роки	k_N			
	I квартал	II квартал	III квартал	IV квартал
2004	6,791	0,009	0,360	0,031
2005	6,757	0,008	1,441	1,360
2006	2,684	0,240	0,774	0,003
2007	2,684	0,240	0,746	0,003
2008	4,650	0,342	1,165	4,402
2009	0,070	0,000	0,000	0,000
2010	1,126	0,070	1,379	0,610
2011	22,966	3,386	2,369	5,192
2012	18,350	4,603	4,439	0,000
2013	3,650	4,515	5,236	2,721
2014	5,034	5,363	6,140	4,966
2016	3,837	2,935	15,420	4,077
2017	4,740	15,128	4,626	4,294
2018	5,196	0,193	0,576	3,837

Для встановлення ризику недосягнення екологічних цілей при моніторингу стану МПВ [6] пропонуються такі граничні значення хімічних та фізико-хімічних показників для всіх трьох типів МПВ категорії річки (табл. 2). Перевищення граничних значень показників ставить МПВ під ризик недосягнення екологічних цілей (для розчиненого кисню – навпаки: зниження його вмісту у воді).

Таблиця 2 – Критерії ризику недосягнення екологічних цілей для хімічних та фізико-хімічних показників

(* – 10 % процентиль, ** – 90 % процентиль, *** – середнє річне значення)

Річки	Оксиген* (% насичення)	BCK_5	NH_4^{**}	NH_4^{***}	PO_4^{***}	pH
Малі	75	5	0.4	0,15	0.2	6.5 – 8.5
Середні	70	6	0.6	0,20	0.3	
Великі	60	7	0.8	0,30	0.4	

За результатами статистичної обробки гідрохімічних даних (2003 – 2018 рр.) було встановлено, що ризик недосягнення екологічних цілей для МПВ р. Ягорлик – с. Артирівка (категорії малих річок) може виникнути через недостатність насичення киснем, високий вміст амонію та фосфатів (табл. 3).

За результатами розрахунків екологічних ризиків можна зробити висновок, що масив поверхневих вод, точка моніторингу якого розташована в с. Артирівка знаходиться у зоні «допустимого» та «прийняттого» ризику із незначною чутливістю до нітратного забруднення.

Однак, при використанні рекомендацій про впровадження постанов Водної Рамкової Директиви в Україні вимоги до можливого вмісту кисню, нітратів та фосфатів у воді стають більш високими, і саме через ці гідрохімічні показники для даного МПВ можлива ситуація недосягнення екологічних цілей.

Таблиця 3 – Оцінка ризику недосягнення екологічних цілей
для хімічних та фізико-хімічних показників у створі р. Ягорлик – с. Артирівка
(* – 10 % процентиль, ** – 90 % процентиль, *** – середнє значення)

Вид показника	Оксиген* (% насичення)	БСК ₅	NH ₄ **	NH ₄ ***	PO ₄ ***	pH
Критичні значення	75	5	0,40	0,15	0,20	6.5 – 8.5
Фактичні значення	30	3,3	0,46	0,14	0,56	7,7
Висновок	є ризик	без ризику	є ризик	без ризику	є ризик	без ризику

Перелік посилань

1. Швебс Г.І., Ігошин М.І. Каталог річок та водойм України: навчально-довідковий посібник. Одеса: Астропринт, 2003. 392 с.
2. Інвентаризація, оцінка та зменшення впливу антропогенних джерел забруднення в Нижньодунайському регіоні України, Румунії, Республіці Молдови, 2007 – 2013 (MIS ETC CODE 995). Одеса: ППРЕД, 2016. 84 с.
3. Кулачок К.В., Лобода Н.С. Якісне та кількісне оцінювання екологічних ризиків у нижній течії Дністра (сmt. Біляївка). *Мат. конф. Всеукр. конкурсу студ. наук. робіт зі спеціальності «Екологія»*. Полтава: ПНТУ, 2019. С. 29.
4. Лобода Н.С., Кулачок К.В. Методичні підходи до оцінки екологічних ризиків на базі використання комплексних показників якості води. *Зб. наукових праць VII Всеукр. з'їзду екологів з міжнародною участю*. Вінниця: ВНТУ, 2019. С. 75.
5. Кулачок К.В., Лобода Н.С. Критерії ризику в гідроекології (на прикладі гідрохімічних даних річки Дністер - сmt. Біляївка). *Збірник тез студ. наукової конф. молодих вчених ОДЕКУ*. Одеса: ТЕС, 2019. С. 113 – 115.
6. Визначення основних антропогенних навантажень та їхніх впливів на стан поверхневих вод (рекомендації). Київ: ДАВР, 2018. 21 с.

АНАЛІЗ ВИДІВ ПЛАНОВАНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ В МЕЖАХ ОЦІНКИ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ

А.В. Лисяк, маг., О.М. Ганошенко, к.т.н., ст. викл.

Національний університет

«Полтавська політехніка імені Юрія Кондратюка», м. Полтава

elena.ganoshenko26@gmail.com

Оцінка впливу на довкілля – це окрема процедура, яка регламентована законом, є обов'язковою для визначеного переліку видів діяльності, за результатами якої надається дозвільний документ – висновок з оцінки впливу на довкілля, який у подальшому є підставою для отримання іншого дозвільного документу. Правові та організаційні засади оцінки впливу на довкілля регламентовані законом України «Про оцінку впливу на довкілля».

Відповідно до ч. 1. ст. 2 цього закону, оцінка впливу на довкілля – це процедура, що передбачає:

- 1) підготовку суб'єктом господарювання звіту з оцінки впливу на довкілля;
- 2) проведення громадського обговорення;

3) аналіз уповноваженим органом інформації, наданої у звіті з оцінки впливу на довкілля, будь-якої додаткової інформації, яку надає суб'єкт господарювання, а також інформації, отриманої від громадськості під час громадського обговорення, під час здійснення процедури оцінки транскордонного впливу, іншої інформації;

4) надання уповноваженим органом мотивованого висновку з оцінки впливу на довкілля, що враховує результати аналізу;

5) врахування висновку з оцінки впливу на довкілля у рішенні про провадження планованої діяльності.

Здійснення оцінки впливу на довкілля є обов'язковим у процесі прийняття рішень про провадження планованої діяльності, визначеної частинами другою і третьою статті 3 вказаного Закону. Така планована діяльність підлягає оцінці впливу на довкілля до прийняття рішення про провадження планованої діяльності.

Сумлінне проведення цієї процедури у процесі прийняття рішень про провадження господарської діяльності, що може мати значний вплив на довкілля, має своїм наслідком досягнення очікуваної мети – запобігання шкоді довкіллю, забезпечення екологічної безпеки, охорони довкілля, раціонального використання і відтворення природних ресурсів.

Екологічну ситуацію у регіоні можна оцінити як відносно стабільну, але за наявності розвинутої промисловості в області, високої її концентрації в містах, розвинутої мережі транспортних комунікацій, у першу чергу, нафто-, газо- та нафтопродуктів, значної кількості енергетичних об'єктів техногенне навантаження на екосистему Полтавщини залишається суттєвим.

За період дії закону «Про оцінку впливу на довкілля» у Полтавській області зареєстровано майже 300 повідомлень про плановану діяльність. Проведений аналіз видів планованої діяльності демонструє, що найбільша кількість поданих справ відноситься до видобувної промисловості, також приведений можливий негативний вплив на навколишнє середовище (табл.).

Підприємствами запропоновані заходи, щодо поліпшення стану довкілля у процесі здійснення своєї діяльності. Серед них можна виділити такі:

- зняття та складування в кагати родючого шару ґрунту;
- рекультивація земель;
- зберігання відходів буріння в гідроізольованих амбарах до захоронення;
- збір рідких бурових відходів і стоків у ємності (гідроізольовані амбари) з допомогою лотків;
- будівництво каналу для відведення дощових і талих вод по периметру бурового майданчика;
- зберігання пально-мастильних матеріалів у закритих ємностях;;
- визначення граничних розмірів санітарно-захисних зон;
- виконання критерію неперевищення ГДК в атмосфері;
- встановлення іскрогасників на викидній трубі дизелів.

Серед пріоритетів національних інтересів України є забезпечення екологічно та техногенно-безпечних умов життєдіяльності громадян і суспільства, збереження навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів. Тому необхідною умовою здійснення планованої діяльності підприємствами є обов'язкове виконання всіх заходів щодо збереження та покращення стану довкілля.

Таблиця – Види планованої діяльності у Полтавській області

Вид планової діяльності	Кількість підприємств	Вплив на навколишнє середовище
Спорудження свердловин	58	Водне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, шум, вібрація, відходи, флора і фауна
Продовження видобування корисних копалин (нафти, газу розчиненого у нафті, природного газу, конденсату)	47	Водне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, ландшафт, геологічне серед, шум, вібрація, відходи, флора і фауна
Геологічне вивчення нафтогазоносних надр, в тому числі дослідно-промислової розробка родовищ, з подальшим видобуванням газу природного, нафти (промислової розробка родовищ)	37	Клімат і мікроклімат; атмосферне повітря; рельєф, ґрунти; гідрогеологічну систему території; техногенне середовище; соціальне середовище; рослинний та тваринний світ; об'єкти природно-заповідного фонду
Видобування питних підземних вод	21	Водне середовище
Реконструкцію автомобільних доріг	20	Повітряне середовище, шумове навантаження, водне середовище, ґрунти, утворення відходів, рослинний світ та тваринний світ
Видобування вуглеводнів (нафта, газ розчинений у нафті, газ природний, конденсат)	10	Водне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, ландшафт, геологічне серед, шум, вібрація, відходи, флора і фауна
Капітальний ремонт свердловин на газ і конденсат, підземні споруди; Підключення свердловин до установки підготовки вуглеводневої сировини	8	Водне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, ландшафт, геологічне серед, шум, вібрація, відходи, флора і фауна
Розчистка річки	8	Водне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, флора і фауна, відходи
Розробка родовища піску, придатного для благоустрою, рекультиватії і планування	7	Атмосферне повітря, ґрунт, геологічне середовище, флора і фауна, відходи, шум
Видобування підземних мінеральних лікувально-столових вод для внутрішнього застосування з лікувальною метою та інших лікувальних цілей	6	Водне середовище
Облаштування ГКР з метою розвідки та видобутку корисних копалин загальнодержавного значення (газ природний, конденсат, нафта, газ, розчинений у нафті, супутні компоненти: етан, пропан, бутани).	6	Водне середовище, атмосферне повітря, ґрунт, ландшафт, геологічне серед, шум, вібрація, відходи, флора і фауна

АНАЛІЗ СТАНУ УКРАЇНСЬКОЇ ЗАКОНОДАВЧОЇ БАЗИ У СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ ТАРИ І УПАКОВКИ У СКЛАДІ ПОТОКУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

*Манасарян А.Б., маг., Михайленко В.І., асп., Приходько В.Ю., к.геогр.н., доц.
Одеський державний екологічний університет
vks26@ua.fm*

Тверді побутові відходи (ТПВ) являють собою складну багатокомпонентну неоднорідну суміш, склад якої визначає морфологічний склад відходів певного населеного пункту або країни. Однією з основних складових ТПВ, яка потребує детального розгляду та окремих заходів поводження, є відходи тари і упаковки, адже вони:

- займають значний відсоток у загальному потоці ТПВ;
- відрізняються широким різноманіттям матеріалу, з якого вони виготовлені (скло, метали, полімери тощо), тому при аналізі морфологічного складу відходів відходи тари і упаковки входять одразу до декількох компонентів ТПВ;
- впливають на такі характеристики ТПВ, як щільність та об'єм (через наявність «порожнього» об'єму, який залишається після спустошення вмісту тари та деяких видів упаковки);
- є ресурсоцінним компонентом, який вже давно використовується повторно у розвинених країнах.

Більш того, враховуючи прагнення України відповідати вимогам європейського законодавства, варто відмітити, що у ЄС поводження з відходами тари та упаковки вже декілька десятиріч регулюється Директивою № 94/62/ЄС «Про упаковку та відходи від упаковки», яка визначає основні вимоги до тари і упаковки, а також правила поводження з даним типом відходів. Варто відмітити, що однією з головних ідей цієї директиви є відокремлення відходів тари та упаковки в момент її утворення.

Тобто у ЄС відходи тари та упаковки відокремлюються як окремий компонент відходів – на відміну від законодавства України, де відходи тари та упаковки входять до складу значної кількості різних компонентів відходів. Саме тому актуальним є питання аналізу та вдосконалення законодавчої бази у сфері поводження з відходами тари і упаковки, зокрема – у складі ТПВ.

На сьогодні, питання поводження з відходами тари та упаковки у складі ТПВ регулюється Законом України «Про відходи», у якому відходи тари та упаковки підпадають під загальні правила поводження з ТПВ. На жаль, цього недостатньо для того, щоб назвати законодавчу базу у сфері поводження з відходами тари і упаковки у складі ТПВ вичерпною. На сьогодні існує 3 законопроекти, які, у разі прийняття, конкретизуватимуть правила поводження з відходами тари і упаковки, зокрема:

- Проект Закону України «Про упаковку та відходи упаковки» від 1.11.2010;
- Проект Закону України «Про упаковку та відходи упаковки» 2020 року;
- частково, проект Закону України «Про управління відходами» від 16.10.2019.

На основі цих документів, треба встановити різницю між термінами «тара» та «упаковка». В лютому 2020 р. представлений для громадського обговорення проект Закону України «Про упаковку та відходи упаковки» [1], відповідно до якого відходи упаковки у складі побутових відходів – відходи, які утворюються у домогосподарствах, а також відходи, що є схожими за своїм походженням і кількістю на відходи від домогосподарств, і утворюються в комерційних, промислових, державних установах та інших закладах. Відповідно до проекту Закону України «Про управління відходами»

[2], до муніципальних відходів включені відходи упаковки, що утворюються в домогосподарствах або подібні до них з інших джерел.

Використовуючи визначення основних термінів, наведених у проекті Закону України «Про упаковку та відходи упаковки» від 1.11.2010 року [3], можна сформулювати визначення відходів упаковки у складі ТПВ – це використана упаковка, яка була застосована для пакування, транспортування продукції, що повністю або частково втратила свої первісні якості і не підлягає подальшому використанню за своїм прямим призначенням. Зазначено, що упаковка складається з тари і допоміжних пакувальних засобів. Отже, поняття «упаковка» є більш широким, аніж «тара».

Справедливо відмітити, що значні реформи в законодавстві щодо відходів стосуються, звичайно, питань тари і упаковки. Наприклад, Національна стратегія (2017) визначає обов'язкові до виконання виробниками та імпортерами норми підготовки для повторного використання і переробки відходів упаковки, наприклад, в 2024 році – 60 % маси відходів упаковки, а в 2031 році – 65 % [4]. Для підвищення ефективності вилучення і подальшої переробки відходів тари та упаковки передбачені наступні механізми: розширена відповідальність виробника (під дію принципу РОП потрапляє до 17 % відходів упаковки), добровільна депозитна система (для пляшок). Сьогодні в Україні найбільший асортимент і обсяги відходів тари та упаковки збирається через пункти прийому вторинної сировини, які, в кінцевому підсумку, відносяться до «сірого» сектору поводження з ТПВ.

Світовий досвід відмови від пластикових пакетів вплинув на розробку в 2019 році законопроекту № 9507 «Про зменшення кількості окремих видів відходів з поліетилену в цивільному обороті» (в серпні 2019 відкликаний). Однак в листопаді 2019 року був прийнятий Закон України «Про зменшення кількості пластикових пакетів в цивільному обороті». За окремими винятками, в сфері торгівлі планують заборонити використання надлегких, легких і оксо-розкладних пластикових пакетів, однак нічого не сказано про ввезення і виробництво таких пакетів [5].

Окремої уваги заслуговує принцип розширеної відповідальності виробників (РВВ) тари та упаковки, згідно з яким на виробників буде покладено зобов'язання щодо збирання, зберігання, сортування, перевезення та оброблення відходів упаковки, що утворилися внаслідок використання їх продукції від кінцевих споживачів на всій території України (витрати на здійснення цих заходів можуть бути включені у вартість упаковки). Такий підхід є дуже близьким до підходу країн ЄС.

Таким чином, як ми бачимо, сьогоднішня діюча законодавча база у сфері поводження з відходами тари та упаковки у складі ТПВ не дає змоги регулювати поводження з даним типом відходів. Проте динаміка запланованих змін в українському законодавстві має чіткий вектор, направлений на вирішення цього питання, а головною ідеєю цих змін є відокремлення відходів тари та упаковки в окремий компонент відходів, що дає змогу приймати чітко направлені заходи саме на вирішення проблеми відходів тари та упаковки у складі ТПВ в Україні.

Перелік посилань

1. Проект Закону України «Про упаковку та відходи упаковки». Міністерство розвитку громад та територій України. Електронний ресурс: URL: <https://www.minregion.gov.ua/base-law/grom-convers/elektronni-konsultatsiyi-z-gromadskisty/proekt-zakonu-ukrayini-pro-upakovku-ta-vidhodi-upakovki/> (дата звернення: 20.04.2020).

2. Проект Закону України «Про управління відходами». Верховна рада України. Офіційний веб-портал. Електронний ресурс: URL:

http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_1?pf3511=67094 (дата звернення: 20.04.2020)

3. Проект Закону України «Про упаковку та відходи упаковки». Liga360. Електронний ресурс: URL: <https://ips.ligazakon.net/document/view/JF5N700A?an=3> (дата звернення: 20.04.2020).

4. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року (схвалено розпорядженням КМУ від 08.11.2017 р. за № 820-р). Електронний ресурс: URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/820-2017-%D1%80> (дата звернення: 20.04.2020).

5. Про зменшення кількості пластикових пакетів в цивільному обігу: проект Закону України 2051-1 від 16.10.2019. Електронний ресурс: URL: http://w1.c1.rada.gov.ua/pls/zweb2/webproc4_1?pf3511=66892 (дата звернення: 20.04.2020).

ДИНАМІКА НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs РОСЛИНАМИ ЧОРНИЦІ (*Vaccinium myrtillus* L.) ТА БРУСНИЦІ (*Vaccinium vitids-idaea* L.) ПРОТЯГОМ ВЕГЕТАЦІЙНОГО ПЕРІОДУ У ПЕРШІЙ РІК ПІСЛЯ ВНЕСЕННЯ КАЛІЙНОГО ДОБРИВА

Ю.Н. Мандро¹, асп., М.М. Вінічук², д.б.н., проф.

¹Пармський університет (*Università degli Studi di Parma*), м. Парма, Італія

²Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир, Україна
yurii.mandro@studenti.unipr.it

В результаті Чорнобильської катастрофи значна частина території України зазнала радіоактивного забруднення. За даними дослідників лісові масиви отримали на 30 % більше випадінь, ніж незаліснені території. Інші дослідження показують, що концентрація радіоактивних речовин у лісових екосистемах була у 7 – 10 і навіть 30 разів вищою порівняно з іншими (не лісовими) [1, 2]. Ліси також відіграли роль природних фільтрів на шляху забруднених повітряних мас. Впродовж наступних після аварії років радіонукліди мігрували всередині екосистеми та включались в біологічний кругообіг. Вже понад 30 років основна частина радіонуклідів залишається у верхніх (5 – 15, 5 – 25 см) шарах ґрунту. Особливості лісових ґрунтів (висока кислотність, малогумусність, низький вміст доступних поживних речовин, ін.) сприяють кореневому поглинанню радіонуклідів лісовими рослинами [3]. Тривалий період розпаду та біодоступність радіоцезію унеможливають ведення господарської діяльності на забрудненій території. Внесення калійного добрива (*KCl*) теоретично може покращити якість ґрунту завдяки збагаченню калієм – хімічним аналогом ^{137}Cs і, як результат, зменшити його (^{137}Cs) надходження у лісові рослини [4, 5]. Результати окремих дослідів підтверджують здатність удобрення зменшити надходження радіоцезію у окремі види лісових трав, чагарників, кущів, грибів та хвойних деревних порід [6, 7, 8].

Метою даної роботи було дослідити динаміку поглинання радіоцезію чорницею (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусницею (*Vaccinium vitids-idaea* L.) і з'ясувати вплив калійного добрива на перехід радіонукліда у надземні пагони та ягоди рослин протягом вегетації.

Дослід було закладено 20 квітня 2012 року в лісовій екосистемі Базарського лісництва Народицького району Житомирської області із щільністю радіоактивного забруднення ^{137}Cs 266 ± 89 кБк/м² (7 ± 2 Кі/км²). Схема дослідів представлена 2 варіантами: 1 – контроль (без внесення добрив); 2 – *KCl* (калійне добриво). Кожен варіант виконано у чотирьох повторностях. Калійне добриво було внесено з розрахунку

100 кг діючої речовини калію на гектар. Зразки молодих пагонів і листя чорниці та брусниці відбирали щомісяця з травня по вересень включно протягом 2012 року. Ягоди були відібрані двічі, у червні та липні, одночасно з відбором пагонів та листя. Вимірювання питомої активності ^{137}Cs у відібраних зразках проводились в радіологічних лабораторіях з використанням *HPGe* та *NaI* детекторів. Результати вимірювання були оброблені за допомогою програм Windas та Microsoft Excel. Коефіцієнти переходу (КП, $\text{м}^2/\text{кг}$) радіоцезію з ґрунту у рослини та ягоди визначали з відношення: ^{137}Cs , Бк/кг у рослині / ^{137}Cs , кБк/ м^2 у ґрунті.

Дослідження показали, що активне поглинання радіоцезію надземними пагонами чорниці починається одночасно з початком вегетації. Максимальне значення КП спостерігається у червні (на 50 % більше ніж у травні), що співпадає з періодом плодоношення (1 – 2 тижні, починаючи з другої половини червня). У липні (ягід вже не було) накопичення відчутно знизилось (на 60 % менше ніж у червні) та залишалось майже незмінним до кінця вегетації. Внесення калійного добрива (*KCl*) спричинило підвищення КП ^{137}Cs протягом всього періоду вегетації. Необхідно також відмітити тенденцію до зниження КП з максимальним значенням (0,024) у травні та мінімальним (0,014) у вересні. Порівняно із контролем, максимальне перевищення було у травні (71,4 %), а мінімальне у червні (3,6 %). Перехід цезію у ягоди чорниці також збільшився в результаті внесення добрива. У порівнянні з контролем перевищення становило 12,0 % у червні та 58,1 % у липні (табл.1).

Таблиця 1 – Вплив разового внесення калійного добрива (*KCl*) на величину коефіцієнтів переходу радіоцезію (КП, $\text{м}^2/\text{кг}$) з ґрунту у рослини брусниці та чорниці (вегетаційний період 2012 року)

Показники	Травень	Червень	Липень	Серпень	Вересень
Брусниця					
КП, $\text{м}^2/\text{кг}$	0,018	0,023	0,019	0,017	0,013
+/- до контролю, %	+51,8	+36,1	+41,5	+15,7	+2,4
Чорниця					
КП, $\text{м}^2/\text{кг}$	0,024	0,022	0,020	0,016	0,014
+/- до контролю, %	+71,4	+3,6	+63,2	+27,6	+23,7
Чорниця (ягоди)					
КП, $\text{м}^2/\text{кг}$	-	0,016	0,026	-	-
+/- до контролю, %	-	+12,0	+58,1	-	-

Надходження радіоцезію до надземних пагонів брусниці на контрольних ділянках відбувалось за схожою із чорницею схемою. Максимальне значення КП також спостерігається у червні (на 41 % більше ніж у травні). У липні інтенсивність накопичення почала знижуватись (на 22 % менше ніж у червні) і мінімальною була у вересні (на 27 % нижчою ніж у червні). Внесення калійного добрива спричинило підвищення КП ^{137}Cs протягом всього періоду вегетації, однак схема дещо відрізнялась від чорниці. Чітко простежується пік надходження цезію у червні (КП = 0,023), потім починається поступове зниження. У травні та липні КП були дуже близькими (0,018 та 0,019 відповідно). Мінімум, як і в чорниці, спостерігається у кінці вегетації (КП у вересні становив 0,013). Порівняно із контролем, максимальне перевищення було у травні (51,8 %), а мінімальне у вересні (2,4 %) (табл.). Коефіцієнт переходу радіонукліда у ягоди брусниці визначити не вдалось через надто малу кількість ягід на момент відбору зразків.

Схожу загальну реакцію вищезгаданих рослин на удобрення можна пояснити належністю до однієї родини вересових роду *Vaccinium*, що передбачає наявність ряду

спільних ознак та спільного середовища існування. Але це два різних види, отже мають свої фізіологічні особливості.

Максимальні значення КП у період цвітіння та плодоношення є цілком логічними, оскільки у ці періоди рослина максимально поглинає поживні речовини, в тому числі радіонукліди.

Мінімальні значення КП у кінці вегетації також закономірні для багатьох рослин, що завершують життєвий цикл або готуються до зимівлі (фаза спокою). Підвищення КП після внесення добрив могло бути наслідком підкислення ґрунту іонами хлору. Ми припускаємо, що при внесенні добрив концентрація іонів калію у ґрунтовому розчині зростає, а отже порушується динамічна рівновага в системі тверда фаза – розчин. Для набуття попереднього рівня динамічної рівноваги необхідний певний час, щонайменше перший період вегетації рослин після удобрення. Очевидно що, у випадку таких ягідних рослин як чорниця та брусниця, KCl не є ефективним контрзаходом для швидкого (6 місяців) досягнення ефекту. Однак стійка тенденція до зниження КП ^{137}Cs вказує на потенційну можливість настання позитивного ефекту вже на другий чи третій рік після удобрення, що і було підтверджено результатами подальших спостережень (зниження КП для брусниці у 2013 – 2018 рр., для чорниці – у 2016 – 2018 рр.).

Отримані результати узгоджуються з результатами схожого дослідження, яке показало незначну ефективність калійного добрива для чорниці та брусниці у перший рік після внесення, але високу ефективність починаючи з другого року [6].

Деякі, менш подібні дослідження (відрізняються видами рослин та/або кількістю калійного добрива та/або умовами зростання), теж показують подібну закономірність настання ефекту [7, 10] хоча настання істотного позитивного ефекту вже з першого року також можливе [6, 11]. Сезонність коливання концентрації ^{137}Cs у голках/листі та молодих пагонах рослин може бути пов'язане із фізіологічною потребою поживних речовин. Дана потреба змінюється у різні фази росту та розвитку фітомаси. Окрім кореневого надходження важливу роль відіграє внутрішній перерозподіл поживних речовин, особливо в умовах дефіциту [12]. Загалом, переважна більшість досліджень вказують на залежність ефективності (швидкість початку дії, дія, тривалість дії) калійних добрив від багатьох факторів. До основних належать: тип ґрунту, запаси доступного калію в ґрунті, кількість внесеного добрива та фізіологічні особливості рослин [3, 5, 7, 11].

Перелік посилань

1. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир: Волинь, 1998. 112 с.
2. Фурдичко О.І., Славов В.П., Войцицький А.П. Нормування антропогенного навантаження на природне середовище: навч. посібник. Київ: Основа, 2008. 360 с.
3. Johanson K.J., Bergström R. Radiocaesium transfer to man from moose and roe deer in Sweden. *The Science of the Total Environment*. 1994. № 157. P. 309 – 316.
4. Bataitene I.P., Butkus D. Evaluation of ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer from soil to Scots Pine (*Pinus sylvestris* L.) by heir discrimination coefficients. *Bataitene, The 8 th International Conference "Environmental engineering"*. Vilnius, Lithuania, 2011.
5. Zhu Y-G., Smolders E. Plant uptake of radiocaesium: a review of mechanisms, regulation and application. *Journal of Experimental Botany*. 2000. Vol. 51. # 351. P. 1635 – 1645.
6. Rosén K., Vinichuk M., Nikolova I., Johanson K. Long-term effects of single potassium fertilization on ^{137}Cs levels in plants and fungi in a boreal forest ecosystem. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2011. # 102. P. 178 – 184.

7. Aro L., Rantavaara A. Long-term effect of fertilization on ^{137}Cs concentration in Scots pine needles. *Radioprotection*. 2011. Vol. 46, # 6. P. 479 – 482.
8. Rantavaara A.H., Aro K.J. Radiological impact of using forest tree biomass for energy and recycling the ash. *Radioprotection*. 2009. Vol. 44, # 5. P. 927 – 932.
9. Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2010. 197 p. (ISSN 0074–1914; # 472).
10. Rosén K., Y. von Fircks, Vinichuk M., Sennerby-Forsse L. Accumulation of ^{137}Cs after potassium fertilization in plant organs of *Salix viminalis* L. and in combusted ash. *Biomass and Bioenergy*. 2011. # 35. P. 2765 – 2772.
11. Rosén K., Vinichuk M. Potassium fertilization and ^{137}Cs transfer from soil to grass and barley in Sweden after the Chernobyl fallout. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014. # 130. P. 22 – 32.
12. Rantavaara A., Vetikko V., Raitio H., Aro L. Seasonal variation of the ^{137}Cs level and its relationship with potassium and carbon levels in conifer needles. *Science of the Total Environment*. 2012. # 441. P. 194 – 208.

ОСОБЛИВОСТІ ОЦІНКИ ВПЛИВУ СУБ'ЄКТІВ ГОСПОДАРЮВАННЯ НА ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ

Г.Є. Мацкевич, асп., Н.В. Внукова, д.т.н., проф.

Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків
njutta0208@gmail.com

Виснажливе використання мінерально-сировинних природних ресурсів, загострення проблеми транскордонних забруднень та зниження якості води, погіршення екологічного стану в цілому є основними реальними і потенційними загрозами національній екологічній безпеці України. Антропогенне і техногенне навантаження на екосистеми України у кілька разів перевищує відповідні показники у розвинутих країнах світу. Забруднення навколишнього природного середовища відбувається внаслідок провадження виробничої діяльності підприємствами гірничодобувної, металургійної, хімічної промисловості та паливно-енергетичного комплексу [3].

Першопричинами екологічних проблем України є:

- структура економіки з переважаючою часткою ресурсо- та енергоємних галузей;
- зношеність основних фондів промислової і транспортної інфраструктури;
- існуюча система державного управління у сфері охорони навколишнього природного середовища, регулювання використання природних ресурсів, відсутність чіткого розмежування природоохоронних та господарських функцій;
- недостатня сформованість інститутів громадянського суспільства;
- недостатнє розуміння в суспільстві пріоритетів збереження навколишнього природного середовища та переваг сталого розвитку;
- недотримання природоохоронного законодавства.

Важливим кроком для більш стрімкого та ефективного переходу України до європейських стандартів та вимог в питаннях охорони довкілля, а також для забезпечення прозорості процесу надання дозвільних документів для об'єктів господарської діяльності та врахування інтересів усіх зацікавлених сторін, є прийняття та введення в дію Закону «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 № 2059-VIII (далі – Закон ОВД).

Метою даного закону є контроль ступеня забруднення навколишнього природного середовища та забезпечення права громадян на безпечне довкілля. А також встановлена вимога внесення відповідних змін до існуючих законів та їх нормативно-правового забезпечення [4].

Закон спрямований на вдосконалення відносин у сфері оцінки впливу на довкілля України.

Розглянемо та проаналізуємо процедуру оцінки впливу на довкілля (далі– ОВД) більш детально.

Закон ОВД встановлює правові та організаційні засади оцінки впливу на довкілля, спрямованої на запобігання шкоді довкіллю, забезпечення екологічної безпеки, охорони довкілля, раціонального використання і відтворення природних ресурсів, у процесі прийняття рішень про провадження господарської діяльності, яка може мати значний вплив на довкілля, з урахуванням державних, громадських та приватних інтересів [4].

Без наявності висновку про оцінку впливу на довкілля суб'єкт господарювання не має права здійснювати заплановану діяльність.

Методологія ОВД дістала своє визнання майже в усіх розвинених країнах. У червні в 1988 р. була введена в дію Директива ЄС № 337/85 «Оцінка впливу деяких державних і приватних проектів господарської діяльності на навколишнє середовище». Відповідно до неї, для країн – членів ЄС обов'язковим є проведення ОВД до видачі дозволу на здійснення всіх великих проектів, що можуть спричинити негативний вплив на навколишнє середовище.

Запровадження в Україні процедури оцінки впливу на довкілля європейського зразка було заплановано заздалегідь. В першу чергу, це було зумовлено міжнародними зобов'язаннями держави за Організацією Конвенцією та Конвенцією Еспо, а також з Угоди про асоціацію Україна – ЄС [1, 2, 5].

Принципи ОВД:

- застосування ОВД як інструмент формування рішень на початкових етапах проектування і доступність на цих же етапах інформації щодо проектних рішень для громадськості;
- розгляд у взаємозв'язку технологічних, технічних, соціальних, природоохоронних і економічних показників проектних пропозицій;
- альтернативність проектних рішень, формування нових варіантів;
- відповідальність замовника (ініціатора) діяльності за наслідки реалізації проектних рішень.

Відповідно до методології Міжнародної організації з оцінки впливу, процес ОВД є послідовний перехід по наступних стадіях:

- скринінг (*screening*), в рамках якого визначається, чи необхідно оцінювати проект з точки зору впливу на навколишнє середовище і наскільки детально;
- скоупінг (*scoping*) — виявлення проблем і сфер впливу, які видаються важливими, а також встановлення джерел інформації для ОВД.

Оцінка альтернативних проектів, в результаті якої виявляється найбільш бажаний, сприятливий для навколишнього середовища спосіб досягнення заявлених у проекті цілей.

Оцінка впливу – визначення та прогнозування ступеня екологічного, біологічного і соціального впливу проекту.

Управління екологічним впливом – встановлення заходів, необхідних для усунення, мінімізації, або компенсації несприятливих наслідків від введення програм, реалізації проекту і т. д.

Оцінка значущості – визначення відносної важливості та прийнятності інших компонентів впливу на навколишнє середовище.

Складання звіту про проведення ОВД:

- ухвалення рішення – прийняття проекту або відмову від його реалізації, а також встановлення умов його здійснення;
- нагляд за дотриманням приписаних умов здійснення проекту;
- контроль ступеня впливу проекту на навколишнє середовище, а також ефективності заходів щодо зниження негативних наслідків [4].

Проведення ОВД майбутньої господарської або іншої діяльності на довкілля повинно сприяти ухваленню екологічно грамотного управлінського рішення про реалізацію наміченої господарської і іншої діяльності за допомогою визначення можливих несприятливих дій оцінки екологічних наслідків, обліку громадської думки, розробки заходів зі зменшення і запобігання дій.

Підсумовуючи, треба визначити, що в результаті прийняття Закону ОВД:

- всі документи, які подаються суб'єктом господарювання для проведення ОВД, вносяться до Єдиного реєстру з оцінки впливу на довкілля;
- в Законі ОВД визначені стадії подачі, строки подання та опрацювання документів, необхідних для отримання висновку з оцінки впливу на довкілля;
- процедура ОВД є більш тривалою, у порівнянні з екологічною експертизою;
- вдосконалено процедуру громадського обговорення у процесі впливу на довкілля;
- запроваджено інститути оцінки транскордонного впливу на довкілля та післяпроектного моніторингу;
- розширено заходи відповідальності за порушення законодавства у сфері оцінки впливу на довкілля.

Варто зазначити, що ОВД є правовим інструментом попередження шкідливих екологічних наслідків, більш сучасним та наближеним до європейських стандартів. Важливим є те, що тепер ОВД здійснюється ще до початку реалізації будь-якого проекту, а не на етапі його затвердження. Шляхом створення електронного реєстру ОВД також спрощено процедуру подання документів.

Водночас, незважаючи на те, що запровадження нової процедури ОВД покликано зробити процес оцінки впливу на довкілля більш прозорим та ефективним, кількість етапів отримання висновку з ОВД робить цю процедуру складною і надто тривалою.

Прийнятий Закон ОВД є позитивним кроком до впровадження екосистемного підходу до господарської діяльності та збалансованого розвитку України. Фундаментальна роль Закону зводиться до обмеження (не підвищення) деякої усталеної швидкості погіршення стану довкілля. Водночас, Закон ОВД не містить положень, які б стимулювали, заохочували, сприяли рішенням, спрямованим на впровадження інноваційних екосистемних підходів у економіку [6].

З огляду на результати аналізу, можна зазначити, що Закон ОВД містить низку концептуальних та структурних прогалин, термінологічних та процедурних неузгодженостей, а також створює низку додаткових ризиків у процесі свого застосування та потребує подальшого вдосконалення концепції та структури, а також розроблення заходів з практичного запровадження і застосування ОВД.

Перелік посилань

1. Конвенція про доступ до інформації, участь громадськості в процесі прийняття рішень та доступ до правосуддя з питань, що стосуються довкілля (Орхуська Конвенція). Верховна Рада України. 1999. Електронний ресурс: URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/994_015 (дата звернення: 20.04.2020).

2. Конвенція про оцінку впливу на навколишнє середовище у транскордонному контексті. Верховна Рада України. 1999. Електронний ресурс: URL: https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/995_272 (дата звернення: 20.04.2020).

3. Національна екологічна політика України: оцінка і стратегія розвитку (Документ підготовлено в рамках проекту ПРООН/ГЕФ «Оцінка національного потенціалу в сфері глобального екологічного управління в Україні»). Будинок ООН в Україні. 2007. Електронний ресурс: URL: http://www.un.org.ua/filesnational_ecology.pdf (дата звернення: 20.04.2020).

4. Про оцінку впливу на довкілля Закон України. Верховна Рада України. 2017. Електронний ресурс: URL: <http://zakon.rada.gov.ua/laws/show/2059-19> (дата звернення: 20.04.2020).

5. Про ратифікацію Угоди про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони Закон України. Верховна Рада України. 2014. Електронний ресурс: URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1678-18> (дата звернення: 20.04.2020).

6. Проблемні питання процедури ОВД: аналіз і пропозиції // Тарасова О., Бондаренко О., Шаравара В., Проців Г., Гаврилюк Р., Гулевець Д., Тимченко І., Савченко С., Гусев О., Журбас К. Київ: НЕЦУ, 2018. 16 с.

ОЦІНКА СТАНУ СОСНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ

В.В. Мельник

*Державний університет «Житомирська політехніка», м. Житомир
org_vvm@ztu.edu.ua*

Лісові масиви виявилися найбільш радіоактивно забрудненими внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС. Аналіз обстеження площ лісового фонду України свідчить, що 39 % даних територій мали щільність радіоактивного забруднення ґрунту ^{137}Cs понад 37 кБк/м² [7]. Найбільша кількість максимально забруднених лісових угідь знаходиться в Житомирській області, особливо у її північній частині. Критична ситуація була відмічена в Народицькому та Овруцькому лісових господарствах, де площа лісів зі щільністю радіоактивного забруднення ґрунту понад 555 кБк/м² становила 14,9 тис. га та 14,2 тис. га. відповідно. [3, 5 – 7]. На даних територіях було припинено лісогосподарські заходи по догляду за деревостаном, що призвело до порушення стійкості лісових екосистем загалом. У зоні дії радіоактивних випадін у деревостанах було відмічено зростання захаращеності за рахунок накопичення всихаючих, сухостійних і валіжних дерев; створилася додаткова пожежна небезпека внаслідок накопичення відмерлої хвої, листя, дрібних гілок, кори; сформувалися сприятливі умови для розповсюдження шкідників та хвороб; відбулося зниження продуктивності; погіршився санітарний стан внаслідок збільшення дерев IV – VI категорії стану та зменшення дерев I – III категорії [1, 2, 4, 8, 10, 11]. Усі вище перераховані фактори негативно впливають на стійкість та стан соснових деревостанів на радіоактивно забруднених територіях. Саме тому, оцінка стану соснових деревостанів у зоні радіоактивного забруднення є актуальним дослідженням, адже отримані результати дадуть наукове обґрунтування необхідності відновлення лісогосподарських заходів та сприятимуть поліпшенню санітарного стану лісових насаджень.

Метою наших досліджень було провести екологічну оцінку стану соснових деревостанів, які розташовані в лісових масивах зони безумовного відселення та поза нею. Було проаналізовано розподіл дерев за категоріями санітарного стану, за технічною придатністю деревини та за ступенями товщини, враховуючи показники санітарного стану. Дослідження проводилися у пристигаючих соснових насадженнях Народицького лісництва ДП «Народицьке спеціалізоване лісове господарство» (ППП №1) та Малинського лісництва ДП «Малинське лісове господарство» (ППП №1 К). Закладка пробних площ здійснювалася у свіжих борах відповідно до загальноприйнятих у лісівництві та екології методик. В основу досліджень покладено класичний метод порівняльної екології лісу з його деталізацією за окремими еколого-лісівничими напрямками. За методикою Українського науково-дослідного інституту лісового господарства і агролісомеліорації імені Г.М. Висоцького по 6-бальній шкалі визначався санітарний стан кожного дерева з наступним обчисленням середнього індексу санітарного стану насадження, проводився облік дерев з обміром їх діаметрів на висоті 1,3 м і з наступним поділом за ступенями товщини, а також визначалися категорії технічної придатності деревини [9]. Статистична обробка отриманих даних проводилася за загальноприйнятими методами за допомогою прикладного пакету програм Microsoft Excel.

Життєздатність соснових деревостанів на радіоактивно забруднених територіях характеризується розподілом дерев за категоріями санітарного стану. Так, на контрольній пробній площі (ППП №1 К) соснових деревостанів без ознак ослаблення у 1,8 разів більше, ніж на інтенсивно забрудненій радіонуклідами території (ППП №1) – рис. 1.

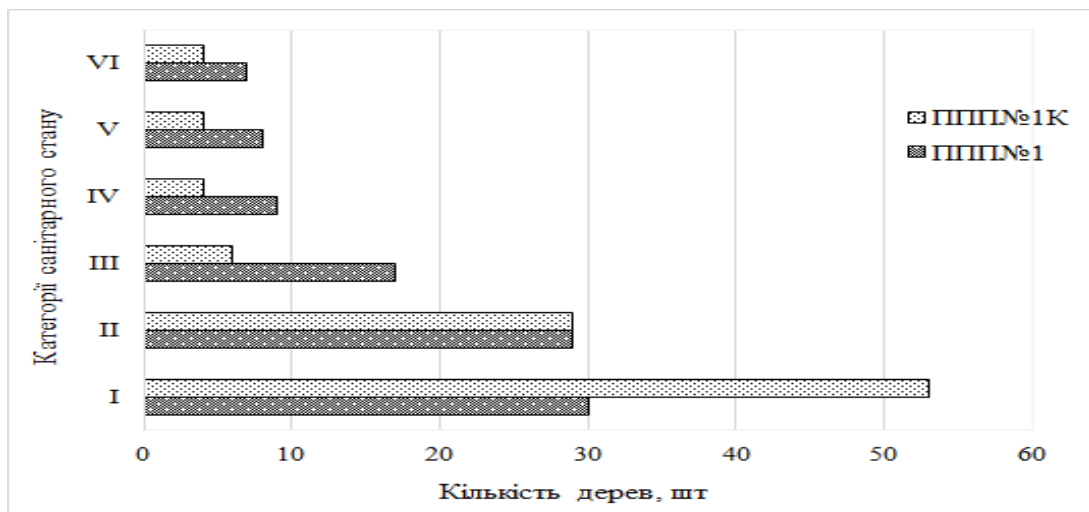


Рис. 1 – Розподіл дерев у пристигаючих соснових деревостанах за категоріями санітарного стану в умовах свіжого бору

Подальший аналіз розподілу свідчить, що частка ослаблених дерев на обох пробних площах однакова і становить 29 %, а частка дуже ослаблених дерев на ППП №1 К у 2,8 разів менше, ніж на ППП №1. Детальний аналіз розподілу дерев за іншими категоріями санітарного стану мав такі особливості: всихаючих дерев, свіжого і старого сухостою на ППП №1 було в 2,2, 2,0 та 1,7 разів більше в порівнянні з ППП №1 К. При проведенні однофакторного дисперсійного аналізу, було встановлено існування достовірної різниці щодо розподілу дерев за категоріями санітарного стану в пристигаючих деревостанах: $F_{\text{факт.}} = 11,2 > F_{(1;199;0,95)} = 3,9$. Загальний індекс санітарного стану пристигаючих соснових деревостанів у зоні радіоактивного

забруднення становить 2,57, що у 1,3 рази (1,89) менше, ніж поза зоною забруднення. Даний показник свідчить, що деревостани на ППП № 1 характеризуються як дуже послаблені, тоді як на ППП № 1 К – послаблені.

Додатково було проаналізовано розподіл пристигаючих соснових деревостанів за ступенями товщини та категоріями санітарного стану, які розташовані в лісових масивах зони радіоактивного забруднення та поза нею (рис. 2).

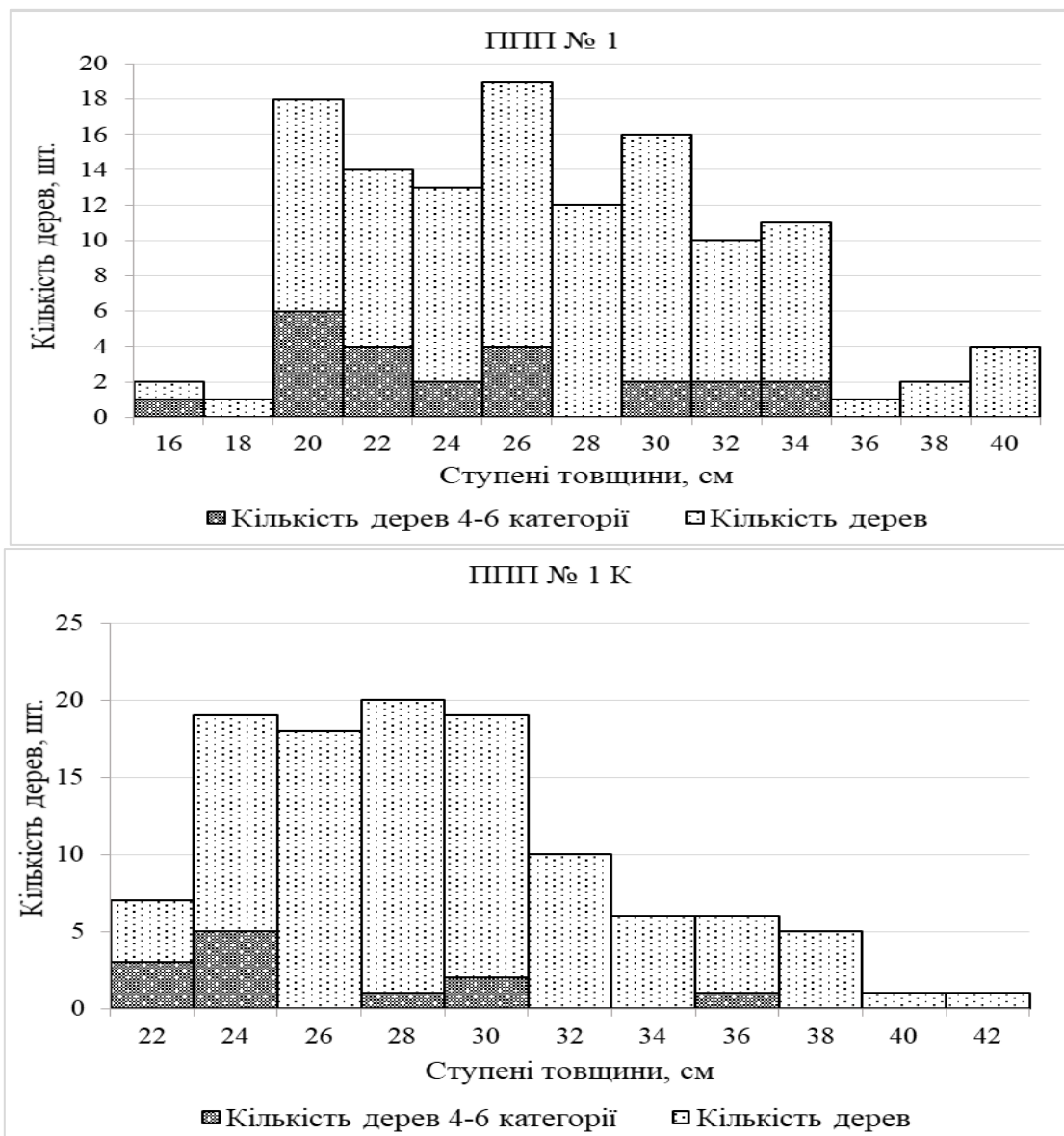


Рис. 2 – Розподіл дерев за ступенем товщини і станом на пробних площах в умовах свіжого бору в пристигаючих сосняках

При аналізі пристигаючих соснових деревостанів було встановлено, що на ППП № 1 дерева за ступенем товщини розподілилися: так, на 16 – 20 см припадає 14 % дерев, 22 – 30 см – 62 % та 32 – 40 см – 24 %; а для ППП № 1 К спостерігався наступний розподіл дерев за ступенем товщини 22 – 30 см – 71 % та 32 – 42 см – 29 %. Середній діаметр на ППП № 1 та ППП № 1 К відповідно становив 27,5 та 29,3 см, достовірність різниці підтверджується однофакторним дисперсійним аналізом – $F_{\text{факт.}} = 6,0 > F_{(1;199;0,95)} = 3,9$. Розподіл дерев на ППП № 1 характеризується стрибкоподібною зміною дерев за ступенем товщини, що свідчить про асиметрію у

порівнянні з контролем. Для даних деревостанів почалось інтенсивне всихання дерев середніх ступенів товщини.

При вивченні розподілу дерев за категорією технічної придатності деревини на ППП № 1 було виявлено, що напівділової деревини у 1,5 та 1,4 рази більше, ніж ділової та дров'яної, а між останніми різниці не виявлено. На ППП № 1 К відмічено, що частка дров'яної деревини найменша при порівнянні з напівділовою та діловою деревиною у 1,9 та 2,1 рази відповідно. Аналізуючи розподіл дерев за категоріями технічної придатності деревини на ППП № 1 та ППП № 4 К було виявлено певні особливості (рис. 3). Так, результати даного аналізу свідчать, що на контрольній пробній площі частка ділової деревини становить 42 %, тоді, як на ППП № 1 у 1,5 рази менше.

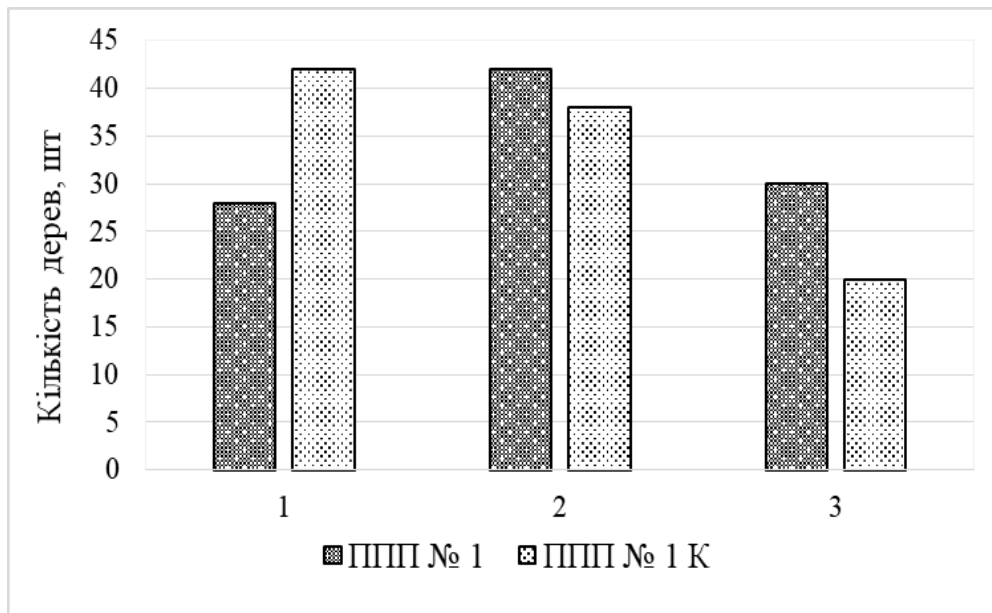


Рис. 3 – Розподіл соснових дерев за категоріями технічної придатності деревини у свіжих борах

При аналізі напівділової деревини можна відмітити протилежні закономірності: так, на ППП № 1 у 1,1 рази більше, ніж на ППП № 1 К. Частка розподілу дров'яної деревини на ППП № 1 у 1,5 рази більше, ніж на ППП № 1 К. За результатами однофакторного дисперсійного аналізу можна стверджувати, що на 95 % довірчому рівні існує достовірна різниця середніх значень розподілу дерев за класом технічної придатності деревини між досліджуваними пробними площами – $F_{\text{факт.}} = 4,9 > F_{(1;199;0,95)} = 3,9$.

Результати досліджень свідчать, що пристигаючі соснові деревостани, які зростають у свіжих борах на інтенсивно забруднених територіях, характеризуються достовірно гіршим розподілом дерев за категоріями санітарного стану та технічної придатності в порівнянні з контролем. Отже, на радіоактивно забруднених територіях внаслідок відсутності лісгосподарських заходів створилася несприятлива екологічна обстановка для розвитку життєздатних соснових деревостанів. Тому необхідно розглянути можливість відновлення лісгосподарської діяльності на інтенсивно забруднених радіонуклідами територіях, враховуючи сучасну радіаційну ситуацію у лісових масивах, з метою збереження неповністю деградованих соснових насаджень.

Перелік посилань

1. Бузун В.О., Приступа Г.К. Деякі особливості самозрідження і стан соснових насаджень в зоні безумовного відселення. *Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України. Наукові праці Поліської ЛНДС*. 1999. Вип. 6. С. 108 – 113.
2. Бунтова О.Г., Кучма М.Д. Фітопатологічі обстеження та екологічний стан лісів зони відчуження через 25 років після аварії на ЧАЕС. *Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обовязкового) відселення*. 2011. №. 1 (37). С. 73 – 78.
3. Досвід подолання наслідків Чорнобильської катастрофи // Надточій П.П., Малиновський А.С., Можар А.О. та ін. Київ: Світ. 2003. 372 с.
4. Зібцев С.В. Аналіз особливостей лісопожежної обстановки та стану протипожежної охорони лісу в зонах радіаційного забруднення. *Наукові доповіді НАУ*. 2006. №. 4 (5). Електронний ресурс: URL: <http://www.nbuv.gov.ua/e-journals/nd/2006-4/06zsvcbt.pdf> (дата звернення: 29.03.2020).
5. Калетник М.М. Основи лісової радіоекології. Київ: Ярмарок. 1999. 252 с.
6. Калетник М.М., Ландін В.П., Краснов В.П. Про стан радіоактивного забруднення лісів держлісгоспів. *Лісове господарство, лісова, паперова і деревообробна промисловість*. 1992. №. 3. С. 9 – 12.
7. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир: Волинь, 1998. 112 с.
8. Краснов В.П., Бузун В.О., Приступа Г.К. Стан і продуктивність соснових насаджень свіжого субору на території зони безумовного відселення. *Проблеми екології лісів і лісокористування на Поліссі України*. 1998. Вип. 5. С. 5 – 13.
9. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Санітарних правил в лісах України від 25 липня 1995 р. № 555. Електронний ресурс: URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/555-95-%D0%BF> (дата звернення: 12.09.2017).
10. Прикладная радиоэкология леса: монография // Краснов В.П. и др. Житомир: Полісся, 2007. 680 с.
11. Чорнобильські ліси: минуле, сучасне, майбутнє // Бунтова О.Г. та ін. *Проблеми Чорнобиля*. 1999. Вип. 5. С. 349 – 355.

ОЦІНКА ЯКІСНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ МІСТА ЧЕРКАСИ

О.О. Мислюк, к.х.н., доц., В.І. Пидоренко, маг.
Черкаський державний технологічний університет
omyslyuk13@gmail.com

Ґрунт в місті є базовим компонентом всієї урбоєкосистеми, оскільки саме на ньому замикаються біогеохімічні колообіги речовин. Він виконує важливі функції для підтримки стабільного еколого-гігієнічного складу урбоєкосистеми, які забезпечують стабільність як окремих біоценозів, так і біосфери в цілому. Проте техногенне навантаження на ґрунтові комплекси значно погіршує їх екологічні функції, головними з яких є його придатність для зростання зелених насаджень, здатність сорбувати в собі забруднюючі речовини і перешкоджати їх проникненню в ґрунтові води, регулювання газового складу атмосфери і її очищення тощо. Саме тому дослідження речовинного складу, фізико-хімічних властивостей та екологічного стану урбоґрунтів є актуальним завданням моніторингу стану урбоєкосистем.

Важливим фактором стійкості ґрунтів до антропогенних впливів є вміст гумусу, який сприяє оструктуруванню ґрунтів та оптимізації фізичних властивостей, підвищує

поглинальну здатність і буферність, акумулює біофільні хімічні елементи і енергію. Основні показники гумусового стану ґрунтів належать до консервативних властивостей ґрунту, кількісні характеристики яких формуються тривалий час і настільки ж довго зберігаються. Однак вплив урбанізації на ґрунти є настільки інтенсивним і тривалим, що відбуваються зміни і найбільш стійких властивостей [1].

Дослідження проводились польовими, лабораторними та статистичними методами. Проби ґрунту відбиралися на 47-х майданчиках в різних функціональних зонах м. Черкаси з глибини 0 – 20 см. Відбір і обробка зразків ґрунту, аналітичні дослідження кількісних показників якості ґрунту проводилися за стандартними методиками. Статистичну обробку даних моніторингу виконано за допомогою спеціалізованих комп'ютерних програм Microsoft Office Excel і Statistics.

Ґрунти м. Черкаси переважно слабогумусні, вміст гумусу коливається у межах 0,9 – 7,5 % за середнього значення 3,0 %, стандартне відхилення 1,5, дисперсність 2,3, коефіцієнт варіації 50 %. Групування ґрунтів за вмістом гумусу показало, що низьку забезпеченість гумусом (2 – 4 %) має 64 % досліджених ґрунтових зразків, дуже низьку (< 2 %) – 23 %, середню (4,1 – 6,0) – 3 %, підвищену (6,1 – 8,0) – 3 % (рис. 1).

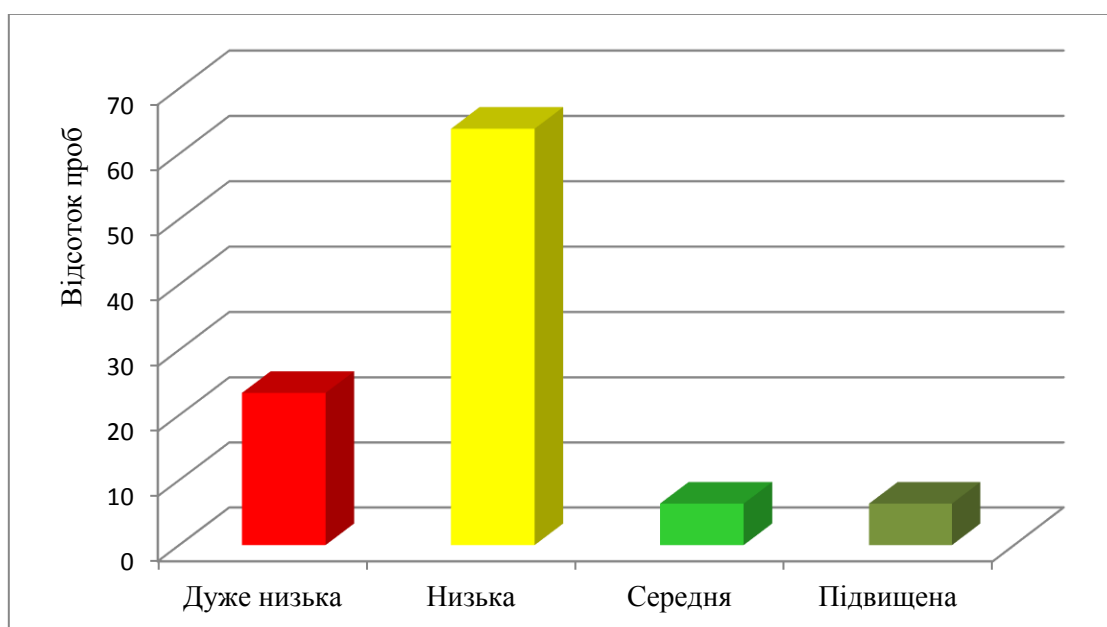


Рис. 1 – Забезпеченість ґрунтів гумусом

Низькі показники вмісту гумусу пояснюються тим, що у місті відбувається забруднення і руйнування верхнього родючого шару ґрунту, надходить велика кількість піску, яким посипаються дороги взимку, процес гумусоутворення практично відсутній через те, що опалі листки, дрібні гілки та плоди прибираються і, таким чином, поповнення органічної складової ґрунту за їх рахунок не відбувається, процеси розпаду, гуміфікації та мінералізації навіть тих рослинних решток, що не були вилучені, гальмуються внаслідок дії всього комплексу антропогенних впливів [2].

З використанням геоінформаційного програмного пакету SURFER з метою візуалізації інформації було проведено моделювання отриманих даних на всю територію міста і її зонування за вмістом гумусу (рис. 2).

Узагальнюючим екологічним показником, який характеризує поживний режим ґрунту, його мікробіологічну активність, впливає на розвиток і функціонування клітин кореневої системи рослин, на міграційні властивості важких металів, є актуальна кислотність ґрунтового розчину. У міських умовах ґрунти зазвичай лужні, хоча

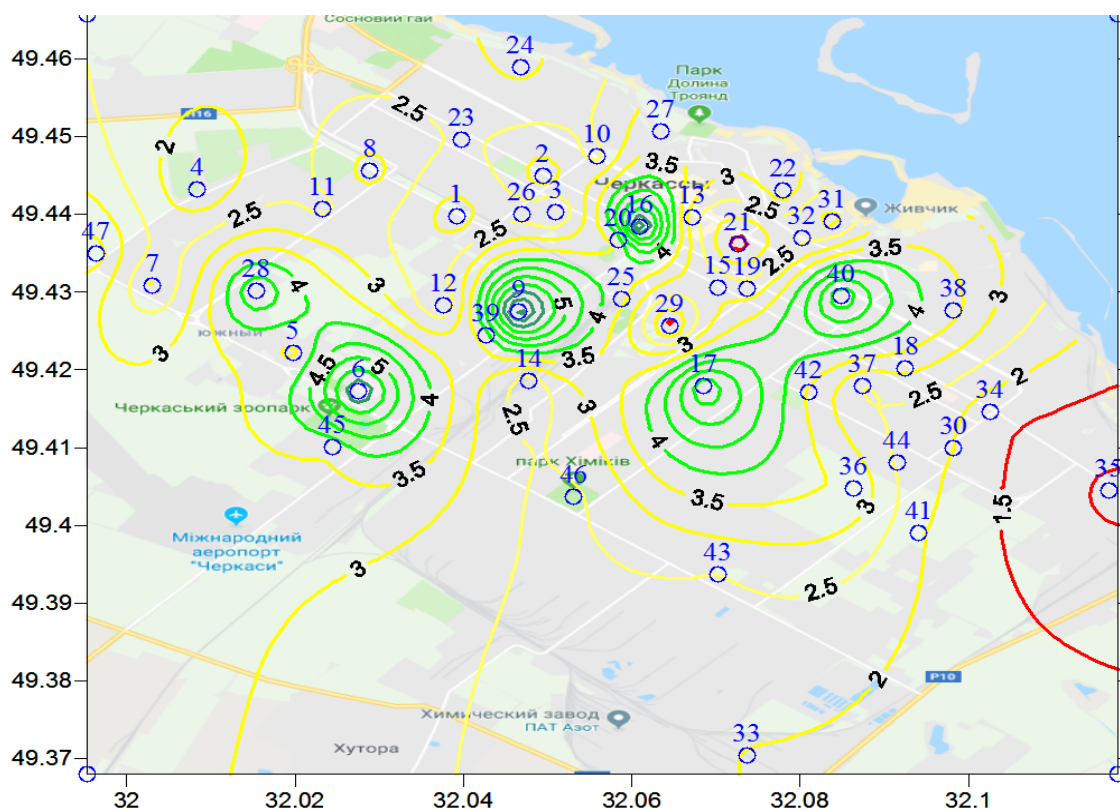


Рис. 2 – Розподіл гумусу в ґрунтах по території міста Черкаси

трапляються і кислі. Незначне залуження ґрунту сприятливо позначається на його властивості, однак при $pH > 7,5$ погіршується його структура, порушується рівновага ґрунтово-геохімічних процесів, що призводить до зниження стійкості екосистеми і являє собою цілий ряд проблем для рослин, включаючи дисбаланс поживних речовин, який не сприяє нормальному розвитку кореневої системи деревних рослин, токсичність іонів тощо. При $pH > 8,0$ ґрунт має погані фізичні властивості, фільтрація і перколяція надзвичайно утруднені. Утворюються важкорозчинні сполуки, що знижує доступність для рослин елементів живлення, можливе розчинення органічних речовин ґрунту (гумусу), ґрунт стає малопритатним для зростання рослин [2, 3].

Актуальна кислотність ґрунтів ($pH_{\text{вод.}}$) на досліджених ділянках м. Черкаси коливається в межах від 6,45 до 10,90 при середньому значенні 7,90, стандартне відхилення 0,7, дисперсія 0,5. Дослідженні ґрунти за величиною pH однорідні (коефіцієнт варіації 9 %), переважно лужні (рис. 3).

За показником pH спостерігаються переважно неоптимальні умови щодо живлення рослин необхідними макро- та мікроелементами, особливо в центральній і південній і південно-східній промислових зонах міста (рис. 4), що може призвести до погіршення стану зелених насаджень і невиконання ними своїх функцій.

Важливу роль в процесах ґрунтоутворення відіграють Ca^{2+} і Mg^{2+} . При дефіциті Ca^{2+} , в першу чергу, страждає коренева система рослин: ріст коріння припиняється, не утворюються бокові корінці та фізіологічно активні кореневі волоски, корені ослизнюються і темніють. Крім того, іони Ca^{2+} виконують важливу роль у зміні спрямованості метаболічних процесів в організмі рослин в умовах дії стресових чинників іони Mg^{2+} є важливими для росту і розвитку рослин, як і іони Ca^{2+} . В той же час висока концентрація Mg^{2+} може негативно впливати на водоміцність ґрунтових агрегатів, обмежувати надходження Mn для рослин, дефіцит якого, призводить до хлорозу і некрозу листків і стебел [2].

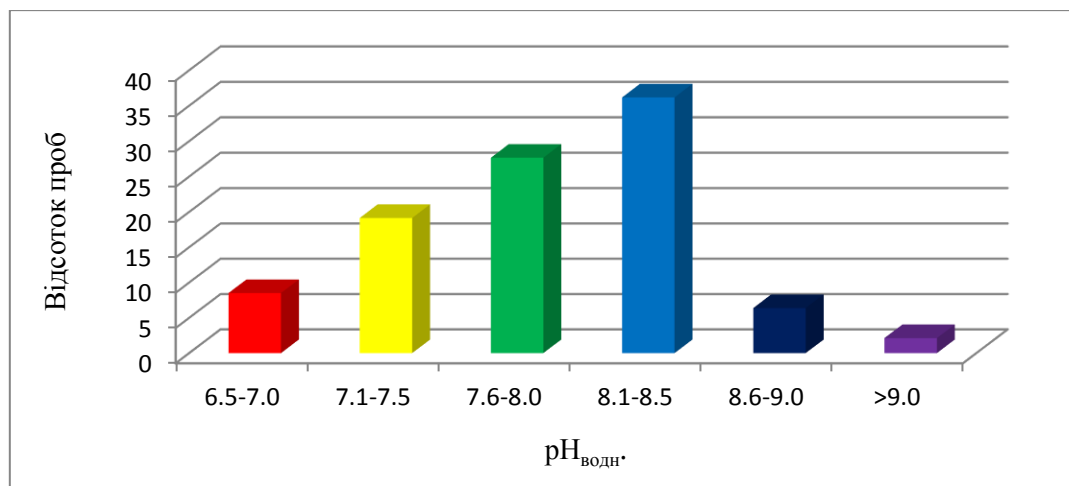


Рис. 3 – Розподіл ґрунтів за актуальною кислотністю

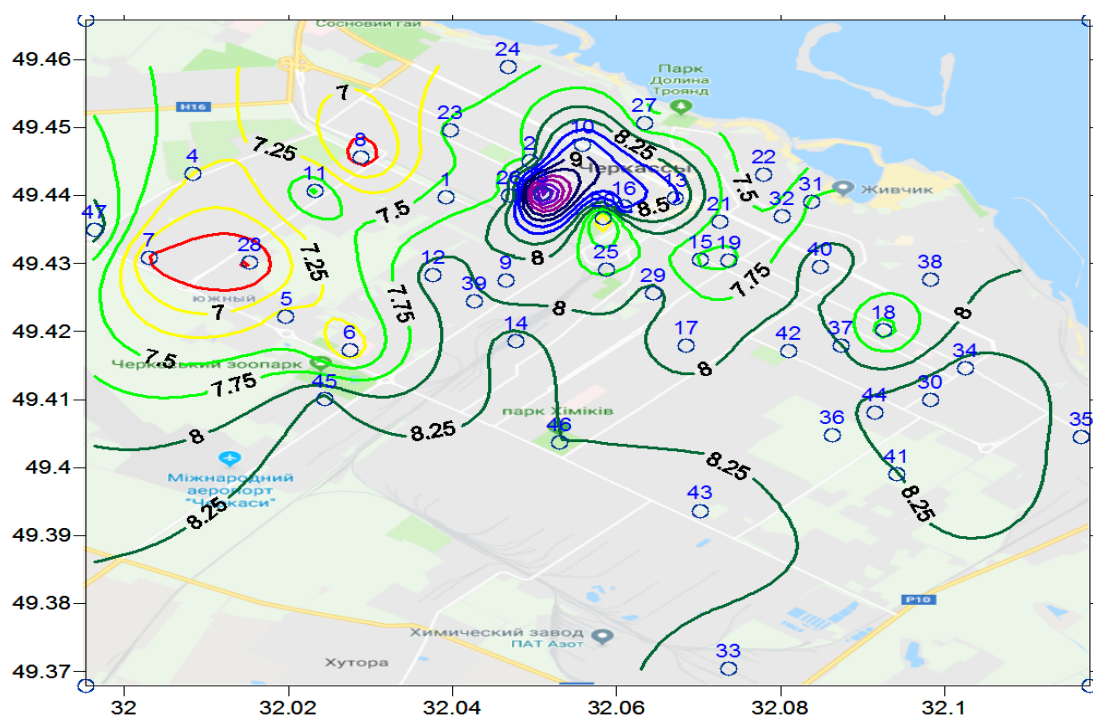


Рис. 4 – Карта кислотно-основних властивостей ґрунту ($pH_{\text{водн}}$)

За результатом досліджень для багатьох ґрунтів м. Черкаси характерний більший вміст Mg^{2+} у складі ГВК порівняно з Ca^{2+} (рис. 5).

Вміст Ca^{2+} коливався в межах від 3,8 до 14,5 мг-екв/100 г ґрунту при середньому значенні 7,2, стандартне відхилення 3,4, дисперсія 5,5, коефіцієнт варіації 33 %. Вміст Mg^{2+} варіює від 0,0 до 12,0 мг-екв/100 г ґрунту при середньому значенні 3,9 (стандартне відхилення 3,3, дисперсія 10,9). Звертає увагу і значна неоднорідність досліджених ґрунтів за вмістом Mg^{2+} (коефіцієнт варіації 84 %). Ймовірно це обумовлене тим, що взимку головні магістралі міста обробляють сумішшю магній хлоридом і натрій хлоридом для боротьби із ожеледицею, а також вимиванням цих іонів з ГВК в процесах нейтралізації іонів Гідрогену в ґрунтового розчині.

Групування ґрунтів за вмістом обмінного кальцію і магнію показало, що дуже низький вміст Mg^{2+} спостерігається в 13 % досліджених ґрунтових зразків, низьку забезпеченість Ca^{2+} і Mg^{2+} мають 11 % проб, середній вміст – 81 % Ca^{2+} і 13 % Mg^{2+} ,

підвищений – 9 % Ca^{2+} і 15 % Mg^{2+} , високий – 9 % Mg^{2+} , дуже високий – 40 % Mg^{2+} (рис. 6).

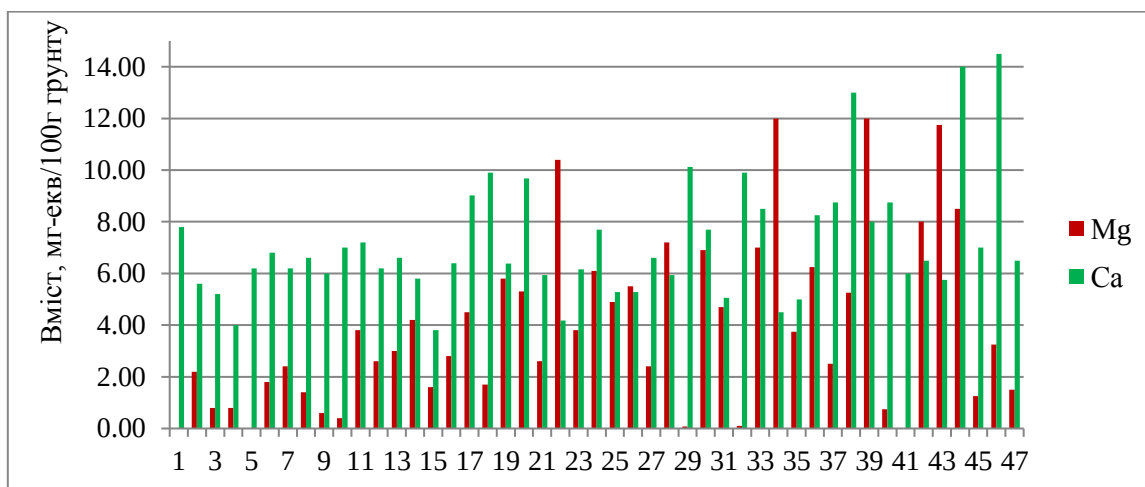


Рис. 5 – Вміст обмінного кальцію і магнію у ґрунті

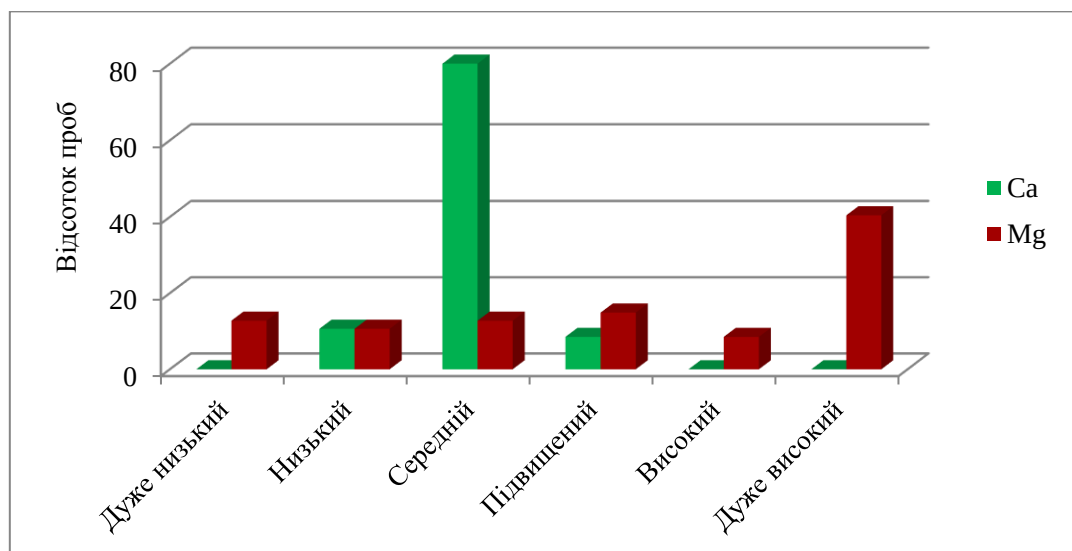


Рис. 6 – Групування ґрунтів за вмістом обмінного кальцію і магнію

Проведені дослідження свідчать, що відбувається зміна якісного стану ґрунтів і потрібні заходи з відновлення їх властивостей для покращення ґрунтових умов зростання зелених насаджень на території міста.

Перелік посилань

1. Тітенко Г.В., Кулик М.І. Гумусовий горизонт міських ґрунтів як геохімічний бар'єр урболандшафтів. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2012. № 1 – 2. С. 130 – 136.
2. Луцишин О.Г. та ін. Фізико-хімічні властивості ґрунтів в умовах Київського мегаполісу. *Доповіді НАНУ*. 2011. № 3. С. 197 – 204.

УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИКИ РОЗРАХУНКУ НЕНАВМИСНО УТВОРЕНИХ СТІЙКИХ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН В ОДЕСЬКІЙ ПРОМИСЛОВО-МІСЬКІЙ АГЛОМЕРАЦІЇ

Михайленко В.І., асп., Сафранов Т.А., д.г.-м.н., проф.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
vladislav.mykhailenko@gmail.com

Наявність методики розрахунку утворення ненавмисно утворених стійких органічних забруднювальних речовин (СОЗР) є важливою умовою для забезпечення інвентаризації та моніторингу забруднення навколишнього середовища цими речовинами, адже:

- забезпечення інструментального моніторингу забруднення навколишнього середовища ненавмисно утвореними СОЗР є дуже затратним та важко здійсненним в сучасних економічних умовах;

- продукування ненавмисно утворених СОЗР є процесом неконтрольованим та безперервним, тому дані інвентаризації СОЗР мають оновлюватися постійно з урахуванням специфіки джерел утворення цих речовин;

- розрахункові методики базуються на даних експериментальних досліджень, тому результати, які отримуються при використанні цих методик, мають достатньо високу точність;

- розрахункові методики [1] і [2] затверджені на міжнародному рівні, тому результати, які отримані з використанням цих методик, є репрезентативними та можуть бути використані для міжнародної звітності, зокрема – для формування звітів про виконання Стокгольмської конвенції.

У наших дослідженнях було розглянуто всі наявні офіційні методики розрахунку ненавмисного утворення СОЗР, в результаті чого було виділено 2 основні та найбільш повні – методика інвентаризації викидів ЕМЕП [1] та Методичне керівництво по виявленню та кількісній оцінці діоксинів, фуранів та інших ненавмисно утворених СОЗР [2].

В основі всіх офіційних методик розрахунку лежить поняття коефіцієнту емісії (або фактору емісії), який представляє собою експериментально встановлене числове значення, характерне для конкретного джерела ненавмисного продукування СОЗР, яке показує масу утворення цих речовин на одиницю маси використаної у технологічному процесі сировини або виготовленої продукції.

Для більшості основних технологічних процесів, які супроводжуються утворенням СОЗР, що перелічено у додатку С Стокгольмської конвенції, встановлено відповідні фактори емісії, які наведені у методиках [1] та [2]. Ненавмисне утворення СОЗР з використанням цих коефіцієнтів розраховується за формулою:

$$E_{ЗР} = M_{пр.} \cdot \Phi E_{ЗР}, \text{ або } E_{ЗР} = M_{сир.} \cdot \Phi E_{ЗР}, \quad (1)$$

де $E_{ЗР}$ – ненавмисне утворення СОЗР у одиницях маси;

$M_{пр.}$ – маса продукції, технологічний процес виробництва якої передбачає ненавмисне утворення СОЗР;

$M_{сир.}$ – маса спожитої сировини, технологічний процес використання якої передбачає ненавмисне утворення СОЗР;

$\Phi E_{ЗР}$ – фактор емісії забруднювальних речовин.

У роботі [3] нами було наочно продемонстровано, що окреме використання цих методик не дає змогу в повній мірі оцінити ненавмисне утворення СОЗР, принципові відмінності методик наведено у таблиці.

Таблиця – Принципові відмінності основних офіційних методик розрахунку ненавмисного утворення СОЗР

Критерій	Методика ЕМЕП [1]	Методичне керівництво [2]
Ненавмисно утворені СОЗР, які дозволяє розрахувати методика	ПХБ, ГХБ, ПХДД/Ф	ПХДД/Ф
Можливість врахування розподілу ненавмисно утворених СОЗР по середовищам	Не передбачено	Передбачено для більшості джерел
Можливість врахування повного різноманіття джерел ненавмисного утворення СОЗР (чи для всіх джерел, наведених у методиці, приведено ФЕ)	ФЕ наведено не для всіх джерел	ФЕ наведено для всіх джерел
Одиниці вимірювання результатів, отриманих при використанні методики	г	г ТЕ ТХДД

Примітка: ТЕ ТХДД – токсикологічний еквівалент 2,3,7,8-тетрахлородибензо-п-діоксину.

Тобто, як видно з таблиці та результатів [3], обидві методики є взаємодоповнювальними та не суперечать одна одній. Саме використання двох методик одночасно дає більш повну картину надходження ненавмисно утворених СОЗР у навколишнє середовище. Саме тому нами було розроблено математичний апарат програми, яка поєднує у собі дані двох методик та дозволяє автоматизовано розрахувати ненавмисне утворення СОЗР від джерел, які наявні у Одеській промислово-міській агломерації.

Проте, навіть використання цих методик одночасно не дає змогу врахувати кумулятивний ефект цих речовин та їх стійкість у навколишньому середовищі. Міжнародна звітність передбачає представлення результатів моніторингу на основі щорічних даних розрахунку продукування цих речовин, але, на нашу думку, такий підхід є невірним, адже він не враховує ефект накопичення СОЗР у НС. Таким чином, дані щорічної інвентаризації будуть демонструвати хибний результат, який відображатиме лише утворення цих речовин на поточний рік, а не результати інвентаризації станом на розглядаємий рік.

Таким чином, основним кроком у вдосконаленні наявних методик було саме врахування кумулятивного ефекту СОЗР. Як відомо, напіврозпад будь-якої забруднювальної речовини відбувається за експоненціальним законом з урахуванням періоду напіврозпаду забруднювальної речовини. На основі цього рівняння напіврозпаду СОЗР буде мати вигляд:

$$A_m = A * e^{-\frac{t}{\tau}}, \quad (2)$$

де A_m – концентрація після напіврозпаду на період часу t ;

A – вихідна концентрація СОЗР;

t – розглядаємий проміжок часу;

τ – період часу, за який концентрація зменшиться у e разів.

Варто відмітити, що для ПХДД/Ф усереднений період напіврозпаду у навколишньому середовищі складає 10 років [4], тому τ (ПХДД/Ф) = 14,5 років.

Таким чином, запропонований нами вдосконалений підхід до розрахунку ненавмисного утворення СОЗР для умов Одеської промислово-міської агломерації має 2 принципові переваги:

1) дозволяє врахувати всі основні джерела ненавмисного утворення СОЗР на основі узагальнених даних основних офіційних методик, які покладені в основу формування звітності про виконання Стокгольмської конвенції;

2) враховує специфіку цих речовин та дозволяє врахувати ефект їх накопичення, внаслідок чого отримані результати відображають реальну картину наявності накопичених СОЗР у довкіллі.

Перелік посилань

1. Методическое указание по выявлению и количественной оценке диоксинов и фуранов. Електронний ресурс: URL: http://www.pops.int/documents/guidance/toolkit/ru/Toolkit_2005-ru.pdf (дата звернення: 20.04.2020).

2. Руководство ЕМЕП/ЕАОС по инвентаризации выборо-сов 2013 // Троцци К., Колман П. та ін. Електронний ресурс: URL: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016> (дата звернення: 20.04.2020).

3. Михайленко В.І., Шаніна Т.П., Сафранов Т.А. Основні джерела ненавмисного утворення стійких органічних забруднюючих речовин (на прикладі міста Одеса). *Український гідрометеорологічний журнал*. 2018. № 21. С. 110 – 119.

4. Солдатов А.И. Источники загрязнения среды обитания. Часть 1: Стойкие органические загрязнители: конспект лекций. Челябинск: Издательский центр ЮУрГУ, 2015. 157 с.

ПРОБЛЕМА КРУГООБІГУ РЕЧОВИН У ЛУЧНИХ ФІТОЦЕНОЗАХ У КОНТЕКСТІ СТАЛОГО РОЗВИТКУ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Л.Д. Орлова, д.б.н., проф., М.В. Жук, асп.

*Полтавський національний педагогічний університет імені В.Г. Короленка,
м. Полтава
zhuk.marina@ukr.net*

Посилений антропогенний тиск на довкілля, який почався у другій половині ХХ століття, внаслідок стрімкого розвитку виробництва та господарської діяльності, небачених науково-технічних досягнень став причиною порушення рівноваги у навколишньому природному середовищі. Тотальне використання запасів невідновлюваних сировинних та енергетичних ресурсів, забруднення водойм та атмосферного повітря, скорочення площі природних біогеоценозів, і, як наслідок, зникнення біоти, погіршення стану здоров'я людей та ряд інших глобальних екологічних проблем змусило світову спільну переосмислити значення природних ресурсів біосфери та життя в усьому його різноманітті як унікального явища.

Тому задля визначення подальших шляхів розвитку суспільства та охорони довкілля у червні 1992 року у Ріо-де-Жанейро відбулася Конференція ООН з навколишнього середовища та розвитку, яка визнала пріоритетним глобальним завданням сталий соціо-еколого-економічний розвиток, який задовольняє потреби сучасності, але не ставить під загрозу здатність майбутніх поколінь задовольняти свої потреби [8].

Нові ключові орієнтири розвитку були прийняті у вересні 2015 року на Саміті ООН зі сталого розвитку та затверджені в резолюції «Перетворення нашого світу: порядок денний у сфері сталого розвитку до 2030 року», яка включала 17 цілей та 169 завдань.

Україна як країна-член ООН, розуміючи значення впровадження відповідального та раціонального виробництва та споживання для сталого розвитку суспільства, приєдналася до цього глобального процесу [3]. Враховуючи особливості національного розвитку указом Президента України «Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року» для забезпечення збалансованості економічного, соціального та екологічного компонентів сталого розвитку країни було поставлено ряд цілей, серед яких в інтересах сталого екологічного розвитку країни є:

- захист та відновлення екосистем суші та сприяння їх раціональному використанню, раціональне лісокористування, боротьба з опустелюванням, припинення та повернення назад процесу деградації земель та зупинка процесу втрати біорізноманіття;
- вжиття невідкладних заходів щодо боротьби зі зміною клімату та її наслідками;
- забезпечення переходу до раціональних моделей споживання і виробництва;
- забезпечення відкритості, безпеки, життєстійкості й екологічної стійкості міст, інших населених пунктів;
- забезпечення здорового способу життя та сприяння благополуччю для всіх у будь-якому віці [5].

Виходячи із завдань, визначених цим указом, стратегію сталого розвитку слід розглядати як напрям, у якому повинна рухатись держава, її регіони. Для України в сучасних умовах значимим стає регіональний рівень, оскільки він є основним носієм мети суспільства. У даному контексті важливим етапом для реалізації цілей сталого розвитку країни є раціональне використання ресурсного потенціалу навколишнього природного середовища Полтавської області.

Департамент екології та природних ресурсів Полтавської ОДА оцінює екологічну ситуацію у регіоні як відносно стабільну, проте техногенне навантаження на екосистему Полтавщини залишається суттєвим, оскільки провідними галузями промисловості є машинобудування, паливна, гірничорудна, будівнича та харчова промисловості, а також розвинуті видобування і переробка залізної руди, нафти, природного газу і газового конденсату, виробництво сталі, будівельних матеріалів та інших видів промислової продукції. На території області знаходяться 9 екологічно небезпечних об'єктів, які найбільше забруднюють довкілля, а аварії та інші надзвичайні ситуації можуть призвести до тяжких наслідків.

Динаміку обсягів викиду речовин, що забруднюють атмосферне повітря та поверхневі водні об'єкти, ілюструє діаграма, що наведена на рис. 1 [1].

Основними речовинами, що забруднюють атмосферне повітря, є: діоксид сірки та азоту, оксид вуглецю та азоту, аміак, формальдегід, фтористий та хлористий водень, сажа, фенол, бензол, толуол, етилбензол. Для поверхневих вод такими є: розчинний кисень, марганець, фосфат-іони та залізо загальне [6]. Особливістю промислових викидів є висока мобільність та біологічна активність, вони стійкі та легко включаються у біологічний кругообіг, залишаючись у ньому.

Велике значення для існування на Землі різноманіття життєвих форм має біологічний кругообіг – цикл переміщення хімічних елементів із живих організмів у навколишнє середовище і навпаки. Вихідною ланкою біокругообігу є рослина – єдина форма життя, яка утворює органічну речовину для побудови свого організму із енергії Сонця та хімічних елементів літосфери. Далі в процесі кругообігу утворена речовина може використовуватись тваринами, продукти життєдіяльності та мертві рештки яких

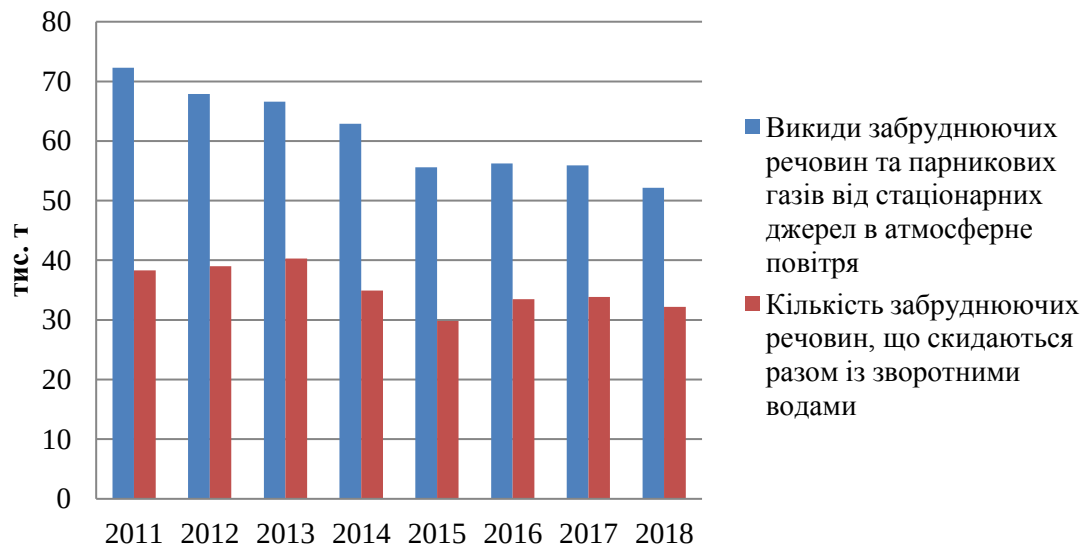


Рис.1 – Динаміка обсягів викидів забруднюючих речовин за 2011 – 2018 роки в Полтавській області

розкладаються до мінеральних речовин мікроорганізмами, або після відмирання рослин чи їх окремих частин, розкладаються, повертаючись у навколишнє середовище. У результаті цього ґрунт збагачується перегноєм, азотом, елементами мінерального живлення.

Надходження техногенних речовин у цей цикл порушує природний баланс хімічних елементів. Це призводить до істотних змін в усіх компонентах біосфери, стає загрозою для здоров'я й життя людини та тварин, спричиняючи появу невідомих хвороб [7].

Тому для збереження рівноваги у біосфері необхідно всебічно вивчати особливості міграції речовин і, зокрема, в лучних біогеоценозах, оскільки флора лук як первинний продуцент органічної речовини утворює перший трофічний рівень, забезпечуючи харчовою базою всіх залежних від неї організмів.

Окрім того, лучні екосистеми виконують надзвичайно важливі екологічні функції: завдяки щільній дернині на крутих схилах вони захищають ґрунти від ерозії, водні джерела – від замулення та забруднення; внаслідок інфільтрації та втрат біогенних елементів впливають на хімічний склад ґрунтових вод [4].

Вагому роль луки виконують не тільки в природі, а й у житті людини. Завдяки ефективним природним діючим речовинам лучні рослини використовують у науковій та народній медицині при лікуванні та профілактиці різноманітних захворювань.

Лучна флора активно використовується населенням для випасу тварин і заготівлі сінажу та сіна, оскільки є цінною базою дешевих і високоякісних кормів, які добре збалансовані за вмістом білка, легкоферментуючих вуглеводів, незамінних жирних кислот, мінеральних речовин і вітамінів.

На лучних угіддях зростає значна кількість медоносних, декоративних, фарбувальних, інсектицидних, ефіроолійних видів рослин. Лучна біомаса містить у собі значну кількість енергії, тому її використовують як біопаливо [2].

Таким чином, завдяки поєднанню природних органічних та мінеральних речовин, які задіяні у біологічному кругообігу, рослини лук мають широкий спектр використання та природоохоронну стабілізуючу роль для довкілля.

Проте дані щодо міграції хімічних елементів у лучних біогеоценозах Полтавської області є фрагментарними, оскільки не були об'єктом спеціального дослідження. Тому, для збереження та ефективного і раціонального використання ресурсного потенціалу

лучних фітоценозів задля сталого розвитку Полтавської області, необхідно встановити кількісний вміст речовин у процесах біокругообігу, оцінити дефіцит або надлишок елементів, і на основі отриманих результатів прогнозувати зміни та розробляти практичні рекомендації та заходи, які допоможуть запобігти порушенням у природному кругообігу речовин.

Перелік посилань

1. Екологічний паспорт Полтавської області. 2018 рік. Полтава, 2019. 181 с.
2. Жук М.В. Міграція речовин як важливий компонент функціонування лучних фітоценозів. *Інноваційні наукові дослідження: світові тенденції та регіональний аспект. Матеріали науково-практичної конференції* (м. Запоріжжя, 29-30 листопада 2019 р.). Херсон: Видавництво «Молодий вчений», 2019. С. 144 – 146.
3. Національна доповідь «Цілі сталого розвитку: Україна». Київ: Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, 2017. 176 с.
4. Орлова Л.Д. Біоекологічні особливості лучних фітоценозів Лівобережного Лісостепу України (продуктивність та раціональне використання). Полтава: ПНПУ імені В.Г. Короленка, 2011. 278 с.
5. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року: Указ Президента України від від 30.09.2019 № 722. Електронний ресурс: URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/722/2019> (дата звернення: 10.04.2020).
6. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Полтавській області у 2018 році. Полтава, 2019. 173 с.
7. Цветкова Н.М., Якуба М.С. Біокругообіг речовин у біогеоценозах Присамар'я Дніпровського: навч. посіб. Дніпропетровськ: РВВ ДНУ, 2008. 112 с.
8. Якушев Д.В. Сучасні тенденції державної екологічної політики в Україні в контексті концепції сталого розвитку. *Державне управління та місцеве самоврядування*. 2016. Вип. 4. С. 92 – 97.

ОЦІНКА ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ТА ТЕХНОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА СКЛАДОВІ ДОВКІЛЛЯ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

О.В. Панова, асп., Н.В. Внукова, д.т.н., проф.

Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м. Харків
lpanova184@gmail.com

Харківська область є одною із найбільш економічно розвинених областей України. Внаслідок чого у регіоні спостерігається антропогенне і техногенне навантаження на навколишнє природне середовище. Значною мірою це зумовлено забрудненням навколишнього природного середовища внаслідок провадження господарської діяльності підприємствами агропромислового, паливно-енергетичного комплексу та транспорту.

Метою роботи є оцінка впливу на довкілля від господарської діяльності суб'єктів господарювання Харківської області.

Основними екологічними проблемами регіону є:

– *Забруднення атмосферного повітря викидами забруднюючих речовин від промислових підприємств та автотранспорту.* За статистичними даними у Харківській області обсяги забруднюючих речовин (без урахування викидів діоксиду вуглецю), які надійшли в повітряний басейн Харківської області у 2018 році склали 44,7 тис. т, що на 0,5 % менше, ніж у 2017 році. Крім того, від стаціонарних джерел

видиків а атмосферне повітря надійшло 7300 тис. т діоксиду вуглецю. Переважна частина викидів забруднюючих речовин у атмосферне повітря – від процесів спалювання в енергетиці та переробній промисловості (50,1 % від загального обсягу викидів). Основними підприємствами-забруднювачами атмосферного повітря Харківської області є: Зміївська теплова електрична станція ПАТ «Центренерго», філія «Теплоелектроцентрально» ТОВ «ДВ нафтогазовидобувна компанія», ПАТ «Харківська ТЕЦ-5» [1, 2].

– *Забруднення водних об'єктів скидами забруднювальних речовин підприємств промислових та житлово-комунальних господарств.* Загальна кількість очисних споруд з очистки стічних вод, які розташовані на території області, складає біля 170 од., значна кількість яких знаходиться у незадовільному технічному стані [2]. Згідно звітів про використання води за формою 2ТП-водгосп (річна), у 2018 році скинуто забруднювальних речовин у водні об'єкти: сухий залишок – 165800 т, сульфати – 44060 т, хлориди – 23920 т, ХСК – 10080 т, нітрати – 6314 т, завислі речовини – 2726 т, БСК₅ – 1987 т, азот амонійний – 409 т, нітрити – 139 т, кальцій – 8,187 т, фосфати – 622,1 т, магній – 3,754 т, нафтопродукти – 125,6 т, залізо загальне – 53,28 т, СПАР – 38,11 т та ін. Із загального скиду нормативно-очищених зворотних вод в області (195,5 млн. м³) скид на спорудах механічної очистки складає 1,944 млн. м³ (0,99 %), біологічної очистки – 193,2 млн. м³ (98,82 %) та фізико-хімічної очистки – 0,275 млн. м³ (0,14 %) [1]. Причинами незадовільної роботи очисних споруд є значна фізична зношеність їх обладнання, недостатнє фінансування реконструкції та капремонту, незадовільне обслуговування очисних споруд або обслуговування некваліфікованими спеціалістами, що призводить до аварій та недостатньої очистки стічних вод [2].

– *Забруднення підземних водоносних горизонтів.* По Харківській області техногенний вплив розповсюджується на глибину залягання основних експлуатаційних водоносних горизонтів. В підземних водоносних горизонтах спостерігаються підвищені показники по загальному вмісту солей, жорсткості, нормативів по сульфатах, нітратах, незадовільний бактеріологічний стан. Слід зазначити, що недіючі артезіанські свердловини є потенційними джерелами забруднення підземних вод. В області налічується значна кількість покинутих та незатампованих свердловин. Роботи по тампонажу свердловин виконуються повільно у зв'язку з незадовільним фінансовим становищем підприємств, на балансі яких знаходяться дані свердловини, а також після розпаювання земель неможливо встановити власника свердловин [2].

– *Порушення гідрологічного та гідрохімічного режиму малих річок регіону.* З території житлової та промислової забудови до річок потрапляють фіксовані стоки – скиди підприємств та міських очисних споруд і неконтрольовані поверхневі зливи. У стоках з сільськогосподарських угідь домінують органіка, біогенні речовини та пестициди. Вищезазначене призводить до замулювання русел, забруднення вод, порушення гідрологічного режиму та технічного стану річок [1]. Гідрохімічний стан малих річок регіону знаходиться в межах середньорічних концентрацій з незначним коливанням в період повені. Екстремально-високих рівнів забруднення за останні роки не відмічалось [2].

– *Підтоплення земель та населених пунктів регіону.* Підтоплення територій і окремих об'єктів має місце на території області. Природно-високі рівні ґрунтових вод мають тенденцію до підвищення через розораність схилів і заплавних ділянок, що активізує замулення річок. Активне замулювання характерно для річок Уди, Лопань, Берека, Оріль та їхніх приток. Помітний вплив на коливання рівнів ґрунтових вод чинять атмосферні опади. Найчастіше засипання ярів призводить не тільки до підтоплення, але і до розвитку ерозійних і зсувних процесів. Особливо схильні до

підтоплення м. Харків, м. Валки, м. Ізюм, смт Печеніги, м. Первомайський, м. Барвінкове, с. Краснопавлівка Лозівського району [2].

– *Проблеми щодо поводження з відходами I – III класів небезпеки, проблеми щодо утилізації відходів гірничодобувної, металургійної, енергетичної та інших галузей промисловості.* В Харківській області проблема поводження з відходами залишається однією з найактуальніших. Загальний обсяг відходів, накопичених протягом експлуатації у спеціально відведених місцях чи об'єктах усіх класів небезпеки, по Харківській області за 2018 рік склав 43288336,7 т [1]. Для всіх адміністративно-територіальних одиниць Харківської області проблеми раціонального використання природних ресурсів і оптимального поводження з відходами мають надзвичайно актуальне значення через постійну необхідність виділення земельних ресурсів. Неповне охоплення державним статистичним обліком стану користування природними ресурсами, об'єктів утворення, перевезення і розміщення відходів призводить до відсутності реальної картини за обсягами утворень і динаміки руху відходів, не дозволяє відстежувати інформацію щодо погіршення стану природних компонентів, небезпечного розвитку геологічних процесів, про проведені заходи та якісний і кількісний склад відходів, про місця їх видалення по всьому регіону та перешкоджає прийняттю оптимальних рішень з цих питань. Відсутність у регіоні оператора, що адмініструє і координує вищевказані проблеми, ускладнює соціальну, екологічну та економічну ситуацію в області. У Харківській області найбільшу питому вагу в утворенні промислових відходів IV класу небезпеки енергетичної галузі займає Зміївська ТЕС ПАТ «Центренерго». Відходи шлаку паливного, які утворюються зазначеним підприємством, розміщуються на золошлаковідвалі. У зв'язку з мізерною платою за розміщення відходів підприємствам економічно вигідно залишати на зберіганні відходи, а не шукати шляхи їх утилізації та впроваджувати у виробництво нові технології використання відходів [2]. З метою поліпшення ситуації у сфері утилізації відходів енергетичної галузі доцільно на законодавчому рівні створити ефективний економічний механізм зобов'язання підприємств щодо необхідності утилізації відходів.

– *Охорона, використання та відтворення дикої фауни і флори та проблеми природно-заповідного фонду.* Заповідний фонд Харківської області налічує 246 об'єкти (в т.ч. 13 – загальнодержавного значення, 233 – місцевого значення) загальною площею 74,843 тис. га, що становить 2,38 % від загальної площі області. На сьогодні землевласники та землекористувачі не зацікавлені щодо включення їх земельних ділянок до природно-заповідного фонду [2]. Таким чином необхідно внести зміни у законодавство у сфері заповідної справи щодо зацікавлення включення землевласниками та землекористувачами їх земельних ділянок до природно-заповідного фонду.

– *Ігнорування процедури оцінки впливу на довкілля, не виконання екологічних умов висновку з оцінки впливу на довкілля та нездійснення післяпроектного моніторингу після впровадження діяльності суб'єктами господарювання.*

Харківська область є мінерально-сировинним регіоном України. За даними Єдиного реєстру з оцінки впливу на довкілля 85 % проходять процедуру оцінки впливу на довкілля підприємства видобувної промисловості. В області видобувають такі корисні копалини: газ, нафта, пісок. Значна кількість покладів піску на теперішній час розробляється без оформлення відповідної документації (проведення процедури оцінки впливу на довкілля) та без будь-якого геологічного вивчення, не проводиться рекультивация кар'єрів після видобутку піску, що приводить до погіршення стану довкілля.

У зв'язку з цим неоцінений негативний вплив призводить до забруднення поверхневих та підземних водних горизонтів, зменшення біологічного різноманіття рослинного та тваринного світів, нераціонального використання природних ресурсів, забруднення ґрунтів, атмосферного повітря, поширення процесів деградації, ерозії ґрунтів та інше.

Слід зазначити, що суб'єкти господарювання завдають шкоду не тільки бюджету області, а й навколишньому природному середовищу.

Сумлінне проведення процедури оцінки впливу на довкілля у процесі прийняття рішень про провадження господарської діяльності, що може мати значний вплив на довкілля, має своїм наслідком досягнення очікуваної мети – запобігання шкоді довкіл्लю, забезпечення екологічної безпеки, охорони довкілля, раціонального використання і відтворення природних ресурсів [3].

Таким чином, для зменшення та уникнення техногенного та антропогенного навантаження на складові довкілля Харківської області необхідно здійснити процедуру стратегічної екологічної оцінки Харківської області. При розробці звіту про стратегічну екологічну оцінку Харківської області необхідно особливу увагу приділити опису передбачених заходів, спрямованих на запобігання, відвернення, уникнення, зменшення, усунення значного негативного впливу на довкілля області, у тому числі компенсаційних заходів.

Перелік посилань

1. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2018 році. Електронний ресурс: URL: https://kharkivoda.gov.ua/content/documents/1006/100511/Attaches/regionalna_dopovid_2018.pdf (дата звернення: 20.04.2020).
2. Екологічний паспорт Харківської області 2018 рік. Електронний ресурс: URL: <https://kharkivoda.gov.ua/oblasna-derzhavna-administratsiya/struktura-administratsiyi/strukturni-pidrozdzili/486/2736/99653> (дата звернення: 20.04.2020).
3. Про оцінку впливу на довкілля: Закон України від 23 травня 2017 року № 2059-VIII. Офіційний портал Верховної Ради України. Електронний ресурс: URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2059-19> (дата звернення: 20.04.2020).

АНАЛІЗ ВПЛИВУ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН НА ЯКІСТЬ ВОДИ Р. ПСЕЛ

*Пісоцький Є.С., маг., Романчук М.Є., к.геогр.н., доц.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
rommar6730@gmail.com*

Річка Псел являється лівою притокою Середнього Дніпра. Вона бере початок в межах Прохоровського району Білгородської області Росії і впадає до Дніпра між містами Кременчук та Горішні Плавні (Комсомольськ) [1].

Одна з найважливіших екологічних проблем – це забруднення водних об'єктів скидами забруднювальних речовин із зворотними водами промислових підприємств, підприємств житлово-комунального господарства. Із зливовими стічними водами до водних об'єктів надходять завислі речовини, органіка, нафтопродукти, азот, фосфорні та інші речовини.

В свою чергу це призводить до процесу евтрофікації Кременчуцького та Дніпродзержинського водосховищ, особливо у зв'язку із загрозливою ситуацією в

районах питних водозаборів міст Кременчук і Горішні Плавні. До біогенних елементів в природних водах відносять азот, фосфор та кремній в різних сполуках.

Аналіз якості води річки в межах української частини басейну проводився в створах р. Псел – м. Суми, р. Псел – м. Гадяч, р. Псел – с. Запілля. Період спостереження складав 16 років (2000 – 2015 рр.).

На рис. 1 представлений графік зміни кремнію у воді р. Псел.

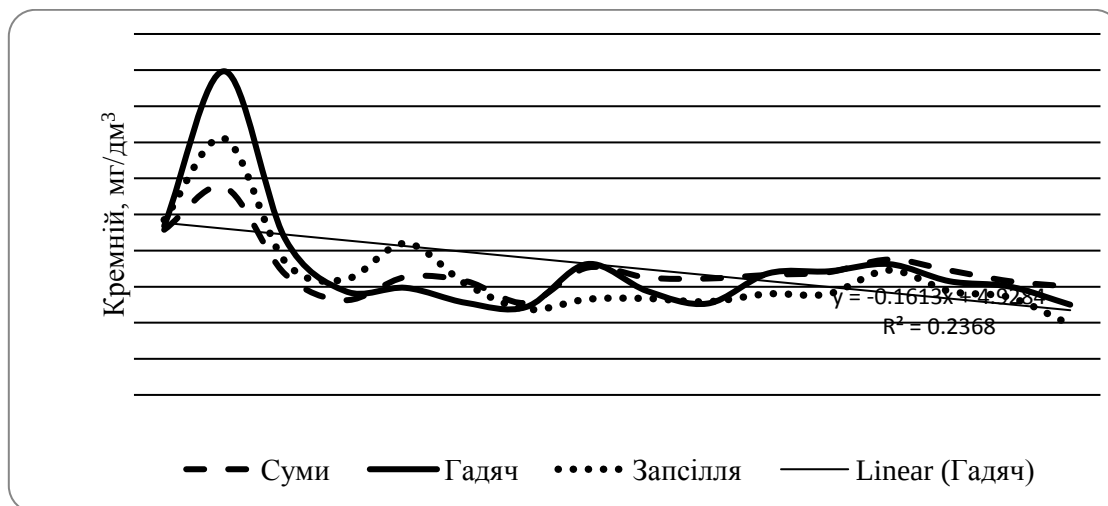


Рис. 1 – Зміни середньорічних концентрацій кремнію у воді р. Псел

Кремній є одним з найпоширеніших елементів земної кори і входить до складу великого числа природних мінералів, внаслідок чого він постійно присутній в природних водах. Він бере участь у формуванні живих організмів (головним чином, в побудові скелета). Важливим джерелом кремнію в поверхневих водах є стічні води підприємств, що роблять керамічні, цементні і скляні вироби, силікатні фарби та ін. З рис. 1 можна бачити, що зміна кремнію у воді р. Псел відбувається досить синхронно стосовно створів спостереження. За період дослідження можна спостерігати тенденцію до певного зниження концентрації кремнію у воді р. Псел, що підтверджує лінія кореляції. Найбільші середньорічні концентрації кремнію по всіх створах спостерігались в 2001 році. Вони склали: біля м. Суми – 5,75 мг/дм³, біля м. Гадяч – 8,97 мг/дм³, в межах с. Запілля – 7,10 мг/дм³. Найменші значення кремнію в воді р. Псел були по створах м. Суми та м. Гадяч в 2006 році – відповідно 2,55 мг/дм³ та 2,44 мг/дм³, а біля с. Запілля – в 2015 році (1,95 мг/дм³). З разових вимірювань за 0,5 км до м. Суми максимальна концентрація кремнію склала 7,5 мг/дм³ (24.01.2002 р.), за 1 км до м. Гадяч – 11,9 мг/дм³ (30.11.2001 р.), в межах с. Запілля – 8,5 мг/дм³ (13.08.2004 р.).

Динаміка перевищень рибогосподарських нормативів якості води за вмістом азоту амонійного (ГДК_{рг} = 0,39 мг/дм³) представлена на графіку (рис. 2).

З рис. 2 видно, що концентрації азоту амонійного збільшуються у часі в межах всіх трьох створів. В пункті спостереження с. Запілля перевищення ГДК_{рг} не спостерігалось впродовж всього періоду 2000 – 2015 рр. В районі створу р. Псел – м. Суми перевищення нормативу за вмістом азоту амонійного за середньорічними даними було лише в 2011 та 2014 роках і відповідно склало 1,19 та 1,08 ГДК_{рг}. Найбільша середня річна концентрація NH_4^+ за період дослідження була в межах м. Гадяч і дорівнювала 0,513 мг/дм³ (2008 р.). Найменші середньорічні значення азоту амонійного по всіх створах спостерігались в період 2000 – 2002 рр. Зміна середньорічних концентрацій азоту амонійного відбувається достатньо синхронно в межах всіх досліджуваних пунктів. Максимальна концентрація NH_4^+ серед всіх

вимірювань за період спостереження в створі м. Суми зафіксована 10.08.2014 р. і склала 1,77 ГДК_{рг}. В пункті м. Гадяч максимальна концентрація даної речовини зафіксована 24.01.2008 р. (0,68 мг/дм³), а в створі с. Запілля – 11.08.2008 р. (0,65 мг/дм³).

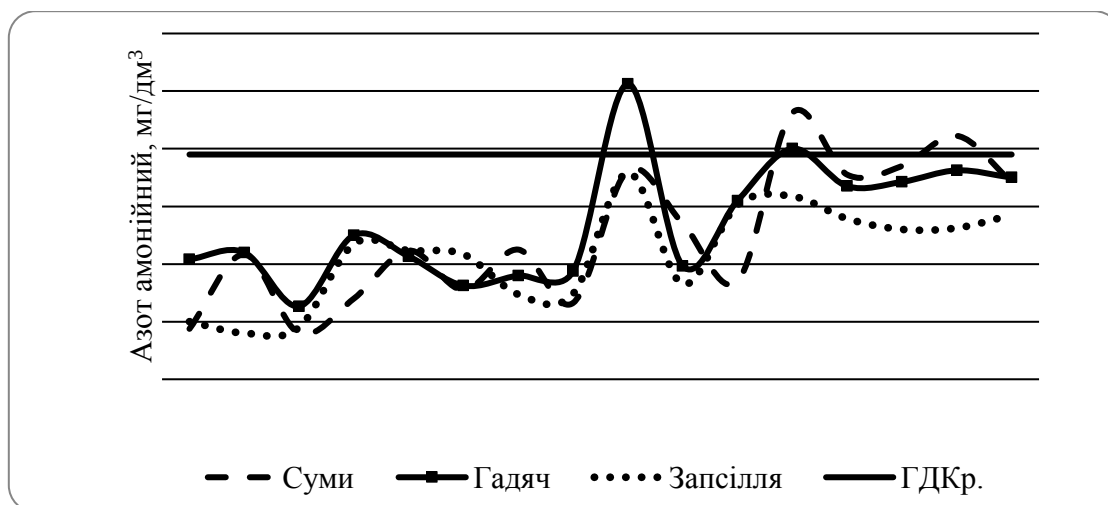


Рис. 2 – Графік перевищень концентрацій азоту амонійного над ГДК_{рг} за період 2000 – 2015 рр.

На рис. 3 представлена зміна у часі та просторі середньорічних значень азоту нітритного. Як видно, перевищення рибогосподарських ГДК (0,02 мг/дм³) по азоту нітритному спостерігались достатньо часто і в межах всіх створів.

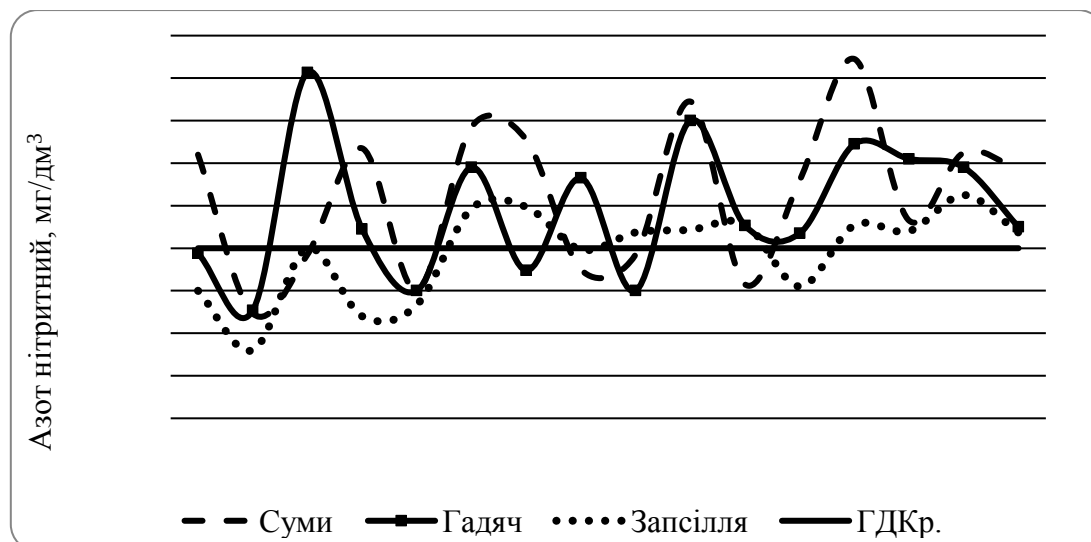


Рис. 3 – Графік перевищень азоту нітритного над ГДК_{рг} за період 2000-2015 рр.

За період 2000 – 2015 рр. значення концентрацій змінювались в пункті р. Псел – м. Суми від 0,012 мг/дм³ (2001 рік, перевищень ГДК не спостерігалось) до 0,042 мг/дм³ (2012 рік, перевищення ГДК_{рг} у 2,1 рази). В пункті р. Псел – м. Гадяч концентрації NO_2^- коливались від 0,013 мг/дм³ (2011 рік) до 0,041 мг/дм³ (2002 рік), а в межах с. Запілля – від 0,008 мг/дм³ (2001 рік) до 0,026 мг/дм³ (2014 рік).

Серед разових вимірів найбільша концентрація азоту нітритного в створі м. Суми була зафіксована 24.02.2000 р. і дорівнювала 0,091 мг/дм³, що у 4,55 рази вище за ГДК_{рг}. В створі м. Гадяч максимальна концентрація NO_2^- була 31.01.2013 р. і склала

0,064 мг/дм³ (перевищення рибогосподарського нормативу у 3,2 рази). В межах с. Запілля максимальна концентрація азоту нітритного спостерігалось 11.12.2006 р. (0,051 мг/дм³, що дорівнює 2,55 ГДКрг.). В цілому можна зазначити майже синхронні коливання цієї сполуки азоту в межах всіх створів.

За вмістом азоту нітратного перевищень рибогосподарських ГДК (ГДКрг.= 9,0 мг/дм³) не спостерігалось по жодному створу на протязі всього періоду 2000 – 2015 рр. Найбільше середньорічне значення в межах м. Суми було 0,283 мг/дм³ в 2012 р., в межах м. Гадяч – 0,403 мг/дм³ в 2002 р. та в створі с. Запілля – 0,340 мг/дм³ в 2003 р.

Фосфор постійно надходить у водойми природним шляхом в результаті процесів життєдіяльності і розкладу решток гідробіонтів, вивітрювання і розчинення гірських порід та мінералів тощо. Забрудненню поверхневих вод фосфором сприяє надходження побутових стічних вод, що містять фосфати як компоненти синтетичних миючих засобів, фотореагентів та пом'якшувачів води. Важливим чинником також є змив фосфорних добрив та пестицидів із сільськогосподарських угідь, стоки тваринницьких ферм і промислових підприємств [2, 3]. За умов надмірного надходження фосфору у водойми, він викликає їх евтрофікацію, і, як наслідок, накопичення біотоксинів, погіршення якості води, загибель гідробіонтів тощо [3]. Вміст загального фосфору в воді р. Псел на протязі 2000 – 2015 рр. коливався в незначних межах. Про це можна судити з рис.4.

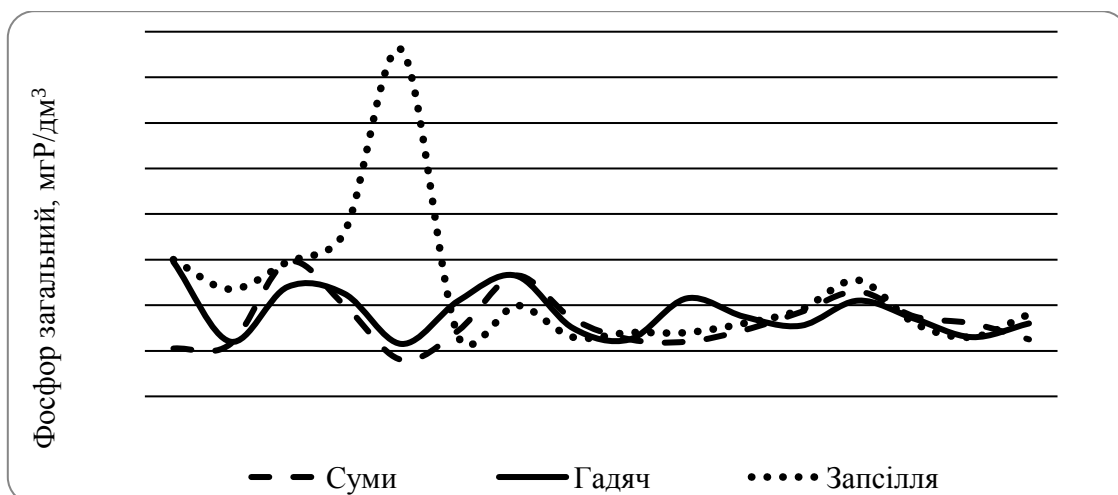


Рис. 4 – Зміни середньорічних концентрацій загального фосфору в воді р. Псел

Розподіл концентрації фосфору в межах створів спостереження відбувався практично синхронно, за виключенням значного підвищення його в створі р. Псел – с. Запілля в 2004 році. Можна зазначити, що саме в цей рік в пунктах дослідження вище за течією спостерігалось зменшення концентрації фосфору в воді річки. Тому таке підвищення в заключному створі, скоріш за все, пояснюється антропогенним втручанням, можливо скидом стічних вод. Середньорічні концентрації фосфору загального в 0,5 км від м. Суми змінювались на протязі періоду спостереження від 0,16 мгP/дм³ (2004 р.) до 0,59 мгP/дм³ (2002 р.); за 1км від м. Гадяч коливались від 0,23 мгP/дм³ (2004 р.) до 0,59 мгP/дм³ (2000 р.); в межах с. Запілля – від 0,26 мгP/дм³ (2005, 2007, 2014 рр.) до 1,52 мгP/дм³ (2004 р.). Максимальне значення фосфору загального в пункті р. Псел – м. Суми за період 2000 – 2015 рр. спостерігалось 10.09.2006 р. і дорівнювало 1,09мгP/дм³. З разових вимірів у створі р. Псел – м. Гадяч максимальна концентрація фосфору склала 1,513 мгP/дм³ (28.11.2000 р.). У межах пункту р. Псел – с. Запілля максимальний вміст загального фосфору був зафіксований

13.08.2004 р. ($3,262 \text{ мгP/дм}^3$). Слід зазначити, що з часом амплітуда коливань концентрації загального фосфору в воді р. Псел зменшилась.

Зміна концентрацій фосфатів у воді р. Псел представлена на рис. 5. Як видно, найбільші середньорічні значення фосфатів спостерігались в заключному створі, а саме в межах с. Запілля: в 2001 році – $0,326 \text{ мгP/дм}^3$, а в 2004 році – $0,312 \text{ мгP/дм}^3$. За виключенням цих випадків, розподіл концентрації фосфатів в межах всіх трьох створів відбувався досить синхронно на протязі періоду спостереження.

Найбільша середньорічна концентрація фосфатів в створі р. Псел – м. Суми була в 2012 році ($0,265 \text{ мгP/дм}^3$), а в створі р. Псел – м. Гадяч – в 2006 році ($0,253 \text{ мгP/дм}^3$).

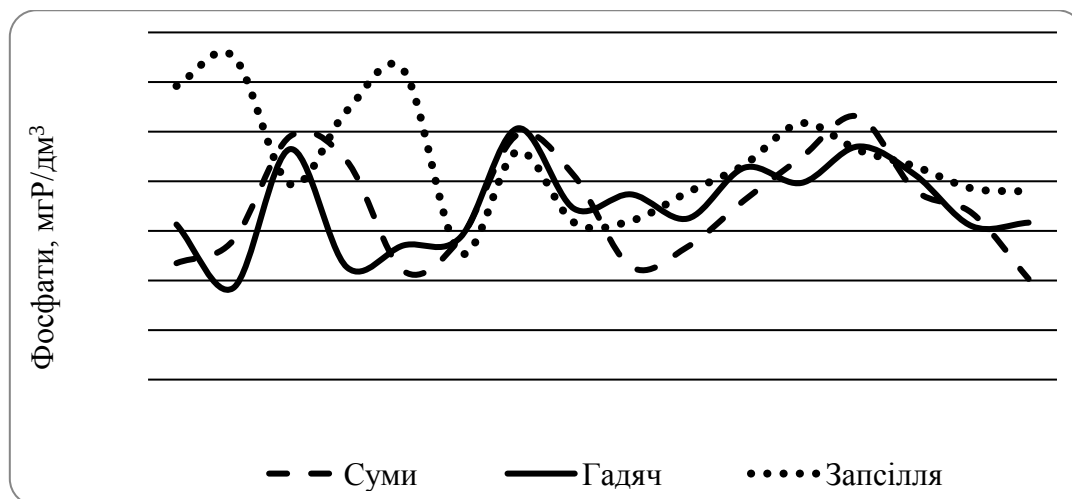


Рис. 5 – Зміни середньорічних концентрацій фосфатів в воді р. Псел

Перелік посилань

1. Електронний ресурс: URL: <https://sites.google.com/site/gadacmisteckomriie/home/pasa-ricka-psel> (дата звернення: 20.04.2020).
2. Савлущинська М.О., Горбатюк Л.О. Фосфор у водних екосистемах. *Наукові записки Тернопільського нац. пед. ун-ту. Сер. Біол.* 2014. № 4 (61). С. 153 – 162.
3. URL: <http://journal.chem-bio.com.ua/archive/archive-2/category/31-seriia-biologhii-4-61?download=198:fosfor-u-vodnykh-ekosystemakh> (дата звернення; 2004.2020).

ГЕЛЬМИНТОФАУНА УТИНЫХ ГОМЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

А.В. Попова, маг.

УО «Гомельский государственный университет имени Ф. Скорины»,
г. Гомель, Республика Беларусь
kenedi45sara@mail.ru

Исследования орнитофауны в Европе [4] в последние десятилетия показали, что около половины видов (278) нуждаются в специальных мерах охраны, в том числе многие виды гусеобразных. Представители этого отряда в Беларуси обитают в водно-болотных экосистемах, которые в последние 100 лет подверглись значительной трансформации под воздействием деятельности человека. Гусеобразные региона являются перелетными, их численность и состояние зависят не только от охраны птиц и сохранения стаций в местах гнездования, но и в местах зимовок, и на пути миграций. Птицы-мигранты могут переносить патогенных возбудителей, которые вызывают тяжелые заболевания человека и животных, одним из них является вирус птичьего

гриппа. Миграция различных видов гусеобразных в регионе проходит в основном в августе – ноябре, весенний прилет – в марте.

Одной из причин снижения численности диких водоплавающих птиц являются гельминтозы, вызывающие при определенных условиях массовую гибель молодняка, снижение упитанности взрослой птицы.

В связи с этим большое значение приобретают гельминтологические исследования, направленные на выяснение фауны паразитов диких водоплавающих птиц. Это особенно касается птицеводческих хозяйств в районах, где создаются новые водоемы, привлекающие к себе диких водоплавающих птиц. В этих условиях осуществляется более тесный контакт между домашней и дикой водоплавающей птицей, т.е. происходит обмен паразитами.

Материалом послужили сборы кишечных гельминтов у 75 особей 6 видов утиных, добытых на озере Червоное Житковичского района деревня Пуховичи Гомельской области весной 2017 года: кряква (*Anas platyrhynchos*), чирок-трескунок (*Anas querquedula*), серая утка (*Anas strepera*), обыкновенный гоголь (*Bucephala clangula*), свиязь (*Anas penelope*), хохлатая чернеть (*Aythya fuligula*).

Из 57 обследованных птиц подсемейства *Anatinae*. зараженными оказались 26 особей разных видов или 45,6 % от общего количества обследованных птиц. В их кишечниках было обнаружено 9 видов кишечных паразитических червей, относящихся к 3 типам – *Acanthocephales*, *Plathelminthes* и *Nemathelminthes*, 4 классам – *Acanthocephala*, *Cestoda* *Trematoda* и *Nematoda*, и 8 семействам – *Polymorphidae*, *Filicollidae*, *Hymenolepididae*, *Echinostomatidae*, *Notocotylidae*, *Opisthorchidae*, *Schistosomatidae*, *Capilariidae* (табл.).

Таблица – Видовой состав и встречаемость гельминтов у видов подсемейства *Anatinae*

Виды гельминтов	Виды подсемейства <i>Anatinae</i> , рода <i>Anas</i>		
	<i>A. platyrhynchos</i> (экз.)	<i>A. penelope</i> (экз.)	<i>A. querquedula</i> (экз.)
Тип <i>ACANTHOCEPHALES</i>			
<i>Polymorphus minutus</i>	-	-	2
<i>Polymorphus magnus</i>	-	-	1
Тип <i>PLATHELMINTHES</i>			
<i>Hymenolepis compressa</i>	-	2	-
<i>Fimbriaria fasciolaris</i>	-	2	1
<i>Echinostoma revolutum</i>	44	171	32
<i>Notocotylus attenuates</i>	6	147	3
<i>Metorchis xantosomus</i>	1	8	2
<i>Strigea gracilis</i>	-	1	-
Тип <i>NEMATHELMINTHES</i>			
<i>Capilaria anatis</i>	-	2	-
Всего 9 видов	3	6	6

Цестоды были обнаружены у всех зараженных птиц. Наибольшее число видов паразитов отмечено у *A. Penelope* – 6 видов, или 100 % от общего числа обнаруженных видов ленточных червей.

Общими паразитами для обследованных видов подсемейства *Anatinae* (Речные утки) озера Червоное явились представители типа *Plathelminthes* – *Echinostoma revolutum*, *Notocotylus attenuates*, *Metorchis xantosomus* – 100 % зараженных птиц.

Скребни обнаружены только у одного вида хозяина *A. querquedula* – 2 вида или 100 % всех найденных червей этого типа. Следует отметить, что именно для данных видов хозяев отмечено отсутствие цестод. В кишечнике *Anas platyrhynchos* не было обнаружено гельминтов, относящихся к цестодам и скребням. Отсутствие заражения птиц вида *A. platyrhynchos* как скребнями, так и цестодами, вероятно, связана со смешанным характером заражения. Но для данного вида птиц отмечено 3 вида кишечных паразитических червей, относящихся к типу *Plathelminthes*: *Echinostoma revolutum* (ЭИ = 50 %; ИИ = 11 экз.), *Notocotylus attenuates* (ЭИ = 37,5 %; ИИ = 2 экз.), *Metorchis xantosomus* (ЭИ = 12,5 %; ИИ = 1 экз.). Средняя экстенсивность инвазии составила 33,3 %, а средняя интенсивность – 5 особей паразита на 1 хозяина.

Кишечник *Anas querquedula* содержал представителей как типа *Acanthocephales* – *Polymorphus minutus* (ЭИ = 50 %; ИИ = 2 экз.) и *Filicollis anatis* (ЭИ = 50 %; ИИ = 1 экз.), так и представителей типа *Plathelminthes* – *Echinostoma revolutum* (ЭИ = 50 %; ИИ = 32 экз.), *Notocotylus attenuates* (ЭИ = 50 %; ИИ = 3 экз.), *Metorchis xantosomus* (ЭИ = 50 %; ИИ = 2 экз.).

У птиц вида *A. penelope* были отмечены все представители типа *Plathelminthes* (цестоды и трематоды) – *Hymenolepis compressa* (ЭИ = 4,4 %; ИИ = 1 экз.), *Fimbriaria fasciolaris* (ЭИ = 2,2 %; ИИ = 2 экз.), *Echinostoma revolutum* (ЭИ = 42,2 %; ИИ = 9 экз.), *Notocotylus attenuates* (ЭИ = 46,6 %; ИИ = 7 экз.), *Metorchis xantosomus* (ЭИ = 8,8 %; ИИ = 2 экз.), *Strigea gracilis* (ЭИ = 2,2 %; ИИ = 1 экз.) и представитель типа *Nemathelminthes* – *Capilaria anatis* (ЭИ = 2,2 %; ИИ = 1 экз.).

Таким образом, у гусей и уток паразитирует около 140 видов гельминтов. Наиболее патогенными и распространенными являются виды следующих родов: из трематод (сосальщиков) – эхиностомы, гиподереумы, эхинопарифиумы, бильхарциеллы, нотокотилусы, трахеофилюсы; из цестод (ленточных червей) – дрепанидотении, микросомакантусы, фимбриарии; из акантоцефал (скребней) – полиморфусы, филиколлы; из нематод (круглые черви) – поррецекумы, амидостомы, циатостомы, сингамусы, стрептокары, тетрамересы, эхиурии, гистрихисы.

Заражение происходит с момента выпуска уток на водоемы, где они заглатывают личинок паразитов с листьями растений, песком, камешками, моллюсками и ракообразными.

Список литературы

1. Скрыльков А.И. К итогам гельминтологических исследований птиц в Челябинской обла-сти. *Гельминты животных и растений Южного Урала: Сборник статей*. 1975. С. 55 – 62.
2. Мозговой А.А., Скрыбин К.И., Шихобалова Н.П. Оксиураты и аскариды. Определитель паразитических нематод. Москва, 1951, 1954.
3. Спасская Л.П. Цестоды птиц СССР. Гименолепидиды. Москва, 1966. 698 с.
4. Котельников Г.А. Гельминтозы водоплавающих птиц Челябинской области, профилактика и лечение их. Челябинск: Челябинское книжное издательство, 1962. 72 с.

ВИКОРИСТАННЯ САТИСТИЧНИХ МЕТОДІВ АНАЛІЗУ В ОЦІНЦІ ЗНИЖЕННЯ ТРАНСПОРТНОГО ШУМУ ЗЕЛЕНИМИ НАСАДЖЕННЯМИ НА УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЯХ

А.І. Решетченко

*Харківський національний університет міського господарства
імені О. М. Бекетова, м. Харків
alena.reshetchenko@gmail.com*

У сучасних містах України загострюються проблеми екологічної безпеки та техногенного навантаження на урбоєкосистеми. Необхідно відзначити негативну тенденцію збільшення впливу на акустичне середовище шляхом шумового забруднення території житлової забудови, яка, в свою чергу, негативно впливає на здоров'я населення і продуктивність праці. Основною причиною негативних тенденцій є збільшення інтенсивності транспортних потоків в містах. Такі висновки базуються на отриманих раніше результатах досліджень шумового забруднення міста Харків [1 – 4]. При цьому технічні заходи, які можуть бути використані для вирішення проблеми шумового забруднення житлової забудови, вимагають великих організаційних, інженерно-технічних і матеріальних витрат.

У зв'язку з цим особливої важливості набуває всебічне вивчення проблеми і способів її вирішення. Загальновідомо, що зелені насадження здатні поглинати частину поллютантів із навколишнього середовища, при цьому шумозахисні властивості насаджень потребують додаткових досліджень.

Вважається за необхідне дослідити та виявити оптимальні типи посадок, що мають найкращі шумозахисні властивості та можуть бути придатними для використання в умовах сформованого архітектурно-планувального ансамблю міста.

Для досягнення поставленої мети було проведено низку досліджень на деяких ділянках міста Харків. Дослідження походили в осінньо-зимовій та весняно-літній періоди продовж 2017 – 2018 років. На першому етапі польових досліджень було закладено десять профілів на ділянках міських автодоріг, що мають найбільшу інтенсивність транспортного руху і, як наслідок, з найбільшим рівнем шумового забруднення. Вісім із закладених профілів – території житлової забудови, на семи із яких рослинність репрезентує внутрішньо-квартальні насадження, на останньому насадження були відсутні. Останні два профілі – паркова та лісопаркова зона. Для виявлення шумових характеристик транспортного руху було закладено по п'ять точок для проведення вимірів на відстані 0 м, 10 м, 20 м, 50 м, 100 м від проїзної частини окрім одного профілю, де точки виміру шуму були розташовані на відстанях 0 м, 10 м та 20 м від дороги у зв'язку із спланованою житловою забудовою, де вже на відстані 20 м знаходяться житлові будинки. Вимірювання шуму, що спричинений роботою автотранспорту, проводили за методикою, що наведена у міжнародному стандарті ISO 1996-1:2016 [5]. Отримані дані рівнів шуму на кожній точці були перераховані в еквівалентні за допомогою формули, що наведена у ГОСТ 23337-78 [6] та порівняні із гранично допустимими рівнями шуму у відповідності із Державними санітарними нормами [7]. На кожній досліджуваній ділянці було виявлено перевищення допустимих рівнів шуму, що сягає 55 дБА у денний час для житлових територій, що є прилеглими до автомобільних доріг.

На кожній точці вимірювання описували видовий склад зелених насаджень за ярусами: головний деревний, підріст, чагарниковий, трав'яний. Для кожного ярусу оцінено ступінь проективного покриття (від 0 до 100 % із кроком 5 %). Окремо для головного деревного ярусу вимірювали такі параметри, що наведені у табл. 1.

Таблиця 1 – Параметри деревного ярусу, що оцінювались на досліджуваних ділянках

Параметр	Роз'яснення	Одиниці вимірювання
n	кількість рядів насадження від дороги до точки вимірювань	од.
B	ширина смуги насаджень від зовнішньої межі відносно дороги до точки вимірювання	м
H	середня висота деревостанів	м
LCR	співвідношення «живої крони»	долі од.
CC_H	зімкнутість крон (горизонтальна проекція)	доля од.
CC_V	зімкнутість крон (вертикальна проекція)	доля од.
CT	прозорість крон	доля од.
r	середня відстань між деревами у насадженні	м
α	ухил місцевості	град.

Для оцінки шумозахисних властивостей зелених насаджень, що розташовані на обраних профілях, було застосовано деякі статистичні методи аналізу. По-перше, було визначено точкові параметри нормальної статистики, а саме: середнє значення, дисперсія та стандартне відхилення. Визначали стандартну похибку середнього та достовірність середнього перевіряли за допомогою критерію Ст'юдента [8].

Вважалось доцільним розрахувати абсолютне зменшення еквівалентного рівня шуму на відстані R від проїжджої частини за формулою:

$$ABS(L(R) - L(0)) = |L(R) - L(0)| \quad (1)$$

де $L(R)$ – еквівалентний рівень шуму на відстані R від проїжджої частини, дБА;

$L(0)$ – еквівалентний рівень шуму на відстані 0 м від проїжджої частини, дБА.

Також було розраховано відносний рівень шуму на відстані R від проїжджої частини:

$$REL(L(R), L(0)) = \frac{L(R)}{L(0)}. \quad (2)$$

Результати усереднених розрахунків абсолютного та відносного зниження еквівалентного рівня шуму (L_{eq}) на різній відстані від проїзної частини наведені у табл. 2.

Таблиця 2 – Середні значення абсолютного та відносного зниження еквівалентного рівня шуму (L_{eq})

Відстань, м	ABS , дБА (абсолютне зниження (L_{eq}))	REL (відносне зниження (L_{eq}))
10	6,6	0,92
20	12,1	0,84
50	16,4	0,78
100	20,2	0,73

Отриманий масив даних разом із характеристиками рослинного покриву міських насаджень в точках було проаналізовано із застосуванням методів багатовимірної статистики – аналізу головних компонент (АГК), із ціллю виявлення найбільш

значущих факторів варіювання параметрів цільової функції (абсолютного та відносного зниження еквівалентного рівня шуму).

Рослинний покрив в досліджених точках охарактеризовано за допомогою коефіцієнтів рангової кореляції (за Спірменом r_s). Цей аналіз дозволив виявити, що абсолютне зниження еквівалентного рівня шуму тісно корелює ($r_s = 0,84$) із відстанню до лінійного джерела шуму, кількості рядів насаджень ($r_s = 0,87$) та, дещо слабше, із шириною смуги насаджень від краю до точки вимірювання ($r_s = 0,78$) і середньою висотою деревного ярусу в точці ($r_s = 0,71$). В свою чергу, кількість рядів дерев у насадженні ($r_s = 0,90$) та ширина смуги насаджень ($r_s = 0,93$) тісно корелюють із відстанню до лінійного джерела шуму. Отже, ці параметри є взаємозалежними.

Також абсолютне та відносне зниження еквівалентного рівня шуму було згруповано у вибірки за класифікуючими ознаками «тип насаджень»: насадження відсутні, лісопарк, парки, інші насадження (вуличні та внутрішньо-квартальні). Ці вибірки попарно порівнювали між собою із застосуванням непараметричного статистичного критерію узгодженості Колмогорова-Смірнова (K-S). Розраховані значення критерію порівнювали із стандартними (табличними) значеннями при рівні значущості $p > 0,95$ ($\alpha < 0,05$) [9]. Результати такого аналізу (табл. 3) показали, що для всіх введених типів насаджень на усіх профілях абсолютне зниження еквівалентного рівня шуму в залежності від відстані до джерела шуму є істотно відмінними один від одного, це дозволило описати таке зменшення шуму родиною рівнянь, що побудовані методами регресійного аналізу.

Таблиця 3 – Результати порівняння рядів значень, що відображають абсолютне зниження еквівалентного рівня шуму на профілях, які відносяться до різних типів насаджень, а також на контрольних профілях

Тип насаджень	Критерій Колмогорова-Смірнова		
	без насаджень	лісопарк	парки
без насаджень			
лісопарк	0,88 (0,07)		
парки	1,08 (0,07)	0,90 (0,05)	
інші	1,03 (0,08)	1,16 (0,06)	1,01 (0,06)

Примітка: в дужках – табличні критичні значення критерію.

Із використанням програмного засобу MS Excel ® побудовано лінійні регресійної моделі абсолютного зниження еквівалентного рівня транспортного шуму насадженнями різних типів залежно від відстані до джерел шуму:

для лісопаркової зони:

$$ABS(L(R)-L(0)) = 0.2091R + 7.3175 \quad (R^2=0.6923); \quad (3)$$

для парків:

$$ABS(L(R)-L(0)) = 0.1839R + 5.7251 \quad (R^2=0.6920); \quad (4)$$

для вуличних та внутрішньо-квартальних насаджень:

$$ABS(L(R)-L(0)) = 0.1647R + 2.7492 \quad (R^2=0.6059); \quad (5)$$

міська забудова без насаджень:

$$ABS(L(R)-L(0)) = 0.1168R + 2.3131 \quad (R^2=0.5169). \quad (6)$$

Дані, що відображають відносний еквівалентний рівень шуму для усіх груп профілів на різній відстані від лінійного джерела шуму, не виявили статистичної достовірної різниці. Лише за умови перегрупованих рядів даних для точок, що знаходяться в різних групах профілів за введеною класифікуючою ознакою «тип насаджень» та на однаковій відстані від джерела шуму, було отримано достовірну

різницю між насадженнями лісопаркових та паркових зон, з одного боку, та профілями без насаджень або з вуличними/внутрішньо-квартальними насадженнями з іншого на відстані 20 м від лінійного джерела шуму. Одночасно з цим, група насаджень лісопарків та парків показали зменшення рівня шумового забруднення на 16 – 25 % від величини еквівалентного рівня шуму на краю проїжджої частини автомобільної дороги, а для насаджень другої групи (вуличні/внутрішньо-квартальні або із повною відсутністю насаджень) таке зниження становить лише 8 – 15 %. В інших інтервалах відстані різниця була статистично недостовірною.

Таким чином, отримані результати підтверджують той факт, що наявність насаджень вздовж міських автомобільних доріг з інтенсивним транспортним рухом істотно впливає на величину зменшення рівня шумового навантаження по мірі віддалення від лінійного джерела шуму. Встановлено, що існує необхідність подальшого аналізу можливості додаткових екологічно безпечних рішень, які дозволять знизити рівень шумового навантаження в умовах урбанізованих територій. Такі висновки надають підґрунтя для прийняття рішень щодо організації та впровадження нових технологічних карт з озеленення прибудинкових територій, що розташовані вздовж міських автомобільних доріг.

Перелік посилань

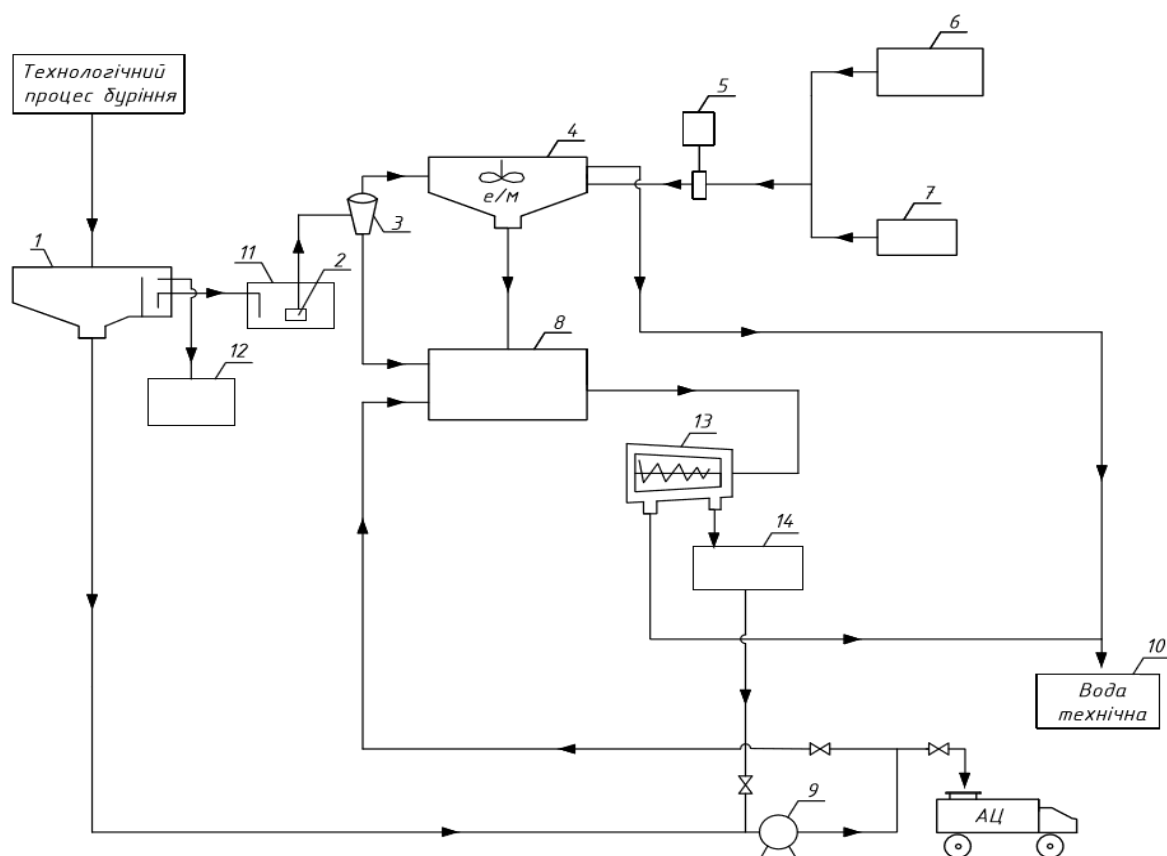
1. Решетченко А.І. Дослідження впливу автотранспортних потоків на акустичне середовище урболандшафтів. *Комунальне господарство міст. Сер. технічні науки та архітектура*. 2018. № 146. С. 180 – 183.
2. Решетченко А.І., Борсук А.І. Акустичні дослідження центральної частини міста Харків. *Галузеві проблеми екологічної безпеки: матеріали V міжнар. наук.-практ. конф. студ, маг. та асп.* Харків, 2019. С. 46 – 48.
3. Решетченко А.І., Вергелес Ю.І. Роль зелених насаджень в зменшенні шуму антропогенного походження на прикладі м. Харкова. *Регіональні проблеми охорони довкілля: матер. міжнар. наук. конф. мол. вчен.* Одеса: ТЕС, 2018. С. 197 – 200.
4. Решетченко А.І., Телюра Н.О., Борсук А.І. Дослідження сезонних коливань автотранспортного шуму на прикладі міста Харків. *Сучасні проблеми природничих наук: теорія, практика, освітні новації: матер. доп. наук. практичн. конф.* Ніжин: НДУ імені Миколи Гоголя, 2018. С. 386 – 390.
5. ISO 1996-1:2016. Acoustics – Description, measurement and assessment of environmental noise – Part 1: Basic quantities and assessment procedures. Електронний ресурс: URL: <https://www.iso.org/standard/59765.html> (дата звернення: 20.04.2020).
6. ГОСТ 23337-78. Шум. Методы измерения шума на селитебной территории и в помещениях жилых и общественных зданий. [Термін скасування чинності перенесено згідно з наказом від 14.12.2017 № 418. Чинність документа відновлена з 26.04.2019 до 01.01.2022 згідно з наказом від 24.04.2019 № 111]: Вид. офіц. Москва: Державний комітет СРСР у справах будівництва, 1978. 22 с.
7. Про затвердження Державних санітарних норм допустимих рівнів шуму в приміщеннях житлових та громадських будинків і на території житлової забудови. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 22.02.2019 р. № 463. *Офіційний вісник України*. 2019. № 29. Ст. 1029.
8. Лакин Г.Ф. Биометрия. Изд-е 4-е, перераб. и доп. Москва: Высш. шк., 1990. 352 с.
9. Ермантраут Е.Р., Присяжнюк О.І., Шевченко І.Л. Статистичний аналіз агрономічних дослідних даних в пакеті STATISTICA 6.0. Методичні вказівки. Київ: Інститут цукрових буряків УААН, 2007. 55 с.

РОЗРАХУНОК ВАРТОСТІ ОЧИСТКИ БУРОВОЇ СТІЧНОЇ ВОДИ ПРИ БЕЗАМБАРНОМУ СПОСОБІ БУРІННЯ ВУГЛЕВОДНЕВИХ СВЕРДЛОВИН

Н.І. Рыкусова, асп.

Національний технічний університет
«Харківський політехнічний інститут», м. Харків
n_rykusova@ukr.net

При бурінні нафтогазових свердловин утворюються технологічні відходи, в тому числі бурові стічні води. Наприклад, при бурінні однієї з свердловин Полтавського нафтогазового регіону отримали бурову стічну воду (БСВ) в кількості 788 м³. На сьогодні найпоширенішим методом утилізації таких відходів є їх захоронення на місці їх утворення поряд з місцем буріння. На жаль даний метод не вирішує проблеми забруднення довкілля відходами буріння. У даній роботі запропоновано метод очистки БСВ з подальшою промисловою переробкою її згущеної твердої фази та повторним використанням очищеної води в технологічному процесі буріння свердловини [1].



1 – розділювач-відстійник; 2 – насос погрузний для стічних вод; 3 – гідроциклон; 4 – ємність очистки БСВ; 5 – насос дозувальний; 6 – ємність розчину коагулянту; 7 – ємність розчину флокулянту; 8 – ємність для збору твердого осаду; 9 – насос шламовий; 10 – ємність для води очищеної технічної; 11 – накопичувач; 12 – ємність для нафтопродуктів; 13 – шнекова центрифуга; 14 – ємність тимчасового зберігання шламу

Рис. – Принципова технологічна схема процесу очистки БСВ з використанням коагулянтів та флокулянтів

У процесі буріння свердловини (промивання обладнання, бурового інструменту та бурової площадки) утворюються БСВ. Вони надходять у розділювач-відстійник **1**, де за

допомогою гравітаційних сил відбувається осадження найбільш важких частинок забруднення. Згущений осад, що збирається на дні розділювача-відстійника, являється буровим шламом. Далі буровий шлам за допомогою шламового насоса **9** перекачується у ємність для збору твердого осаду **8**. Нафтопродукти з верхньої частини розділювача-відстійника самопливом стікають в ємність нафтопродуктів **12** і надалі можуть бути повторно використані в технологічному процесі буріння. Частково очищена БСВ з розділювача-відстійника **1** самопливом поступає в накопичувач **11**, з якого за допомогою погрузного насосу **2** подається до гідроциклону **3**. У гідроциклоні під дією відцентрових сил відбувається відділення мілких частинок бурового шламу. Після цього БСВ направляється до станції очистки, приготування та дозування реагентів. Станція складається з ємності для очистки БСВ із вбудованою електричною мішалкою **4**, дозувального насосу **5**, ємності коагулянту **6** та ємності флокулянту **7**. Саме в ємності **4** і відбувається процес очистки бурової стічної води від завислих частинок. Норма витрат реагентів на 1 м³ БСВ, попередньо розчинених водою в ємностях **6** і **7** і перекачаних насосом **5** в ємність **4**: коагулянту Al₂(SO₄)₃ – 650 г/м³; флокулянту Ecolfloc A-19 – 6 г/м³. Згущена фаза забруднюючого осаду зберігається в ємності твердого осаду **8**, з якої направляється в шнекову центрифугу **13** для відділення фільтрату (води), який далі надходить в ємність **10**. Тверда фракція (шлам) з центрифуги **13** потрапляє в ємність тимчасового зберігання шламу **14**, з якої за допомогою шламового насосу **9** відвантажується в автоцистерни і перевозиться на спеціалізовані підприємства для подальшої переробки.

Очищена вода з ємності **4** потрапляє у ємність очищеної технічної води **10**. Надалі вона може бути використана в технологічному циклі буріння повторно.

У таблиці 1 приведено орієнтовну вартість обладнання і монтажних матеріалів для очистки БСВ.

Обладнання, вказане в таблиці 1, має загальну вартість 1782000,00 грн. та термін експлуатації 10 років. Амортизація (перенос частки вартості обладнання по мірі його фізичного зносу) за півроку (час буріння однієї свердловини) складає:

$$1\,782\,000,00 \text{ грн} \div 10 \text{ років} = 178\,200,00 \text{ грн} \times 0,5 \text{ років} = 89\,100,00 \text{ грн},$$

В таблиці 2 приведено орієнтовну вартість матеріалів, робіт та інших витрат, що будуть використані в процесі очистки БСВ (788 м³) при бурінні однієї свердловини.

Отже, орієнтовна вартість очищення 788 м³ БСВ, утворених при бурінні однієї свердловини, методом коагуляції/флокуляції складає :

$$89\,100,00 \text{ грн} + 1\,103\,148,00 \text{ грн} = 1\,192\,248,00 \text{ грн},$$

При амбарному способі буріння орієнтовна вартість вища і складає 1298046,00 грн [2].

Розрахункове заощадження коштів при безамбарному способі буріння з використанням коагулянтів і флокулянтів для очистки БСВ складає:

$$1\,298\,046,00 \text{ грн} - 1\,192\,248,00 \text{ грн} = 105\,798,00 \text{ грн}$$

З цього виходить, що очищення бурової стічної води за допомогою коагулянтів та флокулянтів більш екологічно та економічно доцільно, зменшує техногенне навантаження на довкілля, заощаджує природні ресурси та унеможливорює проникнення хімічних елементів в ґрунт на водоносні горизонти. Цей метод повністю,

Таблиця 1 – Вартість обладнання і монтажних матеріалів для очистки БСВ

Найменування обладнання	Характеристика обладнання	Орієнтовна вартість, грн
Розділювач- відстійник	25 м ³	35000,00
Насос погрузний Speroni SQ15-1,1	25 м ³ /год	11 00,00
Гідроциклон ГЦ-250	20 м ³ /год	10 00,00
Ємність очистки БСВ	50 м ³	90 00,00
Насос дозувальний НД 100/10	0 – 100 л/год	20 00,00
Ємність розчину коагулянту	1 м ³	4 00,00
Ємність розчину флокулянту	1 м ³	4 00,00
Ємність для збору твердого осаду	75 м ³	100000,00
Насос шламовий ШН 50-25	50 м ³ /год	28 00,00
Ємність для води очищеної технічної	25 м ³	35 00,00
Накопичувач	75 м ³	120 00,00
Ємність для нафтопродуктів	5 м ³	10 00,00
Шнекова центрифуга ОГШ-202К	3 – 6 м ³ /год	110 00,00
Ємність тимчасового зберігання шламу	50 м ³	75 00,00
Контрольно-вимірювальні пристрої, система управління і технологічної сигналізації	-	530 00,00
Технологічні трубопроводи, трубопровідна арматура, залізобетонні вироби, металоконструкції	4000 кг	600 00,00

Таблиця 2 – Орієнтовна вартість матеріалів, робіт та інших витрат, які будуть використані в процесі очистки БСВ

Найменування матеріалу чи ресурсу	Од. виміру	Вартість за од., грн	Необхідна кількість	Орієнтовна вартість, грн
Коагулянт $Al_2(SO_4)_3$	кг	20,00	512,200	10244,00
Флокулянт Ecosfloc A-19	кг	178,00	12,60	2243,00
Електроенергія	кВт/год	2,18	1450,00	3161,00
Заробітна плата технологічного персоналу (3 робітника працюють 5 змін)	змін	1500,00	15	22500,00
Монтаж і демонтаж обладнання, трубопроводів, системи управління	шт	1050 000,00	1	1050 000,00
Періодичне ТО (технічне обслуговування) обладнання	шт	5000,00	3	15000,00
ВСЬОГО:				1103 148,00

а не частково, як при амбарному способі буріння свердловини, вирішує проблему забруднення доквілля буровими стічними водами.

Перелік посилань

1. Revealing patterns in the aggregation and deposition kinetics of the solid phase in drilling wastewater // Shestopalov O., Rykusova N., Hetta O. et al. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2019. С. 50 – 58.
2. Рикусова Н.І., Шестопалов О.В., Гетта О.С. Розрахунок захоронення відходів газовидобутку. *Матеріали VII Всеукраїнської науково-технічної конференції «Сучасні технології у промисловому виробництві»*. Суми: СДУ, 2020. С. 185 – 186.

АКТУАЛЬНІСТЬ ОСВІТНІХ ПРОГРАМ ПІДГОТОВКИ ЕКОЛОГІВ

Р.Д. Россол, маг., О.П. Мітрясова, д.пед.н., проф.

Чорноморський національний університет ім. Петра Могили, м. Миколаїв
eco-terra@ukr.net

Нині освіту розглядають як «послугу», яка надається з боку навчальних закладів. Навіть термін «навчально-виховний процес» замінено на «освітній процес». За умов значної кількості закладів вищої освіти (ЗВО) зростає жорстка конкуренція між ними. Останніми роками університети ведуть «боротьбу» за абітурієнта. Конкуренція відбувається не тільки між університетами, а навіть усередині навчального закладу. Через ці обставини постає необхідність в аналізі змісту освітніх послуг, які надають університети у процесі навчання студентів різних спеціальностей, зокрема, у підготовці екологів.

Визначення специфіки підготовки майбутніх фахівців в галузі екології та охорони навколишнього середовища надасть змогу окреслити напрями покращення змісту освітніх програм задля підвищення інтересу з боку абітурієнтів, а також усунення у майбутньому «прогалін» підготовки студентів для збільшення їх конкурентоздатності на ринку праці [1, 2, 3].

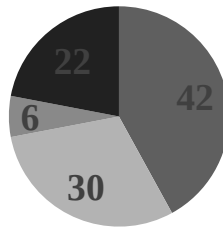
З метою перевірки актуальності спеціальності 101 «Екологія» серед вступників та студентів було проведено опитування, що мало на меті дізнатися про розуміння останніх щодо мотивації обрання саме спеціальності 101 «Екологія» та визначити думку стейкхолдерів щодо рівня підготовки випускників. Опитування проводилось серед студентів ЧНУ імені Петра Могили.

Результати опитування засвідчили, що більше третини студентів (42 %) цілеспрямовано обрали спеціальність «Екологія», аби потім працювати за цим напрямом. Третина студентів (30 %) обрала спеціальність через «легкі», порівняно з іншими напрямами, умови вступу. Досить значний відсоток студентів (28 %) потрапив в університет на означену спеціальність випадково без елементарного розуміння предмету навчання (рис. 1). Отже, таку ситуацію відносно контингенту студентів освітяни мають на вході.

Далі було проведено анкетування студентів на предмет їхньої зацікавленості в отриманні освіти. Значна частина студентів (42 %) навчається задля того, щоб стати фахівцем своєї справи і в подальшому працювати за фахом. Така цифра надає освітянам оптимізму. Досить значний відсоток опитуваних (43 %) обрали відповідь «задля розширення свого кругозору». Ця категорія студентів має певні шанси заглибитися у навчання і в подальшому теж бути зацікавленою у працевлаштуванні за фахом (рис. 2).

Проте, нині існує стійка суперечність між попитом ринку праці з одного боку (фахівці екологічної галузі користуються попитом) та бажаннями випускників-екологів працювати за фахом. За даними багаторічних спостережень та результатів опитувань близько тільки 20 % випускників-екологів працюють за фахом.

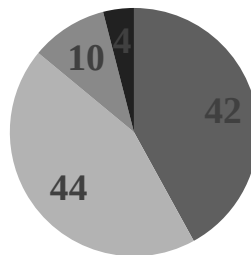
Чому ви обрали для навчання саме цю спеціальність?



- Ідейний/ідейна (прагнув захищати природу)
- Легкі умови для вступу
- Батьки порадили
- Не знав, куди вступати, тому і обрав

Рис. 1 – Розподіл відповідей щодо питання мотивації вибору спеціальності 101 «Екологія»

Яку мету переслідуєте під час навчання?



- Стати знавцем своєї справи, аби потім працювати за напрямком

Рис. 2 – Розподіл відповідей щодо питання мотивації навчання

Проведено аналіз пропозицій від працедавців стосовно того, якими навичками має володіти випускник. Також було проведено опитування серед працедавців. Метою даного опитування було намагання дізнатися, чи задоволені працедавці рівнем підготовки випускників-екологів і на які саме недоліки можна було б звернути увагу під час навчання. Опитування серед стейкхолдерів показало, що їх задовольняє рівень підготовки випускників. Єдиним зауваженням була необхідність у більш поглибленому розумінні природоохоронного законодавства.

Аналіз ринку праці показав, що для випускників надано широкі можливості для їхнього працевлаштування. Вимоги для майбутніх співробітників є такими: вища освіта у сфері туризму/комунікації/управління продажами; здатність управляти декількома завданнями одночасно; вільне користування пакетом MS Office; здатність швидко орієнтуватися в технічних програмах, володіння графічними програмами CorelDRAW, Photoshop; знання англійської мови (бажано); готовність працювати у відрядженнях.

Отже, освітні програми підготовки студентів за спеціальністю «Екологія» загалом відповідають вимогам ринку праці та вимогам роботодавців. Відкритим та актуальним залишається питання щодо попиту на означену спеціальність Нині для усіх ЗВО, які готують відповідних спеціалістів, це є викликом, який потребує нагального розв'язання за умов жорсткої зовнішньої конкуренції, а також внутрішніх умов існування спеціальності. Напрямами розвитку спеціальності (що саме може залежати від ЗНО) задля її перспектив розвитку є розширення міжнародної співпраці, надання додаткових освітніх послуг, зокрема отримання подвійних дипломів, запровадження дуальної системи навчання та ін., створення дієвої системи PR-компанії тощо.

Перелік посилань

1. Лук'янова Л.Б. Теорія і практика екологічної освіти у професійно-технічних навчальних закладах: дис. ... д-ра пед. наук: 13.00.04. Київ, 2006. 465 с.
2. Мітрасова О.П. Стан та перспективи розвитку екологічної освіти. *Збірник статей науково-практичної конференції «Шляхи забезпечення екологічної безпеки населених пунктів України»*. Миколаїв, 2012. С. 97 – 99.
3. Білецька Г.А. Підготовка кваліфікованого фахівця-еколога як один із шляхів вирішення екологічних проблем. *Збірник праць за матеріалами Всеукр. наук.-практ. конф. «Шляхи вирішення екологічних проблем урбанізованих територій: наука, освіта, практика»*. 2003. № 5. С. 156 – 158.

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ ДАННЫЕ ПО ОЛИГОДОНТИИ У ВЫХУХОЛИ (*DESMANA MOSCHATA*) С ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ

¹А.А. Саварин, к.б.н., доц., ²А.А. Кравцов

¹Гомельский государственный университет имени Ф. Скорины, г. Гомель, Беларусь

²Запорожский национальный университет, г. Запорожье

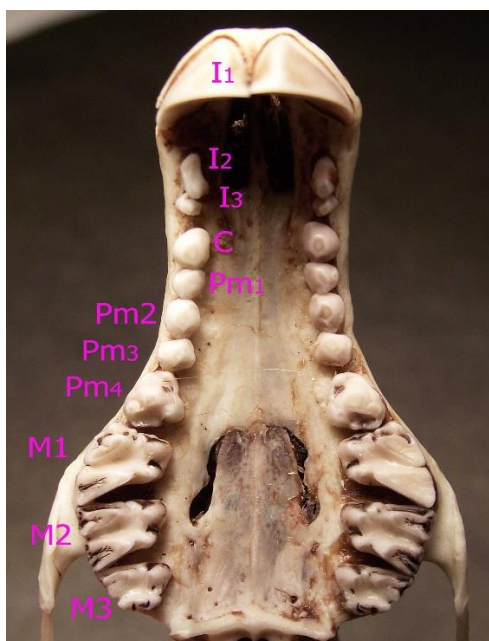
gomelsavarin@gmail.com

Выхухоль (*Desmana moschata*), эндемик Восточной Европы, занесена в Красный список МСОП, Украины [1]. Является регионально исчезнувшим видом в Республике Беларусь [2]; не исключено, что в случае попытки реакклиматизации вида особи будут завезены с территории соседнего государства. На результаты вселения повлияет целый комплекс факторов, включая физиологический статус особей, их жизнеспособность. В этой связи начаты исследования по выявлению патологий и аномалий черепа выхухоли, обитающей на территории Украины [3].

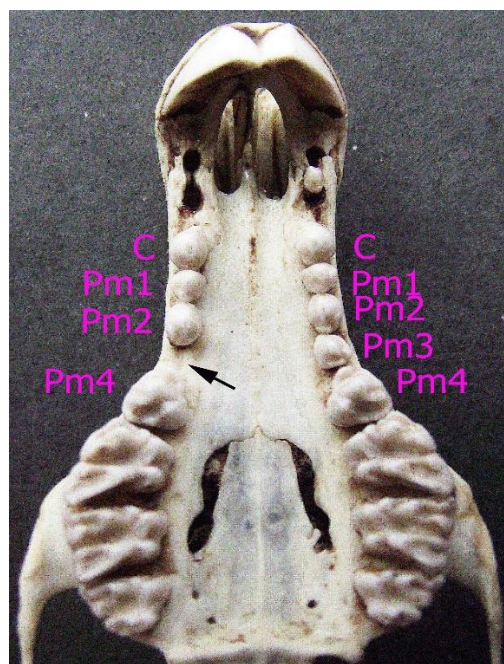
У выхухоли обычно полный набор зубов, характерный для плацентарных млекопитающих, 44 (I3/3, C1/1, Pm4/4, M3/3).

Классификацию зубов у этого вида принимаем по работе [4]. Есть и альтернативная точка зрения на происхождение и дифференциацию зубов у *D. moschata* [5].

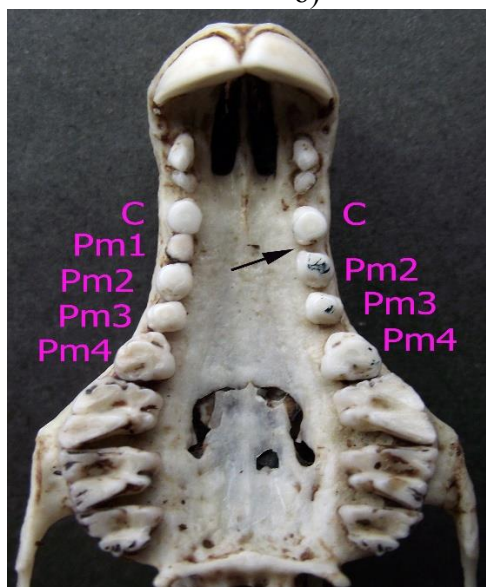
Нами проанализированы зубные формулы в 7 черепах выхухоли, обитавшей в р. Вир вблизи г. Белополье Сумской области. В двух черепах (30 % выборки) выявлены отклонения от обычного (рис. 1а) количества зубов в верхней челюсти: отсутствие по одному предкоренному зубу (не было и соответствующих альвеол). При этом в выборке аномалии количества зубов в нижней челюсти не зарегистрированы.



а)



б)



в)

Рис. – Обычное расположение зубов в верхней челюсти (а) и варианты отсутствия Pm3 (б) и Pm1 (в).

Так, в одном черепе самки на правой стороне челюсти отсутствовал третий предкоренной зуб, Pm3 (рис. 1б). Жевательный аппарат млекопитающих обладает определенным уровнем физиологического равновесия, т.е. при недостатке одного или нескольких зубов развиваются компенсаторные процессы по распределению давления на пищевой объект [6]. Поэтому в этом черепе второй предкоренной зуб Pm2 был значительно смещен в сторону четвертого предкоренного Pm4.

В одном черепе самца на левой стороне челюсти отсутствовал первый предкоренной зуб Pm1 (рис. 1в). Второй предкоренной зуб Pm2 сдвинулся вперед к клыку.

Анализируемые случаи олигодонтии, по нашему мнению, не влияют на продолжительность жизни особей, составляющей в большинстве случаев 3 – 3,5 года [7]. Вместе с тем, частоту их встречаемости следует учитывать в комплексной

характеристике группы зверьков, которые будут использованы в случае акклиматизации.

Следует заметить, что в черепах вухухоли и с обычной зубной формулой выявляется значительное асимметричное расположение предкоренных зубов (рисунок 1, а). Так, в этом черепахе зубы на левой стороне челюсти явственно сдвинуты вперед в сторону резцов.

Таким образом, выявленные случаи олигодонтии у 2 особей из 7, а также ранее патоморфологические изменения мозгового отдела (истончение костей, нарушение облитерации щвов и др. [3]), подтверждают практическую значимость продолжения исследования популяции вухухоли, обитающей в р. Вир Сумской области Украины.

Перечень ссылок

1. Червона книга України. Тваринний світ // За ред. Акімова І.А. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. 486 с.
2. Красная книга Республики Беларусь: редкие и находящиеся под угрозой исчезновения виды диких животных. Минск: Беларуская Энцыклапедыя імя П. Броўкі, 2015. 317 с.
3. Саварин А.А., Кравцов А.А. Предварительные сведения о патологиях мозгового отдела черепа вухухоли (*Desmana moschata*), обитающей на территории Украины. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины*. 2019. № 6 (117). С. 189 – 191.
4. Зайцев М.В., Войта Л.Л., Шефтель Б.И. Млекопитающие фауны России и сопредельных территорий: насекомоядные. Москва– Санкт-Петербург: Наука, 2014. 24 с.
5. Kawada S., Koyasu K., Zholnerovskaya E., Oda S. A discussion of the dental formula of *Desmana moschata* in relation to the premaxillary suture. *Mammal Study*. 2002. 27. P. 107 – 111.
6. Саварин А.А. Патологии черепа северного белогрудого ежа (*Erinaceus concolor roumanicus*), обитающего на территории Беларуси: монография. Гомель: БелГУТ, 2015. 190 с.
7. Онуфреня А.С., Онуфреня М.В. Русская вухухоль в бассейне Оки. Рязань: Голос губернии, 2016. 75 с.

МОНІТОРИНГ РОЗВИТКУ ЗСУВІВ НА ТЕРИТОРІЇ СЕЛИЩА МЕЛЕКІНЕ (МАНГУШСЬКИЙ РАЙОН ДОНЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ)

М.О. Сагайдак, асп.

Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
Sahaidak-ma@ukr.net

Мелекіне – селище на півдні Донецької області за 20 км від Маріуполя на узбережжі Азовського моря. Селище розташовується на височині, до моря та іншої частини села ведуть всього декілька спусків. Зараз після низки зсувів було зруйнована дорога Маріуполь – Урзуф, пошкоджено місцеві дороги та будівлі, знищено декілька будинків. Єдина дорога, що вела до села, зруйнована та продовжує сповзати з височини до нижньої частини села разом з будівлями на спуску, що розташовані уздовж неї. Найбільш актуально питання зсувів в районі узбережжя Азовського моря становить останні 10 – 12 років. Як приклад, слід відзначити часті зсуви в Донецькій області (Мангушський та Новоазовський район) і Запорізькій області (Приазовський район). До

2014 року геологорозвідувальні та геофізичні роботи у районі досліджень виконувалось підприємством «Кримгеологія».

Під час розгляду супутникових знімків та при польових спостереженнях можна виділити 4 видатних розриви поверхні породи, які показані на рис. 1.



Рис. 1 – Найбільш уразлива територія

Ділянка дороги *Маріуполь – Урзуф*. Згідно до «Національної доповіді про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2011 році», зсув на цій ділянці активізувався у листопаді 2010 року та утворив новий зсувний блок. У жовтні-листопаді 2011 року тріщина відділення цього блоку знову активізувалася. Як показано на рис. 2, візуально виділяється тріщина довжиною 236 м з шириною до 5 м [1].

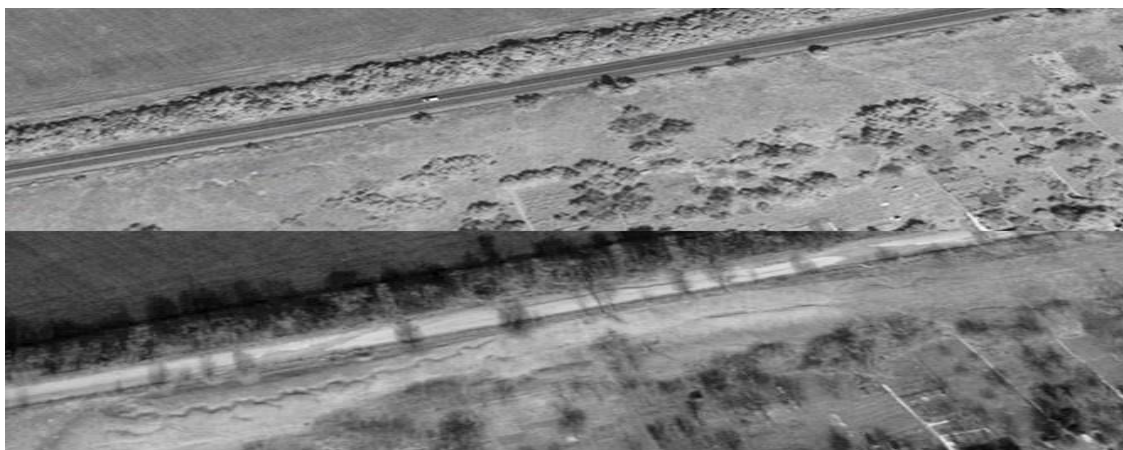


Рис. 2 – Супутникові знімки траси 2009 року (зверху) та 2018 року (знизу)

Ділянка спуску до нижньої (прибережної) частини села. Активізація зсуву № 2 та № 3 (див. рис. 1) у 2007 році призвела до деформацій та руйнацій десятків будинків та спускових автодоріг.

Як показано на рис. 3, візуально виділяється дві тріщини довжиною 409 м та 525 м.



Рис. 3 – Супутникові знімки спуску 2009 року (зверху) та 2016 року (знизу)

Спуск, відображений на рис. 3, історично змінювали (конфігурацію та напрямок) через руйнування завдяки зсувам. Біля спуску у верхній частині села знаходилося два житлових будинки, що при першому зсувному блоці відділилися та рівномірно стали опускатися з поверхнею. Але після виникнення другого паралельного розриву вони були пошкоджені та стали у аварійному стані.

Берегова лінія, що відзначена на рис. 1. Щорічно берегова лінія змінюється, і пляж скорочується під впливом абразійної діяльності Азовського моря. Аналізуючи супутникові знімки, зроблені супутниками дистанційного зондування Землі компанії DigitalGlobe у період 2011 – 2013 рр., у деяких місцях території, що розглядається, повне знищення пляжу та абразія глиняних порід

Розглянуті вище чотири ділянки – це найбільші розриви, які спостерігаються в селі і відзначаються спостереженнями Міністерством України з питань надзвичайних ситуацій (Державна служба України з надзвичайних ситуацій) з 2007 року. Незначні зсуви спостерігаються по всій розглянутій території.

Для визначення зміщення в районі зсувів с. Мелекіне було закладено 6 пунктів для GNSS спостережень. Уздовж дороги Маріуполь – Урзуф на ділянці № 1 (див. рис. 1) закладено 4 пункти. Над лінією № 2 було закладено 1 пункт. Між лінією № 2 та № 3 було закладено 1 пункт.

Пункт є забетонована (зовні та усередині) пластикова труба довжиною не менше 0,5 м з якорем унизу та об'єктом для центрування зверху.

На даний час було проведено 2 цикли спостережень: грудень 2018 року та листопад 2019 року.

Аналізуючи оброблені польові матеріали, маємо дані, які показані у таблиці.

Як видно, маємо динаміку зсуву у період з грудня 2018 по листопад 2019, яка підтверджує зсув розриву № 3 у бік берегової лінії № 4 (див. рис. 1). А в свою чергу розрив № 1 прагне заповнити простір, що звільнився під собою вздовж розриву № 3.

Таблиця – Моніторинг пунктів в районі зсувів методом GNSS-спостережень

№ пункту	Відмітка висоти за обома циклами, h (м)	Повне зміщення в горизонтальній площині, d (м)	Дирекційний кут зсуву, °
Уздовж дороги Маріуполь – Урзуф			
1	50,3650	0,019	168
	50,2780		
2	50,6750	0,018	186
	50,7220		
3	51,0470	0,023	167
	50,9470		
4	51,6850	0,033	187
	51,5940		
Над лінією № 2			
5	50,1090	0,011	243
	50,1370		
Над лінією № 3			
6	46,6400	0,171	132
	46,2640		

Висновки. Довготривалі моніторингові спостереження за зсувними процесами в Україні свідчать про стабільні зсуви на узбережжі Чорного та Азовського морів з активізацією в осені і навесні. Активізація зсувів відбувається під впливом техногенних і природних факторів, де найбільш впливовим чинником активізації є абразія.

Розглянувши річне спостереження за розвитком зсувів на території с. Мелекіне, можливо зробити наступні висновки:

1) берегову лінію, що схильна до абразійної діяльності, на східній частині села необхідно убезпечити від розмивів хвилями Азовського моря;

2) дирекційні кути зсуву не підтверджують вплив днопоглиблювальних робіт на підхідному каналі до порту Маріуполь на розповсюдження зсувів.

Перелік посилань

1. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2011 році. Київ: Міністерство надзвичайних ситуацій України, Міністерство екології та природних ресурсів України, Національна академія наук.

THE MODERN STATE AND THE PROSPECTS OF DEVELOPMENT OF THE NATURAL TERRITORY OF VYZNYTSYA OF THE CHERNIVETSK REGION AS LOCAL IMPORTANCE

O.M. Sydorenko, asp., O.M. Nikipelova, D.Sc., prof.

*State Institution «Ukrainian Research Institute of Medical Rehabilitation Therapy of Ministry of Health of Ukraine», Odessa
olya.sidorenko2332@gmail.com*

According to Art. 1 of the Law of Ukraine "On resorts" [1], a resort – a natural territory on the lands of wellness purpose that has natural healing resources necessary for its operation buildings and structures with objects of infrastructure, used for the purpose of treatment, medical rehabilitation, prevention of diseases and for recreation and is subject to special protection.

By the nature of natural healing resources (NHR), resorts of Ukraine are divided into resorts of national and local importance (Article 4 of the Law of Ukraine "On Resorts").

The resorts of national importance include natural areas that have a particularly valuable and unique PCR and are used for the treatment, medical rehabilitation and prevention of diseases.

The resorts of local importance are natural areas with common PCR and are used for the treatment, medical rehabilitation and prevention of diseases.

According to the Law of Ukraine "On Tourism" [2], "Tourist resources – a set of natural-climatic, wellness, historical, cultural, cognitive and social-everyday resources of a certain territory that meet the diverse needs of tourists."

Environmental factors may have been acquired for the well-being and for the accommodation of the local people: various visible hardening, climatic and physical training, trips to the city.

Recreation (from Latin recreation) is a concept that includes all types of recreation, including spa treatment and tourism. This is, first of all, a system of measures to improve the health of practically healthy people, that is, those who have not reached the level of illness with a health disorder. Secondly, as a means of improving the condition of sick people through well-being, not directly aimed at treating existing illnesses or eliminating related health disorders.

Vyzhnytsya is a small Carpathian town with a population of about 5,000 inhabitants. The amazing beauty of the surrounding mountains and forests, the rapid Cheremosh, combined with the original architecture of Austrian times, makes it a real pearl of the Carpathian part of Bukovina.

Vyzhnytsa is located near the Carpathians, on the right bank of the stormy Cheremosh, 70 km from the regional center - Chernivtsi (Fig. 1).



Fig. 1 – Gate in the town of Vyzhnytsya

Much of the community is occupied by the Carpathian Mountains with picturesque landscapes at all times of the year, mountain ranges, steep streams, climatic conditions suitable for mountain tourism, which is a special place among other types of tourism. Extremely interesting routes were developed by Vyzhnytsky National Park [3], which is of national importance (Fig. 2).

The mountain ranges of the Bukovynian Carpathians are designed for mountaineering, mountain hiking. For visitors, they offer several one- and two-day routes through the immediate territory of the national park and the sights of the adjacent territories - "Protyate Kaminy", "Sokolyno Oko", "Dovbusha Cave".

In the town of Vyzhnytsa on the ecologically clean area, near the river Cheremosh, there is a tourist base "Kremenitsa" (Fig. 3).



Fig. 2 – The territory of NNP "Vizhnitsky"



Fig. 3 – «Kremenitsa» tourist base

On the territory of the base there are wooden houses, a restaurant complex, a cinema hall, a swimming pool and a playground. Administration of «Kremenitsa» tourist base provides tourists with entertaining programs and excursions, in particular, excursion "to the Cave of Dovbush". Distance from the tour. base to the cave is more than 12 km. The route is difficult because it passes through mountainous terrain, it is necessary to equip it with resting places. For safe movement of tourists along the route, it is necessary to develop the Instruction on the practical use of the pedestrian eco-health route with indications for patients.

The community of Vyzhnytsya counts the objects of ecological (green) tourism. It is the most accessible type of recreation in a peculiar and colorful land, which has preserved ancient traditions and folk crafts, where hospitable hosts welcome tourists in all seasons [4].

The first farmstead of rural green tourism in the village Vyzhenka began to welcome guests in 2000. Activity is growing every year.

This is a vacation in a farmhouse, not in a traditional resort setting. It allows you to feel close to nature, learn from the inside the folk traditions and customs.

Holidays in the countryside can be varied by hiking, horseback riding and cycling, picking mushrooms and berries, fishing, participating in local events and celebrations.

Rural green estates are often located on the banks of mountain rivers with crystal water. In summer, it is possible to go on hiking trips in the mountainous terrain, in winter the hosts organize transfers to the ski slopes and rent ski equipment.

As of 2017, 44 catering establishments and 4 hotels operated in the Vizhnytsi community.

The quality of the recreational resources, the environment and the psychological comfort of the recreation depends on the recreational capacity of the area. With an excessively long recreational load, the natural environment undergoes serious changes that adversely affect natural resources, and creates psychological discomfort for the recreation itself [5].

The recreational capacity of the territory of Vyzhnytsia (total area of 9.1 km²) is the total number of persons who can stay in the territory at the same time without damaging the natural environment. The calculations were performed according to the method [6].

According to the calculations, the capacity of the Vyzhnytsia Recreation Center is 2,484 people, which is exactly the number of recreational facilities that are ecologically comfortable for the city.

Vyzhnytsya city of Chernivtsi region is located in ecologically clean area, has widespread recreational, including natural healing resources: favorable climate, mineral waters, landscapes, forests, historical and cultural resources that can be used for the purpose of recreation and health improvement of the population.

According to the Law of Ukraine "On the Resort", Vyzhnytsya has all perspectives on the status of the resort of local importance.

References

1. The Law of Ukraine "On Resorts". No. 3370 - IV of January 19, 2006. Electronic resource: URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2026-14>.
2. The Law of Ukraine "On Tourism". September 15, 1995, № 324/95-VR. Electronic resource: URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/324/95>.
3. Vizhnytskyi National Nature Park. Nature and therapeutic and recreational resources // Ed. Babov K.D, Nikipelova O.M, Kolotila M.P., Strategy V.I. Chernivtsi - Vyzhnytsya: Cheremosh, 2012. 128 p.
4. Tourist Information Guide to the Vizhnyk Territorial Community, 2017.
5. Panchenko T. Tourist environment: architecture, nature, infrastructure. Kyiv: Logos, 2009. 176 p.
6. Kravtsov V.S., Griniv L.S., Kopach M.V., Kuzik S.P. Scientific and methodological bases of recreational sphere reforming Scientific publication. Lviv: NAN of Ukraine. IRD NAN of Ukraine. 1999. 78 p.

METHODOLOGICAL ASPECTS OF RADIOECOLOGICAL MONITORING

***O.I. Symkanych, Ph.D., S.M. Sukharev, D.Sc., prof., N.I. Svatiuk, Ph.D.,
V.T. Masliuk, D.Sc., Krch K.L., Ph.D., N.I. Korol, Ph.D.***

*State Higher Educational Institution "Uzhhorod National University", Uzhhorod
Olesjasi123@gmail.com*

Silt is a universal accumulating medium, the radionuclide, trace element and chemical composition of which is formed under the influence of meteorological and seasonal factors due to the erosion of the river banks. As indicated above, the substance of which the bottom sediments of mountain rivers are composed is a mixture of clastic (products of rock, volcanic rocks) and silt (organic and mineral colloidal materials) components. The first one has the

same radioisotope composition as the original rock formations, and equilibrium disturbance in the isotope genetic chains is possible due to their leaching in water at the interface, due to the large specific surface area. The silt component is a good sorbent, its chemical and isotopic composition is formed and changed under the influence of the composition of river water.

The peculiarity of the mountain rivers is a large area of the catchment area and rapid change in the filling of their beds. The high flow velocity contributes to the updating of the sediment components, so their trace element composition reflects the state and change in the chemical properties of river water over a fixed period of time. Therefore, radio-ecological monitoring data of river sediments and reservoirs can indicate the degree of pollution not only of water resources, but also of the ecological status of large adjacent areas. With such contamination, heavy metals and gamma-active nuclides (GANs) can enter the human body through biological supply chains or directly if the reservoir is used for drinking water supply.

Figure 1 presents the scheme of formation of the trace element composition, where 1 is the proper geochemical composition of the impulses; 2 – chemical activity of GANs; 3 – catchment, reflecting man-made and geochemical factors from nearby territories; 4 – the same factors from the distance upstream of the catchment points; 5 – Current weather conditions such as: wind rose, frequency and intensity of precipitation, as well as seasonal factors. The role of these factors is different in the formation of the rivers. So, for lakes and lowlands the factors 1, 2, 5 play a special role, and for mountain rivers – 3, 4, 5.

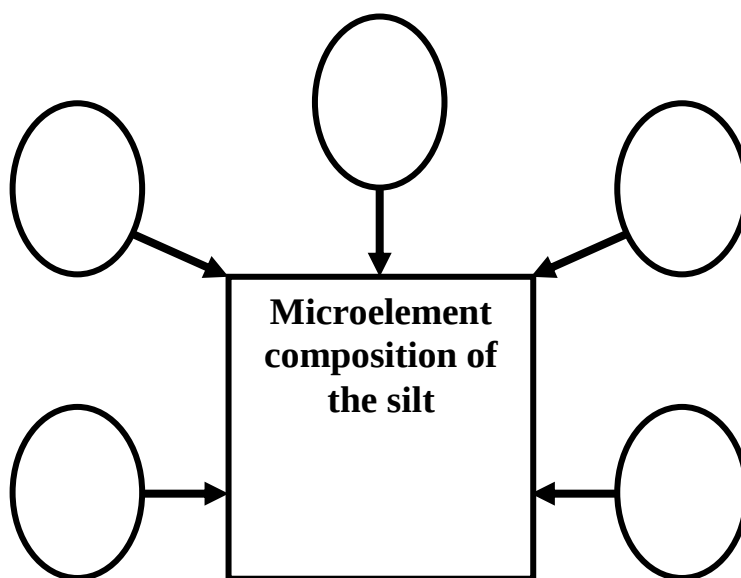


Fig. 1 – The scheme of formation of the trace element composition of silt

Considering the high dynamics of changes in the isotope and trace element composition of the silts of mountain rivers, the question arises: how high is the accuracy of the selected sampling point for characterizing not the local but sectorial characteristics of the river bed. This paper presents the results of testing the method of radioecological research on the example of sample measurements of samples from the Borzhava river, taken by the method of "envelope". Thus, near the main sampling point, a plot of $1 \times 1 \text{ m}^2$ was selected, from the tops of which 4 samples were taken for low-background measurements according to standard methods.

As can be seen from Fig. 2, within the selected perimeter, the activities of GAN 214Pb, 214V (row 238U), 212Pb (row 232Th) and natural 40K are observed. No 137Cs content was detected in all samples. The variation of specific activity values occurs for the GAN of the beginning (228Ac) and end (208Tl) of the radioactive 232Th series, the absence of 212Vi in

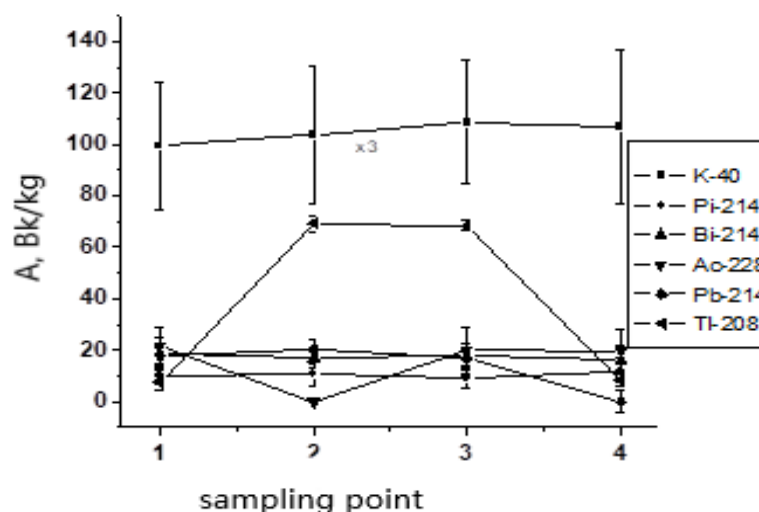


Fig. 2 – The value of the specific activities of the GAN of 4 samples of moles taken at the sampling point, Borzhava

it, genetic to ^{212}Pb can be explained by the low intensity of the characteristic lines of 0.04 and 0.288 keV (Table 1).

Table 1 – A matrix of multidimensional correlations between sampling points at the tops of a plot of $1 \times 1 \text{ m}^2$ in size, the channel of the Borzhava River

	Sample 1	Sample 2	Sample 3	Sample 4
Sample 1	1	0,97	0,979	0,99
Sample 2	0,97	1	0,997	0,97
Sample 3	0,97	0,99	1	0,98
Sample 4	0,99	0,97	0,981	1

The same information about the degree of statistical proximity of sampling points or the sectoral weight of data on the ecological status of the study area can be given by the multidimensional statistical method. In mathematical terms, each sampling is considered as a conditional multidimensional vector, the coordinates of which can be characterized, for example, by 4 variables. In this case, such variables are the specific activities of the GANs as ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{212}Pb and ^{40}K set for this sample. The degree of statistical closeness is determined by correlation analysis methods or by comparing distances between points of multidimensional space. Table 1 shows the correlation matrix for the specified 4 samples, taking into account the specific values of the GANs given in Fig. 2.

High indicators of correlation coefficients between sampling points according to the content of GAN indicate that they give sectorial rather than local characteristics of the lines of the studied rivers. This indicates the possibility of using the proposed sampling technique for radio-ecological monitoring of the mountain basin. The validity of the chosen methodology for controlling the Carpathian mountain river basin by their impulses can be ensured by a set of factors, namely, the choice of the investigated GANs, the conditions (frequency, quantity) of sampling, the quality of sample preparation and the low-background experiment, as well as the use of methods of multidimensional statistical processing of the obtained data.

ЕКОЛОГІЗАЦІЯ АГРОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ ВНАСЛІДОК ВПРОВАДЖЕННЯ КАПСУЛЬОВАНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРІВ

¹С. Синельников, пошукувач, ²К. Jozwiakowska, master, ³І. Тимчук, к.с.-г.н.,
³М. Мальований, д.т.н., проф., ³О. Нагурський, д.т.н., проф.

¹ Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління, Київ

² Warsaw University of Life Sciences, Warsaw

³Національний університет «Львівська політехніка», Львів
mmal@lp.edu.ua

Мінеральні добрива є одним із найефективніших і на сьогоднішній день незамінним засобом збільшення урожайності та поліпшення якості окремих параметрів продукції традиційного рослинництва. Застосовуючи мінеральні добрива за науково обґрунтованими рекомендаціями, аграрії керують процесом живлення рослин, підвищують якість урожаю та родючість сільськогосподарських рослин, покращують фізико-хімічні та біологічні властивості ґрунту. Згідно даних наукових досліджень науковців науково обґрунтоване застосування мінеральних добрив дозволяє збільшити врожай основних сільськогосподарських культур в середньому на 40 – 50 %. Але існують і негативні наслідки застосування мінеральних добрив – значний вплив на навколишнє природне середовище внаслідок забруднення компонентів агроєкосистем елементами живлення, які не засвоїлись рослинами. Незасвоєні рослинами водорозчинні мінеральні солі добрив потрапляють у водойми, а сполуки нітрогену, які легко розкладаються в природніх умовах, ще і в атмосферу у вигляді оксидів нітрогену. Згідно оцінок науковців частка засвоєння рослинами елементів живлення складає біля 0,4 – 0,6. Це означає, що майже половина внесених в ґрунти мінеральних добрив не бере участі у малому біотичному циклі кругообігу, а забруднює агроєкосистеми. Таким чином, внесення надмірної кількості мінеральних добрив (чого практично неможливо уникнути із позицій забезпечення рослин необхідною кількістю елементів живлення) спричиняє значний негативний вплив на довкілля, рілльничу продукцію, фауну а також і на здоров'я населення. Одним із ефективних методів зменшення негативного впливу від застосовуваних мінеральних добрив є використання нових форм – капсульованих добрив із пролонгованою дією. Такі добрива забезпечують вивільнення елементів живлення через оболонку капсули впродовж всього вегетаційного періоду рослин. Одночасно таким методом зменшуються частота та обсяг внесення добрив, запобігається міграція елементів живлення за межі малого біотичного циклу агроєкосистем, попереджується потрапляння незасвоєних елементів живлення у інші компоненти агроландшафтів. Масове застосування капсульованих мінеральних добрив гальмується значною вартістю матеріалів капсул та складністю технологій нанесення покриття. Можна було б значно зменшити вартість добрив у випадку застосування як компоненту капсулоутворюючого матеріалу полімерних відходів. У цьому випадку вдалось би не тільки отримати недорогий матеріал для капсулювання, але й вирішити питання утилізації полімерних відходів. Саме такому комплексному підходу: використанню полімерних відходів для створення капсули добрив пролонгової дії, чим досягається мінімізація екологічної небезпеки від застосування мінеральних добрив та утилізація самих полімерних відходів присвячені дослідження цієї роботи. Як перспективний полімерний відхід досліджувався модифікований поліетилтерефталат (ПЕТФ).

Нами досліджувались технологічні аспекти капсулювання гранульованих добрив плівкою на основі модифікованого ПЕТФ на експериментальній установці, зображеній на рис. 1.

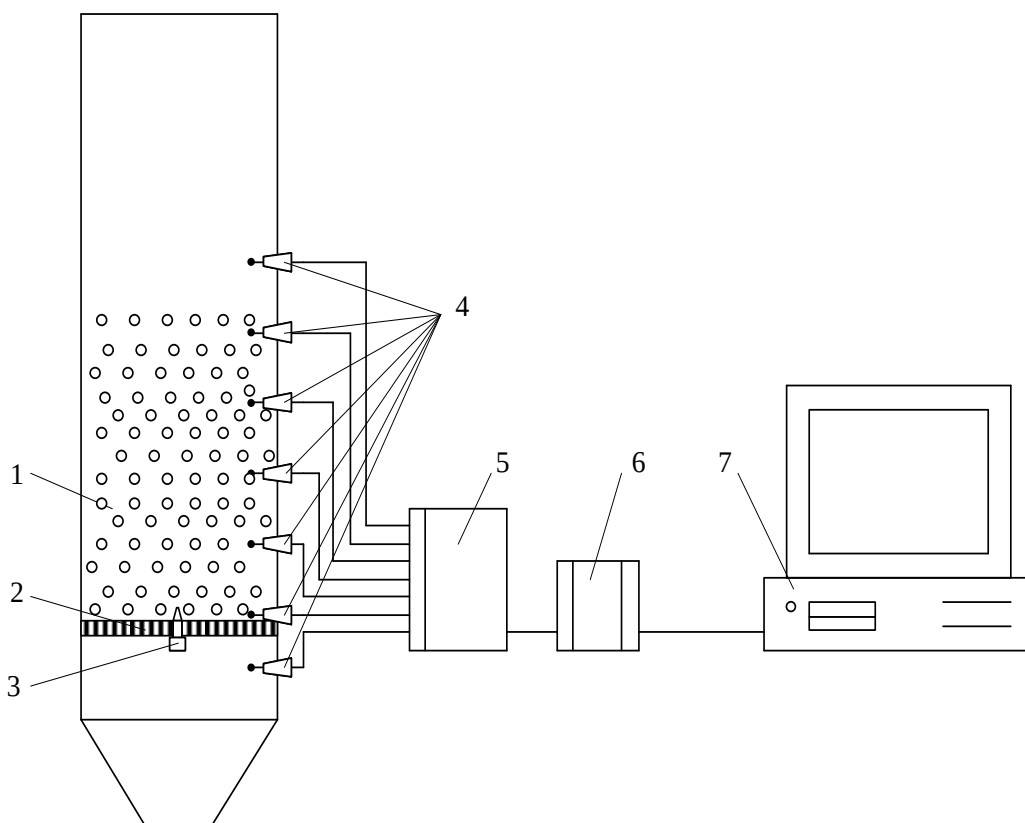


Рисунок 1 – Установка для дослідження теплообміну процесу капсулювання в псевдо зрідженому стані:

1 – циліндричний апарат ПШ; 2 – газорозподільна решітка; 3 – пневматична форсунка; 4 – термопари; 5 – інтелектуальний перетворювач ПБІ-0298; 6 – перетворювач RS-232; 7 – ПК.

Нами проаналізовано взаємодію твердої дисперсної фази, рідкого плівкоутворювача та повітря під час капсулювання гранульованих мінеральних добрив. Показано, що на поверхні частинки відбувається передача тепла від повітря до розчину плівкоутворювача і видалення розчинника у середовище газової фази. Оцінено вплив гідродинаміки, тепло- та масообміну на процес капсулювання амонійної селітри та нітроамофоски у апараті псевдозрідженого стану плівками, які складаються з модифікованого поліетилентерефталату, гідролізного лігніну та цеоліту. Встановлено, що визначальним технологічним параметром процесу капсулювання є швидкість повітря, за якої шар твердого матеріалу буде перебувати у стані стійкого псевдозрідження. Теоретичним методом розраховано швидкість повітря у апараті для капсулювання аміачної селітри 5,6 м/с та нітроамофоски 6,1 м/с. Проведено аналітично-експериментальні дослідження тепломасообміну під час капсулювання гранульованих добрив у апараті псевдозрідженого стану циліндричного типу періодичної дії за встановлених гідродинамічних режимів. Отримані експериментальні залежності температури повітря від висоти шару досліджуваних мінеральних добрив за витрати плівкоутворювача $1 \cdot 10^{-4}$ кг/с, $3 \cdot 10^{-4}$ кг/с і $5 \cdot 10^{-4}$ кг/с з використанням 7-ми каналного інтелектуального перетворювача, який дав змогу одночасно фіксувати температуру в семи точках з виводом інформації на ПК. Графічним методом за кутом нахилу температурних кривих встановлено значення коефіцієнтів тепловіддачі α під час капсулювання аміачної селітри 135,7 Вт/(м²К) і нітроамофоски 118,3 Вт/(м²К). Для плівкоутворювального розчину, який складався із етилацетату 87 % (мас), модифікованого ПЕТФ 10 % (мас), гідролізного лігніну 3 % (мас) визначено коефіцієнти масовіддачі β під час капсулювання аміачної селітри 0,251 м/с і

нітроамофоски 0,198 м/с. На основі отриманих коефіцієнтів масовіддачі встановлено максимальну витрату плівко утворювача P_{max} (10^4 кг/с·кг добрив): аміачна селітра – 20,512, нітроамофоски – 22,857. За отриманими технологічними параметрами здійснено капсулювання досліджуваних добрив. За характером кінетичних кривих вивільнення компонентів із капсульованих частинок аміачної селітри і нітроамофоски встановлено, що за визначеними технологічними параметрами отримані мінеральні добрива із прогнозованими властивостями.

Проведені дрібноділянкові польові дослідження мінеральних добрив, капсульованих модифікованим ПЕТФ. Аналіз результатів цих досліджень показав, що у випадку застосування капсульованих мінеральних добрив в агроєкосистемах сої, картоплі та кукурудзи коефіцієнт засвоєння елементів живлення рослинами підвищується у середньому на 4,5 %. Втрати в довкілля за умови використання капсульованих добрив зменшуються від 47 % до 74 % у порівнянні із гранульованими.

LANDFILL LEACHATE AS A SOURCE FOR UPPER PLANTS NUTRITION AND CROPS GROWTH

Christina Soloviy, Ph.D., Myroslav Malovanyy, D.Sc. (tech)

Lviv Polytechnic National University, Lviv city

Christina.gf@gmail.com

Landfill leachate has long been recognized as a potential source of water pollutants and must therefore be treated before disposal. It is characterized by high level of salts and ammoniacal-nitrogen ($\text{NH}_4\text{-N}$) and high organic loading. Irrigation with landfill leachate provides a means of wastewater recycling as well as nutrient reuse. However, experimental studies have come up with both positive and detrimental effects of landfill leachate. Landfill leachate contains considerable amount of NH_4 and other nutrients which can be assimilated for plant growth. The value of leachate on plants applied through irrigation was examined. An attempt was made to use phytotoxicity data for the design of a leachate irrigation plan to safeguard the recipient plants from growth inhibition or death [4].

Landfill leachate contains many nutrients that can be both recycled in cropping systems as well as serve nutrition for upper plants. Researchers Luciana C. Panchoni *et al.* (2008-2009) carried out studies on landfill leachate in terms of discovering effect on cereal nutrition and productivity on soil properties. In studies [1] the researchers used doses of landfill leachate (0 [Control], 32.7, 65.4, 98.1, and 130.8 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) three times in 2008 and three times in 2009 on a clay Rhodic Kandudult soil. In 2009, black oat (*Avena strigosa* L.) and corn (*Zea mays* L.) were cropped in succession and assessed for concentration of nutrients in leaves and for shoot biomass and grain yield, respectively. As a positive control, an additional treatment with urea (120 kg ha^{-1} of N) was studied in corn. Soil was sampled at four depths (down to 60 cm) in three sampling dates to assess chemical and biochemical properties. Concentration of nutrients in leaves, oat biomass (8530–23,240 kg ha^{-1}), and corn grain yield (4703–8807 kg ha^{-1}) increased with increasing doses of leachate. There was a transient increase in the concentration of nitrate in soil (3–30 mg kg^{-1}), increasing the risk of N losses by leaching at doses above 120 kg ha^{-1} N, as revealed by an estimated N balance in the cropping system. Sodium and K in soil also increased with increasing doses of leachate but decreased as rainfall occurred. The activity of dehydrogenase decreased about 30% from the control to the highest dose of leachate and urea, suggesting an inhibitory effect of mineral N on microbial metabolism. The result of the studies was the fact that Landfill leachate appeared to be promising as a source of N and K for crop productivity and caused minor or transient effects on soil properties.

Researchers Xiang-zhong Li and Q.L. Zhao (2003) in their studies recovered of Ammonium – Nitrogen from landfill leachate as a multi-nutrient fertilizer. Studies were held in Hong Kong landfill sites that contain high strength of ammonium-nitrogen (NH_4^+-N) in the range of 2000–5000 mg l⁻¹, which could be used to produce nitrogen-fertilizer. In order to recover the NH_4^+-N from the leachate, a lab-scale study was performed by the researchers to investigate the efficiency of magnesium ammonium phosphate (MAP) precipitation using three combinations of chemicals: $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, $\text{MgO} + 85\% \text{H}_3\text{PO}_4$ and $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} + \text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4) \cdot \text{H}_2\text{O}$. The results indicated that the NH_4^+-N was recovered by 92, 36 and 70%, respectively, using the selected chemicals at pH 9.0 and a molar ratio of $\text{Mg:N:P}=1:1:1$. The MAP precipitate ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) as struvite was examined by scanning electron microscopy and the results showed that the MAP precipitate had a typical morphology of elongated tubular and short prismatic crystals. The MAP precipitate was also analyzed by energy dispersive spectroscopy and the analytical results indicated its composition of 4.9% N, 8.6% Mg and 16% P, which was similar to the standard struvite composition of 5.7% N, 9.9% Mg and 12.6% P. To investigate the fertility of the MAP precipitate, a set of pot trial tests was conducted. Four quick-growth vegetables, Chinese flowering cabbage (*Brassica parachinensis*), Chinese chard (*Brassica rapa* var. *chinensis*), water spinach (*Ipomoea aquatica*) and water convulvulus (*Ipomoea aquatica*, *I. reptans*), were planted in sandy clay (Red Earth) and the MAP precipitate was applied as a fertilizer. The germination and growth of the selected vegetables in the pots with MAP showed significantly greater rates than those in the pots without MAP as control tests. The experiment also demonstrated that over-dosing of about 2–8 times of MAP in the soil did not cause any problems with water spinach (*Ipomoea aquatica*) growth, due to its limited solubility in water. This study confirmed the feasibility of recovering NH_4^+-N from landfill leachate effectively by chemical precipitation, and also the feasibility of applying the MAP precipitate as a multi-nutrient fertilizer for vegetable growth [2].

Researchers Sandra Radić Brkanac *et al.* (2013) in their studies that were concentrated on removal of landfill leachate toxicity and genotoxicity used such upper plants as *L. minor* *L.* for testing and defining biochemical parameters in duckweed. The comet assay on *L. minor* was performed with 10 min denaturation, 20 min electrophoresis at 1 V cm⁻¹, 300 mA. Three slides were evaluated per water sample. For each slide, 50 randomly chosen nuclei were analysed by fluorescence microscopy (Olympus BX51, Olympus, Melville, USA) with an excitation filter of BP 520/09 nm and a barrier filter of 610 nm. A computerised image-analysis system (Komet version 5, Kinetic Imaging Ltd., Liverpool, UK) was employed. The percentage of the tail DNA (% DNA) and median tail extent moment (TM) was used as the measure of DNA damage. Severe growth inhibition of *L. minor* was noticed at ammonia concentrations above 8.85mg L⁻¹ after seven-day exposure. Dry to fresh weight ratio (DW/FW) measured at the end of the seven-day experiment has shown inverse relation in comparison with RGR - 22 and 46 % increase in DW/FW was recorded under L 5 % and L 25 %, respectively, compared to control. This could be explained by the aforementioned ability of duckweed, along with all other species within the Lemnaceae family, to accumulate various pollutants including heavy metals. It has been shown that accumulation of heavy metals disturbs the plant water status, which eventually results in osmotic stress and growth reduction. The results obtained by comet assay parameters (tail moment and tail DNA) showed significant DNA damage even at L5 % while almost total DNA damage to *L. minor* nuclei was observed at L 25 % (DNA damage over 80 %). Both parameters of DNA damage in duckweed exposed to CT and ECT showed values similar to those in the control [3].

For studies [4] Leachates from landfills of different ages were examined for their phytotoxicity by seed germination/root elongation tests using seeds of *Brassica chinensis* (Chinese white cabbage) and *Lolium perenne* (perennial ryegrass). Their EC50s ranged from 4 % to 3 0% v/v, which varied remarkably with the age of landfill. Seedlings of 12 tree species were grown in pots, which were irrigated with landfill leachate at the EC50 levels (with tap water as control). No tree mortality or growth inhibition was observed in 90 days of leachate application. Chlorophyll fluorescence measurement also showed that plants receiving leachate did not suffer from reduction in photosynthetic efficiency. *Litsea glutinosa* (pond spice) and *Hibiscus tiliaceus* (sea hibiscus) had remarkable growth, and other non N-fixers were not inferior to the N-fixing *Acacia auriculiformis* (earleaf acacia). Moreover, leachate irrigation improved soil N content, though P deficiency is a problem. The seed germination test provided a conservative estimate of the phytotoxicity of landfill leachate. Plants irrigated can be protected from growth inhibition when the leachate irrigation plan is designed in light of phytotoxicity data [4].

Turki N. and Bouzid J. (2017) studied in their research effects of landfill leachate application on crops growth and properties of a Mediterranean sandy soil. Physical chemical analysis of the Bizerte's landfill leachate that the researchers conducted showed high amounts of ammoniacal nitrogen. Its treatment with combined process of coagulation/flocculation, Fenton and powder zeolite adsorption allowed a treated effluent with low content of nitrogen. The microtoxicity of raw and treated leachate was monitored by LUMISTox and its phytotoxicity was examined by seed germination/root elongation tests using seeds of *Lycopersicon esculentum*, *Lolium perenne*, *Helianthus annuus* and *Medicago sativa*. Seedlings of the three species (*Lycopersicon esculentum*, *Helianthus annuus* and *Medicago sativa*) were grown in pots, which irrigated with treated leachate at the median effective concentration (EC50) levels, NPK fertilizer and tap water as a control. LUMISTox tests showed that combined process allowed a significant toxicity removal. Treated leachate played fertilizing effect on plants growth. An increase in median effective concentration from 18% to 25% was observed. Results indicated that plants receiving treated leachate and fertilizer grew better than those receiving water alone.

Reference

1. Luciana C. Panchoni et al. Effect of Landfill Leachate on Cereal Nutrition and Productivity and on Soil Properties. *Journal of Environmental Quality*. 2016. 45(1). DOI: 10.2134/jeq2015.06.0281.
2. Xiang-zhong Li, Q.L Zhao. Recovery of Ammonium-Nitrogen from Landfill Leachate as a Multi-Nutrient Fertilizer. *Ecological Engineering*. 20013. 20(2). P. 171 – 181. DOI: 10.1016/S0925-8574(03)00012-0
3. Radić Brkanac S, et al. Removal of landfill leachate toxicity and genotoxicity. *Arh Hig Rada Toksikol*. 2014. 65. P. 89 – 99. DOI: 10.2478/10004-1254-65-2014-2431.
4. Cheng Chung-yin. Landfill Leachate as a Source of Plant Nutrients. 2004. URL: <https://core.ac.uk/download/pdf/48533572.pdf>
5. Turki and Bouzid, J Pollut Eff Cont 2017, 5:2. DOI: 10.4176/2375-4397.1000186.

ПЕРСПЕКТИВА ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ «ВІДКРИТОГО БІОЛОГІЧНОГО КОНВЕЙЄРА»

¹Х. Соловій, асп., ²К. Jozwiakowska, master, ¹І. Тимчук, к.с.-г.н.,
¹М. Мальований, д.т.н., проф., ³М. Коній, к.с.-г.н.

¹Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

²Warsaw University of Life Sciences, Warsaw, Poland

³Національний лісотехнічний університет України, м. Львів
mmal@lp.edu.ua

Значна кількість досліджень присвячена застосуванню гідробіонтів для очищення забруднених стічних вод. Яскравим прикладом очищення забруднених поверхневих вод в акваторіях рік України став бурхливий неконтрольований розвиток водоростей (і в значній мірі синьо-зелених водоростей). Вони отримали сприятливі умови для розвитку внаслідок занецищення гідросфери продуктами життєдіяльності людини – сполуками фосфору та азоту. Сприяв розвитку також розвиток мілководних ділянок, які добре прогріваються сонцем, внаслідок будівництва штучних водосховищ на Дніпрі, Дністрі, Південному Бугу та інших ріках України. Водорості, засвоюючи забруднення, сприяють очищенню води, але на стадії відмирання створюють вторинне забруднення (виділення токсичних речовин в повітря і у водне середовище), чим завдають значної шкоди довкіллю.

Огляд досліджень щодо використання водоростей для очищення фільтратів полігонів твердих побутових відходів свідчить, що мікроводорості слід розглядати як перспективне стійке доповнення до комплексних технологій очищення фільтратів. Ряд дослідників присвятили свої дослідження пошукам оптимального складу консорціуму мікроводоростей для досягнення максимальних ефектів очищення забруднених водних середовищ. Накопичену біомасу, на думку цих дослідників, доцільно використовувати як сировину для виробництва біопалива та біопродуктів із доданою вартістю для біоекономіки.

Значна кількість досліджень присвячена використанню для очищення забруднених стоків вищих водних рослин. Напевне найбільш популярною рослиною, яка використовується для цих цілей, в останній час є *Eichornia crassipes*, або водний гіацинт. На сьогоднішній день немає одностайної думки щодо доцільності застосування цієї рослини для очищення забруднених поверхневих вод. Адже, як і у випадку із ціанобактеріями, неконтрольоване розповсюдження цієї рослини створює екологічну загрозу в період її відмирання, хоча ефективність очищення нею забруднених вод підтверджується цілим рядом досліджень. Водяний гіацинт нерідко розглядають як швидкоростучу водяну рослину для очищення забруднених водних середовищ, обеззаражування каналізаційних відстійників, усунення неприємних запахів, отримання біомаси для різних цілей.

Велика кількість досліджень свідчить про ефективність очищення стічних вод від різних типів поллютантів (органічні забруднення, амонійний азот, важкі метали) із використанням штучно організованих водно-болотних ділянок (які часто носять назву біоплато). Для формування біоплато використовувались такі рослини як очерет, верба, ячмінь, овес, кукурудза, жито, а також комбінації із різних типів рослин. В. Попович досліджував перспективність застосування біоплато для очищення фільтратів Львівського (Грибовицького) сміттєзвалища, але дані експериментальних досліджень цього методу не приводять. Технологія за невеликих капітальних та експлуатаційних затрат дозволяє забезпечити достатню ступінь очищення і, на нашу думку, може застосовуватись як один із елементів комплексних технологій очищення фільтратів.

На нашу думку перспективним є інтегроване компонування і подальше застосування комплексу біологічних технологій, названого нами «відкритим біологічним конвеєром» для очищення фільтратів сміттєзвалищ. Концепція «біологічного конвеєра» розроблена в Інституті колоїдної хімії та хімії води імені А.В. Думанського за ініціативи і активної участі професора Петра Гвоздяка. Технологічна суть біоконвеєра полягає в тому, що на шляху води, яку потрібно очистити, розміщені гідробіонти – анаеробні бактерії, аеробні мікроорганізми (копіотрофи, оліготрофи, найпростіші), фільтратори, хижаки. Перебуваючи на своїх «робочих місцях», вони «видають» з води розчинені у ній органічні сполуки і біомасу (тіла) організмів. На думку авторів, перевагами біоконвейєра є можливість очищення будь-яких (природних, зливових, побутових, промислових стічних) вод, що містять розчинені органічні сполуки, навіть гранично токсичні, канцерогенні чи мутагенні, за будь-яких їх концентрацій. Вважається, що біоконвеєр дає змогу доводити якість очищеної води до будь-якого заданого ступеня чистоти. Він знімає проблему надлишкової біомаси, оскільки вона споживається і мінералізується у трофічному ланцюгу. При цьому чим більша кількість трофічних рівнів задіяна у біоконвеєрі, тим менше біомаси залишається в очищеній воді. На думку авторів, достатньо мати в очисній споруді трофічний ланцюг у 2 – 3 ланки, щоб зменшити кількість надлишкової біомаси у 100 – 1000 разів. Оскільки автори пропонують компонувати у біоконвейєрі трофічний ланцюг, то такий біоконвейєр повинен складати (або максимально наближатись) до замкнутої екобіологічної системи, назовемо його умовно «замкнутим біоконвейєром».

Групи науковців, очолюваних П. Гвоздяком, розробили окремі варіанти «біоконвейєрів» для очищення токсичних стоків: токсичних відходів Чернігівського ВО «Хімволокно» (Україна), основним забруднювачем яких є гексаметилендіамін; стічних вод АТ «Мотор Січ» (Україна), які забруднені нафтопродуктами та іонами нікелю, стічних вод ВО «Лакофарба» (Білорусь), які забруднені токсичними органічними забрудненнями: ксилолом, толуолом, фталевим і малеїновим ангідридами, циклогексанолам, акролейном тощо.

На нашу думку, організація трофічного ланцюга для біоконвейєра не є цілком оправданою. Зона біореактора, головним завданням якої є утилізація надлишкової біомаси (яка є цінною сировиною для виробництва біогазу), практично не бере участі в очищенні стічної води. Слід зауважити, що за всіх намагань авторам не вдалось досягти повної утилізації біомаси всередині закритої системи, поза увагою залишилась зона фітореактора, звідки надлишкова біомаса повинна відводитись і утилізуватись.

Окрім того, для всіх зон автори пропонують використовувати для іммобілізації гідробіонту один тип носія, який вони вважають за універсальний і оптимальний – носій типу ВІЯ (волокнистий носій вієподібного вигляду, «вії» якого складаються із капронового текстурованого джгутового волокна). Без сумніву такий носій має значну площу масообміну, на якій і проходить іммобілізація гідробіонту. Але вважати його універсальним, на нашу думку, надто сміливо, хоча б тому, що універсальних рішень не існує в принципі.

Нами пропонується для використання з ціллю очищення стоків схема «відкритого біологічного конвеєра». Головною відмінністю пропонованої схеми є відсутність трофічного ланцюга і організований примусовий вивід надлишкової біомаси на стадію її утилізації. Ми вважаємо, що доцільною є за можливості відмова від анаеробної зони, яка є достатньо чутливою і вимагає підтримання жорстких умов очищення. Доцільним також є розширення за можливості зони фітореактора і компонування її більш широким спектром гідробіонтів, ефективність яких доведена дослідженнями ряду науковців, опис яких приведений вище (водоростей, водоплаваючих рослин, рослин

штучних водно-болотних угідь). Щодо біогазового реактора, то необхідним є проведення додаткових досліджень з ціллю встановлення оптимальних умов когенерації біогазу із використанням як сировини композиції із різних видів біомаси.

Щодо носія, на якому іммобілізуються гідробіонти, то ми вважаємо, що для ряду випадків (особливо в умовах очищення потоку), застосування носія типу ВІЯ буде оправданим і оптимальним. Але для кожного конкретного випадку очищення оптимальний тип носія повинен визначатись на основі техніко-економічного аналізу за результатами окремих досліджень.

ВИКОРИСТАННЯ ВІТРО-ВОДНЕВИХ НАКОПИЧУВАЧІВ ЕНЕРГІЇ ДЛЯ ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ОТОЧУЮЧЕ СЕРЕДОВИЩЕ

**¹В.В. Соловей, д.т.н., проф., ²Н.В. Внукова, д.т.н., проф.,
¹М.М. Зіпунніков, к.т.н.**

*Інститут проблем машинобудування ім. А.М. Підгорного НАН України, м Харків
Харківський національний автомобільно-дорожній університет, м Харків
solovey_v_v@ukr.net*

Розширення масштабів використання нетрадиційних і відновлюваних джерел енергії (НВДЕ) в Україні, яка відноситься за своїми кліматичними умовами до країн з помірними значеннями первинних потенціалів НВДЕ, зумовлює необхідність істотного удосконалення процесів перетворення енергії і підвищення техніко-економічних характеристик систем енергопостачання на їх основі. Одним з основних шляхів вирішення цієї проблеми є інтенсифікація процесів перетворення енергії у всіх ланках системи, як на стадії генерації енергії, так і при її споживанні, що зумовлює необхідність системного дослідження динаміки процесів енергоперетворення в основних елементах технологічної схеми [1].

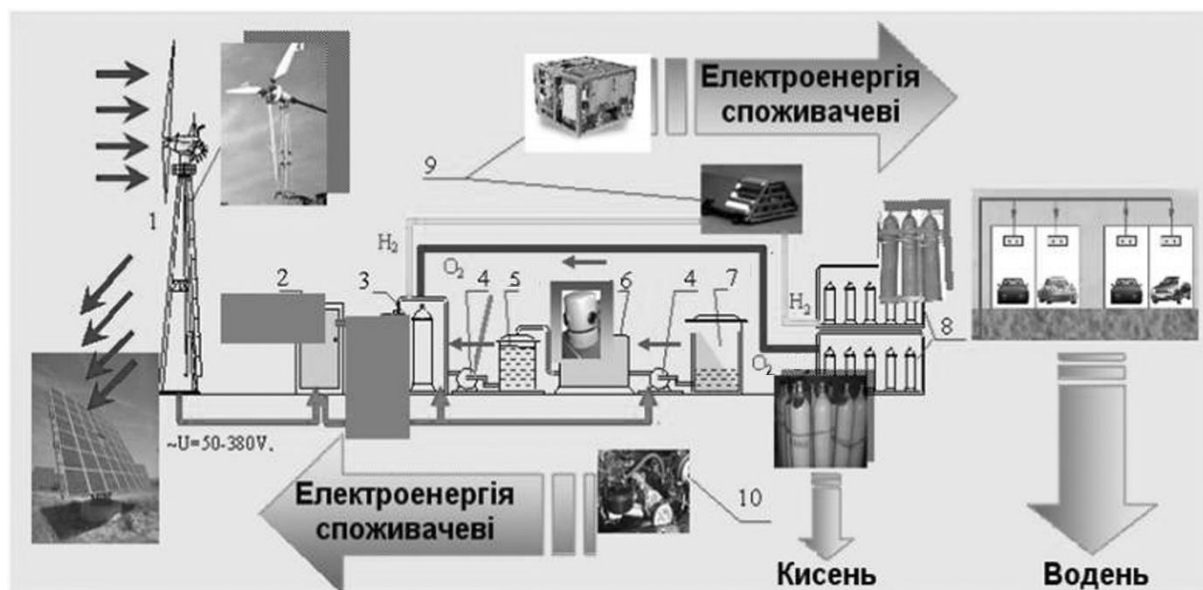
Основними аргументами, які свідчать на користь розширення масштабів виробництва і використання водню, є наявний потенціал вітроенергетичних ресурсів, що є базою для отримання екологічно чистих енергоносіїв для транспортної та стаціонарної енергетики. В даний час основним джерелом для отримання водню є органічна сировина, яка не може застосовуватись в необмеженій кількості в зв'язку зі зростаючим її дефіцитом.

Виробництво екологічно чистого енергоносія не повинно здійснюватися із забрудненням навколишнього середовища, знижуючи економічний ефект від впровадження водневих технологій. Тому в якості перспективних джерел енергії для виробництва водню, в першу чергу, слід розглядати поновлювані види енергії, запаси яких наявні в багатьох регіонах України.

В якості першочергових проектів, які можуть бути реалізовані в найкоротші терміни з максимальною економічною ефективністю і мають велике значення для економіки України, можна виділити роботи, спрямовані на підвищення ефективності використання енергії вітру і сонця в інфраструктурі паливно-енергетичного комплексу на основі використання водневих технологій. Сучасний рівень водневих технологій дозволяє виробляти і накопичувати водень безпосередньо в умовах водневих заправних станцій і використовувати його в якості палива в автомобільному транспорті [2 – 5].

З метою зниження гостроти енергоекологічної кризи пропонується розширити використання відновлювальних видів енергії шляхом створення сонячних вітроводневих заправних станцій (СВВС) на базі новітніх технологій для забезпечення

автотранспорту і судових енергоустановок екологічно чистим паливом – воднем, схема, якої представлена на рис.



1 – вітроелектрична установка турбогенератора; 2 – система електроперетворення і управління; 3 – електролізер високого тиску; 4 – насос; 5 – бак опрісненої води; 6 – опріснювальний блок; 7 – бак початкової води; 8 – накопичувальні ємності для водню і кисню; 9 – балони для комерційної реалізації газів; 10 – металогідридні модулі для тривалого зберігання і стиснення водню

Рис. – Принципова схема автономного вітроводневого енерготехнологічного комплексу для заправки автотранспорту

Автомобільні компанії світу вже давно почали виробляти транспорт з низькою токсичністю викидів відпрацьованих газів. Однак, суттєвим вирішенням транспортно-екологічних проблем є використання водню в якості палива. Для подолання енергоекологічної кризи в Україні пропонується створення вітроводневих заправних станцій з метою забезпечення автотранспорту екологічно чистим паливом – воднем і зменшенням залежності від імпорту моторних палив.

Вітроводневу станцію пропонується створити на базі електролізера високого тиску – модульної схеми (5×100 кВт): потужність вітроелектричного генератора – 500 кВт; тиск в електролізері і балонних модулях для товарних поставок – 35,0 МПа; витрати опрісненої води – $10 \text{ м}^3/\text{год}$; продуктивність одного модуля: водень – $120 \text{ м}^3/\text{год}$, кисень – $60 \text{ м}^3/\text{год}$.

Результати проведених експериментальних досліджень витратно-масових характеристик отримання водню на базі електрохімічної технології використані при розробці елементів конструкції електролізера і оптимізації його роботи на змінних режимах, характерних для систем, що використовують поновлювані джерела енергії.

Застосування в складі ВВС електролізера на базі оригінальної електрохімічної безмембранної технології у порівнянні з традиційними електролізерами забезпечує наступні переваги [3]: енерговитрати на одиницю виробленого продукту складають 3,8 – 4,1 кВт·год/ м^3 ; система забезпечує генерацію газів з тиском, обмеженим лише міцністю конструкції корпусних елементів (на практиці досягнуто рівня 50 МПа); відсутність розділових мембран, що підвищує надійність і безпеку експлуатації системи; в електрохімічному генераторі водню і кисню високого тиску не використовуються рідкоземельні метали і метали платинової групи, що здешевлює вартість основного устаткування; чистота водню та кисню, що отримуються в результаті електрохімічної

реакції, відповідно – 99,98 % і 99,95 %. Одна така станція при безперервній роботі на розрахунковому режимі може виробляти за добу ~ 250 кг водню. Це відповідає ~ 625 л бензину в енергетичному еквіваленті і зменшуються шкідливі викиди в атмосферу ~ 1250 кг CO₂.

Отримання водню і кисню під високим тиском виключає використання механічних компресорів, коефіцієнт корисної дії яких не перевищує 60 %, і забезпечує подачу палива безпосередньо в бортові газобалонні системи зберігання водню. Можливість реалізації водневих технологій вбачається на основі створення автономних вітроводневих станцій, що розташовуються в зонах з високим вітровим потенціалом, наприклад, вздовж узбережжя озер, морів, океанів. Немає необхідності відчуження землі для будівництва станцій і забезпечується розташування, наприклад, водо-опріснювального комплексу безпосередньо в зоні наявності морської води.

Спільне використання вітряних агрегатів з водневими накопичувачами енергії дозволить розв'язати не лише проблему отримання прісної води, але і забезпечить можливість постачання енергії та тепла у віддалені поселення, розташовані далеко від промислових електромереж, без використання викопних палив.

Перелік посилань

1. Solovey V.V., Vasiliev A.I., Zipunnikov M.M., Emri I. Use of solar and wind power complexes to reduce the man-caused load in recreational zones. *Bulletin of the Engineering Academy of Ukraine*. 2014. # 1. P. 209 – 214.
2. Solovey V.V., Vanags M., Volkovs A., Grinberga L., Shevchenko A., Zipunnikov M. Self-sufficient pv-H₂ alternative energy objects. *Problems of machine building*. 2016. Vol. 19. # 4. P. 62 – 68.
3. Solovey V., Kozak L., Shevchenko A., Zipunnikov M., Campbell R., Seamon F. Hydrogen technology of energy storage making use of wind power potential. *Problems of machine building*. 2017. Vol. 20. # 1. P. 62 – 68.
4. Zipunnikov M.M. Formation of potassium ferrate in a membrane-less electrolysis process of water decomposition. *Питання хімії та хімічної технології*. 2019. № 5. С. 42 – 47.
5. Solovey V.V., Nguyen Tien Khiem, Zipunnikov M., Shevchenko A. Improvement of the Membrane – less Electrolysis Technology for Hydrogen and Oxygen Generation. *French-Ukrainian Journal of Chemistry*. 2018. Vol. 6. # 2. P. 73 – 79.

СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ КУЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ

М.І. Станко, М.А. Берлінський, д.геогр.н., проф.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
madinastanko54650@gmail.com

Основною метою є розуміння можливих конкретних причин, які впливають на пересихання Куяльницького лиману, та ступінь їх впливу. Лише конкретно розуміючи питання, можна знайти конкретну відповідь щодо вирішення цього питання.

Основна небезпека для лиману полягає в його поступовому пересиханні. Рівень води в 2013 порівняно з травнем 2012 року знизився на 16 см. Як відомо, середня глибина лиману становить 1 м, тому навіть таке незначне, на перший погляд, зниження є досить серйозним. Повне пересихання лиману призведе до неминучої загибелі водної флори та фауни, втрати унікальних лікувальних властивостей водоймища. Серйозну

проблему, зокрема, становитиме солоний пил, який буде розносити вітер (як це сталося після майже повного пересихання Аральського моря).

У 1860-і роки, завдяки дамбі (зведеної в 1859 р) вода з річки Великий Куяльник в південну частину Куяльницького лиману не потрапляла взагалі. В результаті цього за якийсь десяток років сіль випадала кілька разів, але найбільше – в 1866 році. А щоб південна частина лиману не висохла, воду в неї кілька разів впускали з моря.

З 1875 року розпочалося поступове підвищення рівня лиману в північній частині, і греблю перехльостували водою. Щоразу після цього її ремонтували. Так тривало кілька років, поки в 1878 році греблю чи не розмило остаточно, та її закинули [1].



Рис. – Залишки дамби [2]

Мінералізація ропи Куяльницького лиману у 2005 та 2008 рр. складала 85 – 102,4 г/дм³. Хімічний склад ропи є хлоридно-натрієвим, де вміст переважаючих іонів відповідно складає 71 та 96 % (табл. 1).

Таблиця 1 – Хімічний склад ропи Куяльницького лиману, мг/дм³ [3]

Дата	pH	Ca	Mg	N+K	K	CO ₃	HCO ₃	SO ₄	Cl	M
14.03.05	7,25	1200	5594	29575	240	50	244	581	59960	102444
22.06.08	6,9	980	4760	25320	98	45	150	786	52570	86709
23.06.08	7,4	960	4770	25009	113	40	150	760	52120	85922
24.06.08	7,2	1000	4620	25110	80	40	150	907	51770	85677
26.06.08	7,1	900	4800	25560	180	40	150	3000	52830	87460
27.06.08	7,55	1120	4850	26410	210	40	100	3185	54600	90515
25.07.08	7,3	860	5450	30840	348	40	150	3280	62740	103708
01.08.11	7,2	800	8800	55420	600	50	200	7800	107160	180830

На початку XX століття Куяльницький лиман вперше зіткнувся з проблемою обміління. У зв'язку з цим в 1907 і 1925 роках через спеціально прориті канали в лиман впускали морську воду. Зараз час від часу звучать побоювання, що цей метод може призвести до загіпсування грязі Куяльницького лиману. Досліди, проведені в середині 1920-х років, рішуче спростовували подібні побоювання.

За даними, опублікованими у виданні «Гідротехнічні дослідження Куяльницького лиману під час впуску морської води», «додавання 10 % і 30 % морської води не може загрожувати загіпсуванню грязі, додавання 100 % дає різну картину в присутності і відсутності грязі». По гарячих слідах (стаття була опублікована

в 1927 році) В. Бертенсон писав, що «в майбутньому, після років слабого надходження весняних вод, передбачається випускати морську воду в дуже великих кількостях, з метою ослаблення концентрації та підняття рівня лиману». Вже в останні роки було проведено масштабне дослідження (2013 р.), яке підтвердило, що морська вода не є небезпечною для лиману. Більш того, опріснення лиману просто необхідно, так як зафіксована солоність в 360 г/дм³ є недосяжною. Сприятливим для лікувальних цілей солоністю, по ряду досліджень, можна вважати наявність 100 – 200 г/дм³. При солоності більше 250 г/дм³ всі специфічні організми, що живуть в солоній ропі Куяльницького лиману, гинуть, а створення лікувальної грязі припиняється [4].

При цьому мінералізація ропи Куяльницького лиману є значно вищою за мінералізацію морської води Одеської затоки Чорного моря (табл. 2).

Таблиця 2 – Статистична характеристика хімічного складу морської води [3]

Інгредієнти	Вміст, мг/дм ³					Рівень надійності, 95,0 %
	min	max	середній	стандартна похибка	стандартне відхилення	
Ca^{2+}	219,0	269,0	255,5	2,55	12,21	5,28
Mg^{2+}	596,0	684,0	660,6	5,17	24,81	10,73
Na^{+}	4515,0	6695,0	5619,6	82,15	394,00	170,38
K^{+}	189,0	208,2	197,8	2,79	7,40	6,84
CO_3^{2-}	26,0	93,0	46,0	14,06	31,46	39,05
HCO_3^{-}	158,0	201,0	183,6	2,60	12,45	5,38
SO_4^{-}	1300,0	1450,0	1360,6	6,77	32,46	14,04
Cl^{-}	8042,0	10306,0	9792,3	109,50	525,17	227,09
Мінералізація	14725,0	18488,0	17786,1	196,97	944,64	408,49
Відсотковий вміст інгредієнтів, мг-екв/дм ³						
Ca^{2+}	3,69	4,25	4,0	0,02	0,11	0,05
Mg^{2+}	15,62	18,95	17,20	0,11	0,53	0,23
Na^{+}	74,91	80,69	77,20	0,23	1,12	0,48
K^{+}	1,50	1,90	1,60	0,04	0,10	0,09
CO_3^{2-}	0,11	0,40	0,21	0,07	0,1	0,11
HCO_3^{-}	0,87	1,06	0,93	0,01	0,06	0,03
SO_4^{-}	8,94	11,17	9,18	0,11	0,51	0,22
Cl^{-}	87,65	90,12	89,67	0,12	0,58	0,24

Нині весь цей стік зрегульований, і близько 80 % штучних водойм, розташованих у межах водозборів річок, щорічно пересихає, й значні об'єми припливу талих та дощових вод витрачаються на їх заповнення та наступне випаровування з водної поверхні.

Щодо стоку річки Великий Куяльник з хімічної точки зору: його усереднена загальна мінералізація у 1978 – 1993 рр. була більше ніж у 10 разів нижчою, ніж морської води й не перевищувала 3662 мг/дм³ при середньоарифметичному 1609 мг/дм³. У воді в значній частині проб вміст токсичних катіонів магнію і натрію та аніонів хлору й сульфатів перевищував встановлені гранично допустимі норми у рази для водойм рибогосподарського призначення. Така мінералізація є характерною для

більшості річок Причорномор'я. За хімічним складом це хлоридно-сульфатна магнієво-натрієво-кальцієва вода (табл. 3).

Таблиця 3 – Характеристика хімічного складу води річки Великий Куяльник [3]

Інгредієнти	Вміст, мг/дм ³					
	1978 – 1993 рр.			2010 – 2014 рр.		
	min	max	середній	min	max	середній
Ca^{2+}	60,1	233,0	129,9	80,0	320,0	206,8
Mg^{2+}	9,7	379,0	135,6	64,0	469,0	274,2
Na^{+}	1,0	535,0	170,4	141,0	708	486,5
K^{+}	0,1	225,0	52,9	13,8	21,0	16,8
CO_3^{2-}	0	0	0	0	9,0	4,6
HCO_3^{-}	145,0	589,0	368,4	245,0	600,0	449,7
SO_4^{-}	25,9	885,0	350,0	110,0	1750,0	1119,2
Cl^{-}	31,5	1760	454,9	345,0	1310,0	910,3
Мінералізація	436,1	3661,0	1609,2	995,0	5100,0	3346,5
pH	7,3	8,2	7,79	8,1	8,60	8,36

Середня багаторічна величина річного стоку річки Великий Куяльник змінюється від 0,6 л/с*км² на півночі до 0,2 л/с*км² при впадінні у Куяльницький лиман. Найбільший річний стік спостерігався у 2003 році, найменший – у 1993 році.

По-друге, нині зниження рівня води в Куяльницькому лимані пов'язано з повною урегульованістю стоку річок, що в нього впадають, а також значним випаровуванням з водної поверхні, яка становить 364 – 934, в середньому 561 мм/рік, що в кінцевому результаті складає 29,172 млн м³/рік з поверхні лиману Куяльник.

Оцінений притік прісних вод до лиману за різними оцінками складає 17 – 26 млн. м³/рік, з них 1,3 млн. м³ – підземний стік.

За літературними даними мінералізація ропи лиману в 1945 р. складала 29, а в 1962 р. – 285 ‰, у 2006 – 2009 рр. – 100 - 169 ‰, тобто її склад і мінералізація змінюються в часі.

Перелік посилань

1. История одной плотины – как Куяльницкий лиман разделили на две части. Самый одесский Блог. 2012. Електронний ресурс: URL: <https://kaiser-w.livejournal.com/242324.html> (дата звернення: 31.03.2020).

2. Быть или не быть Куяльнику мертвым морем – вот в чем вопрос? Думская. 2011. Електронний ресурс: URL: <https://dumskaya.net/article/byt-ili-ne-byt-kuyalniku-mertvym-morem--vot-v-ch/> (дата звернення: 31.03.2020).

3. Лозовіцький П.С., Томахін М.Л. Екологічний стан Куяльницького лиману й необхідність його поповнення морською водою. *Екологічні науки*. 2015. № 8. С. 69 – 85.

4. Несколько историй Куяльницкого лимана. Odessa Online. 2018. Електронний ресурс: URL: <https://odessa.online/neskolko-istorij-kuyalnitskogo-limana/> (дата звернення: 31.03.2020).

АНАЕРОБНЕ ТРАВЛЕННЯ ЯК МЕТОД ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ІЗ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ

¹У. Сторощук, асп., ²R. Cebula, master, ¹М. Мальований, д.т.н., проф.

¹Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

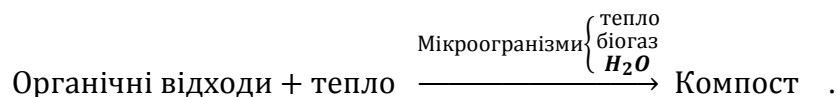
²Rzeszow University of Technology, Rzeszow, Poland

storoshchukulana@gmail.com

Поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ) було визнано однією із глобальних проблем, яку потрібно вирішувати для досягнення цілей сталого розвитку. Накопичені відходи спричинили багато екологічних проблем, в тому числі неконтрольований викид парникових газів. Більше того, зростаюча кількість відходів призвела до дефіциту площ, доступних для утилізації відходів, що призвело до нестійкого поведіння із відходами. Ці проблеми спричинили серйозні занепокоєння громадськості, що, в свою чергу, призвело до політичних дій, спрямованих на зменшення кількості відходів, що потрапляють у навколишнє середовище. Ці дії спрямовані на просування стійких рішень щодо управління відходами. Основна мета – сприяти переробці ТПВ та використанню відходів як сировини для виробництва енергії. Ці перетворення можна здійснити, використовуючи або біологічні (наприклад, анаеробне травлення), або термохімічні процеси (наприклад, піроліз). Використання відходів для виробництва енергії може бути одним із ключів до кругової економіки, що дозволяє підтримувати на ринку продуктивність, матеріали та ресурси якнайдовше, мінімізуючи використання відходів та використання ресурсів. Тому Європейський Союз (ЄС) визначив, що технологія використання відходів для виробництва енергії гармонізується із енергетичною та кліматичною політикою ЄС без шкоди для досягнення вищих показників повторного використання та переробки.

Біологічні методи технологій утилізації відходів реалізуються таким чином, що використовуються, контролюються та посилюються природні біологічні процеси. Таким чином, вони можуть діяти лише на органічні матеріали, які біологічно розкладаються. Біологічними методами можна обробляти або механічно відокремлені органічні відходи із змішаних ТПВ, або відсортовані органічні матеріали, які біологічно розкладаються і забезпечують більш концентрований потік органічних матеріалів [1].

У біологічних процесах використовуються ферменти бактерій та інших мікроорганізмів для руйнування біомаси за допомогою **анаеробного травлення**. Цей процес є одним із небагатьох процесів, що забезпечує екологічно чистий напрямок для отримання енергетичного палива із ТПВ. Анаеробне травлення можна описати схематичним рівнянням [2]:



Мікроорганізми перетворюють органічний матеріал у біогаз у ряді біологічних процесів без присутності кисню. Найпопулярнішою сировиною для анаеробного травлення є різні види органічних відходів, такі як гній, сільськогосподарські відходи, залишки сільськогосподарських культур, стічні води та ТПВ. Анаеробне травлення завершується після чотирьох послідовних фаз: гідроліз, ацидогенез, ацетогенез та метаногенез. В процесі гідролізу складні полімери розкладаються ферментами на мономери, які в подальшому перетворюються на жирні кислоти (оцтова, пропіонова та масляна кислоти) та водень на другій стадії процесу – ацидогенезі. В ацетогенезі із

жирних кислот утворюються ацетат, вуглекислий газ та водень, і, нарешті, вони перетворюються в метан у процесі метаногенезу [3].

Біогаз (метан) – газоподібне біопаливо, яке виробляється в процесі перетравлення органічних матеріалів за відсутності кисню і складається в основному із метану та CO_2 . Він містить високу концентрацію метану (50 – 80 %), що робить його придатним для використання як джерела енергії для двигунів згоряння, турбін або котлів як самостійно, так і змішаних із іншими видами палива. У простому застосуванні біогаз може живити газові плити. Це рішення настійно рекомендується, особливо в країнах, що розвиваються. Перехід від традиційного твердого палива (деревини, гною, сільськогосподарських залишків та вугілля) до більш чистого біогазу може значно зменшити забруднення повітря та спричинені ним захворювання [4]. Можна сказати, що належним чином підтримуваний процес анаеробного травлення є одним із найкращих способів зменшення викидів парникових газів, сприяння використанню відходів для отримання енергії та підвищення цінності добрив із продуктів переробки [5].

Тверді побутові відходи широко використовуються як сировина для анаеробного травлення, оскільки вони мають сприятливий склад, багаті вуглеводами, білками та мінералами. Окрім джерела ТПВ, важливими чинниками, що впливають на засвоюваність ТПВ, є співвідношення вуглецю до азоту ($C : N$), розмір частинок, вміст води (вологість проти сухого травлення) та температура травлення і органічного навантаження, яке подається в котел. Наявність етапу попередньої обробки або кондиціонування перед травленням може мати позитивний вплив на травлення, оскільки це може призвести до більш легкого розкладання [7].

Ринок біогазу найбільш розвинений у Європі. Це пояснюється тим, що саме розвинені країни ЄС першими впровадили програми переходу до альтернативних джерел енергії та впровадження нових біогазових технологій. У європейській практиці 75 % біогазу виробляється із відходів сільського господарства, 17 % – із органічних відходів приватних домогосподарств та підприємств, ще 8 % – із муніципальних каналізаційних стоків та каналізаційних стоків окремих виробництв [8].

Чим ефективніша система утилізації відходів, тим вона бажаніша. На сьогодні енергетична стійкість є надзвичайно важливою, тому найбільш сприятливі системи повинні пропонувати можливість отримувати енергію без надмірного використання навколишнього середовища, але побічні продукти та викиди повинні бути принаймні нешкідливими та бажано корисними. Анаеробне травлення передбачає відновлення енергії в процесі спалювання біогазу, під час якого відбувається зменшення кількості утворених відходів приблизно на 10 % . Як другий продукт, отримуємо цінні добрива; поживні речовини із органічних відходів можна використовувати повторно. Суттєва перевага енергетичного використання біогазу у порівнянні із спалюванням природного, зрідженого газу, нафти та вугілля – це його невичерпність у природному балансі.

Перелік посилань

1. DEFRA Advanced biological treatment of municipal solid waste (2013).
2. Jouhara H., Czajczyńska D., Ghazal H., Krzyżyńska R., Anguilano L., Reynolds A.J., Spencer N. Municipal waste management systems for domestic use. *Energy*. 15 November 2017. Vol. 139.
3. Nizami A-S. Anaerobic digestion: processes, products, and applications. *Anaerob digesrion* (2012).
4. Bond T., Templeton M.R. History and future of domestic biogas plants in the developing world. *Energy Sustain Dev.* 2011. 15.

5. Insam H., Franke-Whittle I., Goberna M. Microbes at work. From wastes to resources. 2010. Vol. 353. Springer, Verlag Berlin Heidelberg.
6. Petersson A. Biogas cleaning. Woodhead Publishing Limited. 2013
7. Matsakas L., Gao Q., Jansson S., Rova U., Christakopoulos P. Green conversion of municipal solid wastes into fuels and chemicals. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2017. Vol. 26.
8. Богоявленский Р.Г., Рыжов В.А. Мировые тенденции в области современных технологий утилизации твердых промышленных и бытовых отходов. Москва: ЭКОС, 2000.

АНАЛІЗ ІРИГАЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ

К.С. Студьонова, маг., С.М. Юрасов, к.т.н., доц.
 Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
 katya_studenova@ukr.net

Полив сільгоспугідь завжди був і залишається важливою проблемою півдня України. Перетворення деяких водних об'єктів для потреб іригації (наприклад, лиману Сасик у водосховище) [1] призвело до засолення ґрунтів при використанні їх вод. У зв'язку з цим розвиток методів аналізу поливних вод є актуальним на сьогоднішній день. Одними з основних іригаційних критеріїв вод є їх мінералізація та співвідношення головних іонів. Полив водами з високою мінералізацією може привести до засолення сільськогосподарських угідь. Засоленням називають накопичення в кореневмісному шарі ґрунту легкорозчинних солей, у тому числі токсичних для рослин. Від співвідношення головних іонів залежить, які соли будуть утворюватись в ґрунті. А підвищений вміст іонів Na^+ у порівнянні з Ca^{2+} може сприяти збільшенню лужної реакції ґрунтів, дисперсності мінеральної частини, твердості при висушуванні, тобто осолонцюванню. В тому та іншому випадку дуже знижується врожайність поливних ділянок.

У [2] запропоновано детальна типізація іригаційних вод, що заснована на типізації вод за О.А. Альокінім [3]. Води, придатні для іригаційних цілей в залежності від співвідношення головних іонів, поділені на шість підтипів: I, IIa, IIb, IIIa, IIIb, IIIv. Підтипи вод відрізняються набором гіпотетичних солей, тобто солей, які можуть утворитися при випаровуванні води у послідовності, що викладена в [3, 4]. Для ідентифікації набору гіпотетичних солей і оцінці їх кількості зручніше використовувати табл.

У табл. 1 концентрація іонів виражена в мг-екв/дм³. Концентрація $rHCO_3^-$ розглядається як сума карбонатів і гідрокарбонатів (у перерахунку на $rHCO_3^-$), а концентрація rNa^+ – як сума натрію і калію (у перерахунку на rNa^+). В осередку таблиці на перетині стовпця і рядку стоїть числове значення концентрації (мг-екв/дм³) одного з іонів, що входять до складу гіпотетичної солі.

Наприклад, у водах типу I (табл. 1) частина іонів натрію (rNa^+)_{Cl} врівноважує іони хлору. У еквівалентах ця частина іонів натрію дорівнює кількості іонів хлору (rCl^-). Ще одна частина (rNa^+)_S врівноважує і дорівнює rSO_4^{2-} . Залишок іонів натрію (rNa^+)_C, що дорівнює $rNa^+ - rCl^- - rSO_4^{2-}$, врівноважується деякою частиною гідрокарбонат-іонів ($rHCO_3^-$)_{Na}. Ця частина іонів ($rHCO_3^-$)_{Na} дорівнює (rNa^+)_C, але з іншого боку ($rHCO_3^-$)_{Na} можна розрахувати по-іншому: $rHCO_3^- - rCa^{2+} - rMg^{2+}$. Неважко показати, що залишок $rNa^+ - rCl^- - rSO_4^{2-}$ дорівнює $rHCO_3^- - rCa^{2+} - rMg^{2+}$, виходячи з рівності суми аніонів ($rHCO_3^- + rSO_4^{2-} + rCl^-$) і суми катіонів ($rCa^{2+} + rMg^{2+} + rNa^+$).

Таблиця – Склад гіпотетичних солей у воді при різному співвідношенні головних іонів (послідовність врівноваження іонів за [4, с. 67])

1) Концентрація токсичних для рослин солей, мг/дм³: $NaCl = 58,4 \cdot rCl^-$; $Na_2SO_4 = 71,0 \cdot rSO_4^{2-}$; $NaHCO_3 = 84,0 \cdot (rNa^+ - rCl^- - rSO_4^{2-})$.

Іон	rNa^+	rMg^{2+}	rCa^{2+}	Співвідношення іонів (I)
rCl^-	rCl^-	0	0	$rCl^- + rSO_4^{2-} < rNa^+$ (или $rHCO_3^- > rCa^{2+} + rMg^{2+}$)
rSO_4^{2-}	rSO_4^{2-}	0	0	
$rHCO_3^-$	$rNa^+ - rCl^- - rSO_4^{2-}$	rMg^{2+}	rCa^{2+}	

2) —“—: $NaCl = 58,4 \cdot rCl^-$; $Na_2SO_4 = 71,0 \cdot (rNa^+ - rCl^-)$; $MgSO_4 = 60,2 \cdot (rCl^- + rSO_4^{2-} - rNa^+)$.

Іон	rNa^+	rMg^{2+}	rCa^{2+}	Співвідношення іонів (IIa)
rCl^-	rCl^-	0	0	$rCl^- < rNa^+$ $rCl^- + rSO_4^{2-} \geq rNa^+$ $rHCO_3^- \geq rCa^{2+}$
rSO_4^{2-}	$rNa^+ - rCl^-$	$rCl^- + rSO_4^{2-} - rNa^+$	0	
$rHCO_3^-$	0	$rHCO_3^- - rCa^{2+}$	rCa^{2+}	

3) —“—: $NaCl = 58,4 \cdot rCl^-$; $Na_2SO_4 = 71,0 \cdot (rNa^+ - rCl^-)$; $MgSO_4 = 60,2 \cdot rMg^{2+}$.

Іон	rNa^+	rMg^{2+}	rCa^{2+}	Співвідношення іонів (IIб)
rCl^-	rCl^-	0	0	$rCl^- < rNa^+$ $rCl^- + rSO_4^{2-} \geq rNa^+$ $rHCO_3^- < rCa^{2+}$
rSO_4^{2-}	$rNa^+ - rCl^-$	rMg^{2+}	$rCa^{2+} - rHCO_3^-$	
$rHCO_3^-$	0	0	$rHCO_3^-$	

4) —“—: $NaCl = 58,4 \cdot rNa^+$; $MgCl_2 = 47,6 \cdot (rCl^- - rNa^+)$; $MgSO_4 = 60,2 \cdot rSO_4^{2-}$.

Іон	rNa^+	rMg^{2+}	rCa^{2+}	Співвідношення іонів (IIIa)
rCl^-	rNa^+	$rCl^- - rNa^+$	0	$rCl^- \geq rNa^+$ $rCl^- < rNa^+ + rMg^{2+}$ $rHCO_3^- \geq rCa^{2+}$
rSO_4^{2-}	0	rSO_4^{2-}	0	
$rHCO_3^-$	0	$rHCO_3^- - rCa^{2+}$	rCa^{2+}	

5) —“—: $NaCl = 58,4 \cdot rNa^+$; $MgCl_2 = 47,6 \cdot (rCl^- - rNa^+)$; $MgSO_4 = 60,2 \cdot (rNa^+ + rMg^{2+} - rCl^-)$.

Іон	rNa^+	rMg^{2+}	rCa^{2+}	Співвідношення іонів (IIIб)
rCl^-	rNa^+	$rCl^- - rNa^+$	0	$rCl^- \geq rNa^+$ $rCl^- < rNa^+ + rMg^{2+}$ $rHCO_3^- < rCa^{2+}$
rSO_4^{2-}	0	$rNa^+ + rMg^{2+} - rCl^-$	$rCa^{2+} - rHCO_3^-$	
$rHCO_3^-$	0	0	$rHCO_3^-$	

6) —“—: $NaCl = 58,4 \cdot rNa^+$; $MgCl_2 = 47,6 \cdot rMg^{2+}$; $CaCl_2 = 55,5 \cdot (rCl^- - rNa^+ - rMg^{2+})$.

Іон	rNa^+	rMg^{2+}	rCa^{2+}	Співвідношення іонів (IIIв)
rCl^-	rNa^+	rMg^{2+}	$rCl^- - rNa^+ - rMg^{2+}$	$rCl^- \geq rNa^+ + rMg^{2+}$ (або $rHCO_3^- + rSO_4^{2-} < rCa^{2+}$)
rSO_4^{2-}	0	0	rSO_4^{2-}	
$rHCO_3^-$	0	0	$rHCO_3^-$	

У еквівалентах концентрація передбачуваної солі дорівнює подвоєному значенню концентрації іона, що стоїть у відповідній клітинці табл. 1: у водах типу I концентрація $NaHCO_3$ (мг-екв/дм³) дорівнює $2(rHCO_3^- - rCa^{2+} - rMg^{2+})$; концентрація $NaCl$ (мг-екв/дм³) дорівнює $2rCl^-$.

Для перекладу концентрації солі з еквівалентної форми (мг-екв/дм³) у вагову (мг/дм³) необхідно: значення еквівалентної концентрації іонів, що утворюють сіль, помножити на їх іонну вагу, розділити на валентність цих іонів і скласти.

Наприклад, у водах типу І (див. табл. 1) концентрація Na_2SO_4 (мг-екв/дм³) дорівнює $2rSO_4^{2-}$. Одне значення концентрації rSO_4^{2-} відповідає кількості двовалентних сульфат-іонів, іонна вага яких становить $32,07+4*16,00=96,07$. Інше значення rSO_4^{2-} відповідає кількості одновалентних іонів натрію з іонною вагою 22,99. У цьому випадку концентрація Na_2SO_4 (мг/дм³) буде дорівнювати:

$$rSO_4^{2-}*96,07/2+rSO_4^{2-}*22,99=71,03*rSO_4^{2-}\approx 71,0*rSO_4^{2-}.$$

Виконаємо аналіз іригаційних властивостей вод, використовуючи результати спостережень у створі р. Дунай – м. Вилкове з 2001 по 2017 рр. за теплі періоди.

Протягом вегетаційного періоду властивості вод можуть суттєво змінюватися, тому за кожен термін спостережень класифікуємо стан вод Дунаю за різними методиками та підрачуємо частоту появи різних класів і типів: засолення за Костяковим А.Н. [5, 6]; осолонцювання ґрунту за Стеблером [6], Антиповим-Каратаєвим І.Н. та Кадером Г.М. [6, 7], Собољч І. та Дарабом К. [8, с. 16]; підтипів вод [2] з різним вмістом гіпотетичних солей.

Мінералізація вод р. Дунай – м. Вилкове коливається в діапазоні 260 ÷ 430 мг/дм³, середнє значення 312 мг/дм³ (рис.) і практично 100 % часу теплого періоду відноситься до 1 класу – «добра» для поливу вода (за Костяковим І.Н.).



Рис. – Хронологічна мінливість мінералізації вод р. Дунай – м. Вилкове за теплі періоди років

Співвідношення іонів: Стеблер – 1 клас «добрі» 100 %; Антипов-Каратаєв І.Н. та Кадер Г.М. – за вмістом натрію «придатні» для поливу 100 %; Собољч І. та Дараб К. – за вмістом магнію нешкідливі 100 %.

За співвідношенням головних іонів води Дунаю відносяться до карбонатно-кальцієвих вод (100 %), підтипів Іа (39 %) і ІІа (61 %).

Підтипи вод Іа і ІІа відрізняються набором гіпотетичних токсичних солей:

– води підтипу Іа сприяють утворенню в ґрунті солей $NaCl$ (концентрація у воді в середньому 40 мг/дм³); $MgSO_4$ (41 мг/дм³) і Na_2SO_4 (8,3 мг/дм³);

– підтипу ІІа – $NaCl$; $MgSO_4$ і $MgCl_2$ (6,1 мг/дм³).

За токсичністю солей по Ковді В.А. Na_2SO_4 більш токсична ніж $MgCl_2$.

Усього концентрація токсичних іонів змінюється в діапазоні 62 ÷ 127 мг/дм³ при

середньому значенні 88 мг/дм³.

Отже, води Дунаю у цілому можна вважати еталоном іригаційних вод за мінералізацією і за співвідношенням головних іонів. Вони підходять для поливу усіх типів ґрунтів.

Перелік посилань

1. Тимченко В.М., Іванова Н.О. Еколого-гідрологічний погляд на проблеми лиману Сасик. *Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення: матеріали Всеукр. наук.-практ. конф.* Одеса: ОДЕКУ, 2012. С. 147 – 150.
2. Юрасов С.М., Кузьміна В.А. Іригаційна оцінка якості вод Сасику. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2019. № 224. С. 112 – 121.
3. Алёкин О.А. Основы гидрохимии. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1970. 446 с.
5. Справочное руководство гидрогеолога. 3-е изд. перераб. и доп. Том. 1 // Под ред. проф. Максимова В.М. Ленинград: Недра, 1979. 512 с.
6. Костяков А.Н. Основы мелиораций. Москва: Государственное из-во сельскохозяйственной литературы, 1960. 189 с.
7. Заносова В.И., Молчанова Т.Я. Оценка качества подземных вод и степени их пригодности для орошения. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2017. № 6 (152). С. 49 – 53.
8. Зайдельман Ф.Р. Мелиорация почв: учебник. Москва: Изд-во МГУ имени М.В. Ломоносова, 2003. 448 с.
9. Зайдельман Ф.Р., Смирнова Л.Ф., Шваров А.П., Никифорова А.С. Практикум по курсу «Мелиорация почв». Москва: Изд-во МГУ имени М.В. Ломоносова, 2007. 66 с.

ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ КЛІМАТИЧНИХ ЧИННИКІВ НА ПОШИРЕННЯ ТА ДИНАМІКУ ПОПУЛЯЦІЇ РОДИНИ КОРОЇДІВ (*Iridae*)

Д.Ю. Сушко, асп., П.В. Поліщук, асп., Н.О. Волошина, д.б.н., проф.
Національний педагогічний університет імені М.П. Драгоманова, м. Київ
Sushko9641@ukr.net

В останні роки все більше соснові ліси на території України всихають внаслідок враження жуком-короїдом. Поширення популяцій шкідника пов'язують з глобальними кліматичними змінами, що зумовлює погіршення санітарного стану лісів і масового ураження лісоутворюючих порід в природних екосистемах. Найбільш виражене враження реєструють на території Українського Полісся. Осередки масового всихання вже охопили Волинську, Житомирську, Київську, Львівську, Рівненську, Хмельницьку, Черкаську, Чернігівську області та продовжують поширюватися по всій території України. Вже нині Україна втрачає велику кількість лісових насаджень через активне розмноження цього шкідника.

Перші випадки всихання соснових лісів було зареєстровано у 2011 р. в Житомирській області. Починаючи з 2015 року відбулось швидке поширення популяцій шкідника в Північно-Західному напрямку, а з 2017 року осередки зараження були помічені в центральних областях України та в Чернігівській області. Станом на початок 2018 року площа уражених територій складала майже 350 тис. га, а на початку 2019 р. загальна площа всихання лісів становила вже понад 413 тис. га, з них насаджень

сосни звичайної – 222 тис. га і ялини європейської – 27 тис. га., що становить близько 23 % площ усіх уражених територій та набуває ознак екологічної катастрофи [1].

Дана ситуація спостерігається не лише в Україні, а й в усіх країнах, що входять до поясу помірного клімату. Враження лісових насаджень шкідником спостерігається в таких країнах як: Словаччина, Польща, Німеччина, Швейцарія та Румунія та інші [3].

Жуки-короїди є одними з найбільш поширених шкідників лісу, парків та садів. Основними видами шкідників, що знищують сосну звичайну в Україні є: Короїд верхівковий (*Ips accuminatus*), Лубоїд сосновий малий (*Blastophagus minor*), Короїд шести зубий (*Ips sexdentatus*).

Впродовж року розвивається дві генерації шкідника. Перший літ починається в кінці квітня, а другий – в липні. Популяція з одного дерева за сприятливих кліматичних умов надалі вражає від 35 до 179 дерев сосни. Кількість поколінь жуків також може залежати від місця розташування лісової ділянки, погодних умов та динаміки опадів. На північних схилах і високо в горах короїди розселяються на сонячних ділянках.

Проблема стає дедалі актуальнішою через поширення короїдів за підвищення середньої температури у весняно-літній період.

Масове розмноження короїдів найчастіше спостерігають після лісових пожеж, засухи і в місцях накопичення бурелому. Підвищена небезпека ураження насаджень дерев короїдами існує і після аномально холодних зим. У випадку посухи, вітровалу, пожежі або надмірного антропогенного навантаження збільшується кількість ослаблених дерев у лісі, що створює умови для розмноження короїдів. Останнім часом унаслідок зміни клімату та росту антропогенного навантаження у лісах збільшилася кількість дерев, які придатні для заселення короїдами.

Заходи захисту лісових насаджень, існуючі нині в Україні, наразі є неефективними. Серед них: здійснення постійного нагляду за станом полезахисних лісонасаджень, проведення санітарних рубок; приваблення в лісопосадки й охорона комахоїдних птахів (дятла) лише частково зможе стримати темп росту популяції шкідника через низький біотичний потенціал хижаків; розміщення феромонних пасток, які зазвичай слугують лише для приваблення кількох одиниць жуків із популяції, для подальшого їх дослідження; обробка заселених короїдами дерев інсектицидами на початку та під час льоту жуків, що створює загрозу знищення нецільових популяцій комах і зниження стійкості екосистеми через застосування інсектицидів широкого спектру дії; поступова заміна постраждалих видів дерев насадженнями аналогів стійких до ураження короїдом [2].

Проведення санітарних рубок в осередках масового розмноження вершинного короїда згідно з вимогами чинних Санітарних правил в лісах України не можуть зупинити його поширення. Оскільки вилучаються переважно сухостійні дерева в осередку всихання, які вже використані короїдом як кормовий ресурс, а свіжозаселені дерева сосни II – IV категорій санітарного стану по його периферії залишаються на ділянці і стають центрами подальшого розповсюдження шкідників. Таким чином, вибіркові санітарні рубки не зумовлюють «випередження» короїдів та оздоровлення насаджень, а долають лише наслідки його шкодочинної діяльності [2].

Таким чином, актуальним питанням постає необхідність контролю поширення популяції та вивчення впливу кліматичних чинників на поширення і динаміку популяції родини Короїдів. Це стане підґрунтям для пошуку та розробки нових ефективних методів і засобів боротьби з короїдами.

Перелік посилань

1. Звіт державного агентства лісових ресурсів України за 2018 рік Електронний ресурс: URL: https://drive.google.com/file/d/194PskQpV9f11BOdYBGSKix_u1yHlfhQ/view/ (дата звернення: 15.04.2020).
2. Поліщук П.В., Волошина Н.О., Сятиня І.В. Шляхи вирішення проблеми «біологічної пожежі». *VII Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю. Збірник наукових праць*. Вінниця: ВНТУ, 2019. С. 128.
3. Meshkova V., Borysenko O., Pryhornytskyi V. Forest site conditions and other features of Scots pine stands favorable for bark beetles. *Proceedings of the Forestry Academy of Sciences of Ukraine*. 2018. Vol. 16. P. 106 – 114.

ЗМІНА РІВНЯ МОРЯ НА УКРАЇНСЬКОМУ УЗБЕРЕЖЖІ В СУЧАСНИЙ ПЕРІОД

Г.С. Удуденко, М.А. Берлінський, д.геогр.н., проф.
Одеський державний екологічний університет, м. Одеса
annududod@gmail.com

На даний час однією з ключових проблем є зміна клімату. Протягом 1880 – 2010 рр. ці зміни були відзначені в районі Чорного моря. За останні 130 років середня (кліматична) температура поверхневого шару атмосфери збільшилась на 0,9 °C [1].

Весь рельєф берегів складений надзвичайно малостійкими і осадовими гірськими породами, що будуть реагувати на підвищення рівня моря.

У басейні Чорного моря підвищення температури повітря супроводжується зростанням опадів. З 1975 – 1995 рр. середньорічна кількість опадів в середньому на 75 % більше, ніж протягом 1900 – 1960 рр. Відповідно зросли скиди води найбільших річок Чорноморського басейну на 86 %. Однак випаровування води з поверхні всього моря зменшилось загалом від 400 – 450 км за рік -1 у першій частині 20 століття під впливом штучного забруднення мікрошару поверхневих вод. Зростання бурхливої активності в кінці 21 століття пов'язане з підвищенням температури повітря та його інтенсивності [2]. Як результат, середньорічна температура повітря суходолу протягом останніх 100 років зросла на 0,5 °C.



Рис. – Прогноз розвитку берегів при підвищенні рівня моря в Україні [2]

Не виключено, що роки зі збільшенням підйому та опускання суші і рівня моря в Одесі, а також у деяких точках екваторіального Тихого та Атлантичного океанів і в Каспійському морі, ймовірно, пов'язані з періодом Ель-Ніньо (1925 – 1926, 1930, 1932, 1939 – 1941, 1943, 1953, 1957 – 1958, 1963, 1965, 1972, 1976, 1982 – 1983, 1987, 1992, 1997 – 1998 рр.) [3].

Важливо зазначити, що дослідники в галузі метеорології давно припускають існування певного зв'язку між активністю тектонічних процесів (вулканічні виверження, землетруси) та Ель-Ніньо, було зроблено оцінку суходолу та динаміку рівня на західному узбережжі Чорного моря [3].

Загальною закономірною особливістю тимчасової мінливості міжрічних коливань рівня Чорного моря протягом аналізованого періоду з 1874 по 2015 рр., тобто протягом останньої чверті XIX століття, всього XX століття і 15 років XXI століття, було домінування хвилеподібного зростання рівня з тимчасовими етапами різної інтенсивності розвитку цього процесу.

Виявлено в середньорічних рядах роки з короткочасними і різкими «сплесками» рівня моря і аналогічними «провалами» суші (дна) в обчислених значеннях опускання суші. Зазначені обурення з тривалістю циклу 3 – 4 роки (іноді до 5 років) і амплітудою до 10 – 17 см (зазвичай 12 см) мали квазидесятирічну періодичність і відзначалися майже синхронно на всіх проаналізованих станціях [4].

Довготривала мінливість коливань рівня моря, розглянута за матеріалами тривалих спостережень (140-літніх рядів) на станціях Одеса, Очаків, Севастополь, характеризувалася наступним сценарієм: остання чверть XIX і перша XX століття (1875 – 1925 рр.) відрізнялися слабким зниженням рівня моря з інтенсивністю $-0,02 \sim -0,16$ см/рік. З початку другої чверті XX століття і до середини 1960-х років (1926 – 1965 рр.) в даному регіоні відзначалося добре виражене зростання рівня моря з інтенсивністю $+0,30$ см/рік. З середини 1960-х років і майже до кінця XX століття (до 1995 р.) рівень моря зберігав своє зростання, але характеризувався меншою інтенсивністю – $+0,20$ см/рік. На останньому етапі аналізованого періоду (з 1996 по 2015 рр.) рівень моря на станціях західного узбережжя знову став характеризуватися слабким негативним трендом з інтенсивністю $-0,09$ см/рік. На станціях з меншою тривалістю спостережень етапи також синхронізовані в останні десятиріччя.

Починаючи з кінця 90-х років XX століття до 2015 року XXI століття встановлено стійке опускання середньорічних висот рівня моря на більшості з проаналізованих станцій (на 7 з 10), і помітна тенденція зниження інтенсивності росту рівня на інших 3-х станціях. Чи зможе це опускання залишатися стабільним і стійким на довгий час або це є короткочасним явищем, що повторює сценарій XX століття, покаже час. Можливо, і в глобальному масштабі настав період зменшення інтенсивності росту рівня океану (або навіть його опускання), про що свідчать окремі роботи, проте це є напрямком подальших досліджень закономірностей коливань рівня в Атлантиці і Світовому океані.

Застосування методу водного нівелювання дозволило розрахувати величини і інтенсивність міжрічних тектонічних зсувів прибережної суші на узбережжі Чорного моря протягом усього XX століття. Показано, що нерівномірне опускання прибережної суші є наслідком такого ж зростання рівня моря – його дзеркальним відображенням. В регіональному масштабі зміни рівня моря є наслідком процесів, що відбуваються в прибережній суші і на дні моря [4]. Зміна клімату та підняття рівня моря, як її наслідок, проблеми, які вже зараз вимагають активних дій на всіх рівнях – міжнародному, національному та локальному. Паризька угода, яку Україна ратифікувала у 2016 р., говорить про два взаємодоповнюючих напрямки боротьби із глобальним потеплінням: послаблення зміни клімату шляхом скорочення викидів парникових газів і адаптацію до кліматичних змін. Перший підхід базується на розробці механізмів скорочення

викидів парникових газів у всіх секторах економіки й є першочерговим кроком у боротьбі зі зміною клімату й її наслідками [4].

Перелік посилань

1. Шуйский Ю.Д., Пейчев В.Д., Черкашин С.С. Об основных тенденциях долговременного изменения уровня моря в западной части Черного моря и их возможное влияние на берега. *Исследование береговой зоны морей*. 2001. С. 273 – 284.
2. Горячкин Ю.Н., Иванов В.А. Уровень Черного моря: прошлое, настоящее, будущее. Севастополь: НАН Украины, МГИ, 2008. 210 с.
3. Нестеров Е.С. Низкочастотная изменчивость атмосферной циркуляции и уровня Каспийского моря во второй половине двадцатого века. *Метеорология и гидрология*. 2002. № 11. С. 27 – 36.
4. Андрианова О.Р., Белевич Р.Р. О некоторых особенностях климатической изменчивости расходов рек Дуная, Днепра и уровня моря в Одессе в XX столетии. *Экологические проблемы Черного моря*. 2003. Вып. 5. С. 17 – 21.

ВИЗНАЧЕННЯ СТУПЕНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ АВТОТРАНСПОРТОМ НА ТЕРИТОРІЇ ТЕРЕШКІВСЬКОГО ЛІЦЕЮ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

¹О.Р. Ханнанова, к.б.н., ²Н.С. Веселовська, ²К.В. Удовиченко

¹Полтавський національний педагогічний університет імені В.Г. Короленка,
м. Полтава;

²Полтавський обласний еколого-натуралістичний центр учнівської молоді, м. Полтава
khannanovaor@gmail.com

Одним із основних джерел забруднення атмосферного повітря населених пунктів є автомобільний транспорт. Кількість забруднюючих речовин у атмосфері залежить від інтенсивності руху автотранспорту та виду палива, що використовується. При використанні бензину та дизельного палива у атмосферне повітря викидається карбон (IV) оксид (CO), нітроген (IV) оксид (NO_2), вуглеводні (CH), сажа, сульфур (IV) оксид (SO_2), свинець (Pb). Близько 70 % свинцю, доданого до бензину з етиловою рідиною, потрапляє у вигляді сполук до атмосфери з відпрацьованими газами, з них 30 % осідає на поверхню землі відразу з вихлопної труби автомобіля, 40 % залишається в повітрі. Одна вантажівка середньої вантажопідйомності викидає в атмосферне повітря 2,5 – 3 кг свинцю на рік [3]. Дизельне пальне теж є екологічно небезпечним: сумарна концентрація викидів забруднювачів сягає біля 27 мг/м³, при цьому значна частина припадає на діоксиди азоту та сірки (відповідно 8,63 і 12,5 мг/м³), характерний підвищений вміст твердих часток сажі і «задимленість» відпрацьованих газів. У природному газі сірки, як правило, немає, а тому у вихлопах газового двигуна немає сірчистого газу та сполук свинцю, а концентрація оксиду вуглецю в кілька разів менша [2].

У середньому при пробігу 15 тис. км на рік кожен автомобіль спалює 2 т палива і близько 26 – 30 т повітря, у тому числі 4,5 т кисню, що в 50 разів більше річних потреб людини. При цьому автомобіль викидає в атмосферу (кг/рік): чадного газу – 700, діоксиду азоту – 40, незгорілих вуглеводнів – 230 і твердих дрібнодисперсних часток (РМ) – 2 – 5 [3].

Кількість шкідливих речовин, що потрапляє до атмосферного повітря у складі відпрацьованих газів, залежить також від об'єму двигуна та загального технічного

стану автомобіля. Так, при порушенні регулювання карбюратора викиди оксиду вуглецю збільшуються в 4 – 5 разів [3].

Особливо актуально проблема забруднення атмосферного повітря автотранспортом постає для територій навчальних закладів, зокрема, загальної середньої освіти. Здоров'я дітей безпосередньо залежить від екологічного стану оточуючого їх середовища. Тому виникає необхідність своєчасно визначати забруднення пришкольньої території для розробки шляхів його нейтралізації.

Із цією метою нами було проведено дослідження рівня завантаженості вулиці Шевченка автотранспортом у центральній частині с. Терешки Полтавського району Полтавської області (поблизу школи). Для цього використали загальноприйнятну методику визначення інтенсивності руху автотранспорту за допомогою підрахунку автомобілів різних типів – 3 рази по 20 хв. під час кожного терміну вимірювань (о 8-й, 13-й, 18-й год.).

Результати наведено у таблиці.

Таблиця – Інтенсивність руху автотранспорту

Години Вид транспорту	8 – 9 год	13 – 14 год	17 – 18 год
Легкові автомобілі	75	57	93
Автобуси	12	15	3
Вантажні автомобілі	21	15	9
Легковий вантажний (мікроавтобус)	6	12	9
Середній вантажний	9	18	3
Всього:	123	117	117

Проаналізувавши дані, встановлено, що на досліджуваній ділянці о 8 – 9 год. найбільшу частку автомобілів становлять легкові – 75 шт., що складає 61 %, значна частина вантажних автомобілів (17,1 %), найменше мікроавтобусів – 6 шт. (4,9 %). О 13 – 14 год теж найбільшу частку автомобілів складають легкові – 57 шт. (48,7 %), найменшу – легкові вантажні автомобілі – 12 шт. (10,3 %). О 17 – 18 год. ситуація є майже аналогічною: найбільше – легкових автомобілів (93 шт.; 79,5 %), найменше – середніх вантажівок (3 шт.; 2,6 %).

У цілому, для території центральної частини с. Терешки Полтавського району поблизу школи характерна невисока інтенсивність руху – 2856 шт. за добу. На досліджуваній ділянці у транспортному потоці переважають легкові автомобілі, які використовують етилований бензин або природний газ.

Автомобільні викиди зумовлюють збільшення кількості респіраторних захворювань населення. Особливо значне забруднення спостерігається поблизу перехресть вулиць, біля світлофорів, де автомобілі змінюють швидкість або двигуни працюють на холостому ході. Одним із найнебезпечніших для довкілля у викидах є оксид вуглецю, збільшення концентрації якого у повітрі негативно впливає на стан здоров'я населення [4].

Нами проводилися дослідження вмісту *CO* у атмосферному повітрі в осінній період 2019 року в центральній частині с. Терешки по вул. Шевченка (поблизу школи) в будні дні. Для цього було використано вище зазначені показники інтенсивності руху автомобілів різних типів.

Рівень забруднення повітря автотранспортом залежить не лише від інтенсивності руху, виду автотранспорту, кількості та характеру викидів, а й типу забудови, рельєфу

місцевості, напряму вітру, вологості й температури повітря [1]. Із цією метою визначено ширину дорожнього полотна: вул. Шевченка – 15 м (дві смуги руху автотранспорту). Відмічаємо переважання по вулиці навпроти школи багатоповерхівок, що теж позначається на вмісті забруднюючих речовин у повітрі. На досліджуваній території зелені насадження в цілому репрезентовані з однієї сторони вулиці угрупованнями з *Pinus sylvestris* L., а з іншої – поодинокими деревами *Quercus robur* L.

На наступному етапі нами розраховано ступінь забруднення повітря оксидом вуглецю (CO) на висоті людського зросту. З'ясовано, що поблизу пришкольної території відмічаються показники у атмосферному повітрі оксиду вуглецю, що відповідають встановленим нормативам ($3,67 \text{ мг/м}^3$ при ГДК = 5 мг/м^3).

Таким чином, поблизу пришкольної території спостерігається вміст CO в атмосферному повітрі у межах норми. Проте необхідно здійснювати моніторинг, оскільки інтенсивність руху пересувних джерел із кожним роком зростає.

Перелік посилань

1. Внукова Н.В., Желновач Г.М. Вибір екологічно значимих параметрів автотранспортних систем для оцінки екологічної небезпеки придорожного простору. *Екологічна безпека*. 2011. Вип. 2/2011 (12). С. 119 – 123.

2. Гомонай В.І., Лобко В.Ю., Богоста А.С., Ходаковський В.С., Кляп А.В. Вплив природи пального на склад вихлопних газів автомобілів. *Вісник УжНУ*. 2009. Вип. 21. С. 54 – 59.

3. ГО «Всеукраїнська організація «Зелений фонд. Подолання гуманітарних та екологічних катастроф». Забруднення атмосферного повітря викидами від автотранспорту. Електронний ресурс: URL: <http://greenfund.com.ua/2019/02/22/zabrudnennya-atmosfernogo-povitrya-vykydamy-vid-transportu/> (дата звернення 14.04.2020).

4. Швагер О.В., Литвиченко О.М., Черниченко І.О. Вплив хімічного забруднення атмосферного повітря на онкологічну захворюваність населення. *Зб. наук. праць Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМН України*. 2011. Вип. 58. С. 136 – 142.

ENVIRONMENTALLY-ORIENTED FORMS OF TOURISM IN RECREATION-TOURIST ACTIVITIES IN UKRAINE

S.V. Shangina, L.M. Poletaeva, Ph.D. (Geogr.), As. Prof.
Odessa State Environmental University, Odessa
stef_shang@yahoo.com

The environment suffered great damage from human activities due to the development of industrialization and urbanization processes, so at present many efforts are made on the elaborating and distributing of the ideas of environmental philosophy among people, introducing the models of sustainable development at all levels of management and greening the spheres of human life. One of the ways of greening the recreational and tourism activities (RTA) is the introduction of environmentally-oriented forms of RTA products.

To differentiate the types of eco-friendly tourism products that are offered to meet similar consumer needs, the following definitions are in use in different countries: eco-friendly, natural, bio-tourism (as a component of natural), adventure (active), rural, green and agritourism [1].

These types of tourism have much in common: have moderate or low impact on the environment, are characterized by similar objectives and principles of setting up. Their customers are more advanced in ecological way of thinking.

However, these types of tourism differ in place and form of providing services (which, for example, may include the consideration of the greening criteria, such as eco-labeling, eco-technologies, eco-friendly products, numbering, eco-routes, eco-maps) [1].

According to the author, among the eco-oriented RTAs are the following: tourist clusters, destinations, farm yards and green routes. They are all interconnected and almost do not exist separately.

Any interested person or enterprise can take part in the work of the cluster within their capacities. Not only owners of farm, but also medical institutions and organizations working in the field of environmental protection and preservation of cultural heritage, mass-media, manufacturers and sellers of sports and camping equipment, food and many others are able to make a contribution and increase their income.

The first cluster created in Ukraine was the tourist cluster in Kamianets-Podilskyi. In 2018 the project "Tourism Clusters 300+" was created, based on the principles of effective social interaction. The authors of the project aim to create more than 300 tourist clusters and all the necessary infrastructure for their effective activity within three years. As a part of the framework of the project, clusters in Vyshgorod, Nikopol and Melitopol have already been formed [2].

There are many clusters in Ukraine: "Prykarpattia-Skole-Beskidsky", "Roztotsky", "Nadbuzky", "Verkhynadnistrovsky", "Western Cherkasy region". Volyn tourism cluster created within the framework of cross-border cooperation in the field of ecotourism "Poland-Belarus-Ukraine 2007-2013".

There are many examples of types of destinations in Ukraine, such as Kamenets-Podilskyi Fortress as a tourist destination, national dendrological park "Sofiyivka" as an ecological destination, "Ancient Chernihiv" as cultural and historical destination, "Ukrainian Venice" as ecological and green destination, "Bukovel" as wellness destination, "Holy Assumption Pochaiv Lavra" as religious destination, "Danube floodplains" as ecological and rural destination, "Historical center of Lviv" as cultural destination, "Shevchenko National Reserve" as educational and environmental destinations, etc. [3].

It is also possible to organize the rent of cycling and camping equipment as well as sports and historical games, artistic and musical evenings, weddings in old Ukrainian style, training in gardening, fishing and scuba diving, cooking classes in traditional Ukrainian dishes, souvenirs stores, ecomuseum and eco-workshops at the farm stays. Farm stays are present throughout Ukraine, but the main area of distribution is in the Carpathian region.

The concept of greenways, or green routes, involves the movement of tourists on foot or using eco-friendly non-motorized means of transport (bicycle, canoe, on horseback, etc.) in linear routes laid along natural corridors (coastlines rivers, canals and lakes, forest roads and trails) or along the historical paths ("Amber road", "From Vikings to Greeks way") [3].

Unlike mass tourism, green routes involve active communication of tourists with the locals, conducting excursions, workshops on folk crafts, festivals, tasting regional cuisine, selling souvenirs, accommodation and catering on the basis of farm stays.

The term "greenway" in Europe is usually understood as ecological corridors (linear routes throughout the picturesque natural areas as well as along historical paths) for recreation and communication using non-motorized means of transport promoting the idea of sustainable development. Therefore, in some European countries, the term "green way" is now used to refer to ecological corridors connecting protected natural areas (such as nature reserves, national parks etc.) and providing spatial community for landscapes, including natural migration routes for wild animals.

The first green way named "Two Rivers valley" was designed in 2016 in Kiev region. It crosses 6 settlements; there are equestrian bases, hotel and restaurant complexes, art-residence, museum and fish park.

The second green way "Honey Circle" is located in Rivne region along the Goryn river. The main road has the form of a circle: the start as well as the end of the route is situated in Rivne, but there are also some local roads lasting for about 250 km. Its specific point is the organization of beekeeping and historical reconstructions as well as an opportunity to try local honey products on the way. Honey Circle crosses up to 11 settlements and even the Chaychyne Island. There are many interesting archeological and recreational sites, drinking water sources, water and bicycle routes along the way.

The third way is called "Ancient Velet", which is located in the territory of five administrative districts in Ternopil region. Its area is formed by the Dniester River valley and its tributaries (Zbruch, Koropets and others). The path extends over the territory of many national nature parks (NNPs), such as "Dniester Canyon", "Podilsky Tovtry", "Khotynsky" and "Halytsky". There are many attractive tourist areas for water, speleological, cognitive and historical tourism at the Ancient Velet way.

In Kherson region the greenway "Salt Road" is being developed, which unites 15 settlements from the central part of the region till the seas. The peculiarity of this route is in its historical Taurian component - it is proposed to make the journey along the way used by the chumaks (salt merchants). There are also available various kinds of tourism, such as gastronomic (marble meat and goat cheese are offered as delicacies), balneological, water, bicycle, sports, cognitive and a cultural one. It is planned to build campings as well as family rest centers and mud-balneological health establishments. Tauria, Askaniya and Prysyvash united territorial communities are engaged in the development of the route.

Analyzing the main directions of development of international ecotourism, we can conclude that certain positive changes have been taking place in Ukraine. The positive dynamics of ecotourism can be observed in the country, and the RTA products have become more diverse.

The basis of "greenways" can be NNPs, within which functional areas of in-patient and regulated recreation are allocated.

Thus, within the model of sustainable tourism development, ecotourism is one of its most effective kinds. However, the development of ecotourism is quite a specific type of tourism activity requiring a significant level of support in human resources, methodology and logistics.

The implementation of ecotourism projects requires a lot of time and work that includes the organization of cooperation between different parties of the RTA entities, the audit of destination, the description of tourism products, the infrastructure, the development plan, the description of project indicative budget and examples of promising special products of the destination.

There are many potential territories suitable for the development of networks of tourist clusters, destinations, estates and greenways in Ukraine. However, it is necessary to organize the process of development and introduction of such elements into ecologically- oriented forms of the RTA.

References

1. Shulgina L., Bondar A. Marketing and innovation management. 2010. № 1. PP. 161 – 168.
2. Official site of the "Tourism cluster 300+". URL: travelpeople.com.ua (date of appeal: 25.02 .2020).

3. Luzhanskaya T. Strategies for the development of regional tourist destinations. *Scientific Bulletin of Mukachevo State University*. 2014. Issue. 2 (2). PP. 175 – 180.

ВПЛИВ БУРШТИНСЬКОЇ ТЕПЛОВОЇ ЕЛЕКТРИЧНОЇ СТАНЦІЇ НА ДОВКІЛЛЯ

А.М. Шибанова, к.т.н., доц., М.І. Троняк, ст., В.Д. Погребенник, д.т.н., проф.
Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів
ashybanova16@gmail.com

Вступ. Одне з провідних місць в енергетиці України займають теплові електричні станції (ТЕС), робота яких негативно впливає на всі компоненти біосфери: атмосферу, гідросферу та літосферу. Вплив ТЕС на навколишнє середовище залежить від кількісних та якісних характеристик відходів, що утворюються у послідовному технологічному ланцюгу роботи станції. ТЕС викидають у атмосферу близько 30 % загального обсягу всіх шкідливих промислових викидів різного характеру, які порушують рівновагу природного середовища в локальних, регіональних і глобальних масштабах [1]. Щороку використання електроенергії зростає, а це в свою чергу призводить до подальшого інтенсивного збільшення різноманітних впливів шкідливих викидів ТЕС на всі компоненти навколишнього природного середовища [2, 3].

Екологічні проблеми та ризики, пов'язані з довготривалою експлуатацією ТЕС, за своєю актуальністю мають першочергове значення для оцінювання ступеню впливу об'єктів підвищеної екологічної небезпеки та визначення стратегії розвитку енергетики України.

Метою роботи є оцінювання впливу ВП «Бурштинська ТЕС» АТ «ДТЕК Західенерго» на навколишнє середовище.

Виклад матеріалу. Під час спалювання палива на ТЕС утворюються продукти згоряння, в яких містяться газоподібні продукти окислення вуглецю, сірки та азоту, токсичні органічні сполуки, включаючи бенз(а)пірен, діоксини, деяку кількість фтористих сполук, а також газоподібні продукти неповного згоряння палива.

Значна частина викидів в атмосферу утворюється внаслідок багатотоннажного щодобового спалювання вуглеводневого палива у топках ТЕС і припадає на вуглекислий газ (близько 1 млн. т). Спалювання вугілля, рідкого палива і природного газу призводить до забруднення атмосфери важкими металами.

За 2018 рік ВП «Бурштинська ТЕС» АТ «ДТЕК Західенерго» в атмосферу викинуто 182,9 тис. тон забруднювальних речовин, у порівнянні з 2017 роком обсяг викидів збільшились на 14,2 % [4]. Викиди електростанції в 2018 році становили 82,6 % від загальної кількості викидів стаціонарних джерел Івано-Франківської області.

Димові труби ВП «Бурштинська ТЕС» АТ «ДТЕК Західенерго» мають значну висоту (дві труби висотою до 250 м і одна – 180 м). Викиди димових газів, що містять часточки золи, легко розповсюджуються на території не тільки Івано-Франківської, а й Львівської та Тернопільської областей на відстані до 100 км та потрапляють в легені людини і є дуже небезпечними. Найбільшу шкоду здоров'ю завдають дрібні зважені часточки діаметром до 2,5 мкм, які за сприятливих погодних умов утворюють аерозолі.

Очищення димових газів здійснюють в електрофільтрах з проектним показником ефективності очищення 98 %. Однак фактична ефективність роботи електрофільтрів становить 70 % через фізичне і моральне старіння електрофільтрів, низьку якість ремонту газоочисного обладнання.

Технологію виробництва електричної енергії на ТЕС пов'язано з утворенням великої кількості відходів. Відвали золошлакових матеріалів займають великі площі, негативно впливають на навколишнє природне середовище, догляд за ними вимагає значних експлуатаційних витрат.

Золовідвали ТЕС збудовано як допоміжні споруди, майже без гідроізоляції та засобів усунення пилу, тому вони є об'єктами підвищеної небезпеки. Забруднення ґрунту навколо вугільних ТЕС відбувається рознесенням пиловидної золи вітром, а також під час інфільтрації її компонентів через ґрунт у ґрунтові води. В золовідвалах містяться значні концентрації кадмію, кобальту, нікелю, цинку та міді, які також можуть чинити шкідливий вплив довкіллю.

Під час спалювання вугілля утворюються тверді відходи (зола і шлак) в середній кількості 100,7 тис. т. у рік. Паливний шлак і золу складають на золошлаковідвалах площу 204,6 га.

Основним паливом для ТЕС є кам'яне вугілля. Кожен котел ТП-100 оснащено індивідуальною газоочисною установкою. Для очищення димових газів від твердих частинок (золи), що утворюються під час спалювання в котлах твердого палива, встановлено електрофільтри типу ПГД-4-38 та ПГД-4-70.

Проектна потужність Бурштинської ТЕС – 2400 МВт. Згідно проекту, ТЕС було розраховано на спалювання кам'яного вугілля Львівсько-Волинського басейну з теплотворною здатністю від 5200 до 5600 ккал/кг, вмістом золи до 26 % та вмістом сірки до 2 %. Однак, з часом електростанція почала спалювати вугілля інших вітчизняних паливних басейнів з теплотворною здатністю від 3500 до 4500 ккал/кг, вмістом золи до 40 % та вмістом сірки до 6 %.

Запилення золовідвалів відбувається через недосконалість проектних рішень та технологій складування золошлаків, а також порушення умов їх експлуатації. Лише незначну частину твердих відходів Бурштинської ТЕС використовують для виготовлення шлакоблоків та інших будівельних матеріалів.

Золошлакові матеріали успішно використовують в різних країнах світу. Наприклад: утилізація золошлаків в США складає 80 % від їх утворення; у Франції вугільну золу широко використовують у суміші з камінням, піском, з домішками вапна та іншими домішками для будівництва доріг; у Німеччині золошлаки використовують в основному в незв'язаних домішках для насипу або будівництва дамб.

На електростанції діє гідравлічна система видалення шлаку, а також повітряна і гідравлічна система видалення відповідно сухої і мокрої золи.

Забір води для виробничого і господарсько-питного водопостачання на ТЕС здійснюють з р. Гнила Липа (ліва притока р. Дністер) зі спорудженим на ній водосховищем-охолоджувачем. Система технічного водопостачання – оборотна, напірна з повторним використанням стічних вод.

Система золошлаковидалення оборотна без скиду, а система гідрошлаковидалення – оборотна зі скидом надлишкових нормативно-чистих стічних вод в р. Гнила Липа.

Щорічно ВП «Бурштинська ТЕС» АТ «ДТЕК Західенерго» скидає у р. Гнила Липа близько 2,11 млн м³ зворотних вод. Згідно з даними екологічного паспорту Івано-Франківської області середньорічна концентрація забруднювальних речовин (мг/дм³) у Бурштинському водосховищі становила: завислі речовини – 17; БСК₅ – 2,2; сульфати – 130; хлориди – 21; азот амонійний – 0,55; нітрати – 2,9, що в разі перевищує ГДК та ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм [4].

Висновки. Для підвищення екологічності та енергоефективності теплових електростанцій та зменшення негативного впливу на довкілля необхідно реалізувати декілька напрямів, серед яких можна виділити:

- виконання природоохоронних заходів;
- використання заходів з енергозбереження та впровадження екологічного моніторингу;
- впровадження світового досвіду успішного використання золошлакових матеріалів;
- стимулювання розвитку наукових досліджень і практичного застосування новітніх наукових досягнень та науково-технічних розробок для модернізації та реконструкції систем газоочищення ТЕС.

Перелік посилань

1. Варламов Г.Б., Любчик Г.М., Маляренко В.А. Теплоенергетичні установки та екологічні аспекти виробництва енергії. Київ: ІОЦ Вид-во «Політехніка», 2003. 232 с.
2. Злобін Ю.А. Основи екології. Київ: Вид-во «Лібра», 2005. 239 с.
3. Паливно-енергетичний комплекс України на порозі третього тисячоліття // За заг. ред. Шидловського А.К., Ковалка М.П. Київ: УЕЗ, 2001. 398 с.
4. Екологічний паспорт Івано-Франківської області за 2018 рік. Електронний ресурс: URL: <https://menr.gov.ua/news/34451.html> (дата звернення: 16.04.2020).

МОДЕЛЮВАННЯ СТАНІВ ЛІСОВОГО КОМПАРТМЕНТУ СКЛАДНОГО ЛАНДШАФТНОГО КОМПЛЕКСУ

***Ю.С. Шибанова, ст., Т.З. Олексин, маг., Р.С. Шевчишин, ст.,
М.В. Руда, к.т.н., ас., Т.Г. Бойко, д.т.н., проф.***

*Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів
marichkarmv@gmail.com*

Моделювання станів (МС) лісового компартменту складного ландшафтного комплексу (СЛК) пропонується розглядати як процес упорядкування ярусів і підсистем у взаємозв'язку і взаємодії для підвищення їхньої надійності, стійкості та захисної ефективності загалом у СЛК. Оскільки предметом моделювання вважаємо лісовий компартмент як систему його стійких характеристик та цілей, де важливими є процес і результат моделювання, то модель, яка має охоплювати прогнозування основних характеристик лісового компартменту, повинна бути тим засобом, яким екологи мають надавати необхідного окреслення стану лісового компартменту та впливу на нього. До основних організаційних змінних МС пропонується віднести: складну організаційну структуру (у вигляді дерева цілей, структурних та функціональних схем); динамічну систему показників, що характеризують стани лісового компартменту, зокрема систему показників ефективностей, яку забезпечують системи обліку та аналізу; математичні моделі та інтелектуальні програмно-технічні комплекси щодо оцінювання та прогнозування результатів діяльності МС, прийняття оптимальних рішень, що можуть бути реалізовані у вигляді інтелектуальної інтегрованої управлінської інформаційної системи. Все це зумовлює актуальність моделювання МС, яке б охоплювало усі рівні організації МС у взаємодії із зовнішнім середовищем.

Лісовий компартмент СЛК можна зобразити у вигляді ієрархічно організованої системи, що складається з наступних підсистем: деревостан, підріст, підлісок, трав'яно-чагарниковий ярус, моховий ярус, ґрунт; кожна підсистема, в свою чергу складається з ярусів: для підсистеми «деревостан» ієрархічно послідовними ярусами є: шпильки (листя) ↔ пагони поточного року ↔ гілки ↔ кора внутрішня ↔ кора зовнішня ↔ деревина без кори ↔ коріння; для підсистеми «підріст» та «підлісок» ієрархічно

послідовними ярусами є: шпильки (листя) ↔ тонкі гілки ↔ стовбурна деревина ↔ кора ↔ коріння; для підсистеми «трав'яно-чагарниковий ярус» ієрархічно послідовними ярусами є: надземна фітомаса ↔ підземна фітомаса; для підсистеми «моховий ярус» ієрархічно послідовними ярусами є: жива частина ↔ мертва частина; для підсистеми «грунт» ієрархічно послідовними ярусами є: лісова підстилка, що поділяється на: свіжий опад ↔ гриби-сапротрофи ↔ напіврозкладена лісова підстилка ↔ гриби сапротрофи ↔ розкладений опад; мінеральні шари: основні горизонти ↔ додаткові горизонти ↔ додаткові.

При моделюванні МС (S) зазначені підсистеми та яруси ($SS_i, i=1,2,...,N$) пропонується описувати вісьмома множинами системних компонент, а саме:

E – множина елементів;

V – множина показників, притаманних елементам множини E , для множини показників V доцільно виділити дві підмножини: V_j – підмножина імен показників; Z_j – підмножина значень показників, що змінюються у часі;

W – множина станів лісового компартменту, яруси якої визначаються значеннями показників (підсистем Z_j), згідно їх імен (підсистема V_j), у фіксований момент часу – множина T ;

F – множина функцій (дій, операцій), що забезпечують перехід лісового компартменту від початкового стану до головної мети;

C – множина цілей функціонування лісового компартменту;

R – множина відношень, що містить підмножини відношень між самими множинами та між елементами кожної із зазначених множин.

Між підсистемами лісового компартменту в СЛК існують наступні види відношень: $R_1(E, V_j)$ – відношення відповідності, яке ставить у відповідність кожному ярусу підсистеми E деяку вибірку із V_j ; $R_2(V_j, Z_j)$ – відношення відповідності між заданим іменем показника та конкретними його значеннями у момент часу t ; $R_3(Z_j, W)$ – відношення, яке ставить у відповідність кожному ярусу підсистеми Z_j підмножину значень елементів підсистеми W у момент часу t ; $R_4(W, F)$ – відношення порядку, яке задає послідовність виконання функцій (дій, операцій) у процесі досягнення головної мети C_0 .

Мета, своєю чергою, може формуватися як вимога щодо досягнення конкретних значень показників чи станів ефективності підсистем лісового компартменту. Тобто, моделюючи стани лісового компартменту, необхідно виділити такі обов'язкові множини компонент [2, 3, 5], які б забезпечували повноту моделі:

$$\begin{aligned} SS M_s = & \left\{ E_{SS}^1, E_{SS}^2, \dots, E_{SS}^i, \dots, E_{SS}^N, V_{SS}^1, V_{SS}^2, \dots, V_{SS}^i, \dots, V_{SS}^N, W_{SS}^1, W_{SS}^2, \dots, W_{SS}^i, \dots, W_{SS}^N, \right. \\ & F_{SS}^1, F_{SS}^2, \dots, F_{SS}^i, \dots, F_{SS}^N, C_{SS}^1, C_{SS}^2, \dots, C_{SS}^i, \dots, C_{SS}^N, R_{SS}^1, R_{SS}^2, \dots, R_{SS}^i, \dots, R_{SS}^N, \\ & \left. R(SS_1, SS_2), R(SS_1, SS_3), \dots, R(SS_i, SS_{i+1}), \dots, R(SS_{i+1}, SS_i), \dots, R(SS_N, SS_{N-1}) \right\} \end{aligned} \quad (1)$$

Наведені закономірності структуризації та функціонування підсистем лісового компартменту є початковими правилами щодо виділення системи елементів та атрибутів моделі лісового компартменту. З точки зору повноти системної моделі на верхніх рівнях декомпозиції обов'язковим є розгляд у взаємозв'язку таких об'єктів:

$$E = \{E^{SS_1}, E^{SS_2}, \dots, E^{SS_i}, \dots, E^{SS_N}\} \quad (2)$$

При декомпозиції ярусів підсистеми E для кожного ярусу ($E^{SS_1}, E^{SS_2}, \dots, E^{SS_i}, \dots, E^{SS_N}$) із множини (2), пропонується виділити весь набір системних компонент – $\{V, Z, W, F, C, R\}$.

Наступна декомпозиція ярусів (2) та їхніх компонент залежить від виду досліджуваної підсистеми SS_i , де $i = 1, 2, \dots, N$. Спільною для них усіх є ієрархічність структуризації. Це можна формалізувати описом на теоретико-множинній мові у вигляді дерева взаємовідношень, яке може бути абстрактним рівнем ієрархічної моделі лісового компартменту, де задаються одиниці їх характеристик та взаємовідношення між ними. Тому це буде шестиверствне дерево, де перший граф (G_E) – граф елементів, другий (G_V) – граф показників, третій (G_Z) – граф значень показників, четвертий (G_W) – граф станів, п'ятий (G_F) – граф функцій (дій та операцій), шостий (G_C) – дерево (граф) цілей. Даний шестиверствний граф може задавати правила формування системної моделі будь-якого компартменту в СЛК [4]. Тому модель лісового компартменту пропонується подавати у вигляді графа, де на рівні першої верстви можуть розміщуватися ієрархічні структури усіх підсистем лісового компартмента в СЛК та зовнішнього середовища. Елементи множин $E^{SS_1}, E^{SS_2}, \dots, E^{SS_i}, \dots, E^{SS_N}$ (граф G_E) вказують на верхній рівень декомпозиції лісового компартменту та, відповідно, можуть бути описані трирівневими графами.

Запропонований підхід до моделювання лісового компартменту СЛК вказує на те, що лісовий компартмент доцільно розглядати як складові СЛК із сукупністю взаємозалежних підсистем та ярусів, їхньою структурою, зорієнтованою на досягнення таких показників, як «надійність», «захисна ефективність» та «стійкість».

Перелік посилань

1. Курінний О.В. Аналіз методів проектування організаційних структур. Електронний ресурс: URL: http://www.confcontact.com/2007may/8_kurin.htm (дата звернення: 15.04.2020).
2. Лавинский Г.В. Построение и функционирование сложных систем управления. Киев: Выща шк. головное изд-во, 1989. 336 с.
3. Методи побудови та вдосконалення організаційних структур. Електронний ресурс: URL: <http://library.if.ua/book/32/2125.html> (дата звернення: 15.04.2020).
4. Одрехівський М.В. Системний підхід до організаційного моделювання інноваційних підприємств / Розвиток суб'єктів господарювання України: сучасні реалії та перспективи: колективна монографія // За заг. ред. Бандоріної Л.М., Савчук Л.М. Дніпро: Пороги, 2017. С. 139 – 153.

ПЕРСПЕКТИВА ВИКОРИСТАННЯ ОСАДУ СТИЧНИХ ВОД ДЛЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ПОРУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ

¹О. Шквірко, асп., ¹І. Тимчук, к.т.н., асист., ²О. Zhekovich, PhD, assistant,
¹М. Мальований, д.т.н., проф.

¹Національний університет «Львівська політехніка», м. Львів

²Technical University – Varna, Varna

oksanashkvirko@gmail.com

У багатьох розвинених країнах світу осад стічних вод є цінним джерелом вторинної сировини, оскільки містить у своєму складі велику кількість макро- (азот, фосфор, калій) та мікроелементів.

На сьогоднішній день найпоширенішим способом утилізації осаду стічних вод є використання його як добрив у сільському господарстві.

У деяких країнах із осаду стічних вод отримують біогаз, який є альтернативним джерелом енергії і утворюється в процесі аеробного або анаеробного перетворення [1].

Золу, яка утворюється в процесі спалювання осаду стічних вод, використовують як додатковий компонент у виробництві будівельних матеріалів. Шляхом застосування різних технологій (Phostrip, Аппаток тощо) із осаду виділяють фосфор та азот, із яких в подальшому виготовляють мінеральні добрива [2].

Також, у деяких країнах осад стічних вод у поєднанні із іншими компонентами (наприклад, вапном) використовують для рекультивації сміттєзвалищ та відпрацьованих кар'єрів з видобутку вугілля [3].

У нашій роботі в лабораторних умовах ми намагалися визначити вплив субстрату на основі осаду стічних вод на ріст та розвиток рослин та на основі цього проаналізувати можливість його використання у технології біологічної рекультивації порушених земель.

Для створення субстрату ми використовували осади, які були попередньо відібрані на Львівських комунальних очисних спорудах, темно-сірий опідзолений ґрунт та сорбент (цеоліт). Шляхом застосування методу біоіндикації визначили оптимальний склад субстрату, необхідного для біологічної рекультивації порушених земель. Біоіндикатором в дослідженні був ячмінь звичайний (*Hordeum vulgare*).

Впродовж проведення дослідження велися спостереження за часом появи паростків, їх кількістю на кожну добу, загальним проростанням. Після закінчення досліджень вимірювали довжину та визначали масу наземної частини та коренів.

Для ростового субстрату використовували темно-сірий опідзолений ґрунт та осад стічних вод у співвідношенні (%): 100:0; 80:20; 75:25; 70:30; 65:35; 60:40, з додаванням цеоліту у кількості (%): 0; 5; 7,5; 10. На створений субстрат висаджували по 10 насінин ячменю звичайного. Досліди проводили в трьохкратній повторності.

В результаті проведення дослідження було встановлено, що найкращі показники проростання спостерігалися в пробах із вмістом осадів 40 % та вмістом цеоліту 7,5 та 10 %. Що стосується довжини наземної частини рослин, то найкращі показники у порівнянні з контрольними зразками спостерігалися у пробах зі вмістом осадів 35 % та вмістом цеоліту 7,5 % (рис.1).

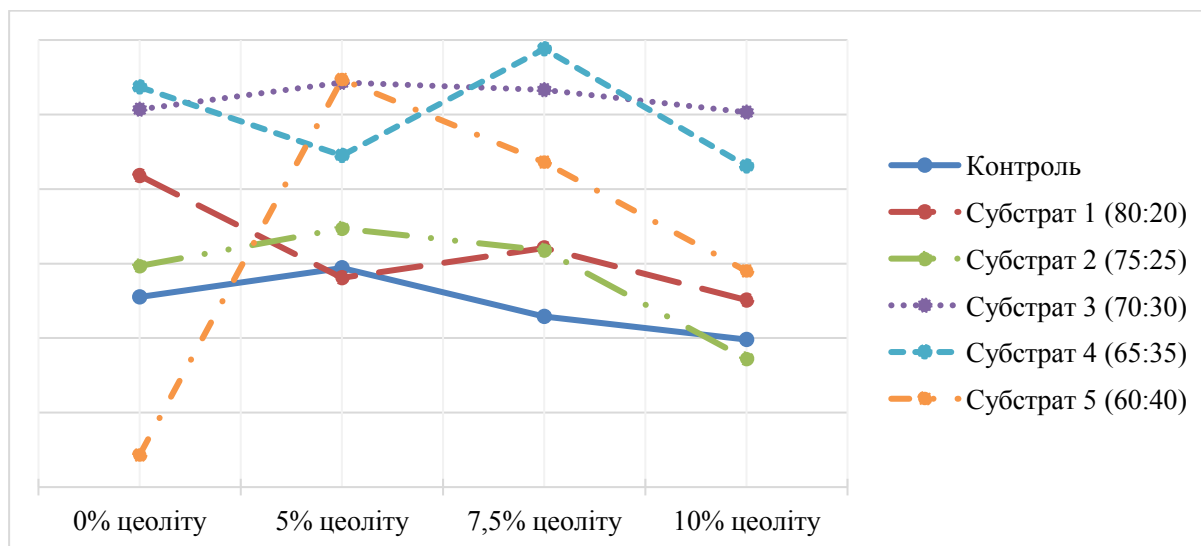


Рис. 1 – Зміни в рості наземної частини рослин в залежності від субстрату

При вимірюванні довжини кореневої частини рослин найкращий показник у порівнянні із контрольними зразками спостерігався у пробах зі вмістом осадів 30 % та вмістом цеоліту 10 % (рис.2).

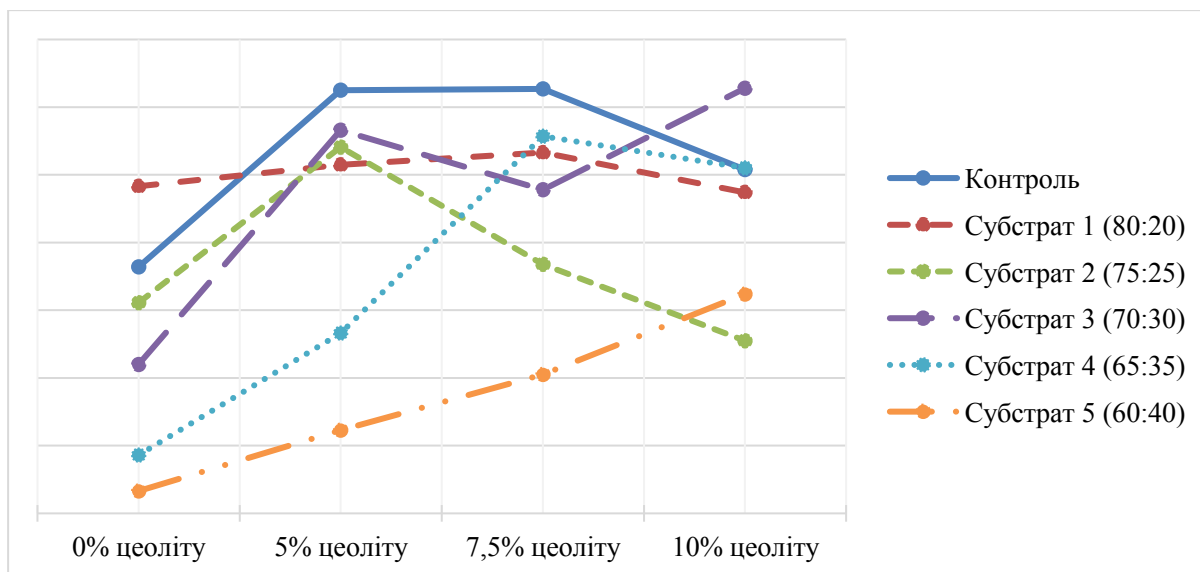


Рис. 2 – Зміни в рості кореневої частини рослин в залежності від субстрату

В результаті визначення середньої маси рослин було встановлено, що найбільш помітні зміни спостерігалися у пробах із вмістом осадів 30 % та вмістом сорбенту 0 % у порівнянні з контрольним зразком (рис.3).

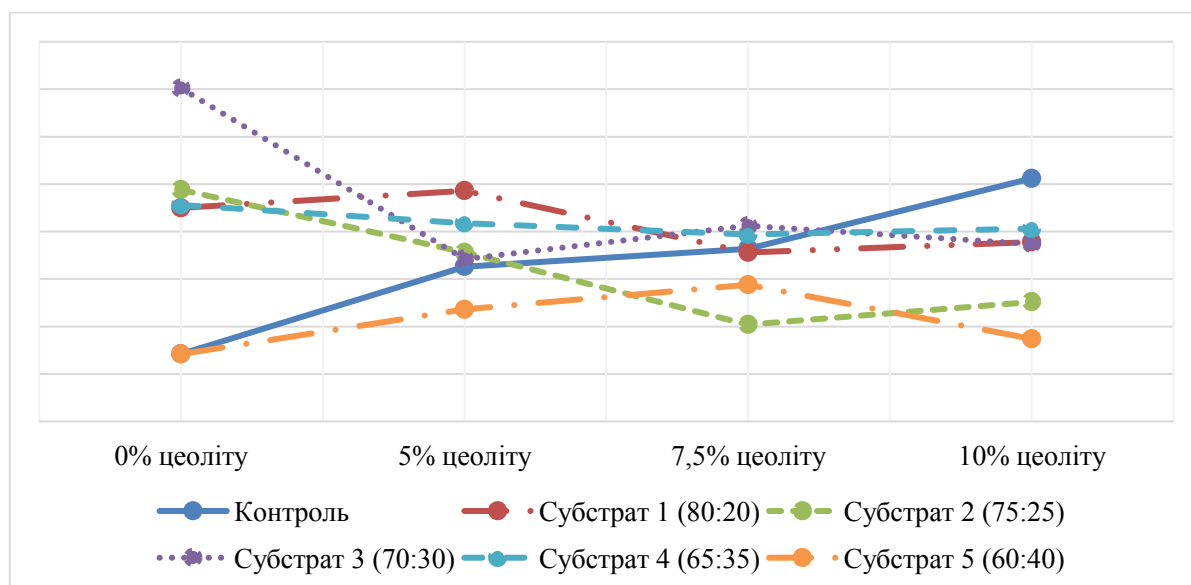


Рис. 3 – Зміни в масі рослин в залежності від субстрату

Отже, підсумовуючи вищесказане, можна зробити висновок, що осад стічних вод вже давно став джерелом вторинної сировини, яку успішно застосовують у різних галузях промисловості у багатьох країнах світу.

Проведені нами дослідження показують, що використання субстрату на основі осадів стічних вод, ґрунту та сорбенту (цеоліту) для вирощування рослин, може мати позитивний вплив на їх ріст та розвиток. Також варто зазначити, що проведені нами в лабораторних умовах дослідження дозволяють зробити припущення, що використання осадів у такому субстраті може дати позитивний ефект у проведенні біологічної рекультивації порушених територій (сміттєзвалищ, кар'єрів тощо).

Перелік посилань

1. Kelessidis A., Stasinakis A.S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. *Waste Management*. 2012. 32 (6). P. 1186 – 1195.
2. Sartorius C., von Horn J., Tettenborn F. Phosphorus Recovery from Wastewater – State-of-the-Art and Future Potential. *Proceedings of the Water Environment Federation*. 2011. 1. P. 299 – 316.
3. Twardowska I., Schramm K.-W., Berg K. Sewage sludge. *Waste Management Series*. 2004. P. 239 – 295.

ОЦІНКА ЕКОЛОГО-МЕЛІОРАТИВНОГО СТАНУ ҐРУНТУ ПРИ ПІДҐРУНТОВОМУ КРАПЛИННОМУ ЗРОШЕННІ НАСАДЖЕНЬ ЛИПИ

О.О. Шовкун, ст., А.В. Сирова, ст., О.О. Гололобова, к.с.-г.н., доц.
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна, м. Харків
as131296123@gmail.com

В умовах міського середовища також дуже важливим є технічні умови експлуатації систем поливу. При використанні підґрунтового крапельного зрошення вочевидь зменшення впливу людського чинника. Підґрунтове розташування зводить до мінімуму можливість пошкодження крапельних ліній та трубопроводів. Застосування цієї технології надає можливість до зрошування ділянок нестандартної форми та пагористих ділянок. До того ж, економічній обґрунтованості застосування технології підґрунтового крапельного зрошення сприяє те, що система не заважає пересуванню техніки, має тривалий термін експлуатації без необхідності сезонного монтажу і демонтажу [1].

Дослідження агрофізичних та агрохімічних властивостей ґрунту при застосуванні підземного краплинного зрошення проводилось на дослідних ділянках під насадженнями липи, які розташовані у межах науково-експериментальної функціональної зони Дендрологічного парку загальнодержавного значення Харківського національного аграрного університету імені В.В. Докучаєва.

За ґрунтово-кліматичними умовами це – південна частина Лівобережного Лісостепу. Тип лісо-рослинних умов – свіжий груд. Ґрунти – типові середньозмиті чорноземи, які підстиляються лесоподібними суглинками на товстому шарі пісків полтавського ярусу. Клімат континентальний з нестійким зволоженням. Середньорічна температура повітря +6,5 °С з коливанням від +38 до -35 °С. Безморозний період становить 113 – 200 днів. Середньорічна сума опадів становить 520 мм з коливанням від 330 до 740 мм. Бездощовий період може тривати від 10 до 52 днів. Термін з відносною вологістю повітря нижче 30 % може становити 24 та більше діб. В ці дні можливі суховії та засухи [2].

Польовий дослід проводили відповідно загальноприйнятих методик та супроводжували спостереженнями та визначеннями ґрунтових параметрів [3].

Виконання поставленої мети здійснювалось вирішенням таких задач:

- контроль ґрунтових показників; зокрема, вмісту фосфору й калію за Мачигінім, вмісту нітратного та амонійного азоту;
- щільність ґрунту визначалася методом Качинського в шарах ґрунту 0 – 10 см, 10 – 20 см, 20 – 30 см, 30 – 40 см навесні на початку вегетації;

- макроагрегатний аналіз – методом сухого просіювання за Савиновим, водотривкість структури ґрунту – методом мокрого просіювання в шарах ґрунту 0 – 10 см, 10 – 20 см, 20 – 30 см, 30 – 40 см;
- статистичну обробку результатів для оцінювання суттєвості відмінностей між варіантами проводили методом дисперсійного аналізу за Б.А. Доспеховим.

Визначення ґрунтових показників проводилось у лабораторії інструментальних методів досліджень ґрунтів Національного наукового центру «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського», бальна оцінка – згідно рекомендаціям щодо обстеження еколого-меліоративного стану земель в умовах краплинного зрошення [3].

Результати дослідження ґрунтових показників, що характеризують поживний режим ґрунту, представлені у таблиці 1.

Таблиця 1– Діагностичні показники поживного режиму ґрунту при застосуванні підземного крапельного зрошення, 2019 р., шар ґрунту 0 – 30 см

Варіант	Вміст P_2O_5 за Мачигі-ним, мг/кг	Оцінка ґрунто-вого показника у балах	Вміст K_2O за Мачигі-ним, мг/кг	Оцінка ґрунто-вого показника у балах	Вміст нітратного та амонійного азоту, мг/кг	Оцінка ґрунто-вого показника у балах
Липи ПКЗ	47,55	0	10,47	2	12,66	5
Липи Конт-роль	61,75	0	224,13	2	8,85	5

Результати свідчать про добрий стан фосфатного режиму для ділянок з липами – контрольного й з підґрунтовим зрошенням. Калійний режим задовільний для контрольного і зрошувального варіанту. Вміст мінерального азоту низький, на обох варіантах це найгірший показник, який свідчить про незадовільний еколого-меліоративний стан за цим показником.

Визначення щільності ґрунту проводилося згідно рекомендаціям [3] перед початком поливного періоду, результати представлені у таблиці 2.

Результати показників рівноважної щільності ґрунту вказують на їхнє оптимальне значення після поливного сезону 2018 року на початку вегетації у 2019 р. для всіх шарів ґрунту. Для оцінювання суттєвості відмінностей між варіантами був застосований дисперсійний аналіз результатів визначення щільності ґрунту (табл. 2).

Результати вказують на відсутність суттєвої різниці між варіантом з підґрунтовим краплинним зрошенням та контролем по всіх досліджуваних шарах ґрунту.

Тобто застосування підґрунтового крапельного зрошення зберігає оптимальне значення щільності ґрунту. Відсутність ущільнення ґрунту, пухка поверхня його поверхневого шару, відсутність коркоутворення сприяє росту й розвитку як кореневої системи, так і надземної частини рослин.

Вміст повітряно-сухих агрегатів при сухому просіюванні по варіантах досліді представлений у таблиці 3.

В нашому досліді використання підґрунтового краплинного зрошення забезпечило добрий структурний стан за вмістом повітряно-сухих, цінних в агрономічному відношенні, часток розміром 0,25 – 10 мм. Середнє значення вмісту повітряно-сухих агрегатів на контролі складає 75,76 %, при краплинному підґрунтовому зрошенні – 76,33 %. Значення коефіцієнтів структурності також майже збігаються – 3,4 на контролі, – 3,3 на досліджуваному варіанті.

Таблиця 2 – Щільність ґрунту по варіантах дослідів, г/см³, 2019 р.

Варіант	Шар ґрунту, см	Повторення				Середнє значення
		1	2	3	4	
Контроль	0-10	1,28	1,16	1,27	1,18	1,22
	10-20	1,36	1,26	1,34	1,36	1,33
	20-30	1,28	1,25	1,18	1,20	1,23
	30-40	1,18	1,16	1,24	1,31	1,22
Підґрунтове краплинне зрошення	0-10	1,16	1,23	1,20	1,29	1,22
	10-20	1,17	1,23	1,26	1,12	1,20
	20-30	1,25	1,27	1,17	1,25	1,23
	30-40	1,21	1,17	1,21	1,07	1,16

Таблиця 3 – Вміст повітряно-сухих агрегатів по варіантах дослідів, 2019 р.

Варіант	Шар, см	Кількість повітряно-сухих агрегатів (0,25-10 мм), %	Коефіцієнт структурності
Контроль	0-10	82,45	4,7
	10-20	78,56	3,7
	20-30	66,69	2,0
	30-40	75,35	3,1
	0-40	75,76	3,4
Підґрунтове краплинне зрошення	0-10	77,41	3,4
	10-20	78,53	3,7
	20-30	73,71	2,8
	30-40	75,68	3,1
	0-40	76,33	3,3

Результати мокрого просіювання вказують на те, що підґрунтове краплинне зрошення забезпечило добрий структурний стан ґрунту за вмістом в ньому водотривких агрегатів розміром 0,25 – 5,00 мм. Середнє значення цього показника для шару ґрунту 0 – 40 см на контролі складає 53,69 %, на варіанті зі зрошенням – 58,89. Дисперсійний аналіз результатів мокрого просіювання ґрунту для оцінювання суттєвості відмінностей між варіантами виявив, що суттєвою є різниця значень для шару ґрунту 10 – 20 см, зокрема вона складає 10,96 % на користь зрошення і є суттєвою.

Таким чином, представлені результати дають змогу зробити такі попередні висновки: підґрунтове краплинне зрошення не погіршує поживний режим ґрунту, а саме вміст рухомого фосфору й калію, вміст мінерального азоту отримав однакову бальну оцінку як для варіанта зі зрошенням, так і для контрольного варіанту. Результати дослідження свідчать, що підґрунтове крапельне зрошення сприяє поліпшенню агрофізичних властивостей ґрунту, зокрема, щільність ґрунту знаходиться в межах оптимальних значень, структурний стан ґрунту за вмістом в ньому повітряно-сухих та водотривких агрегатів оцінюється як добрий. Сума балів для діагностичних агрофізичних показників дорівнює нулю, що є найкращим результатом.

Оцінка еколого-меліоративного стану ґрунту дослідної ділянки за діагностичними показниками показала можливість використання підґрунтового краплинного зрошення при подальшому обов'язковому здійсненні еколого-меліоративного моніторингу зрошуваних ділянок.

Перелік посилань

1. Підґрунтове крапельне зрошення. Електронний ресурс: URL: <http://www.unifer.de/ua/tehnologii-zroshenya/pidruntove-krapelne-zroshennya> (дата звернення: 07.03.2020).
2. Сайт Харківського національного аграрного університету ім. В.В. Докучаєва. Електронний ресурс: URL: <https://knau.kharkov.ua/dendropark.html> (дата звернення: 07.03.2020).
3. Рекомендації щодо обстеження еколого-меліоративного стану земель в умовах краплинного зрошення. Харків: ННЦІГА імені О.Н. Соколовського, 2012. 20 с.

ЗМІСТ

ОЦІНКА СПОЖИВЧИХ ПЕРЕВАГ І РЕКРЕАЦІЙНОГО ПОПИТУ НА ЗАМІСЬКИХ ТЕРИТОРІЯХ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ С.В. Анісімова	3
ЗАКОНОМІРНОСТІ РОЗПОДІЛУ ПОКАЗНИКІВ ТА ПРОГНОЗ ЯКОСТІ ВОД НА ПРИКЛАДІ Р.ДУНАЙ–М.ВИЛКОВЕ Д.Г. Аргіров, С.М. Юрасов	7
ЩОДО МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ ФЛУКТУЮЧОЇ АСИМЕТРІЇ ЛИСТІВ ДЛЯ ОЦІНКИ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ А.І. Бабіч,, Н.В. Прокопенко	11
ВПЛИВ РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ КУПРУМА НА ФІТОТОКСИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ СЕРЕДОВИЩА К.Д. Безугла, І.А. Кривицька	13
НОРМАТИВНЕ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ УПРАВЛІННЯ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ У КРАЇНАХ ЄС Р.І. Біловус, В.Д. Погребенник	15
ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ В.О. Бобик, А.В. Чугай	18
ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ (НА ПРИКЛАДІ ПРИТОК Р.ЛУГАНЬ ТА Р.КАЗЕННИЙ ТОРЕЦЬ) Ю.В. Божок, А.В. Томченко, А.І. Цабевська	20
МІНЕРАЛІЗАЦІЯ ПИТНИХ ВОД ЯК ФАКТОР ВПЛИВУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ А.С. Вербова, Т.А. Сафранов	23
ОЦІНКА СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДНИХ ДЖЕРЕЛ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ Т.О. Гах, О.В. Степова	26
ЗАХИСТ ОБЛАДНАННЯ ТА ТРУБОПРОВОДІВ ВІД ОСАДОВІДКЛАДЕНЬ ПРИ ВИДОБУВАННІ ТА ТРАНСПОРТУВАННІ НАФТИ Ю.О. Глоба, Ю. Андрішко, О.В. Степова.	29
ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОД РІЧКИ ДЕСНА ЗА ГІДРОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ А.В. Глод, А.В. Чугай	33

ОЦІНКА МІНІМАЛЬНОГО СТОКУ НА РІЧКАХ ПРИАЗОВ'Я У ПЕРІОД МЕЖЕНІ ДЛЯ ЗБЕРЕЖЕННЯ УМОВ САМООЧИЩЕННЯ ВОД Ю.О. Гоян, М.В. Гопцій	32
ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ПРОМЫШЛЕННОГО ПРЕДПРИЯТИЯ А. Гунченко, В. Чепиль, Л.А. Порожнюк	39
ОЦІНКА СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА МІСТА ХЕРСОН МЕТОДОМ ЛІХЕНОІНДИКАЦІЇ А.В. Гусєва, М.М. Радомська	43
ПРОБЛЕМА ПОВОДЖЕННЯ З МЕДИЧНИМИ ВІДХОДАМИ В ПОТОЦІ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ ОКРЕМИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ В.І. Данкевич, Т.А. Сафранов	46
МЕТОДИ ОЦІНЮВАННЯ ТА ПРОГНОЗУВАННЯ ЗМІНИ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ГІРНИЧО-ХІМІЧНИХ ПІДПРИЄМСТВ В ПІСЛЯЕКСПЛУАТАЦІЙНИЙ ПЕРІОД Е.А. Джумеля, В.Д. Погребенник	50
АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ М.МИРГОРОД НА ЯКІСТЬ ВОДИ Р. ХОРОЛ (ЗА РЕЧОВИНАМИ ТОКСИЧНОЇ ДІЇ) М.М. Довгополий, М.Є. Романчук	52
ПОПУЛЯЦІЇ КЛІЩІВ РЯДУ <i>IXODIDA</i> В УРБООКОСИСТЕМАХ МІСТА КИЇВ Д.В. Дубінський	56
ПІДХОДИ ЩОДО ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СТВОРЕННЯ ТА ЕКСПЛУАТАЦІЇ МЕРЕЖІ ОБ'ЄКТІВ ПАРКУВАННЯ УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЙ Г.М. Желновач	58
АНАЛІЗ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ НАФТОЗАБРУДНЕНИХ ҐРУНТІВ В.С. Журавель, О.М. Ганошенко	61
ПРОСТОРОВИЙ РОЗПОДІЛ ТЕМПЕРАТУРНИХ ХАРАКТЕРИСТИК НА ПІВДНІ УКРАЇНИ ДЛЯ ЦІЛЕЙ ОПТИМІЗАЦІЇ ПОСІВНИХ ПЛОЩ ВІВСА В УМОВАХ ЗМІНИ КЛІМАТУ А.О. Ільїна	64
РОЗРАХУНОК ІНДЕКСУ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДИ РІЧКИ ІНГУЛЕЦЬ (СЕЛИЩІ САДОВЕ) Кабак І.С., Романчук М.Є.	67
ГРАНУЛЮВАННЯ ПТАШИНОГО ПОСЛІДУ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ ПРИРОДНИХ СОРБЕНТІВ М. Канда, А. Malovanyu, М. Мальований	70

ГЕОЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ЗАСОЛЕННЯ ҐРУНТІВ М. ЧЕРКАСИ З ВИКОРИСТАННЯМ ГІС-ТЕХНОЛОГІЙ В.М. Качай, О.О. Мислюк	72
ОЦІНКА ВПЛИВУ СКИДІВ МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОВІДВЕДЕННЯ НА СТАН РІЧКИ ЛОПАНЬ О.М. Ковальова	77
ХРОМ У ВУГІЛЛІ ПЛАСТА C_4^2 ШАХТИ «ІМЕНІ М.І. СТАШКОВА» Є.С. Козій	80
ЯКІСНЕ І КІЛЬКІСНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РИЗИКІВ ЗАГАЛЬНОГО ТА НІТРАТНОГО ЗАБРУДНЕННЯ РІЧКИ ЯГОРЛИК (С. АРТИРІВКА) К.В. Кулачок, Н.С. Лобода	85
АНАЛІЗ ВИДІВ ПЛАНОВАНОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ПІДПРИЄМСТВ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ В МЕЖАХ ОЦІНКИ ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ А.В. Лисяк, О.М. Ганошенко	88
АНАЛІЗ СТАНУ УКРАЇНСЬКОЇ ЗАКОНОДАВЧОЇ БАЗИ У СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ ТАРИ І УПАКОВКИ У СКЛАДІ ПОТОКУ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ А.Б. Манасарян, В.І. Михайленко, В.Ю. Приходько	91
ДИНАМІКА НАКОПИЧЕННЯ ^{137}Cs РОСЛИНАМИ ЧОРНИЦІ (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) ТА БРУСНИЦІ (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.) ПРОТЯГОМ ВЕГЕТАЦІЙНОГО ПЕРІОДУ У ПЕРШІЙ РІК ПІСЛЯ ВНЕСЕННЯ КАЛІЙНОГО ДОБРИВА Ю.Н. Мандро, М.М. Вінічук	93
ОСОБЛИВОСТІ ОЦІНКИ ВПЛИВУ СУБ'ЄКТІВ ГОСПОДАРЮВАННЯ НА ДОВКІЛЛЯ УКРАЇНИ Г.Є. Мацкевич, Н.В. Внукова	96
ОЦІНКА СТАНУ СОСНОВИХ ДЕРЕВОСТАНІВ НА РАДІОАКТИВНО ЗАБРУДНЕНИХ ТЕРИТОРІЯХ В.В. Мельник	99
ОЦІНКА ЯКІСНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ МІСТА ЧЕРКАСИ О.О. Мислюк, В.І. Пидоренко	103
УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДИКИ РОЗРАХУНКУ НЕНАВМИСНО УТВОРЕНИХ СТІЙКИХ ОРГАНІЧНИХ ЗАБРУДНЮВАЛЬНИХ РЕЧОВИН В ОДЕСЬКІЙ ПРОМИСЛОВО-МІСЬКІЙ АГЛОМЕРАЦІЇ В.І. Михайленко, Т.А. Сафранов	108

ПРОБЛЕМА КРУГООБІГУ РЕЧОВИН У ЛУЧНИХ ФІТОЦЕНОЗАХ У КОНТЕКСТІ СТАЛОГО РОЗВИТКУ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ Л.Д. Орлова, М.В. Жук	110
ОЦІНКА ВПЛИВУ НА ДОВКІЛЛЯ ТА ТЕХНОГЕННЕ НАВАНТАЖЕННЯ НА СКЛАДОВІ ДОВКІЛЛЯ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ О.В. Панова, Н.В. Внукова	113
АНАЛІЗ ВПЛИВУ БІОГЕННИХ РЕЧОВИН НА ЯКІСТЬ ВОДИ Р. ПСЕЛ Є.С. Пісоцький, М.Є. Романчук	116
ГЕЛЬМИНТОФАУНА УТИНИХ ГОМЕЛЬСЬКОЇ ОБЛАСТІ А.В. Попова	120
ВИКОРИСТАННЯ САТИСТИЧНИХ МЕТОДІВ АНАЛІЗУ В ОЦІНЦІ ЗНИЖЕННЯ ТРАНСПОРТНОГО ШУМУ ЗЕЛЕНИМИ НАСАДЖЕННЯМИ НА УРБАНІЗОВАНИХ ТЕРИТОРІЯХ А.І. Решетченко	123
РОЗРАХУНОК ВАРТОСТІ ОЧИСТКИ БУРОВОЇ СТИЧНОЇ ВОДИ ПРИ БЕЗАМБАРНОМУ СПОСОБІ БУРІННЯ ВУГЛЕВОДНЕВИХ СВЕРДЛОВИН Н.І. Рикусова	127
АКТУАЛЬНІСТЬ ОСВІТНІХ ПРОГРАМ ПІДГОТОВКИ ЕКОЛОГІВ Р.Д. Россол, О.П. Мітрясова	130
ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ ДАННЫЕ ПО ОЛИГОДОНТИИ У ВЫХУХОЛИ (<i>DESMANA MOSCHATA</i>) С ТЕРРИТОРИИ УКРАИНЫ А.А. Саварин, А.А. Кравцов	132
МОНІТОРИНГ РОЗВИТКУ ЗСУВІВ НА ТЕРИТОРІЇ СЕЛИЩА МЕЛЕКІНЕ (МАНГУШСЬКИЙ РАЙОН ДОНЕЦЬКОЇ ОБЛАСТІ) М.О. Сагайдак	134
THE MODERN STATE AND THE PROSPECTS OF DEVELOPMENT OF THE NATURAL TERRITORY OF VYZNYTSYA OF THE CHERNIVETSK REGION AS LOCAL IMPORTANCE О.М. Sydorenko, О.М. Nikipelova	137
METHODOLOGICAL ASPECTS OF RADIOECOLOGICAL MONITORING О.І. Symkanych, S.M. Sukharev, N.I. Svatiuk, V.T. Masliuk, K.L. Krch, N.I. Korol	140
ЕКОЛОГІЗАЦІЯ АГРОПРОМИСЛОВОГО КОМПЛЕКСУ ВНАСЛІДОК ВПРОВАДЖЕННЯ КАПСУЛЬОВАНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ С. Синельников, К. Jozwiakowska, І. Тимчук, М. Мальований, О. Нагурський	143

LANDFILL LEACHATE AS A SOURCE FOR UPPER PLANTS NUTRITION AND CROPS GROWTH Christina Soloviy, Myroslav Malovanyy	145
ПЕРСПЕКТИВА ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ «ВІДКРИТОГО БІОЛОГІЧНОГО КОНВЕЙСРА» Х. Соловій, К. Jozwiakowska, І. Тимчук, М. Мальований, М. Копій	148
ВИКОРИСТАННЯ ВІТРО-ВОДНЕВИХ НАКОПИЧУВАЧІВ ЕНЕРГІЇ ДЛЯ ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ОТОЧУЮЧЕ СЕРЕДОВИЩЕ В.В. Соловей, Н.В. Внукова, М.М. Зіпунніков	150
СУЧАСНІ ПРОБЛЕМИ КУЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ М.І. Станко, М.А. Берлінський	152
АНАЕРОБНЕ ТРАВЛЕННЯ ЯК МЕТОД ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ІЗ ТВЕРДИХ ПОБУТОВИХ ВІДХОДІВ У. Сторощук, R. Cebula, М. Мальований	156
АНАЛІЗ ІРИГАЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВОД РІЧКИ ДУНАЙ К.С. Студьонова, С.М. Юрасов	158
ОСОБЛИВОСТІ ВПЛИВУ КЛІМАТИЧНИХ ЧИННИКІВ НА ПОШИРЕННЯ ТА ДИНАМІКУ ПОПУЛЯЦІЇ РОДИНИ КОРОЇДІВ (<i>Ipidae</i>) Д.Ю. Сушко, П.В. Поліщук, Н.О. Волошина	161
ЗМІНА РІВНЯ МОРЯ НА УКРАЇНСЬКОМУ УЗБЕРЕЖЖІ В СУЧАСНИЙ ПЕРІОД Г.С. Удуденко, М.А. Берлінський	163
ВИЗНАЧЕННЯ СТУПЕНЯ ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ АВТОТРАНСПОРТОМ НА ТЕРИТОРІЇ ТЕРЕШКІВСЬКОГО ЛІЩЕЮ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ О.Р. Ханнанова, Н.С. Веселовська, К.В. Удовиченко	163
ENVIRONMENTALLY-ORIENTED FORMS OF TOURISM IN RECREATION-TOURIST ACTIVITIES IN UKRAINE S.V. Shangina, L.M. Poletaeva	167
ВПЛИВ БУРШТИНСЬКОЇ ТЕПЛОВОЇ ЕЛЕКТРИЧНОЇ СТАНЦІЇ НА ДОВКІЛЛЯ А.М. Шибанова, М.І. Троняк, В.Д. Погребенник	170
МОДЕЛЮВАННЯ СТАНІВ ЛІСОВОГО КОМПАРТМЕНТУ СКЛАДНОГО ЛАНДШАФТНОГО КОМПЛЕКСУ Ю.С. Шибанова, Т.З. Олексин, Р.С. Шевчишин, М.В. Руда, Т.Г. Бойко	172

ПЕРСПЕКТИВА ВИКОРИСТАННЯ ОСАДУ СТИЧНИХ ВОД ДЛЯ БІОЛОГІЧНОЇ РЕКУЛЬТИВАЦІЇ ПОРУШЕНИХ ЗЕМЕЛЬ О. Шквірко, І. Тимчук, О. Zhekovich, М. Мальований	174
ОЦІНКА ЕКОЛОГО-МЕЛІОРАТИВНОГО СТАНУ ҐРУНТУ ПРИ ПІДҐРУНТОВОМУ КРАПЛИННОМУ ЗРОШЕННІ НАСАДЖЕНЬ ЛИПИ О.О. Шовкун, А.В. Сирова, О.О. Гололобова	177

Наукове електронне видання

РЕГІОНАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ОХОРОНИ ДОВКІЛЛЯ

Міжнародна наукова конференція молодих вчених

1 червня – 3 червня 2020 р., Україна, м. Одеса

REGIONAL PROBLEMS OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

International Scientific Conference for Young Scientists

June 1 – June 3, 2020, Ukraine, Odessa

Видавець і виготовлювач

Одеський державний екологічний університет

вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016

тел./факс: (0482) 32-67-35

E-mail: info@odeku.edu.ua

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи

ДК № 5242 від 08.11.2016