

ISSN 1992-4224 (Print)
ISSN 2415-7678 (Online)

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені В. Н. КАРАЗІНА

**ЛЮДИНА
ТА
ДОВКІЛЛЯ**

ПРОБЛЕМИ НЕОЕКОЛОГІЇ

**MAN AND ENVIRONMENT
ISSUES OF NEOECOLOGY**

№ 29

Заснований 1999 р.

Харків
2018

Представлені результати досліджень в області географії, екології та охорони навколишнього середовища. Висвітлюються питання теорії й практики аналізу, оцінки і оптимізації стану навколишнього середовища, а також фактори і наслідки антропогенного впливу на довкілля; розглядаються питання екологічного менеджменту, безпеки і освіти.

Для науковців і фахівців-екологів, а також викладачів, аспірантів, магістрів і студентів вищих навчальних закладів

Журнал є фаховим виданням у галузі географічних наук.
Наказ МОН України № 747 від 13.07.2015р.

Results of researches in the domain of geography, ecology and environmental protection are presented. Issues of theory and practice of analysis, assessment and optimization of the environmental state as well as factors and consequences of anthropogenic pressure on the environment are covered; issues of environmental management, safety and education are considered.

For specialists, scientists and researchers working in the domain of environmental protection as well as for lecturers, BSS, MSc and PhD students of higher educational institutions.

The Journal is a professional publication in the field of geographical sciences.
MES Ukraine Order № 747 of 13/07/2015

Затверджено до друку рішенням Вченої ради Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна (протокол № 5 від 27.04.2018 р.)

Редакційна колегія:

Крайнюков О. М., головний редактор, д-р геогр. наук, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Тітенко Г. В., заступник головного редактора, канд. геогр. наук, доц., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Баскакова Л. В., відповідальний секретар, ст. наук. співр., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,
Костріков С. В., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Максименко Н. В., канд. геогр. наук, доц., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Московкін В. М., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Некос А. Н., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Пересадько В. А., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Черваньов І. Г., д-р. техн. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Шкорбатов Ю. Г., д-р біол. наук, с.н.с., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Ачасов А. Б., д-р сільгосп. наук, проф., Харківський національний аграрний університет ім. В. В. Докучаєва;
Балюк С. А., д-р сільгосп. наук, проф., ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського»;
Грищенко А. В., д-р геогр. наук, проф., НДУ «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»;
Крайнюкова А. М., д-р біол. наук, проф., НДУ «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»;
Борковський Я., д-р, проф., Вармінсько-Мазурський університет, м. Ольштин, Польща;
Витченко А., д-р геогр. наук, проф. Білоруський державний університет, м. Мінськ, Білорусь;
Доніка А., д-р філософії, Інститут екології та географії, м. Кишинів, Молдова;
Кіосопулос Дж., д-р філософії, проф., Афінський університет прикладних наук, м. Афіни, Греція;
Нахтнебель Х.-П., проф., Університет природних ресурсів та прикладних наук – ВОКУ, м. Відень, Австрія;
Хусанов А., канд. техн. наук, Південно-Казахстанський університет імені М. Ауєзова, м. Шемкент, Казахстан.

Адреса редакційної колегії: 61022, Харків, майдан Свободи, 6,
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, екологічний факультет, кімн. 477
Тел. 057-707-53-86, e-mail: ecology.journal@karazin.ua Власний сайт: <http://luddovk.univer.kharkov.ua/>
http://journals.uran.ua/ludina_dov <http://periodicals.karazin.ua/humanenviron/about>
www-ecology.univer.kharkov.ua

Статті пройшли внутрішнє та зовнішнє рецензування

Свідоцтво про державну реєстрацію КВ № 5097 від 03.05.2001

© Харківський національний університет
імені В. Н. Каразіна, оформлення, 2018

ЗМІСТ

Сучасні географічні та екологічні дослідження довкілля

Медінець В. І., Іваниця В. О. Шляхи розвитку морських наукових досліджень в Україні.....	6
Ачасов А. Б., Сєдов А. О., Ачасова А. О. Методичні основи використання БПЛА для контролю забур'яненості посівів.....	21
Яценчук Ю. В. Відновлювальні території парадинамічної антропогенної ландшафтної системи екомережі Мурованокуріловецького району Вінниччини.....	29
Боярин М. В., Нетробчук І. М. Оцінка екологічної стійкості ландшафтів річок басейну Західного Бугу у Волинській області.....	40
Газетов Є. І., Медінець В. І., Снігірьов С. М. Гідрологічні дослідження Дністровського лиману у 2012-2017 рр.....	47
Коляда В. П., Шевченко М. В., Круглов О. В., Ачасова А. О., Назарок П. Г., Гребенчук О. О. Протиерозійна оптимізація землекористування сільськогосподарських підприємств: локальний рівень.....	57
Музиченко О. С., Бойко С. А. Динаміка та онтогенетичний стан популяцій <i>Galanthus Nivalis</i> l. та <i>Allium Ursinum</i> l. в національному природному парку «Кременецькі гори».....	64
А н т р о п о г е н н и й в п л и в н а п р и р о д н е с е р е д о в и щ е	
Сафранов Т. А. Мінералізація питних вод як показник їх якості та фактор впливу на здоров'я населення.....	73
Гололобова О. О., Толстякова В. В. Екологічна оцінка компонентів екосистеми ставка с. Бобрівка Харківського району Харківської області.....	81
Циганенко О. І., Уряднікова І. В., Першегуба Я. В., Склярова Н. А. Планування екологізації спортивних об'єктів для збереження довкілля та живої природи: проблеми, шляхи вирішення.....	92
Буц Ю. В., Крайнюк О. В., Барбашин В. В., Кобзін В. Г. Пірогенний вплив на геохімічну міграційну здатність важких металів.....	100
Скрильник Є. В., Максименко Н. В., Рижкова Я. С., Рижков В. А. Агроекологічна характеристика осадів стічних вод м. Харкова.....	112
Правила оформлення статей.....	119

CONTENTS

Modern Geographic and Ecological Environment Research

<i>Medinets V. I., Ivanytsia V. O.</i> Marine Research Development Ways in Ukraine.....	6
<i>Achasov A. B., Sedov A. O., Achasova A. O.</i> Methodological Basis of The UAVs Use for the Weed Detection.....	21
<i>Yatsentyuk Yu. V.</i> The Recovery Territories of the Paradyamic Anthropogenic Landscape System of the Ecological Network of Murovanokurylovetsky District of Vinnytsia Region.....	29
<i>Boyarin M. V., Netrobchuk I. M.</i> Estimation of Environmental Sustainability of the Landscape of the Basin Western Bug Rivers In Volyn Region.....	40
<i>Gazyetov Ye. I., Medinets V. I., Snigirov S. M.</i> Hydrological Studies of the Dniester Estuary in 2012-2017.....	47
<i>Kolyada V. P., Shevchenko M. V., Kruhlov O. V., Achasova A. O., Nazarok P. G., Hrebenchuk O. O.</i> Anti-Erosion Optimization of Agricultural Equipment: Local Level.....	57
<i>Muzychenko O. S., Boiko S. A.</i> Dynamics and Ontogenetic Condition Populations <i>Galanthus Nivalis</i> L. and <i>Allium Ursinum</i> L. in National Natural Park «Kremenet's Mountains».....	64

Anthropogenic Influence on a Natural Environment

<i>Safranov T. A.</i> Mineralization of Drinking Water as Indicator of Water Quality and Factor of the E Influence to the Human Health.....	73
<i>Gololobova O. O., Tolstyakova V. V.</i> Ecological Assessment of the Pond Ecosystem Components, Bobrivka Village, Kharkiv District, Kharkiv Oblast.....	81
<i>Tsyganenko O. I., Uriadnikova I. V., Persheguba Y. V., Sklyarova N. A.</i> Planning the Environmental Sport Objects for Environment and Living Nature: Problems, Ways to Solving.....	92
<i>Buts Yu. V., Krainyuk O. V., Barbashin V. V., Kobzin V. G.</i> Pyrogenic Influence n Geochemistry Migration Ability of Heavy Metal.....	100
<i>Skrylnyk Ye. V., Maksymenko N. V., Ryzhkova Ya. S., Ryzhkov V. A.</i> Agroecological Characterization of Sewage Sludge of Kharkov.....	112
<i>Formatting Rules</i>	119

СОДЕРЖАНИЕ

Современные географические и экологические исследования окружающей среды

<i>Мединец В. И., Иваница В. А.</i> Пути развития морских научных исследований в Украине.....	6
<i>Ачасов А. Б., Седов А. О., Ачасова А. О.</i> Методические основы использования БПЛА для контроля засоренности посевов.....	21
<i>Яценцюк Ю. В.</i> Восстановительные территории парадинамической антропогенной ландшафтной системы экосети Мурованокуриловецкого района Винничины.....	29
<i>Боярин М. В., Нетробчук И. М.</i> Оценка экологической устойчивости ландшафтов рек бассейна Западного Буга в Волынской области.....	40
<i>Газетов Е. И., Мединец В. И., Снигирев С. М.</i> Гидрологические исследования Днестровского лимана в 2012-2017 гг.....	47
<i>Коляда В. П., Шевченко Н. В., Круглов А. В., Ачасова А. А., Назарок П. Г., Гребенчук А. А.</i> Противоэрозионная оптимизация землепользования сельскохозяйственных предприятий: локальный уривень.....	57
<i>Музыченко О. С., Бойко С. А.</i> Динамика и онтогенетическая состояние популяций <i>Galanthus Nivalis</i> L. и <i>Allium Ursinum</i> L в национальном природном парке «Кременецкие горы».....	64
Антропогенное влияние на природную среду	
<i>Сафранов Т. А.</i> Минерализация питьевых вод как показатель их качества и фактор влияния на здоровье населения.....	73
<i>Гололобова Е. А., Толстякова В. В.</i> Экологическая оценка компонентов экосистемы пруда с. Бобровка Харьковского района Харьковской области	81
<i>Цыганенко О. И., Урядникова И. В., Першегуба Я. В., Склярова Н. А.</i> Планирование экологизации спортивных объектов для сохранения окружающей среды и живой природы: проблемы, пути решения.....	92
<i>Буц Ю. В., Крайнюк Е. В., Барбашин В. В., Кобзин В. Г.</i> Пирогенное влияние на геохимическую миграционную способность тяжелых металлов.....	100
<i>Скрыльник Е. В., Максименко Н. В., Рыжкова Я. С., Рыжков В. А.</i> Агроэкологическая характеристика осадков сточных вод г. Харькова.....	112
<i>Правила для авторов</i>	119

СУЧАСНІ ГЕОГРАФІЧНІ ТА ЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДОВКІЛЛЯ

УДК 504.064.36

МЕДИНЕЦЬ В. І., канд. фіз.-мат. наук, с. н. с., **ІВАНИЦЯ В. О.**, д-р біол. наук, проф.

Одеський національний університет імені І. І. Мечникова

вул. Дворянська 2, м. Одеса, 65082 Україна

e-mail: v.medinets@onu.edu.ua

ШЛЯХИ РОЗВИТКУ МОРСЬКИХ НАУКОВИХ ДОСЛІДЖЕНЬ В УКРАЇНІ

Проведено аналіз стану існуючих проблем проведення морських досліджень та відповідної законодавчої бази на міжнародному і національному рівнях. Показано, що проблеми досліджень безпосередньо пов'язані з природними і антропогенними змінами і впливами в морських екосистемах. Обґрунтовані запропоновані окремі заходи і кроки щодо створення національної системи сталого розвитку морських досліджень та технологій в Україні. Обговорюються актуальні напрями та важливість наукових досліджень для забезпечення національних інтересів та виконання Угоди про асоціацію з ЄС та інших міжнародних обов'язків України. Оновлення національної системи наукових досліджень неможливо реалізувати без створення відповідної інфраструктури, відновлення морського потенціалу та сучасної системи підготовки спеціалістів морських галузей з урахуванням досвіду європейської та світової науки.

Ключові слова: Чорне море, Угода про асоціацію, екосистема, Морська доктрина, Конвенція

Medinets V. I., Ivanytsia V. O.

Odessa National I.I. Mechnikov University, Odessa, Ukraine

MARINE RESEARCH DEVELOPMENT WAYS IN UKRAINE

To analyze the current state of marine research problems and to formulate proposals for the establishment of a national system of sustainable development of marine research in Ukraine and ways of their implementation. Analysis of current problems in the marine research and respective national and international legal framework has been performed. It was shown that the problems of investigations are directly connected with natural and anthropogenic changes and pressures in marine ecosystems. Detailed analysis of national low base presented. Some grounded measures and steps to establish the national system for sustainable development of marine studies and technologies in Ukraine have been proposed. Are discussed the actual directions and their importance for science and research taking into account the national interests of Ukraine and to ensure compliance with the Association Agreement and other international commitments of Ukraine. The establishment the Black Sea joint international network of reference (basic) marine research stations for using in interests of all the Black Sea countries are proposed. **Conclusions:** Renovation of national system of the scientific research and technologies cannot be developed without establishing of respective infrastructure, restoration of marine potential and modern system of marine specialists education taking into account experience of European and global science.

Keywords: Black Sea, Association Agreement, ecosystem, Marine Doctrine, Convention

Мединец В. И., Иванец В. А.

Одесский национальный университет имени И.И. Мечникова, Одесса, Украина

ПУТИ РАЗВИТИЯ МОРСКИХ НАУЧНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ В УКРАИНЕ

Проведен анализ состояния существующих проблем в осуществлении морских исследований и соответствующей законодательной базы на международном и национальном уровнях. Показано, что проблемы исследований напрямую связаны с природными и антропогенными изменениями и воздействиями в морских экосистемах. Обоснованы предлагаемые отдельные действия и шаги по созданию национальной системы устойчивого развития морских исследований и технологий в Украине. Обсуждаются актуальные направления и важность научных исследований для обеспечения национальных интересов, выполнения Соглашения об Ассоциации с ЕС и других международных обязательств Украины. Обновление национальной системы научных исследований невозможно реализовать без создания соответствующей инфраструктуры, восстановления морского потенциала и современной системы подготовки специалистов морских отраслей с учетом опыта европейской и мировой науки.

Ключевые слова: Черное море, Соглашение про ассоциацию, экосистема, Морская доктрина, Конвенция

Загально відомо, що морські наукові дослідження є найбільш ефективним механізмом формування інформаційної бази як про поточний стан екосистем і природних ресурсів моря, так і про їх довгострокові зміни, що відбуваються під впливом природних та антропогенних факторів. Без проведення аналізу сучасного стану морських досліджень неможливо сформулювати пропозиції що найважливіших напрямів реалізації національних інтересів України у сфері морської діяльності.

Відомо [1], що до природних факторів відносяться, насамперед глобальні і регіональні зміни клімату та космогенні чинники, які впливають як на взаємодію морської екосистеми з суміжними середовищами (атмосферою, береговою зоною, дном), так і на внутрішні процеси в екосистемі. Наприклад глобальні зміни температури повітря, швидкості вітру, атмосферних опадів впливають на водний і енергетичний баланс моря в цілому, та викликають зміни рівня моря і системи течій, річкового стоку, інтенсивності випаровування і температури поверхні моря і таке інше. В свою чергу, зміни рівня моря впливають на руйнівні процеси в береговій зоні моря. Зміни структури і напрямку течій призводять до змін донних ландшафтів. Зміни температури та солоності змінюють структуру та продуктивність біоценозів. Слід відмітити, що в різних районах моря ефекти впливу природних факторів можуть бути різними за наслідками. Саме тому визначення базових процесів і встановлення закономірностей функціонування морських екосистем належать до фундаментальних досліджень. Основою їх є довгострокові експериментальні та теоретичні дослідження, на базі яких створюються моделі функціонування моря в цілому, що дозволить спрогнозувати природні зміни, на які людина впливати не може.

До антропогенних факторів відносяться всі неприродні фактори, які обумовлені економічною діяльністю людини, як безпосередньо в межах моря (включаючи берегову зону), так і в його басейні. При цьому всі антропогенні фактори поділяються на три типи. До антропогенних факторів першого типу відносяться локальні види діяльності, які формують безпосереднє локальне навантаження на морську екосистему: морський транспорт, військовий

морський флот, видобуток природних мінеральних і живих ресурсів моря, комунальні стоки біогенних сполук та забруднюючих речовин в прибережну зону моря, рекреаційна діяльність, зміни берегової лінії внаслідок будівництва і таке інше. До факторів другого типу слід віднести всі види діяльності людини, які зосереджені в водозбірному басейні моря і можуть знаходитись за тисячі кілометрів від моря. Надходження забруднюючих речовин і біогенних сполук від них формуються береговим і річковим стоками та атмосферним переносом. Третім типом впливу людини на морську екосистему є нові фактори, яким в останні роки приділяється значна увага (сміття, енергія, шум) і які включені вперше в перелік основних дескрипторів Рамкової директиви з морської стратегії ЄС (РДМС) [2].

Вивчення наслідків впливу природних факторів на стан екосистеми і природних ресурсів моря є важливим спільним завданням для всіх країн басейну. Результати досліджень, моніторингу та довгострокове прогнозування дають країнам можливість розробити спільну стратегію реагування на глобальні зміни та сформулювати рекомендації що стратегічного адаптаційного планування розвитку своїх економік на перспективу із врахуванням потенційних наслідків економічного розвитку своєї країни на стан моря в цілому. Міжнародна кооперація між причорноморськими країнами в останні десятиріччя здійснюється лише в рамках Конвенції про захист Чорного моря від забруднення [3], але ця діяльність ще далека від бажаної.

Впливи антропогенних факторів на морське середовище часто є локальними і їх доцільно вивчати в конкретних локальних районах моря, наприклад в зонах, прилеглих до мегаполісів, портів, дельт річок, газо- і нафтовидобувальних платформ і таке інше. Окрему увагу слід приділяти вивченню впливу як природних факторів, так і всіх видів забруднення на живі ресурси моря та на рекреаційні характеристики прибережних вод, тому що як природні, так і антропогенні зміни стану живих ресурсів моря є важливими для всіх країн. Особливо це стосується міграційних видів (риби, дельфіни), тому що стан таких видів можна оцінювати лише за результатами синхронних досліджень всіма країнами одночасно. На

жаль, такі комплексні дослідження в останні десятиріччя в Чорному морі не проводяться. Для всіх видів зообентосу і фітобентосу, а також осілих видів риб більш актуальними є локалізовані в просторі дослідження їх стану та відповідних ефектів забруднення, серед яких обов'язково треба виділити короткострокові і довгострокові. Те ж стосується і проблем вивчення впливу шуму, енергії та морського сміття на живі ресурси моря. Важливим видом наукових досліджень і моніторингу є вивчення транскордонного переносу антропогенного забруднення і сміття з морських економічних зон інших країн, яке досі не проводилося і не входить в основні завдання моніторингу в рамках Конвенції [3].

Метою цієї публікації є аналіз стану існуючих проблем при проведенні морських досліджень та формулювання пропозицій щодо створення національної системи сталого розвитку морських досліджень в Україні та актуальних їх напрямів, які неможливо реалізувати без створення відповідної інфраструктури, відновлення морського потенціалу країни та створення сучасної бази знань про моря і океани з урахуванням досвіду європейської та світової науки.

Аналіз стану законодавчої бази для планування і проведення наукових досліджень в Україні. Погіршення стану Світового океану і морів Європи, в тому числі і Чорного моря, в останні десятиріччя стало причиною прийняття низки Міжнародних Конвенцій, активним членом яких є Україна, у тому числі Міжнародна Угода про збереження китоподібних Чорного моря, Середземного моря та прилеглої акваторії Атлантичного океану, Всеєвропейська стратегія збереження біологічної та ландшафтної різноманітності та інші. Проголошений в останні роки курс України на вступ до Європейського Союзу (ЄС), конкретний механізм реалізації якого визначений Угодою про асоціацію між Україною та ЄС [4], передбачає впровадження двох базових директив: РДМС [2] та Водної рамкової директиви (ВРД) [5].

Основною метою РДМС є захист морського середовища в Європі. До 2020 року передбачено досягнення доброго екологічного статусу (ДЕС) в усіх морях Європи, а

також забезпечення ресурсної бази, від якої залежить економіка і соціальна сфера територій держав - членів ЄС, прилеглих до морів. РДМС встановлює захист морського середовища в якості важливого компонента нової морської політики задля використання всього економічного потенціалу морських районів ЄС в гармонії з захистом морського середовища. Тобто, РДМС законодавчо зобов'язує країни ЄС знаходити компроміси між потребами економіки кожної країни і захистом морського середовища, яке звичайно є регіональним ресурсом усіх країн басейну конкретного моря. У відповідності з вимогами РДМС усі країни у тісній кооперації з іншими країнами – морськими сусідами розробляють національні морські стратегії. До них входять деталізована початкова оцінка (ПО) стану морського середовища, визначення поняття «добрий екологічний стан (ДЕС) морського середовища» для конкретного морського регіону, формулювання природоохоронних цілей (ПЦ), завдяки яким буде досягнутий ДЕС. Після схвалення Європейською комісією розроблених країною ПО, ДЕС і ПЦ формується національна програма інтегрованого моніторингу і досліджень стану морського середовища виключної морської економічної зони моря. Слід відмітити, що всі цілі і завдання РДМС гармонізовані з ВРД, якою встановлено, що внутрішні поверхневі, підземні та прибережні морські води повинні бути доведені до екологічних стандартів якості ЄС, щоб провести перегляд планів управління річковими басейнами у 2020 році.

Особливе місце в досягненні цих цілей в усіх країнах відіграють такі види діяльності, як розробка та впровадження інноваційних рішень щодо збереження та сталого використання морських ресурсів, які неможливо спланувати і виконати без отримання об'єктивної сучасної інформації про стан морського середовища і, обов'язково, про вплив на нього окремих видів діяльності людини та природних факторів. Особливістю РДМС є те, що вперше в практиці ЄС, для оцінки стану морського середовища та для розробки морських стратегій рекомендовано використовувати не лише результати державного моніторингу, а і результати наукових досліджень. Необхідність і актуальність морських наукових досліджень в країнах ЄС і в Україні різко зросла і здобула більшу прикладну направленість. В якості

прикладів міжнародного співробітництва науковців Європи в розробці наукової бази для цілей РДМС можна привести виконання проектів HOTSPOTS [6], EMBLAS [7], PERSEUS [8] ENVIROGRIDS [9], в яких брали участь українські наукові організації, в тому числі і Одеський національний університет імені І.І. Мечникова.

Зважаючи на необхідність врахування якості річкового стоку в забрудненні моря особливу важливість мають дослідження і моніторинг водних об'єктів водозбору Чорного моря, основні вимоги до їх сталого використання і захисту всіх водних об'єктів, розташованих в басейні Чорного моря та прибережній морській смузі басейну визначаються ВРД. Основною метою ВРД, яка фактично є водним кодексом Європи, є складання планів управління річковими басейнами для забезпечення ефективного використання водних ресурсів та зменшення антропогенного впливу на їх якість. ВРД передбачає оцінку стану фізико-хімічних,

гідроморфологічних та гідробіологічних елементів якості як у басейнах усіх річок, так і в територіальних морських водах.

Нажаль, в Україні національної системи інтегрованого моніторингу водних об'єктів, у тому числі для прибережних морських вод, у відповідності з вимогами ВРД, що передбачають проведення регулярних спостережень гідроморфологічних, фізико-хімічних та гідробіологічних характеристик, досі не існує. Важливість синхронного впровадження ВРД в Причорномор'ї з метою захисту та відновлення природних ресурсів і екосистеми Чорного моря одночасно з втіленням РДМС обумовлена тим, що в у цьому регіоні розташовуються річкові басейни найбільших річок України, таких як Дунай, Дністер, Дніпро і Південний Буг (рис. 1), що є основними джерелами забруднень і біогенних сполук для південно-західної частини Чорного моря, яка практично повністю входить до морської економічної зони України..

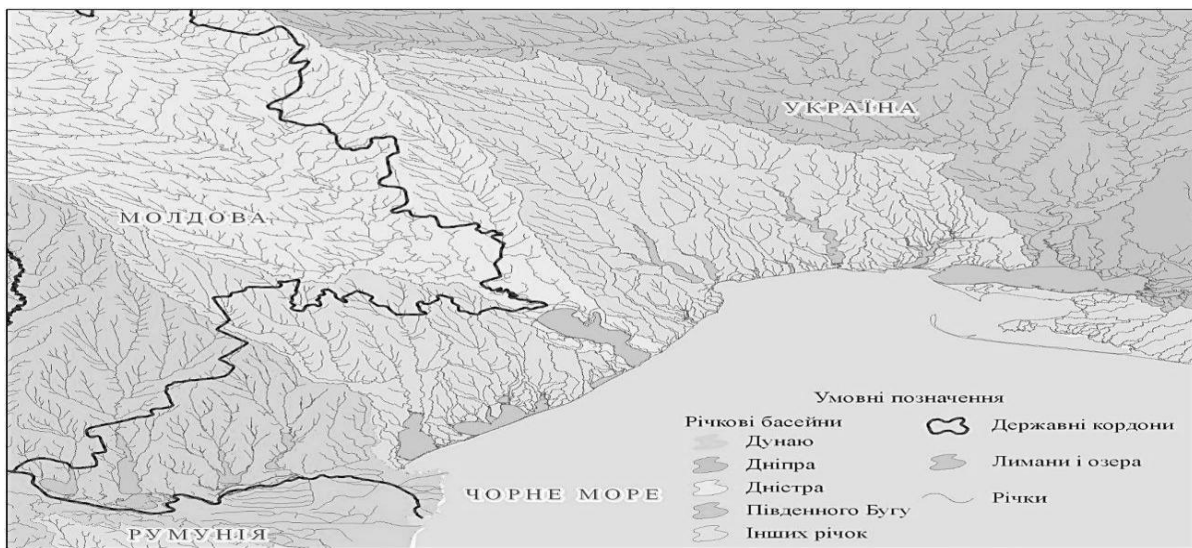


Рис. 1 – Річкові басейни у Північному Причорномор'ї

Крім того, в Причорномор'ї існують 18 унікальних водойм – лиманів, частина з яких є дельтовими районами найбільших річок України: Дністра, Західного Бугу та Дніпра (рис. 2).

Інші лимани (рис. 3) є менш залежними від річкового стоку і мають обмежений зв'язок з Чорним морем, що є причиною високої солоності їх вод, але в будь – якому

разі впливають на якість прилеглих районів Чорного моря.

Безпосередній вплив річкового стоку на море здійснюється в перехідних водах, до яких відносяться зони змішування прісних та морських вод в придельтових районах річок. Для Причорномор'я це будуть райони дельтових районів Дунаю, Дністра, Дніпра та Південного Бугу з прилеглими.



Рис. 2 – Басейни водозбору Дніпробугського і Дністровського лиманів (включаючи водозбірні басейни річок, які впадають у ці лимани)

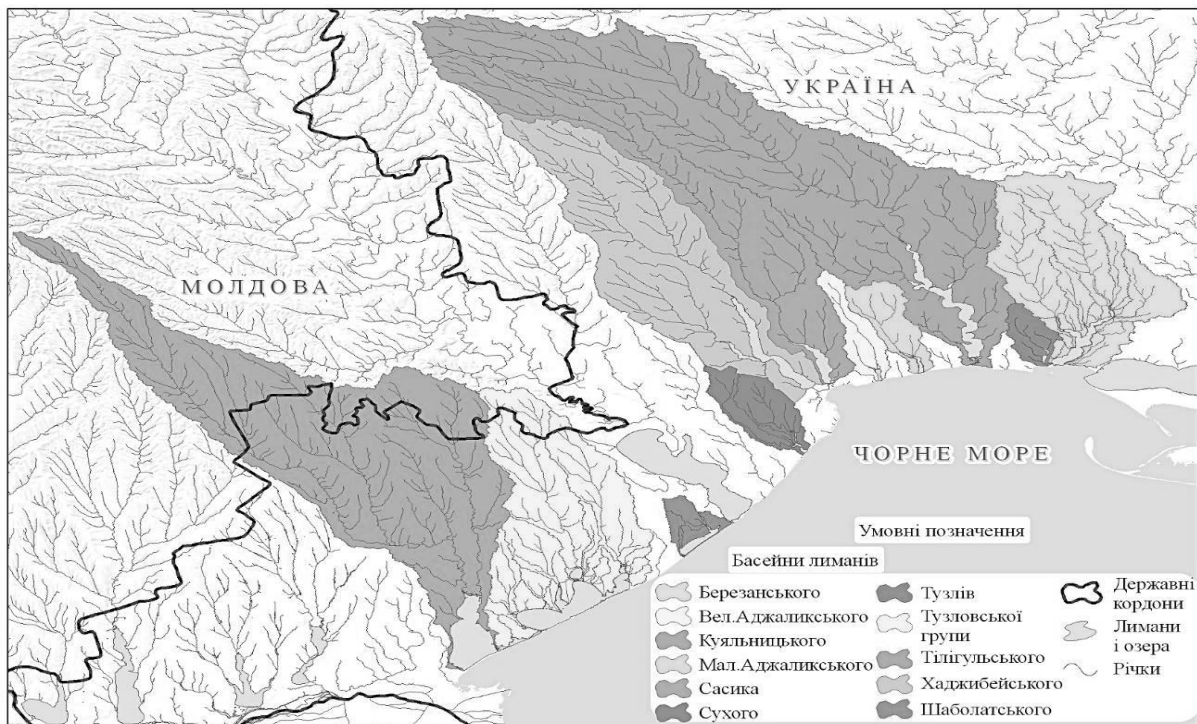


Рис. 3 – Басейни водозбору Березанського, Великого Аджаликського, Куяльницького, Малого Аджаликського, Сасику, Сухого, Тузлів, Тузовської групи, Тілігульського, Хаджибейського і Шаболатського лиманів

районами моря, в яких за рахунок притоку річкових вод спостерігається висока мінливість солоності прибережних морських вод, до яких у відповідності з вимогами ВРД відносяться всі морські води, на відстані

морської милі від берегової смуги, та територіальні води (12 морських миль) для визначення токсикантів. При цьому слід відзначити, що кількість станцій спостережень для прибережних морських вод залежить

від довжини берегової смуги, і повинно визначатись національним законодавством та затвердженою типологією розмежування різних типів вод. Впровадження принципів і методології ВРД в Україні вже здійснювалось у 2000-2017 рр. в рамках науково-дослідних, що фінансувались Міністерством освіти і науки [10-14] та частково за допомогою проектів технічної допомоги ЄС, в рамках яких були проведені дослідження в районі Придунайських озер (2000-2003) [15], в дельтовій частині Дністра (2006-2008) [16], та в басейні Дніпра [17]. В двох районах (Придунайські озера, дельтова частина Дністра) наукова група університету брала участь як базова організація від України в проектах ЄС, таких як «Придунайські озера: сталий розвиток та відновлення природного стану екосистем» (2000-2003) [15] та «Технічна допомога для створення менеджмент-плану басейну Нижнього Дністра» (2006-2008) [16]. Важливим кроком у сучасному впровадженні ВРД в Україні є проект «АРЕНА» [18], який присвячений гармонізації українського законодавства до вимог директив ЄС, насамперед ВРД.

Крім міжнародних обов'язків існує низка національних інтересів, яким, на жаль, в останні десятиріччя, і особливо в роки після анексії Криму, не приділялось відповідної уваги з боку держави, що є однією з основних причин занепаду морських галузей, в тому числі і сфери наукових досліджень. В законодавчому сенсі єдиним діючим базовим документом національного рівня в Україні на цей час є «Морська доктрина України на період до 2035 року» (далі Доктрина), яка була введена в дію Постановою Кабінету Міністрів України від 7 жовтня 2009 р. N 1307.

Цією Доктриною передбачено, що «Україна, як морська держава, бере участь у вивченні, освоєнні та використанні ресурсів Світового океану, що потребує визначення і законодавчого закріплення національних інтересів у цій сфері діяльності, встановлення пріоритетів їх реалізації» та визначено, що «базовими елементами морського потенціалу України є наукова та експериментально-дослідна база, і система підготовки та перепідготовки фахівців для морської галузі». Було проголошено, що держава забезпечить: «проведення всебічних досліджень, спрямованих на визначення місця розташування та потенційного

розміру покладів нафти, газу, інших корисних копалин на континентальному шельфі; дослідження і розроблення екологічно безпечних технологій, способів розвідки та видобування нафти, газу та інших корисних копалин як на континентальному шельфі, так і у відкритому морі; проведення досліджень, спрямованих на розроблення економічно доцільних та екологічно безпечних технологій використання у промислових масштабах енергетичних можливостей моря та морського середовища».

Серед пріоритетних перспективних завдань були вказані: впровадження технологій подвійного призначення під час використання морегосподарського комплексу в інтересах оборони держави; збереження, використання та розвиток науково-технічного потенціалу, вдосконалення системи підготовки та перепідготовки фахівців для морської галузі, підвищення рівня функціонування науково-дослідного флоту є вирішальними факторами реалізації національних інтересів України у сфері морської діяльності. Це досягається завдяки визначенню державних пріоритетів розвитку науково-технічного потенціалу морегосподарського комплексу; розробленню та виконанню національної програми дослідження і використання ресурсів Азовського і Чорного морів та інших районів Світового океану; державній підтримці найважливіших наукових і проектно-конструкторських організацій морського профілю; зосередженню зусиль наукових і проектно-конструкторських організацій, дослідних та експериментальних виробництв на вирішенні основних питань реалізації національних інтересів України у сфері морської діяльності; удосконаленню системи підготовки, перепідготовки та підвищення кваліфікації відповідних наукових кадрів».

На жаль, після затвердження Морської доктрини з 2009 року і до цього часу всі задекларовані принципи не були реалізовані ні у відповідних планах, ні в цільових програмах, хоча Постановою Кабінету Міністрів від 7.10.2009 р. № 1307 передбачалось в трьохмісячний термін розробити проект плану заходів з реалізації Морської доктрини України на період до 2035 року.

Лише у березні 2016 року розпорядженням КМ України від 16 березня 2016 р. № 184-р був затверджений план дій Кабінету Міністрів України на 2016 рік, пунк-

том 318 якого знову було передбачено «розроблення та подання Кабінетові Міністрів України проекту акта Кабінету Міністрів України щодо затвердження Морської доктрини України» (відповідальні: Мінінфраструктури, Міноборони, Мінекономрозвитку, ДСНС, Держрибагентство). Але наступним розпорядженням КМУ України від 27.05.2016 р. від 27 травня 2016 р. № 418-р, цей пункт був виключений з плану дій Уряду.

Таким чином, на цей час, Доктрина, затверджена у 2009 році, є дійсною, хоча ніяких дій щодо її реалізації або заміни до цього часу немає. Останнє рішення Уряду, яке має відношення до морської проблематики, викладено в розпорядженні КМУ від 3 квітня 2017 р. № 275-р «Про затвердження середньострокового плану пріоритетних дій Уряду до 2020 року та плану пріоритетних дій Уряду на 2017 рік», яким передбачено «розроблення та подання в 4 кварталі 2017 року Кабінетові Міністрів України проекту розпорядження Кабінету Міністрів України щодо схвалення Стратегії морської природоохоронної політики (відповідальні: Мінприроди та Міністерство юстиції). При цьому слід відзначити, що серед пріоритетів дій Уряду на 2017-2020 рр. інших завдань, якими можна було б обґрунтувати актуальність і важливість розвитку наукових морських досліджень, немає.

Детальний аналіз відповідності вимогам РДМС запланованого заходу про схвалення в IV кварталі 2017 року «Стратегії морської природоохоронної політики» показав, що цей пункт знову є лише декларацією про наміри, оскільки у відповідності до вимог РДМС [2] до затвердження Стратегії необхідно виконати кроки, які досі Україною не виконано і навіть не заплановано до виконання, а саме: складання початкової оцінки (ПО) сучасного стану морського середовища української частини Чорного моря, ключовими завданнями якої є:

i). аналіз суттєвих властивостей і характеристик та сучасний екологічний статус на основі індикативних списків елементів, викладених в РДМС (Додаток III, таблиця 1), що охоплюють фізичні, хімічні і біологічні властивості, типи місць існування та гідроморфологічні умови;

ii). аналіз переважаючих навантажень і впливів, включаючи людську діяльність і видимі тренди на базі індикативних списків РДМС (Додаток III, Таблиця 2), і виділення

головних кумулятивних і синергитичних ефектів;

iii). соціально-економічний аналіз видів використання морських вод з оцінкою вартості економічних збитків від деградації морського середовища.

У відповідності до вимог РДМС зазначені розділи повинні враховувати фактори, пов'язані з прибережними, перехідними та територіальними водами, включеними до відповідних положень ВРД. Так само з метою надання загальної оцінки щодо стану морського середовища необхідно брати до уваги або використовувати в якості основи інші відповідні оцінки, наприклад, такі, що були спільно здійснені в контексті регіональних морських конвенцій та досліджень. При цьому РДМС рекомендує при підготовці оцінок стану морського середовища державам-членам шляхом координації, визначеної в статтях 5 і 6, докласти зусиль для того, щоб забезпечити однакові методи оцінки у всьому морському регіоні або суб-регіоні, та брати до уваги транскордонні впливи та особливі транскордонні характеристики.

Для оцінки ризиків впровадження РДМС в Україні науковою групою університету в рамках проекту ЕМБЛАС 2 [7] була розроблена дорожня карта впровадження РДМС в Україні [14] у відповідності до Угоди про Асоціацію між ЄС і Україною (16.09.2014), основні висновки якої показали, що Україна мала виконувати перший цикл впровадження положень РДМС за наступними рекомендованими розкладом і термінами:

- прийняття змін до національного законодавства і призначення уповноваженого органу(ів) – (2015-2016);

- розробка таких складових морської стратегії в співробітництві з країнами-членами ЄС (Ст. 5 і 6), як ПО, ДЕС і ПЦ з відповідними індикаторами (Ст. 5 і 8 – 10) – (2015-2018);

- створення національної програми інтегрованого моніторингу і досліджень стану морського середовища для постійної оцінки і регулярного поновлення цілей (Ст. 5 і 11) – (2015-2020);

- підготовка програми заходів для досягнення ДЕС (Ст. 5 і 13) – (2018-2021).

І лише після виконання вищезазначених робіт з'явиться реальна можливість приєднання України до РДМС на другому 6-

річному циклі, здійснивши ПО на 6 років пізніше більшості країн ЄС і вже наступний цикл виконувати синхронно з ними. При цьому без розробки ПО, яка є ключовим (базовим) документом для впровадження РДМС неможливо здійснювати наступні кроки впровадження РДМС в Україні: визначення ДЕС (Стаття 9), встановлення природоохоронних цілей (Стаття 10), розробка програм моніторингу (Стаття 11) і програм заходів (Стаття 13).

Зрозуміло, що до кінця 2017 року неможливо розробити та затвердити «Стратегію морської природоохоронної політики», тому що не виконанні необхідні кроки, які передбачені РДМС. Враховуючи що в останні роки інформація про стан більшості дескрипторів морського середовища практично відсутня, а за деякими є дуже фрагментарною, підготувати в повному обсязі ПО, ДЕС та сформулювати ПЦ неможливо без проведення додаткових досліджень та мобілізації зусиль всіх морських наукових організацій.

Крім того, треба враховувати відсутність в Україні відповідних гармонізованих з країнами Чорного моря інструментів оцінки, що також ускладнює процес підготовки ПО. Частково інформаційною базою при підготовці ПО дозволено використовувати звіти, підготовлені в рамках Національних звітів для Чорноморської Конвенції та результати міжнародних науково-дослідних і національних дослідницьких проектів, які виконували в останні роки окремі наукові організації України за такими напрямками, що мають відношення до одинадцяти дескрипторів РДМС. Дескриптори характеризують статус морського середовища (біологічна різноманітність, ланцюги харчування, цілісність морського дна, промислові рибні запаси) та антропогенні навантаження (неаборигенні види, рибальство, надходження біогенних речовин, фізичне руйнування дна, забруднюючі речовини, морське сміття і енергія, включаючи підводний шум).

Саме тому актуальною є потреба в отриманні сучасної інформації та розробці науковцями нових індикаторів та інструментів оцінок для охоплення всіх аспектів РДМС, що теж може стимулювати розвиток цільових морських досліджень, які досі в Україні практично не проводились. Враховуючи досвід інших країн Європи, які вже представили до Європейської комісії свої

національні ПО, нами в рамках проекту ЕМБЛАС 2 було розроблено план підготовки ПО стану української частини Чорного моря [20], який у відповідності з вимогами РДМС, повинен складатись з таких частин:

1. Оцінка стану морського середовища за 11 дескрипторами РДМС.

2. Оцінка навантажень і впливів на морське середовище.

3. Соціально-економічний аналіз видів використання морського середовища з оцінкою фінансових втрат від деградації морського середовища.

Детальний аналіз вмісту кожної з частин ПО показує, що їх неможливо підготувати без наявності та отримання об'єктивної сучасної інформації про стан морського середовища і, обов'язково, як про вплив на нього окремих видів діяльності людини та природних факторів, так і про соціально-економічні наслідки деградації морського середовища.

Враховуючи той факт, що після анексії Росією Криму науковий потенціал і кількість наукових суден в Україні знизилась до мінімального за всі роки незалежності рівня і зараз немає жодного діючого наукового морського судна, треба насамперед вирішувати завдання відновлення наукового потенціалу, створювати нову дослідницьку інфраструктуру та відновлювати науковий флот. При цьому особливу увагу необхідно приділити створенню такої галузі як морське приладобудування, тому що практично всі наявні прилади є застарілими і не дають змогу проводити дослідження на світовому рівні та впроваджувати сучасні технології досліджень, насамперед мова йде про ARGO дрефтери [21] та використання даних дистанційного зондування морського середовища [22].

Дуже важливим питанням вирішення існуючих проблем занепаду морських галузей і недостатньої уваги до наукових досліджень з боку місцевих, регіональних та вищих органів влади є їх низька компетентність. Без вирішення цієї проблеми неможливо гарантувати активну участь і відповідальність державних органів управління в планування і реалізації обов'язків держави щодо сталого використання і збереження природних ресурсів Чорного моря. Саме тому роз'яснювальну роботу з боку науковців треба активізувати шляхом створення

спеціальних курсів як для спеціалістів морських галузей, так і для державних службовців, які опікуються питаннями використання морських природних ресурсів. Безперечно буде потрібно переглянути і програми підготовки фахівців в системі МОН України.

У 2016-2017 рр. в рамках та за допомогою міжнародного проекту EMBLAS-2 спільно з науковцями з країн ЄС активізувалась експедиційна діяльність для оцінки стану морського середовища прибережних і відкритих районів моря в економічній морській зоні України. В 2016 році була проведена спільна експедиція у відкритих районах морських економічних зон України та Грузії та аналогічна експедиція запланована у 2017 році. Крім того, силами науковців нашого університету в Одеській затоці та в прибережних водах острова Зміїний у квітні 2016 року почато пілотний експеримент щодо вивчення річного циклу всіх складових морської екосистеми. Але цих зусиль для виконання всіх завдань по впровадженню РДМС в Україні недостатньо. Саме тому необхідно в національних планах щодо впровадження РДМС передбачати окремі розділи цільових актуальних наукових досліджень, а також узагальнення результатів досліджень, які проводились в попередні роки, для визначення трендів і змін основних характеристик морського середовища.

Крім того, існує ціла низка однакових проблем для усіх чорноморських країн, які можливо вирішити тільки спільними зусиллями, а саме:

- відновлення і охорона рибних ресурсів та інших живих ресурсів моря,
- ерозія та зсуви берегів,
- атмосферний перенос забруднювачів на поверхню Чорного моря, який за даними наших науковців, є одним з основних джерел забруднення Чорного моря,
- річковий стік забруднювачів та сміття,
- інтродукція нових видів-вселенців, які знищують аборигенні види біоти та рибних ресурсів,
- підвищена активність воєнно-морських сил, насамперед Росії, яка не сприяє відродженню природних живих ресурсів моря,
- транскордонне забруднення з економічних морських зон інших держав та від

річкового стоку Дунаю, який за нашими даними дає 60% забруднень в морську економічну зону України Чорного моря.

Особливе значення в останні роки має контроль за виконанням вимог діючих міжнародних угод (конвенцій, директив) тому, що вони є зараз єдиним міжнародним інструментом «добровільного примушування» країн-учасниць цих угод до виконання гармонізованих дій, в тому числі в питаннях збереження і сталого розвитку морських екосистем, базою для яких є наукові дослідження. Найбільш перспективними для міжнародного співробітництва є дії щодо досліджень та моніторингу і оцінки стану природного середовища і ресурсів моря, які повинні бути "скоординованими", "співставними", "зв'язаними в часі", "послідовними" і "порівняльними".

Саме тому, за нашою думкою, необхідно створювати в Чорному морі за допомогою міжнародних фондів та національних асигнувань міжнародну мережу базових референтних станцій (по 1-2 в кожній країні басейну Чорного моря), інформація з яких буде доступна для всіх країн басейну. В якості української станції можна запропонувати Науково-дослідну станцію Одеського національного університету імені І.І. Мечникова, яка з 2003 року діє на острові Зміїний, що знаходиться у відкритій частині моря в 40 км від дельти Дунаю. В Україні впродовж останніх 15 років в західній частині Чорного моря лише в прибережних водах острова Зміїний проводяться регулярні дослідження і спостереження за станом морської екосистеми [23-34] з урахуванням рекомендацій ЄС, які були сформульовані на базі міжнародного та національного досвіду проведення і використання результатів досліджень [35-56].

На закінчення слід зауважити, що найбільш важливими національними пріоритетами є відновлення морського потенціалу, створення наукової інфраструктури, впровадження нових наукових технологій, підвищення компетентності органів влади, удосконалення системи освіти і підготовки фахівців морського профілю в різних галузях науки та виробництва, і міжнародне співробітництво. При цьому треба відмітити, що оновлення національної системи наукових досліджень неможливо реалізувати без створення і фінансування відповідної інфраструктури, відновлення морського

потенціалу та сучасної системи підготовки спеціалістів морських галузей з урахуванням досвіду європейської та світової науки. Найбільш оптимальним шляхом вирішення є Національної програми (Національного плану дій) для відновлення статусу України як морської держави та наукового забезпе-

чення виконання Морської Доктрини та впровадження директив ЄС в рамках Угоди про асоціацію (включаючи відновлення науково-дослідної інфраструктури, науково-дослідного флоту, програмування наукових досліджень, удосконалення системи підготовки спеціалістів та ін.).

Література

1. Израэль Ю.А., Цыбань А.В. Антропогенная экология океана. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 527 с.
2. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). – 22 p. URL: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:EN:PDF>
3. Convention on the Protection of the Black Sea Against Pollution. Istanbul, 1992, 34 p. - Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1994, N 23.
4. Угода про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, ратифікована Законом № 1678-VII від 16.09.2014. http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/984_011
5. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. European Communities, 2000. – 133 p.
6. Проект HOTSPOTS (2013-2015). Integrated Hotspots Management and Saving the Living Black Sea Ecosystem HOT BLACK SEA. <http://www.bs-hotspots.eu/Documents/Deliverables/HBS%20Leaflet.pdf>
7. Проект UNDP- EU «Поліпшення моніторингу довкілля Чорного моря, Фаза 2 - EMBLAS-II» (2015-2018). <http://www.emblasproject.org>
8. Проект FP7 “ Policy oriented marine environmental research in the Southern Eu (2012-2016). <http://www.perseus-net.eu>
9. Проект FP7 “Building Capacity for a Black Sea Catchment Observation and Assessment System supporting Sustainable Development” (2009-2013). <http://www.envirogrids.net>
10. Газетов Є. І., Конарева О. П., Солтис І.Є. Типізація лиманів північно-західного причорномор'я за рекомендаціями Водної рамкової директиви ЄС . // Вісник ХНУ ім. В.Н.Каразіна, Серія: «Екологія». – 2017. Вип. 16. С. 45-52. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10791>
11. Ковальова Н. В., Медінець В.І., Мілева А.П., Ботнар М.Г., Снігірьов С.М., Газетов Є. І., Медінець С.М. Порівняльна оцінка якості прибережних морських вод Одеської затоки і району острова Зміїний в 2016 р. // Вісник ХНУ ім. В.Н.Каразіна, Серія: «Екологія». 2017. Вип. 16. С. 132-140. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10797>
12. Снігірьов С.М. Медінець В.І., Абакумов О.Н., Піцик В.З. Візуальний моніторинг дельфінів в прибережних водах острова Зміїний (Чорне море) в 2010-2016 рр. // Вісник ХНУ ім. В.Н.Каразіна, Серія: «Екологія». 2017. Вип. 16. С. 91-95. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10803>
13. Медінець В.І., Ковальова Н.В., Дерезюк Н.В., Снігірьов С.М., Черкез Є.А., Медінець С.В., Газетов Є.І. Біологічні наслідки поповнення Куяльницького лиману морською водою з Одеської затоки. // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 1-2 (27). 2017. С. 35 – 51. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10793>
14. Медінець В.І., Ковальова Н.В., Конарева О.П., Медінець С. В., Снігірьов С.М., Черкез Є. А., Солтис І.Є., Дерезюк Н.В. Концепція створення національної системи інтегрованого моніторингу і оцінки стану морського середовища (НСІМОМС) української частини Чорного моря . // Зб. матеріалів ХХ Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 10-річчю створення екологічного факультету «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво - 2017» 19-22 квітня 2017 р. м. Харків. – Харків: ХНУ ім. В.Н.Каразіна, 2017. - С. 143-145. - ISBN 978-966-285-405-3. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/12383>
15. Проект ТАСИС WW/SCRE1/No.1: «Придунайские озера: устойчивое восстановление и сохранение природного состояния и экосистем» <http://www.nefisco.org/downloads/Fisheries%20in%20the%20Danube%20Delta%20Lakes.pdf>
16. Technical assistance for the Lower Dnister river basin management planning. EuropeAid/120944/C/SV/UA. - Project Completion report. - Odessa, 2007, - 73 p.
17. Проект «Охорона довкілля міжнародних басейнів рік» - басейн верхньої течії Дніпра, триває з 2012 досі/ ENPI-EPIRB project <http://blacksea-riverbasins.net/>
18. Проект «Підтримка України в апроксимації законодавства ЄС у сфері навколишнього середовища» (з 2015 р.) <http://www.env-approx.org/index.php/ua/>
19. Medinets V., Medinets S., Konareva O., Cherkez E., Kovalova N., Soltys I. ROADMAP FOR MSFD IMPLEMENTATION IN UKRAINE . EMBLAS EC-UNDP. – 2016.- 28 p. <http://www.emblasproject.org/>
20. V.Medinets Plan for the development of Initial Assessment (IA) and GES identification in Ukraine /V.Medinets, S.Medinets, S. Snigirov, O. Konareva, E. Cherkez, N. Kovalova, N. Derezyuk, I. Soltys. -

- EMBLAS EC-UNDP.- 2016. - 50 p. <http://www.emblasproject.org>
21. Проект «European "infrastructure" for Argo»: Argo activities in the Black Sea. <http://www.euro-argo.eu/News-Meetings/News/Argo-activities-in-the-Black-Sea>
 22. COPERNICUS. MARINE ENVIRONMENT MONITORING SERVICE Providing products and services for all marine applications. <http://marine.copernicus.eu/about-us/about-eu-copernicus/>
 23. Острів Зміїний: екосистема прибережних вод : монографія / В.А. Сминтина, В.І. Медінець. І.О. Сучков [та ін.] ; відп. ред. В.І. Медінець ; Одес. Нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса : Астропринт, 2008. – XII, 228 с., [10] арк. іл. – (Наук. проект «Острів Зміїний» / керівник проекту В.А. Сминтина). ISBN 978-966-190-149-9.
 24. Острів Зміїний: абіотичні характеристики : монографія / В.А. Сминтина, В.І. Медінець. Є.І. Газетов [та ін.] ; відп. ред. В.І. Медінець ; Одес. Нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса : Астропринт, 2008. – XII, 172 с., [14] арк. іл. – (Наук. проект «Острів Зміїний» / керівник проекту В.А. Сминтина). ISBN 978-966-190-062-1.
 25. Острів Зміїний: Рослинний і тваринний світ : монографія / В.А. Сминтина, В.О. Іваниця, Т.В. Гудзенко [та ін.] ; відп. ред. В.О. Іваниця ; Одес. Нац. ун-т ім. І.І. Мечникова. – Одеса : Астропринт, 2008. – X, 182 с., [38] арк. іл. – (Наук. проект «Острів Зміїний» / керівник проекту В.А. Сминтина). ISBN 978-966-190-148-2.
 26. Kovalova N., Medinets V. Comprehensive Assessment of Long-Term Changes of the Black Sea Surface Waters Quality in the Zmiinyi Island Area. //Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2012. V.12. – P. 485-491. ISSN 1303-2712.
 27. Snigirov S. , Goncharov O., Sylantsev S. The fish community in the Zmiinyi Island waters: structure and determinants. // Marine Biodiversity (DOI 10.1007/s12526-012-0109-4), 2012. Vol. 42, № 2. P. 225-239.
 28. Snigirov S., Medinets V., Chichkin V., Sylantsev S. Rapa whelk controls demersal community structure off Zmiinyi Island, Black Sea // Aquatic Invasions. – 2013. – Vol. 8, Issue 3. - P. 289-297.
 29. Kovalova N., Medinets S., Konareva O., Medinets V. Long-term Changes of Bacterioplankton and Chlorophyll “A” as indicators of Changes of North-Western Part of the Black Sea Ecosystem During the Last 30 Years //Journal of Environmental Protection and Ecology 11, No 1, 2010. - P.191-198.
 30. Kovalova N., Medinets V. Comprehensive Assessment of Long-Term Changes of the Black Sea Surface Waters Quality in the Zmiinyi Island Area // Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2012, 12. – P. 485-491. - ISSN 1303-2712.
 31. Kovalova N., Medinets V. Results of Phytoplankton Pigments Studies in the Zmiinyi Island Coastal Waters in the Black Sea, 2004-2012 //Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки, 2014. -Т. 19, вип. 3(22). – С. 44-59.
 32. Medinets S., Medinets V. Results of investigations of atmospheric pollutants fluxes in Zmeiny island in western part of the Black sea in 2003–2007 years.// Journal of Environmental Protection and Ecology, 11. - 2010, No 3. - P. 1030–1036.
 33. Medinets S., Medinets V. Investigations of Atmospheric Wet and Dry Nutrient Deposition to Marine Surface in Western Part of the Black Sea //Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2012, No 12. - P. 497-505. DOI:10.4194/1303-2712-v12_2_42.
 34. Medinets, S. The Black Sea Nitrogen Budget Revision in Accordance with Recent Atmospheric Deposition Study // Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2014, 14. – P. 981-992. doi: 10.4194/1303-2712-v14_4_18
 35. Elliott M., D. Burdon, J.P. Atkins, A. Borja, R. Cormier, V.N. de Jonge, R.K. Turner “And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!” - A unifying framework for marine environmental management// Marine Pollution Bulletin, 118. – 2017. – P. 27–40. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.049.
 36. Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive // N. Zampoukas, A. Palialexis, A. Duffek, J. Graveland, G. Giorgi, C. Hagebro, G. Hanke, S. Korpinen, M. Tasker, V. Tornero, V. Abaza, P. Battaglia, M. Caparis, R. Dekeling, M. Frias Vega, M. Haarich, S. Katsanevakis, H. Klein, W. Krzyminski, M. Laamanen, J.C. Le Gac, J.M. Leppanen, U. Lips, T. Maes, E. Magaletti, S. Malcolm, J.M. Marques, O. Mihail, R. Moxon, C. O'Brien, P. Panagiotidis, M. Penna, C. Piroddi, W.N. Probst, S. Raicevich, B. Trabucco, L. Tunesi, S. van der Graaf, A. Weiss, A.S. Wernersson, W. Zevenboom . - JRC Report EUR 26499 EN : Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2014. - doi: 10.2788/70344
 37. HELCOM MONITORING AND ASSESSMENT STRATEGY (2014) <http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Monitoring%20and%20assessment%20strategy/Monitoring%20and%20assessment%20strategy.pdf>
 38. Technical and administrative support for the joint implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) in Bulgaria and Romania // Under Framework contract for services related to coordination between the different marine regions in implementing the ecosystem approach - Discussion document Black Sea Commission. European Commission: Project number BE0113000660. -10-09-2014. - 64 p.
 39. Medinets, V., Kononov, S., Velikova, V., Boltachev, A., Sergeyva, A., Denga, Y., Bilashvili, K., Stanichny, S., Shiganova, T., Mikaelyan, A., Sharabidze, M., Krutov, A., Karamushka, V., Tarasova, O., Arabidze, M., Korshenko, A. Diagnostic Report II (EMBLAS): guiding improvements in the Black Sea monitoring system. 2015. - 479 p. EMBLAS EC-UNDP Project Publications: <http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2015/02/diagnostic-report-2-feb-2015.pdf>

40. Zampoukas Nikolaos, Piha Henna, Emanuele Bigagli, Nicolas Hoepffner, Georg Hanke & Ana Cristina Cardoso. Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: Requirements and Options. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 2012 – 36 p. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424 (online), ISSN 1018-5593 (print) ISBN 978-92-79-22811-7 . doi:10.2788/77640
41. MSFD Common Implementation Strategy – Monitoring under MSFD Recommendations for implementation and reporting. (Final draft for adoption, 2 May 2013)
42. St. John MA et al. A Dark Hole in Our Understanding of Marine Ecosystems and Their Services: Perspectives from the Mesopelagic Community. *Front. Mar. Sci.*, 2016. - 3:31
43. O'Higgins T. et al. Achieving good environmental status in the Black Sea: scale mismatches in environmental management // *Ecology and Society*, 2014. -19(3). - P. 54.
44. Torsten Berg et al. The Marine Strategy Framework Directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions // *MARINE POLLUTION BULLETIN*, 2015. - Vol. 96, no. 1-2. - P. 18-28.
45. Borja, A. et al. Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status // *Front. Mar. Sci.*, 2014. - 1. – P. 1–20.
46. Crise A. et al. A MSFD complementary approach for the assessment of pressures, knowledge and data gaps in Southern European Seas: The PERSEUS experience // *Marine Pollution Bulletin*. - 2015. – V. 95. – P. 28-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.024>
47. Hattam, C. et al. Marine ecosystem services: linking indicators to their classification // *Ecol. Indic.*, 2015. - 49. – P. 61–75.
48. Queirós AM et al. An Objective Framework to Test the Quality of Candidate Indicators of Good Environmental Status // *Front. Mar. Sci.*, 2016. – P. 3-73.
49. Hummel, H. et al. A comparison of the degree of implementation of marine biodiversity indicators by European countries in relation to the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) // *J. Mar. Biol. Assoc. - U.K.* 95, 2016. - P. 1519–1531.
50. Hyder, K. et al. Making modeling count-increasing the contribution of shelf-seas community and ecosystem models to policy development // *Mar. Policy*, 2015. - 61. – P. 291–302.
51. Strong, J.A., et al. Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for monitoring applications // *Est., Coast. and Shelf Science*, 2015. - Vol. 161, No. 5. - P. 46–64.
52. James, C. A. et al. A methodology for evaluating and ranking water quantity indicators in support of ecosystem-based management // *Environ. Management*, 2012. - 49. – P. 703–719.
53. COMMISSION STAFF WORKING PAPER Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. European Commission, 2011. - 95 p. Brussels, 14.10.2011. SEC(2011) 1255 final)
54. Common Implementation Strategy (CIS). Strategic document including a work programme for 2014 and beyond "Learning the lessons and launching a re-enforced phase of implementation". <http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coastand-marine-policy/implementation/pdf/PJMC%20CIS%20future%20work%20programme%202014.pdf>
55. Commission Report to the Council and the European Parliament - The first phase of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) - The European Commission's assessment and guidance". {COM(2014) 97 final}. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0049&from=EN>
56. Annex accompanying the document "Commission Report to the Council and the European Parliament - The first phase of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) - The European Commission's assessment and guidance". {COM(2014) 97 final}. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0049&from=EN>; and web page: Implementation of the Marine Strategy Framework Directive http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/index_en.htm

References

1. Izrael, Yu.A., Tsyban ,A.V. (1990). *Antropogennaya ekologiya okeana*. [Anthropogenic ecology of ocean]. Gidrometeoizdat, 527. [In Russian].
2. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive). – 22. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:164:0019:0040:EN:PDF>
3. Konventsiya pro zakhyst Chornogo moray vid zabrudnennya, Stambul, 1992. [Convention on the Protection of the Black Sea Against Pollution. Istanbul, 1992]. (1994). *Gazette of the Supreme Council of Ukraine*, 23, 34. [In Ukrainian].
4. Ugoda pro assotsiatsiyu mizh Ukrayinoiy ta Evropeis'kim Soyuzom, ratufikovana Zakonom № 1678-VII vid 16.09.2014. [Association Agreement between Ukraine and European Union ratified by the Law No. 1678-VII of 16.09.2014. Available at: http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/984_011. [In Ukrainian].
5. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Com-

- munity action in the field of water policy. (2000). *European Communities*, 133.
6. Project HOTSPOTS (2013-2015). Integrated Hotspots Management and Saving the Living Black Sea Ecosystem HOT BLACK SEA. Available at: <http://www.bs-hotspots.eu/Documents/Deliverables/HBS%20Leaflet.pdf>
 7. Project UNDP- EU «Polipshennya monitoryngu dovkillya Chornogo morya, Faza 2 - EMBLAS-II» (2015-2018). Available at: <http://www.emblasproject.org>
 8. Project FP7 «Policy oriented marine environmental research in the Southern Eu (2012-2016). <http://www.perseus-net.eu>
 9. Project FP7 «Building Capacity for a Black Sea Catchment Observation and Assessment System supporting Sustainable Development» (2009-2013). Available at: <http://www.envirogrids.net>
 10. Gazyetov, Ye.I., Konareva, O.P., Soltys, I.Ye. (2017). Tupizatsity lumaniv pivnichno-zahidnogo prychno-morya za rekomendatsiyamy Vodnoi ramkovoї dırektuvu ES.[Typification of estuaries in the north-western Black Sea area according to the recommendations of the EU Water Framework Directive]. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University Series «Ecology»*16, 45-52. Available at: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10791> [In Ukrainian].
 11. Kovalova, N.V., Medinets, V.I., Mileva, A.P., Botnar, M.G., Snigirov, S.M., Gazyetov, Ye.I., Medinets S.V. (2017). Porivnyalna otsinka yakosti pryberezhnyh mors'kyh vod Odes'koi zatoky I raiony ostrovu Zmiinyi v 2016 r.[Comparative assessment of coastal waters quality in Odessa bay and the Zmiinyi Island area in 2016]. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University Series «Ecology»*16, 132-140. Available at: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10797> [In Ukrainian].
 12. Snigirov, S.M., Medinets, V.I., Abakumov, O.M., Pitsyk, V.Z. (2017). Vizual'nyi monitoring del'finiv v pruberezhnyh vodah ostrova Zmiinyi (Chorne more) v 2010-2016 rr.[Visual monitoring of dolphins in the Zmiinyi Island coastal waters (Black Sea) in 2010-2016]. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University Series «Ecology»*, 16, 91-95. Available at: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10803> [In Ukrainian]
 13. Medinets, V.I., Kovalova, N.V., Derezyuk, N.V., Snigirov, S.M., Cherkez, Ye.A., Medinets, S.V., Gazyetov Ye.I. (2017). Biologichni naslidky popovnennya Kuyalnytskogo lymany moes'kpyu vodoyu z Odes'koyi zatoky.[Biological consequences of the Kuyalnik Estuary refilling with marine water from Odessa bay]. *Man and the environment. Problems of neoecology*, 1-2 (27), 35– 51. Available at: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10793> [In Ukrainian].
 14. Medinets, V.I., Kovalova, N.V., Konareva, O.P., Medinets, S.V., Snigirov, S.M., Cherkez, Ye.A., Soltys, I.Ye., Derezyuk, N.V. (2017). Kontseptsiya stvorennya natsionalnoyi systemy integrovanogo monitorynhu I otsinky stanu mors'kogo seredovyscha (NSIMOMS) ukrainskoi chastyny Chornogo morya.[Concept of creation of national system of integrated monitoring and assessment of marine environment state (NSIMAMES) in the Ukrainian part of the Black Sea]. Materials of XX International scientific and practical conference dedicated to the 10th anniversary of ecological faculty establishing «Ecology, environmental protection and balanced nature management: education – science – production - 2017». April 19-22, Kharkiv. Kharkiv National V.N.Karazin University, 143-145. - ISBN 978-966-285-405-3. Available at: <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/12383> [In Ukrainian].
 15. Tasis Project WW/SCRE1/No.1: «Lower Danube Lakes, Ukraine. Sustainable Restoration and protection of Habitats and Ecosystems». (2002) Available at: <http://www.nefisco.org/downloads/Fisheries%20in%20the%20Danube%20Delta%20Lakes.pdf>
 16. Technical assistance for the Lower Dnister river basin management planning. EuropeAid/120944/C/SV/UA. (2007). Project Completion report. Odessa, 73.
 17. Project «Environmental protection of international river basins» - the upper Dnipro basin, implemented from 2012 till present/ ENPI-EPIRB project . Available at: <http://blacksea-riverbasins.net/>
 18. Proekt «Pidtrymka Ukrainy v aproksimatsii zakonodavstva “S u sferi navkolyshnyogo seredovyscha». [Project “Support to Ukraine in approximation of the EU environmental acquis”], implemented from 2015 till present. Available at: <http://www.env-approx.org/index.php/ua/> [In Ukrainian].
 19. Medinets, V., Medinets, S., Konareva, O., Cherkez, E., Kovalova, N., Soltys, I.(2016). ROADMAP FOR MSFD IMPLEMENTATION IN UKRAINE - EMBLAS EC-UNDP. 28. Available at: <http://www.emblasproject.org>
 20. Medinets V., Medinets S., Snigirov S., Konareva O., Cherkez E., Kovalova N., Derezyuk N., Soltys I. (2016). Plan for the development of Initial Assessment (IA) and GES identification in Ukraine. - EMBLAS EC-UNDP. 50. Available at: <http://www.emblasproject.org>
 21. Project «European "infrastructure" for Argo»: Argo activities in the Black Sea. Available at: <http://www.euro-argo.eu/News-Meetings/News/Argo-activities-in-the-Black-Sea>
 22. COPERNICUS. MARINE ENVIRONMENT MONITORING SERVICE Providing products and services for all marine applications. Available at: <http://marine.copernicus.eu/about-us/about-eu-copernicus/>
 23. Smyntyna, V.A., Medinets, V.I., Suchkov, I.O. et.al. (2008). Ostriv Zmiinyi: Ecosystema pryberezhnyh vod : Monografiya.[Zmiinyi Island: Ecosystem of coastal waters : Monograph]. Odessa, Astroprynt, 228. ISBN 978-966-190-149-9. [In Ukrainian].
 24. Smyntyna, V.A., Medinets, V.I., Gazyetov, Ye.I. et al. (2008). Ostriv Zmiinyi: abiotychni kharakterystyky : Monografiya.[Zmiinyi Island: Abiotic characteristics : Monograph]. Odessa, Astroprynt, 172. ISBN 978-966-

- 190-062- 1. [In Ukrainian].
25. Smyntyna, V.A., Ivanytsa, V.O., Gudzenko, T.V. et al. (2008). Ostriv Zmiinyi: Roslynnnyi I tvarynnyi svit : Monografiya.[Island Zmiinyi: flora and fauna ; Monograph]. Odessa, Astroprynt, 182. ISBN 978-966-190-148- 2. [In Ukrainian].
 26. Kovalova, N., Medinets, V. (2012). Comprehensive Assessment of Long-Term Changes of the Black Sea Surface Waters Quality in the Zmiinyi Island Area. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 485-491. ISSN 1303-2712.
 27. Snigirov, S., Goncharov, O., Sylantyev, S. (2012). The fish community in the Zmiinyi Island waters: structure and determinants. *Marine Biodiversity* 42(2). 225-239. doi: 10.1007/s12526-012-0109-4
 28. Snigirov, S., Medinets, V., Chichkin, V., Sylantyev, S. (2013). Rapa whelk controls demersal community structure off Zmiinyi Island, Black Sea. *Aquatic Invasions*. 8(3). 289-297.
 29. Kovalova, N., Medinets, S., Konareva, O., Medinets, V. (2010). Long-term Changes of Bacterioplankton and Chlorophyll "A" as indicators of Changes of North-Western Part of the Black Sea Ecosystem During the Last 30 Years. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 11(1), 191-198.
 30. Kovalova, N., Medinets, V. (2012). Comprehensive Assessment of Long-Term Changes of the Black Sea Surface Waters Quality in the Zmiinyi Island Area. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 485-491. ISSN 1303-2712.
 31. Kovalova, N.V., Medinets, V.I. (2014). Results of Phytoplankton Pigments Studies in the Zmiinyi Island Coastal Waters in the Black Sea, 2004-2012. *Herald of Odessa National I.I.Mechnikov University. Series: geographical and geological sciences*, 19, 3(22), 44-59.
 32. Medinets, S., Medinets, V. (2010). Results of investigations of atmospheric pollutants fluxes in Zmeiny island in western part of the Black sea in 2003–2007 years . *Journal of Environmental Protection and Ecology*, 11(3), 1030–1036.
 33. Medinets, S., Medinets, V. (2012). Investigations of Atmospheric Wet and Dry Nutrient Deposition to Marine Surface in Western Part of the Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 12, 497-505. doi:10.4194/1303-2712-v12_2_42.
 34. Medinets, S. (2014). The Black Sea Nitrogen Budget Revision in Accordance with Recent Atmospheric Deposition Study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 14,. 981-992. doi: 10.4194/1303-2712-v14_4_18
 35. Elliott, M. Burdon, D., Atkins, J.P., Borja, A., Cormier, R., V.N. de Jonge, Turner, R.K. (2017). "And DPSIR begat DAPSI(W)R(M)!" - A unifying framework for marine environmental management. *Marine Pollution Bulletin*, 118, 27–40. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.03.049.
 36. Zampoukas, N., Palialexis, A., Duffek, A., Graveland, J., Giorgi, G., Hagebro, C., Hanke, G., Korpinen, S., Tasker, M., Tornero, V., Abaza, V., Battaglia, P., Caparis, M., Dekeling, R., Frias Vega, M., Haarich, M., Katsanevakis, S., Klein, H., Krzyminski, W., Laamanen, M., Le Gac, J.C., Leppanen, J.M., Lips, U., Maes, T., Magaletti, E., Malcolm, S., Marques, J.M., Mihail, O., Moxon, R., O'Brien, C., Panagiotidis, P., Penna, M., Piroddi, C., Probst, W.N., Raicevich, S., Trabucco, B., Tunesi, L., S. van der Graaf, Weiss A., Wernersson, A.S., Zevenboom, W. (2014). Technical guidance on monitoring for the Marine Strategy Framework Directive. JRC Report EUR 26499 EN : Luxembourg: Publications Office of the European Union,. doi: 10.2788/70344
 37. Helcom Monitoring And Assessment STRATEGY (2014). Available at: <http://helcom.fi/Documents/Action%20areas/Monitoring%20and%20assessment/Monitoring%20and%20assessment%20strategy/Monitoring%20and%20assessment%20strategy.pdf>
 38. Technical and administrative support for the joint implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) in Bulgaria and Romania // Under Framework contract for services related to coordination between the different marine regions in implementing the ecosystem approach - Discussion document Black Sea Commission. European Commission: Project number BE0113000660. -10-09-2014. - 64 p.
 39. Medinets, V., Konovalov, S., Velikova, V., Boltachev, A., Sergeyva, A., Denga, Y., Bilashvili, K., Stanichny, S., Shiganova, T., Mikaelyan, A., Sharabidze, M., Krutov, A., Karamushka, V., Tarasova, O., Arabidze, M., Korshenko, A. (2015). Diagnostic Report II (EMBLAS): guiding improvements in the Black Sea monitoring system. 479.. EMBLAS EC-UNDP Project Publications: Available at: <http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2015/02/diagnostic-report-2-feb-2015.pdf>
 40. Zampoukas, Nikolaos, Piha, Henna, Emanuele, Bigagli, Nicolas, Hoepffner, Georg, Hanke & Ana, Cristina Cardoso (2012). Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive: Requirements and Options.. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 36. EUR – Scientific and Technical Research series – ISSN 1831-9424 (online), ISSN 1018-5593 (print) ISBN 978-92-79-22811-7 . doi:10.2788/77640
 41. MSFD Common Implementation Strategy – Monitoring under MSFD Recommendations for implementation and reporting. (Final draft for adoption, 2 May 2013)
 42. St. John, MA et al. A Dark (2016).Hole in Our Understanding of Marine Ecosystems and Their Services: Perspectives from the Mesopelagic Community. *Front. Mar. Sci*, 3:31
 43. O'Higgins, T. et al.(2014). Achieving good environmental status in the Black Sea: scale mismatches in environmental management. *Ecology and Society*, 19(3), 54.
 44. Torsten, Berg et al. (2015). The Marine Strategy Framework Directive and the ecosystem-based approach – pitfalls and solutions . *Marine Pollution Bulletin*, 96(1-2), 18-28.

45. Borja, A. et al. (2014). Tales from a thousand and one ways to integrate marine ecosystem components when assessing the environmental status. *Front. Mar. Sci.*, 1, 1–20.
46. Crise, A. et al. (2015). A MSFD complementary approach for the assessment of pressures, knowledge and data gaps in Southern European Seas: The PERSEUS experience. *Marine Pollution Bulletin*, 95, 28-39. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.024>
47. Hattam, C. et al. (2015). Marine ecosystem services: linking indicators to their classification. *Ecol. Indic.*, 49, 61–75.
48. Queirós, AM et al (2016). An Objective Framework to Test the Quality of Candidate Indicators of Good Environmental Status. *Front. Mar. Sci.*, 3-73.
49. Hummel, H. et al (2016). A comparison of the degree of implementation of marine biodiversity indicators by European countries in relation to the Marine Strategy Framework Directive (MSFD). *J. Mar. Biol. Assoc. - U.K.* 95, 1519–1531.
50. Hyder, K. et al (2015). Making modeling count-increasing the contribution of shelf-seas community and ecosystem models to policy development. *Mar. Policy*, 61, 291–302.
51. Strong, J.A., et al. (2015). Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for monitoring applications. *Est., Coast. and Shelf Science*, 161(5), 46–64.
52. James, C. A. et al (2012). A methodology for evaluating and ranking water quantity indicators in support of ecosystem-based management. *Environ. Management*, 49, 703–719.
53. COMMISSION STAFF WORKING PAPER Relationship between the initial assessment of marine waters and the criteria for good environmental status. European Commission (2011). 95. Brussels, 14.10.2011. SEC(2011) 1255 final).
54. Common Implementation Strategy (CIS). Strategic document including a work programme for 2014 and beyond "Learning the lessons and launching a re-enforced phase of implementation". Available at: <http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coastand-marine-policy/implementation/pdf/PJMC%20CIS%20future%20work%20programme%202014.pdf>
55. Commission Report to the Council and the European Parliament - The first phase of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) - The European Commission's assessment and guidance". {COM(2014) 97 final}. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0049&from=EN>
56. Annex accompanying the document "Commission Report to the Council and the European Parliament - The first phase of implementation of the Marine Strategy Framework Directive (2008/56/EC) - The European Commission's assessment and guidance". {COM(2014) 97 final}. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52014SC0049&from=EN>; and web page: Implementation of the Marine Strategy Framework Directive. Available at: http://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/implementation/index_en.htm

Надійшла до редколегії 20.03.2018

УДК 632.21:528.8

А. Б. АЧАСОВ¹, д-р с.-г. наук, доц., **А. О. СЕДОВ²**, **А. О. АЧАСОВА³** канд. біол. наук, доц.
¹Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна
майдан Свободи, 6, 61062, м. Харків, Україна
²Харківський національний аграрний університет імені В.В. Докучаєва
п/в "Докучаєвське - 2", 62483, Харківський район, Харківська область
³Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського»
вул. Чайковського, 4, 61024, м. Харків, Україна
e-mail: achasov.ab@gmail.com

МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ ВИКОРИСТАННЯ БПЛА ДЛЯ КОНТРОЛЯ ЗАБУР'ЯНЕНOSTI ПОСІВІВ

Мета. Опрацювання методичних підходів до використання квадрокоптерів та вільного програмного забезпечення для оцінки забур'яненості посівів. **Методи.** Зйомка здійснювалась за допомогою коптерів DJI Phantom Vision 2+ та LadyBug у видимому та ближньому інфрачервоному діапазоні з висот від 10 до 60 м. Дешифрування знімків проводилось за методом контрольованої класифікації в програмах QGIS та TNTmips. Облік бур'янів виконувався на контрольних ділянках 1м² ваговим методом з урахуванням якісного їх складу. **Результати.** Показано, що найкращі результати розпізнавання бур'янів при дешифруванні знімків дозволяє отримати використання контрольованої класифікації за методом максимальної правдоподібності за умов проведення зйомки з висот до 40 м. На стадії бутонізації соняшника близько 30% бур'янів закрито від дистанційного спостереження листям соняшника, що призводило до автоматичної недооцінки забур'яненості. **Висновки.** Для оцінки забур'яненості посівів можна використовувати дані зйомки з БПЛА у видимому діапазоні електромагнітних хвиль за умов зйомки з малих висот (до 40 м) та застосування методу контрольованої класифікації при дешифруванні знімків. Необхідно додатково застосовувати наземний контроль забур'яненості для оцінки частки «прихованих» від дистанційного спостереження бур'янів.

Ключові слова: БПЛА, дрон, QGIS, моніторинг посівів, бур'яни, соняшник, дешифрування знімків, контрольована класифікація

Achasov¹ A. B., Sedov² A. O., Achasova³ A. O.

¹V. N. Karazin Kharkiv National University

²V. V. Dokuchaev Kharkiv National Agrarian University

³National Scientific Center «Institute for soil science and agrochemistry research named after A.N. Sokolovsky»

METHODOLOGICAL BASIS OF THE UAVS USE FOR THE WEED DETECTION

Purpose. To work out methodological approaches to the use of quadcopters for weeds assesment. **Methods.** The shooting was carried out using DJI Phantom Vision 2+ and LadyBug Copper Dot. The LadyBug was shoted in the visible and near-infrared range using the 12-megapixel S100 NDVI UAV-Kit camera with elevations: 20 m, 40 m and 60 m. The DJI Phantom Vision 2+ was shot in the visible range of the GoPro 14 megapixel camera altitudes: 10 m, 15 m, 30 m and 60 m. Decryption of photographs was carried out using the controlled classification method in QGIS and TNTmips programs. Weed accounting was performed on control sites 1m² by weight method, taking into account their qualitative composition. **Results.** It is shown that the best results of weed recognition during decoding of images was obtained by the use of controlled classification according to the maximum likelihood method under conditions of shooting from heights up to 40 m. In order to improve the recognition of weeds and separate their image from images of cultivated plants, it is expedient to use the object-oriented analysis. At the stage of sunflower budding, about 30% of the weeds are closed from the remote observation, which led to an automatic underestimation of number of weeds. **Conclusions.** In order to evaluate the crop contamination, it is possible to successfully use the data from UAVs in a visible range of electromagnetic waves under low altitudes (up to 40 meters) and the use of a controlled classification method for decoding images. For the recognition of weeds, the images in the infrared range do not have advantages over images in the visible range. It is necessary to additionally apply ground-based control of weeds to assess the proportion of "hidden" from remote observation of weeds.

Keywords: UAV, drone, crop monitoring, weed, sunflower, decryption of images, controlled classification

Ачасов А. Б., Седов А. О., Ачасова А. О.

¹Харьковский национальный университет имени В.Н. Каразина

²Харьковский национальный аграрный университет имени В. В. Докучаева

³Национальный научный центр «Институт почвоведения и агрохимии имени А. Н. Соколовского»

МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ БПЛА ДЛЯ КОНТРОЛЯ ЗАСОРЕННОСТИ ПОСЕВОВ

Цель. Разработка методических подходов к использованию квадрокоптеров и свободного программного

обеспечения для оценки засоренности посевов. **Методы.** Съемка осуществлялась с помощью коптеров DJI Phantom Vision 2+ и LadyBug в видимом и ближнем инфракрасном диапазоне с высот от 10 до 60 м. Дешифрирование снимков проводилось по методу контролируемой классификации в программах QGIS и TNTmips. Учет сорняков выполнялся на контрольных участках 1м² весовым методом с учетом их качественного состава. **Результаты.** Показано, что для оценки засоренности посевов лучшие результаты позволяет получить использование контролируемой классификации по методу максимального правдоподобия для дешифрирования снимков, получаемых при съемке с высот не более 40 м. На стадии бутонизации около 30% сорняков было закрыто от дистанционного наблюдения листьями подсолнечника, что приводило к автоматической недооценке засоренности посевов. **Выводы.** Для оценки засоренности посевов можно успешно использовать данные съемки с БПЛА в видимом диапазоне при условии съемки с малых высот (до 40 м) и применения метода контролируемой классификации для дешифрирования снимков. Необходим дополнительный наземный контроль засоренности для оценки доли сорняков, скрытых от дистанционного наблюдения листьями культурных растений.

Ключевые слова: БПЛА, QGIS, мониторинг посевов, сорняки, подсолнечник, дешифрирование снимков, контролируемая классификация

Вступ

Масштабна геоінформатизація суспільства, яка почалась в 90-х роках і продовжується донині, в повній мірі «захопила» й сільське господарство. Земельні ресурси більше за всі інші вимагають наявності динамічно поновлюваної просторової інформації для забезпечення їх раціонального використання. Серед широкого кола сучасних геоінформаційних технологій для агробізнесу одними з найцікавіших є дистанційний моніторинг посівів, а серед його численних технологічних варіантів – космічна зйомка та зйомка за допомогою безпілотних літальних апаратів (БПЛА) у оптичному діапазоні електромагнітних хвиль. Кожен з цих варіантів має свої переваги та недоліки, аналіз та порівняння яких вимагатиме окремої наукової публікації.

В роботі ми розглядаємо деякі аспекти БПЛА-зйомки сільськогосподарських культур, а саме – можливості кількісної оцінки забур'яненості посівів.

Незважаючи на той факт, що питання використання БПЛА для моніторингу рослинного покриву висвітлений у численних публікаціях [1, 2, 3, 4], зауважимо, що багато аспектів цього питання потребують подальшого вивчення. Зокрема це стосується методичних підходів до процедури БПЛА-моніторингу забур'яненості посівів. Постійне розширення технічного парку БПЛА, застосування нових, все більш досконалих сенсорів, а також різноманітність сільськогосподарських культур та умов їх вирощування вимагає подальшого відпрацювання теоретичних та практичних аспектів БПЛА-зйомки [5].

Переваги застосування БПЛА для оцінки кількості бур'янів на полі полягають у оперативності отримання інформації, її від-

носно низької вартості та можливості суцільного обстеження поля замість його окремих частин [5, 6]. Висока роздільна здатність знімків та можливість здійснення зйомки за потребою споживача робить безпілотники лідером серед дистанційних методів оцінки забур'яненості полів.

Як показує досвід, застосування БПЛА-контролю дозволяє значно знизити обсяги використання гербіцидів. Зменшення витрат гербіцидів проти найбільш поширених бур'янів сягає до 60%, а для гербіцидів проти злакових бур'янів навіть до 90% [7, 8]. Такий ефект досягається завдяки не суцільній обробці полів, а дозованому застосуванню гербіцидів лише в зонах виявленого поширення бур'янів та у концентраціях, підібраних згідно регламентів застосування гербіцидів відповідно до виявленого ступеня забур'яненості ділянки.

Існує багато публікацій присвячених різноманітним методам класифікації БПЛА-зображень з метою визначення якісного та кількісного складу бур'янів [7, 8, 9, 10]. Однак, треба відмітити, що всі вказані роботи проводились із застосуванням професійних агрокоптерів, а для дешифрування часто використовувались пропріетарні програмні комплекси. Зайве говорити, що з фінансової точки зору такі наукові дослідження є дуже дорогими, а з практичної – не завжди реальні для вітчизняних аграріїв.

Відмітимо, що на сьогодні в Україні немає жодних офіційних методичних рекомендацій щодо контролю забур'яненості посівів за використанням БПЛА. Це не дивно, враховуючи динамічність розвитку даного промислового сектору та сучасну матеріально-технічну базу вітчизняної науки.

Саме тому **метою статті** є опрацювання методичних підходів до використання квадрокоптерів нижчої та середньої цінової

ланки та вільного програмного забезпечення для оцінки забур'яненості посівів.

Методика дослідження

Дослідження проводились у 2017 році на одному з полів учбового господарства Харківського національного аграрного університету імені В.В. Докучасва. На момент досліджень поле було зайняте соняшником, стадія розвитку рослин – бутонізація. Площа поля – 4 га, середній ухил поверхні – 1,14°, експозиція – південно-східна. Ґрунтовий покрив поля представлений чорноземом типовим важко суглинковим слабо еродованим. Вміст органічного вуглецю в орному шарі ґрунту – 1,6 - 2,5 %, відповідно, вміст органічної речовини ґрунту – 3,0 - 4,7 %, середній вміст фізичної глини – 51,8 %.

Дистанційне дослідження поля виконано за допомогою двох квадрокоптерів: DJI Phantom Vision 2+ та LadyBug. Зйомка виконувалась двома коптерами одночасно, в денний час – між 11 та 13 годинами, при ясній погоді. Зйомка коптером LadyBug проводилась у видимому діапазоні та ближньому

інфрачервоному діапазоні за допомогою цифрової 12 мегапіксельної камери S100 NDVI UAV-Kit з трьох висот: 20 м, 40 м, 60 м. Зйомка коптером DJI Phantom Vision 2+ проводилась у видимому діапазоні за допомогою цифрової 14 мегапіксельної камери GoPro з чотирьох висот: 10 м, 15 м, 30 м, 60 м.

Вибір камер і польотних висот обумовлювався поставленими завданнями досліджень: 1) перевіркою переваг застосування інфрачервоного діапазону для діагностики бур'янів, 2) вибору оптимальних висот для діагностики бур'янів.

Для проведення обліку бур'янів традиційними польовими методами в протилежних частинах поля було створено дві облікові ділянки розміром 1x1 м. Поруч з ділянками на спеціальних штативах на висоті 1,5 м були встановлені кольорові еталони, призначені для врахування зміни освітлення під час зйомки (рис.1).



Рис. 1 – Фрагмент загального знімка досліджуваного поля (знімок з коптера DJI Phantom Vision 2+)

Результати дослідження

Польове обстеження облікових ділянок показало, що на даній стадії розвитку соняшника, частина бур'янів знаходиться під його листям утворюючи зону, закриту для дистанційних спостережень (рис.2). Чітко фіксується на знімках лише та части-

на бур'янів, що знаходиться в міжряддях (відкрита зона).

Облік бур'янів виконувався ваговим методом з урахуванням якісного складу бур'янів. Результати польових спостережень наведені у таблиці 1.



Рис. 2 – Вигляд облікової ділянки для підрахунку кількості бур'янів. Видно, що значна їх частина закрита від дистанційного спостереження листям соняшника

Таблиця 1

Результати польового обліку бур'янів

Показник	В'юнок польовий	Молочай лозний	Пирій повзучий	Цикла-хена	Гірчак повзучий	Горошок мишачий	Маса сирих бур'янів, г	Маса сухих бур'янів, г
Облікова ділянка №1								
«Відкрита» зона	-	13	7	-	1	1	68,97	21,53
«Закрита» зона	-	9	1	-	1	1	36,37	8,89
Облікова ділянка №2								
«Відкрита» зона	2	10	4	1	-	-	65,78	25,12
«Закрита» зона	1	1	1	-	1	-	23,36	3,16

Облікові ділянки характеризувались середнім ступенем забур'яненості за [11] (3 бали). Незважаючи на те, що видовий склад та стадія розвитку окремих рослин бур'янів за обліковими ділянками досить суттєво розрізнялись, частка бур'янів, що закриті від дистанційного спостереження, була близькою, та складала на ділянці №1 – 34,5 %, на ділянці №2 – 26,2 % (від їх загальної біомаси).

Дешифрування БПЛА-знімку проводилось в програмах QGIS та TNTmips. Попередні дослідження довели [5], що опти-

мальною процедурою класифікації бур'янів є використання контрольованої класифікації. Класифікаційними ознаками слугували яскравості зображень в червоному, синьому та зеленому діапазонах для знімків, що були зроблені БПЛА Phantom Vision 2+, і в синьому, зеленому та інфрачервоному діапазонах для знімків, що були зроблені БПЛА LadyBug (рис.3).

Технологія контрольованої класифікації або класифікації з «учителем» загальновідома [12]. Вона ґрунтується на розділенні всіх пікселів зображення по задале-

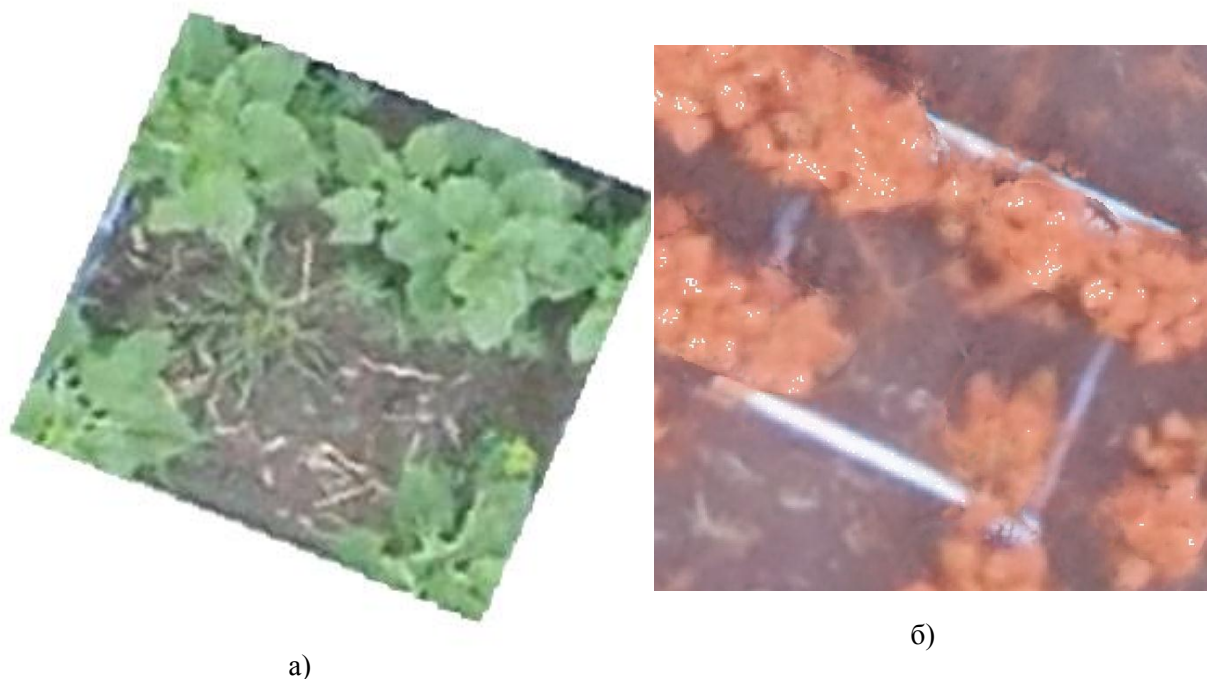
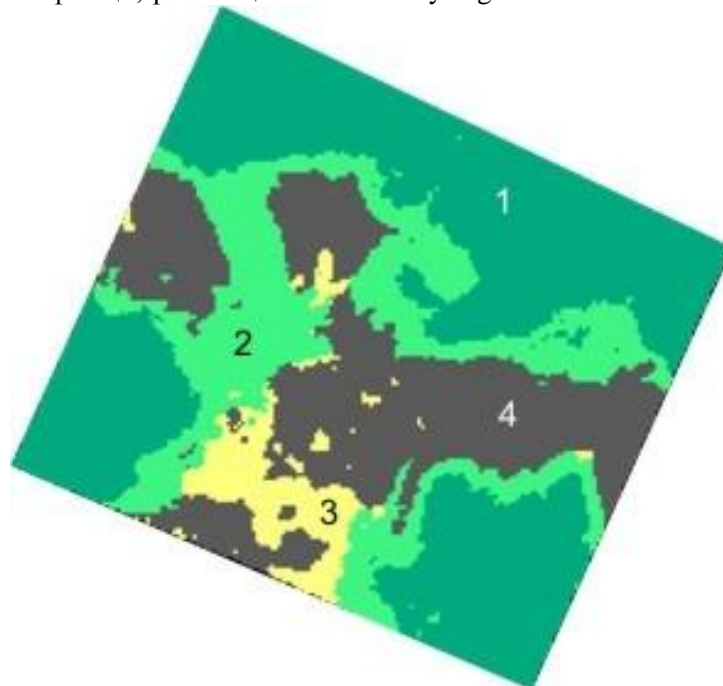


Рис. 3 – Знімки облікової ділянки №1, що зроблені БПЛА Phantom Vision 2+ (а) і LadyBug (б)

гідь визначених класах згідно з певними умовами. Для цього на знімку виділяють еталонні об'єкти по яких проводиться «навчання» програми. Кожен еталон містить значення ознак, характерних для одного з класів об'єктів. Спосіб віднесення пікселів зображення до класів об'єктів визначає визначене правило класифікації, реалізацію

якого забезпечує відповідний комп'ютерний алгоритм. В нашому випадку найкращі результати були отримані при застосуванні правила максимальної правдоподібності (рис.4).

Результати дешифрування зображень облікових ділянок, що були зроблені БПЛА LadyBug з висоти 20 м наведені у таблиці 2.



1 – клас «соняшник»; 2 – клас «бур'ян»; 3 – клас «рослинні рештки»; 4 – клас «грунт»

Рис. 4 – Результат класифікації зображення облікової ділянки №1 (LadyBug):

Таблиця 2

Кількісні результати контрольованої класифікації знімка

Клас	Об'єкт	Кількість пікселів	Відсоток
Облікова ділянка №1			
1	Соняшник	9760	45,9
2	Бур'ян	4692	22,1
3	Ґрунт	5563	26,2
4	Рослинні рештки	1211	5,7
Облікова ділянка №2			
1	Соняшник	4857	20,6
2	Бур'ян	5358	22,7
3	Ґрунт	12564	53,2
4	Рослинні рештки	818	3,5

Висновки

В ході досліджень підтверджено велику схожість спектральних кривих культурних рослин та бур'янів, що робить неефективним використання суто методів неконтрольованої класифікації. Підтверджено наші попередні висновки [5] щодо доцільності використання методів контрольованої класифікації для діагностики забур'яненості посівів.

Це в свою чергу доводить необхідність вибору малих висот при проведенні зйомки. А вже на висотах від 40 м за умов роботи з використаними нами камерами візуальне відділення бур'янів від соняшника стає проблемним, що в свою чергу не дозволяє зробити репрезентативні навчаючі вибірки.

Використання навчаючих вибірок, які були отримані на низьких висотах для знімків, що зроблені на більших висотах неможливо через зміну освітлення. Така ж проблема з'являється й при застосуванні навчаючої вибірки, яка була отримана на ділянці №1, для дешифрування зображення ділянки №2. Хоча відстань між ділянками становила 145 м, а погодні умови були незмінні, спектральні картини для двох ділянок значно відрізнялись. Вірогідно це обумовлюється зміною висоти стояння Сонця та відповідною зміною освітлення та/або впливом ледь помітних хмар.

Автори погоджуються з думкою [13], що при застосуванні контрольованої класифікації використання зйомки в інфрачервоному діапазоні не дає переваг перед зйомкою у видимому діапазоні, оскільки в своїх дослідженнях ми таких переваг також не

виявили. Можливість успішного використання звичайних фотокамер, що виконують зйомку у видимому діапазоні для оцінки забур'яненості посівів дозволяє значно здешевити технологію БПЛА-моніторингу бур'янів.

Ще одним важливим моментом є час проведення дистанційного контролю забур'яненості. Як зазначалось, в нашому випадку частина бур'янів була перекрита листям соняшника, що призводило до автоматичної недооцінки кількості бур'янистої рослинності приблизно на 30%.

В наших дослідженнях на відміну від більшості проаналізованих закордонних робіт був зроблений акцент на розробці максимально спрощеної методики БПЛА-моніторингу бур'янів. Хоча повністю задача на даному етапі невирішена, оскільки така методика потребує чисельної перевірки практикою, але запропоновані нами методичні підходи можуть бути ефективно використані у виробництві з мінімальними витратами на технічний та програмний компоненти. Дистанційний контроль бур'янів дозволить ефективно боротись з ними за менших витрат гербіцидів, що не лише зменшує витрати на виробництво продукції, а і зменшує забруднення рослинницької продукції та навколишнього середовища.

Автори висловлюють щире подяку фірмі FlyMasters, яка виконала зйомку БПЛА LadyBug та фірмі InteticsGeo, яка провела первинну обробку БПЛА-знімків.

Література

1. Ачасов А. Б., Ачасова А. О., Тітенко Г. В., Селіверстов О. Ю., Сєдов А. О. Щодо використання БПЛА для оцінки стану посівів // Вісник ХНУ імені В.Н. Каразіна. сер. Екологія. 2015. вип. 13. С. 13 – 18.
2. Савин И.Ю., Вернюк Ю.И., Фараслис И. Возможности использования беспилотных летательных аппаратов для мониторинга продуктивности почв // *Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева*. 2015. № 80. С. 95-106.
3. Pfeifer J., Khanna R., Dragos C., Popovic M., Galceran E., Kirchgessner N., Walter A., Siegwart R., Liebisch F. Towards automatic UAV data interpretation for precision farming. *Proc. of the International Conf. of Agricultural Engineering (CIGR)*, 2016
4. Tokekar P., Hook J. V., Mulla D., Isler V. Sensor planning for a symbiotic UAV and UGV system for precision agriculture, p. 5321-5326. 2013.
5. Ачасов А. Б., Сєдов А. О., Ачасова А. О. Оцінка забур'яненості посівів соняшника за допомогою безпілотних літальних апаратів // *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2016. № 3-4. С. 69-74.
6. Шпанев А. М., Лекомцев П. В. Новые подходы к методике учета сорных растений // *Защита и карантин растений : ежемесячный журнал для специалистов, ученых и практиков*. 2012. N 8. С. 38-41/
7. Guerrero J. M., Pajares G., Montalvo M., Romeo J., Guijarro M.. Support vector machines for crop/weeds identification in maize fields. *Expert Systems with Applications*, 39(12):11149 – 11155, 2012;
8. Guo W., Rage U. K., Ninomiya S. Illumination invariant segmentation of vegetation for time series wheat images based on decision tree model. *Computers and Electronics in Agriculture*, 96:58– 66, 2013;
9. Hamuda E., Glavin M., Jones E. A survey of im processing techniques for plant extraction and segmentation in the field. *Computers and Electronics in Agriculture*, 125:184–199, 2016.
10. Lottes P., Hoferlin M., Sander S., Muter M., Schulze-Lammers P., Stachniss C.. An effective classification system for separating sugar beets and weeds for precision farming applications. *In Proc. of the IEEE Int. Conf. on Robotics & Automation (ICRA)*, 2016
11. Некос А. Н., Ачасов А. Б., Кочанов Е. О. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: дистанційні методи : підручник. Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2017. 244 с.
12. Захист зернових культур від популяції шкідників, хвороб та бур'янів при інтенсивних технологіях / Б.А. Арешніков, М.П. Гончаренко, М.Г. Костюковський [та ін.]; за ред. Б.А. Арешнікова. К.: Урожай, 1992. 224 с.
13. Koot Th. M. Weed detection with Unmanned Aerial Vehicles in agricultural systems. Thesis Report GIRS-2014-37 . - Centre for Geo-Information. Wageningen University. URL: <http://edepot.wur.nl/333537>

References

1. Achasov, A. B., Achasova, A. O., Titenko, G. V., Seliverstov, O. Yu., Syedov, A. O. (2015) Shhodo vy`kory`stannya BPLA dlya ocinky` stanu posiviv [UAV usage for crop estimation]. *Visnyk of V.N. Karazin Kharkiv national university Series "Ecology"*, 13, 13-18. [In Ukrainian]
2. Savin, I.YU., Vernyuk, YU.I., Faraslis, I. (2015) Vozmozhnosti ispol'zovaniya bespilotnyh letatel'nyh apparatov dlya monitoringa produktivnosti pochv [Possibilities of using unmanned aerial vehicles for monitoring of soil productivity]. *Bulletin of Soil Institute named V.V. Dokuchaev*, 80, 95-106. [In Russian]
3. Pfeifer, J., Khanna, R., Dragos, C., Popovic, M., Galceran, E., Kirchgessner, N., Walter, A., Siegwart, R., Liebisch, F.(2016). Towards automatic UAV data interpretation for precision farming. *Proc. of the International Conf. of Agricultural Engineering (CIGR)*
4. Tokekar, P., Hook, J. V., Mulla, D., Isler, V.(2013). Sensor planning for a symbiotic UAV and UGV system for precision agriculture, 5321-5326.
5. Achasov, A. B., Syedov, A. O., Achasova, A. O.(2016) Ocinka zabur'yanenosti posiviv sonyashny`ka za dopomogoyu bezpilotny`x lital`ny`x aparativ [Assessment of a contamination of crops of sunflower by means of unmanned aerial vehicles]. *Man and the Environment. Issues of Neoecology*, 3-4, 69-74. [In Ukrainian]
6. Shpanev, A. M., Lekomcev, P. V. (2012) Novye podhody k metodike ucheta sornyh rastenij [New approaches to the method of accounting for weed plants]. *Plant protection and quarantine: a monthly journal for specialists, scientists and practitioners*, 8, 38-41. [In Russian]
7. Guerrero, J. M., Pajares, G., Montalvo, M., Romeo, J., Guijarro, M. (2012). Support vector machines for crop/weeds identification in maize fields. *Expert Systems with Applications*, 39(12):11149 – 11155.
8. Guo, W., Rage, U. K., Ninomiya, S. (2013). Illumination invariant segmentation of vegetation for time series wheat images based on decision tree model. *Computers and Electronics in Agriculture*, 96:58– 66.
9. Hamuda, E., Glavin, M., Jones, E.(2016). A survey of im processing techniques for plant extraction and segmentation in the field. *Computers and Electronics in Agriculture*, 125:184–199.

10. Lottes, P., Hoferlin, M., Sander, S., Muter, M., Schulze-Lammers, P., Stachniss, C. (2016). An effective classification system for separating sugar beets and weeds for precision farming applications. *In Proc. of the IEEE Int. Conf. on Robotics & Automation (ICRA)*.
11. Nekos, A. N., Achasov, A. B., Kochanov, E. O. (2017) *Metody` vy`miryuvannya parametriv navkoly`shn`ogo seredovy`shha: dy`stancijni metody: pidruchny`k*. [Methods of measuring environmental parameters: distance learning methods] Kharkiv, 2017, 244. [In Ukrainian]
12. Aryeshnikova, B.A. (1992). *Zaxy`st zernovy`x kul`tur vid populyaciyi shkidny`kiv, xvorob ta bur`yaniv pry`intensy`vny`x texnologiyax* [Protection of grain crops from the population of pests, diseases and weeds in intensive technologies]. Kiyv. Uroжай, 224. [In Ukrainian]
13. Koot, Th. M. Weed detection with Unmanned Aerial Vehicles in agricultural systems. Thesis Report GIRS-2014-37. - Centre for Geo-Information. Wageningen University. Available at: <http://edepot.wur.nl/333537>

Надійшла до редколегії 06.02.2018

УДК 911.9:502.132(477.44)

Ю. В. ЯЦЕНТЮК, канд. геогр. наук, доц.

Вінницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського,
вул. Острозького, 32, 21000, Вінниця, Україна
e-mail: yatsentyuk@gmail.com

ВІДНОВЛЮВАЛЬНІ ТЕРИТОРІЇ ПАРАДИНАМІЧНОЇ АНТРОПОГЕННОЇ ЛАНДШАФТНОЇ СИСТЕМИ ЕКОМЕРЕЖІ МУРОВАНОКУРИЛОВЕЦЬКОГО РАЙОНУ ВІННИЧЧИНИ

Мета. Виявити особливості відновлювальних територій парадинамічної антропогенної ландшафтної системи (ПДАЛС) екомережі Мурованокуріловецького району Вінницької області. **Методи:** логічні, теоретичного узагальнення, знаходження емпіричних залежностей, картографічний, аналітико-картографічного аналізу, польові. **Результати.** Виділено та проаналізовано характерні риси відновлювальних територій ПДАЛС екомережі Мурованокуріловецького району Вінниччини. Запропоновано заходи ренатуралізації для кожної відновлювальної території. **Висновки.** У парадинамічній антропогенній ландшафтній системі екомережі Мурованокуріловецького району виділено 20 зон потенційної ренатуралізації. Їх загальна площа 6222,16 га, що становить 7,02 % від площі району. Вони охоплюють витoki приток головних річок району, ділянки крутих схилів річкових долин із ерозійними формами рельєфу, лісові, лучні, лучностепові та водно-болотні ландшафтні комплекси. Природоохоронні заходи у них посередництвом парадинамічних зв'язків поліпшуватимуть стан навколишнього середовища.

Ключові слова: парадинамічна антропогенна ландшафтна система, ландшафт, парадинамічний зв'язок, відновлювальна територія, зона потенційної ренатуралізації, екомережа, рослинність, фауна

Yatsentyuk Yu. V.

Vinnitsia Mikhaïlo Kotsiubynskyi State Pedagogical University

THE RECOVERY TERRITORIES OF THE PARADYNAMYC ANTHROPOGENIC LANDSCAPE SYSTEM OF THE ECOLOGICAL NETWORK OF MUROVANOKURYLOVETSKY DISTRICT OF VINNYTSIA REGION

Purpose. To identify the peculiarities of the recovery territories of the parodynamyc anthropogenic landscape system (PDALS) of the ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region. **Methods:** field, theoretical generalization, analytical and cartographic analysis, logic, finding of empirical relationships, cartographic. **Results.** It was discovered that the areas of relative-natural landscapes occupy only a few percent of the area of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region. Therefore, under such conditions, it was offered to form an ecological network as a parodynamyc anthropogenic landscape system. This allows to include valuable territories of different levels of anthropogenization in the ecological network.

In the article, the ecological network is considered as a holistic parodynamyc anthropogenic landscape system of key, connecting and buffer territories, zones of potential renaturalization, eco-technical junctions and interactive elements. They are related to each other by the common genesis, simultaneity or sequence of origin and development, dynamic connections.

The important structural elements of the parodynamyc anthropogenic landscape system of ecological networks are recovery territories (zones of potential renaturalization). Publications devoted to their description are currently single. Nevertheless, measures of renaturalization within the recovery territories allow to restore and introduce valuable nature sites into the structure of environmental protection systems. Therefore, the study of recovery territories is very relevant.

The structure of the nature-protective parodynamyc anthropogenic landscape system of the ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region identified the following recovery territories: Konyschivska, Zhytnyktivska, Verbovetska, Vynohradnivska, Naddnistrianska, Zhvanska, Halaykivetska, Volodymyrivska, Murovanokurylovetska, Posuhivska, Dereshovska, Myhaylivetska, Yaltushkivska, Bilyanska, Karayetska, Nyshivetska, Kotyuzhanska, Blakitnivska, Gorayska and Glibokodolinska.

The characteristic features of the recovery territories of the nature-protective parodynamyc anthropogenic landscape system of the ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region are analyzed in the article. It was discovered that natural components and landscape complexes within the zones of potential renaturalization have undergone a significant transformation under the influence of human anthropogenic activity. They are often polluted and devoid of original state. However, areas with remnants of landscape complexes that are close to natural ones are preserved in these territories. Under the conditions of total

anthropogenic transformation of nature, recovery territories are one of the few centers of the existence of valuable species of vegetation and wildlife. The species of plants and animals of the Red Books of Vinnytsia region and Ukraine are found here.

The article suggests renaturalization measures for each recovery territory of the nature-protective paradigmatic anthropogenic landscape system of the ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region. The main environmental measures within the zones of potential renaturalization are overcoming erosion processes, restoration, care and protection of forest, meadow, steppe, wetland and meadow-steppe vegetation.

The paradigmatic connections between zones of potential renaturalization and surrounding anthropogenic landscapes, local biocentres, regional and local ecocorridors, and other recovery territories are considered in detail.

Conclusion. Consequently, 20 recovery territories are identified within the paradigmatic anthropogenic landscape system of the ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region. Their total area is 6222.16 hectares, which is 7.02 % of the area of the district. They cover the sources of the tributaries of the main rivers in the area, the steep slopes of the river valleys with erosion forms of relief, forest, meadow, meadow-steppe and wetland landscape complexes. Nature-protective measures within them will allow the degraded areas of nature to be restored. By intermediation of paradigmatic connections, they will improve the state of the environment. Under the conditions of renaturalization on the basis of the recovery territories, it will be possible to form new and expand existing biocentres, buffer zones, create interactive elements, and optimize local ecological corridors. This will improve the habitat of living organisms and ensure their recovery and conservation.

Keywords: paradigmatic anthropogenic landscape system, landscape, paradigmatic connection, recovery territory, zone of potential renaturalization, ecological network, vegetation, fauna

Яцентюк Ю. В.

Винницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського

ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЕ ТЕРРИТОРИИ ПАРАДИНАМИЧЕСКОЙ АНТРОПОГЕННОЙ ЛАНДШАФТНОЙ СИСТЕМЫ ЭКОСЕТИ МУРОВАНОКУРИЛОВЕЦКОГО РАЙОНА ВИННИЧИНЫ

Цель. Выявить особенности восстановительных территорий парадинамической антропогенной ландшафтной системы экосети Мурованокюриловецкого района Винницкой области. **Методы:** логические, теоретического обобщения, нахождения эмпирических зависимостей, картографический, аналитико-картографического анализа, полевые. **Результаты.** Выделены и проанализированы характерные черты восстановительных территорий ПДАЭС экосети Мурованокюриловецкого района Винницкой области. Предложены мероприятия ренатурализации для каждой восстановительной территории. **Выводы.** В парадинамической антропогенной ландшафтной системе экосети Мурованокюриловецкого района выделено 20 зон потенциальной ренатурализации. Их общая площадь 6222,16 га, что составляет 7,02 % от площади района. Они охватывают истоки притоков главных рек района, участки крутых склонов речных долин с эрозионными формами рельефа, лесные, луговые, луговостепные и водно-болотные ландшафтные комплексы. Природоохранные мероприятия в них посредством парадинамических связей улучшат состояние окружающей среды.

Ключевые слова: парадинамическая антропогенная ландшафтная система, парадинамическая связь, восстановительная территория, зона потенциальной ренатурализации, экосеть, ландшафт, растительность, фауна

Вступ

Постановка проблеми. Одним із гео-екологічних принципів проектування природоохоронних систем є принцип повсюдності природоохоронних заходів. Він проявляється у формуванні екомереж [3]. Останні дають можливість поєднати сильно фрагментовані залишки квазінатуральних ландшафтів між собою для здійснення міграційних потоків. Це забезпечує трофічні зв'язки, розмноження та відновлення живих організмів, збереження природи певних територій.

Ділянки умовно-натуральних ландшафтів займають лише кілька відсотків від площі Мурованокюриловецького району Вінни-

цької області. В цих умовах пропонуємо формувати екомережу як парадинамічну антропогенну ландшафтну систему [8; 10; 11; 13]. Це дозволяє включити до складу екомережі цінні антропогенізовані території.

Ми розглядаємо екомережу як цілісну парадинамічну антропогенну ландшафтну систему ключових, сполучних, відновлювальних і буферних територій, екотехнічних розв'язок та інтерактивних елементів. Вони пов'язані між собою спільністю генезису, одночасністю або послідовністю виникнення та розвитку, динамічними зв'язками.

Формування парадинамічних антропогенних ландшафтних систем екологічних мереж адміністративних районів Вінницької області тільки розпочалось. Такі роботи виконані для Мурованокуриловецького [10], Жмеринського, Могилів-Подільського та Немирівського [1] районів.

Важливими структурними елементами ПДАЛС екомереж є відновлювальні території. Публікації, що присвячені їх характеристичі, наразі поодинокі [2; 7]. Проте, заходи ренатуралізації у межах віднов-

Об'єкти та методи дослідження

Об'єктом дослідження є відновлювальні території парадинамічної антропогенної ландшафтної системи екомережі Мурованокуриловецького району Вінницької області.

Під час проведення досліджень нами використовувались такі методи: літературно-

лювальних територій дозволяють відновити та ввести у структуру природоохоронних систем цінні ділянки природи. Тому дослідження відновлювальних територій є досить актуальними.

Мета статті – виявити особливості відновлювальних територій парадинамічної антропогенної ландшафтної системи екомережі Мурованокуриловецького району Вінницької області.

картографічний, логічні (абстракції, аналізу, синтезу, аналогії), теоретичного узагальнення, знаходження емпіричних залежностей, картографічний, аналітико-картографічного аналізу, польові (ключові, площадні та маршрутні).

Результати та обговорення

У структурі природоохоронної ПДАЛС екомережі Мурованокуриловецького району виділено такі відновлювальні території (зони потенційної ренатуралізації): Конищівська, Житниківська, Вербовецька, Винограднівська, Наддністрянська, Жванська, Галайківецька, Володимирівська, Мурованокуриловецька, Посухівська, Дерешовська, Михайлівецька, Ялтушківська, Білянська, Караєцька, Нишівецька, Котюжанська, Блакитнівська, Горайська та Глибокодолинська (рис.).

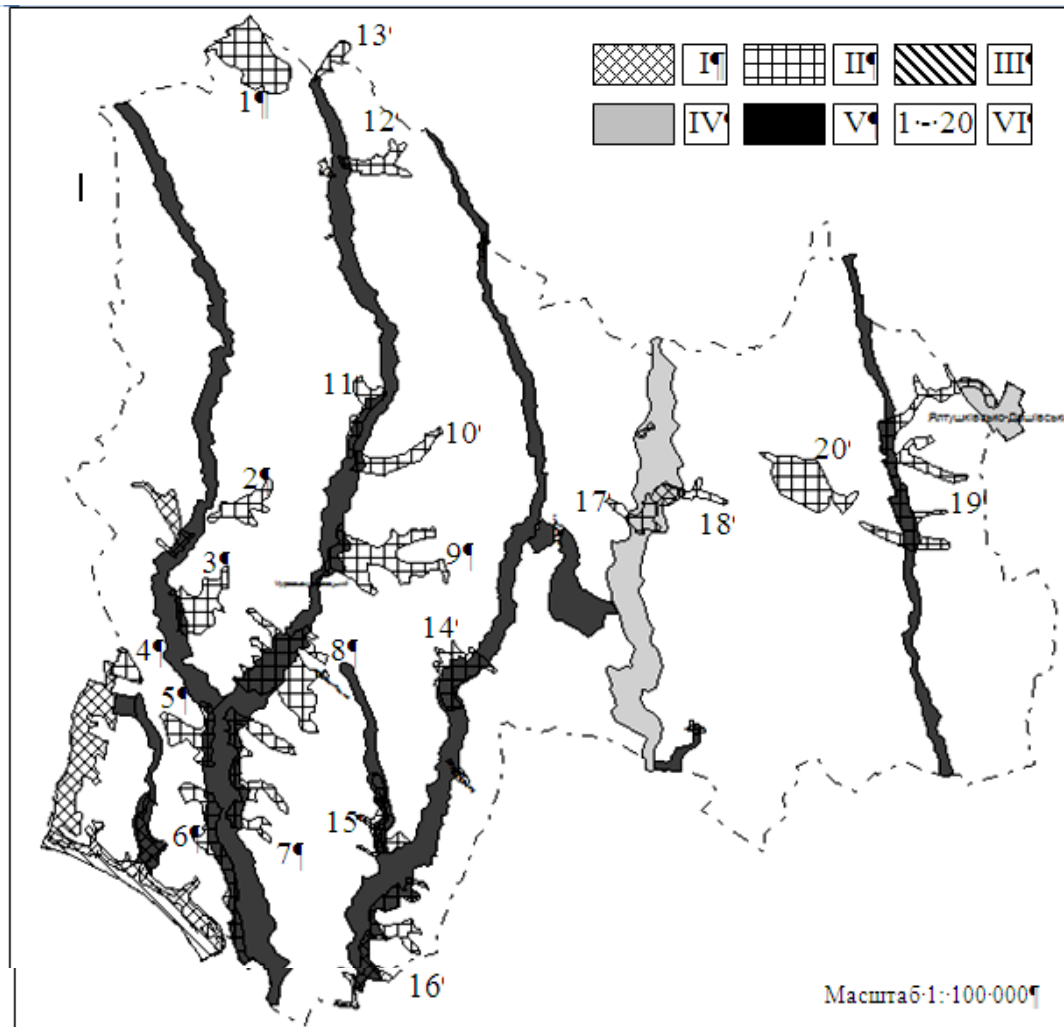
Конищівська зона потенційної ренатуралізації виділена на північному заході Мурованокуриловецького району, на північ від с. Конищів, займає площу 498,59 га, має периметр 10325 м. Вона охоплює витoki річки Жван та лісове урочище «Конищівська Дача», що розміщене на вододілі Жвану та його правої притоки – річки Терєбіж. Це переважно вододільні та схиліві місцевості. Більшу частину території займає лісовий масив. Тут є ділянки з цінною рослинністю, що потребують проведення заходів ренатуралізації.

Конищівська відновлювальна територія посередництвом парадинамічних зв'язків поліпшує екоумови навколишніх ландшафтів. Вона виконує середовищеутворюючу функцію, сприяє очищенню атмосферного повітря та фільтрації води, уповільнює поверхневий стік. У межах цієї території дикі тварини знаходять притулок і харчі. Ці тва-

рини також мігрують до інших відновлювальних і ключових територій. Таким чином, вказана ділянка парадинамічними зв'язками пов'язана із навколишнім середовищем та іншими структурними елементами ПДАЛС екомережі Мурованокуриловецького району. За умов проведення відновлювальних заходів у майбутньому на цій території може бути сформований локальний біоцентр.

Житниківська зона потенційної ренатуралізації виділена на заході Мурованокуриловецького району, на схід від с. Житники. Вона охоплює балку з ярами, значна частина яких зайнята лісом. Площа зони 178,34 га, її периметр 8568 м. На днищі балки та ярів течуть струмки, що утворюють невелику ліву притоку р. Бахтинка. Тут знаходиться ботанічна пам'ятка природи місцевого значення «Дуби-велетні» (площа 0,06 га). У межах цієї зони виявлено цінну групу з шести дерев дуба звичайного віком понад 300 років, висотою 26 м. Заходи відновлення на території Житниківської зони потенційної ренатуралізації пов'язані із необхідністю припинення ерозійних процесів та догляду за лісовою рослинністю.

Вербовецька зона потенційної ренатуралізації виділена також на заході Мурованокуриловецького району, на схід від села Вербовець. Вона охоплює балку з ярами, борознами та промоїнами. На днищі балки та ярів течуть струмки, що утворюють невелику



I – біоцентри, II – відновлювальні території, III – національні екокоридори, IV – регіональні екокоридори, V – локальні екокоридори, VI – номери відновлювальних територій (відповідають порядку розгляду їх у тексті)

Рис. – Відновлювальні території парадинамічної антропогенної ландшафтної системи екомережі Мурованокуріловецького району Вінницької області

ліву притоку р. Жван. Площа зони 303,74 га, її периметр 10152 м. Незначна частина території зайнята лісом. Значні площі займають угруповання лучностепової рослинності з домінуванням *Bothriochloa ischaemum*, *Elytrigia intermedia*, *Festuca valesiaca*, *Festuca rubra*. У рослинному покриві присутні типові степові елементи: *Asperula cynanchica*, *Achillea setacea*, *Teucrium chamaedrys*, *Leontodon hispidus*, *Potentilla arenaria*, *Dianthus membranaceus*, *Stachys germanica*, *Salvia nemorosa*, *Pimpinella saxifraga*, *Astragalus onobrychis*, *Thymus dimorphus*. Виявлено місцезнаходження ендеміка *Galium tyraicum*.

Внаслідок антропогенного впливу на території Вербовецької зони потенційної ренатуралізації відзначається поширення

синантропних рослин: *Cichorium intybus*, *Elytrigia intermedia*, *Falcaria vulgaris*, *Acinus arvensis*, *Echinops sphaerocephalus*, *Convolvulus arvensis*, *Carduus acanthoides* та мезофітизація травостою [4, с.50-51].

Основні природоохоронні заходи на цій території мають передбачати боротьбу з ерозійними процесами та відновлення ділянок лучностепової рослинності. Посередництвом парадинамічних зв'язків такі заходи дозволять збільшити площі природних середовищ існування тварин, поліпшать їх харчову базу, що сприятиме загальному покращенню навколишнього природного середовища.

Винограднівська зона потенційної ренатуралізації виділена на південному заході Мурованокуріловецького району, на захід

від села Виноградне. З північного сходу вона обмежена автомобільною дорогою між селами Наддністрянське та Вербовець, із заходу та південного заходу – межею з Хмельницькою областю та Наддністрянським біоцентром. Площа цієї зони 93,49 га, периметр – 4269 м.

Винограднівська зона потенційної ренатуралізації охоплює балку, на днищі якої є джерела та починається ліва притока річки Матерка (лівий доплив Дністра). Тому усі заходи охорони природи на цій території мають бути пов'язані з відновленням ландшафтних комплексів у витоках цього безіменного струмка. У майбутньому ця зона може розширити буферні території навколо Наддністрянського біоцентру.

Наддністрянська зона потенційної ренатуралізації виділена на південному заході Мурованокуріловецького району, між селами Виноградне, Галайківці та Наддністрянське. Площа цієї зони 242,34 га, її периметр – 10191 м. Вона охоплює схилі місцевості на правих берегах долин річок Жван і Батіг. Тут є балка, яри, борозни та промоїни. На днищі балки тече струмок – права притока р. Жван. Частина території зайнята лісовою рослинністю, на деяких ділянках поширена лучностепова рослинність. Основні заходи ренатуралізації передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лучностепоної рослинності [7].

Заходи відновлення природи у межах Наддністрянської зони потенційної ренатуралізації дозволять сформувати тут локальний біоцентр, що в умовах значної антропогенізації, посередництвом парадинамічних зв'язків, забезпечить позитивний вплив на умови існування живих організмів та проживання населення. Ця територія є зв'язуючою ланкою між Бахтинсько-Батізьким, Наддністрянським і Жванським локальними екокоридорами [16].

Жванська зона потенційної ренатуралізації виділена також на південному заході Мурованокуріловецького району, між селами Жван та Наддністрянське. У ній виокремлено дві ділянки. Одна ділянка знаходиться на схилах долини р. Дністер, а друга – на крутих схилістих місцевостях (урочища стінки) правого берега р. Жван. Загальна площа цієї зони 432,51 га, її периметр – 23352 м.

Значні простори території зайняті лісовою рослинністю. Тут також поширені

лучностепові рослинні асоціації з домінуванням *Bothriochloa ischaemum*. Особливу цінність становлять присутні у рослинному покриві типові степові елементи: *Achillea setacea*, *Festuca valesiaca*, *Taraxacum serotinum*, *Teucrium chamaedrys*, *Thymus serpyllum*, *Astragalus onobrychis*, *Astragalus cicer*, *Astragalus sulcatus*. Зустрічаються ендемік *Galium tyraicum* та регіонально рідкісні види *Leopoldia tenuiflora*, *Adonis vernalis*, *Equisetum telmateia*.

Антропогенізація обумовила поширення на території Жванської зони потенційної ренатуралізації таких синантропних рослин: *Falcaria vulgaris*, *Elytrigia repens*, *Echium vulgare*, *Matricaria perforata*, *Arctium lappa*, *Verbascum phlomoides*, *Cirsium arvense*, *Tussilago farfara* [4, с.50-51].

Основні заходи ренатуралізації передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лучностепоної рослинності. Такі природоохоронні заходи у майбутньому за рахунок Жванської відновлювальної території дозволять розширити площу Дністерського локального біоцентру та збільшити ширину буферної зони між Жванським екокоридором та навколишніми польовими сільськогосподарськими ландшафтами.

Галайківецька відновлювальна територія виділена також на південному заході Мурованокуріловецького району. Вона знаходиться на південь та південний захід від с. Володимирівка, на північ та схід від сіл Галайківці та Жван. Площа цієї ділянки 439,49 га, її периметр – 25680 м.

Галайківецька зона потенційної ренатуралізації охоплює схилі місцевості лівого берега річки Жван. Це ділянка каньйоноподібної долини із численними балками, ярами, борознами та промоїнами. На днищі двох балок течуть невеликі струмки – ліві притоки Жвану. Тут виявлено як лісову, так і лучностепову, деградовану рослинність.

Ренатуралізаційні заходи передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лучностепоної рослинності. Завдяки відновленню природи цих територій можна буде розширити Жванський екокоридор, збільшити його буферну зону, сформувати інтерактивні елементи у балках. Останні дозволять збільшити довжину харчових ходів місцевої фауни.

Володимирівська зона потенційної ренатуралізації виділена також на південному заході Мурованокуриловецького району. Вона знаходиться між смт. Муровані Курилівці, селами Володимирівка та Виноградне. Площа цієї зони 729,12 га, її периметр – 22891 м.

Володимирівська відновлювальна територія охоплює переважно схиліві місцевості каньйоноподібної долини річки Жван. Територія густо розчленована великою кількістю балок та ярів. На днищі однієї балки з джерела витікає струмок – права притока Жвану. Крім схилів, незначні ділянки території займають вододільні місцевості. Тут виявлено як лісову, так і лучностепову рослинність. Проте, найбільші площі займають лісові масиви урочища «Ліс Бучина». Це штучні насадження бука лісового. Крім бука, тут ростуть дуб і граб звичайні. На правому березі Жвану виявлено ділянки лучностепової рослинності [12].

Ренатуралізаційні заходи передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення, догляд та охорону лісової та лучностепової рослинності. Завдяки цим заходам можна буде сформувати локальний екокоридор між Володимирівським біоцентром і Жванським екокоридором, збільшити буферну зону останнього та, у залежності від кінцевого результату цих заходів, або збільшити площу Володимирівського біоцентру, або розширити його буферну зону. Заходи відновлення природи дозволять також сформувати численні інтерактивні елементи [14].

Володимирівська зона потенційної ренатуралізації посередництвом парадинамічних зв'язків органічно включена у ПДАЛС екомережі Мурованокуриловецького району. Роль таких зв'язків відіграють потоки поверхневих і підземних вод, повітряних мас, зруйнованих ґрунтів і гірських порід, насіння рослин, шляхи міграції тварин, що проявляються в одному секторі річкової долини Жвану.

Мурованокуриловецька зона потенційної ренатуралізації виділена на заході району. Вона знаходиться між смт. Муровані Курилівці, селами Роздолівка, Дегтярка та Посухів. Площа цієї зони 555,64 га, її периметр – 20876 м. Вона охоплює схиліві місцевості лівобережжя каньйоноподібної долини річки Жван. Тут декілька глибоких балок. На днищі однієї балки тече тимчасовий пересихаючий водний потік – ліва при-

тока Жвану. Переважаючою є лісова рослинність на схилах долини і балок [9, с.119].

Ренатуралізаційні заходи передбачають відновлення, догляд та охорону лісової рослинності. Завдяки цьому можна буде збільшити буферну зону Жванського екокоридору, поліпшити особливості природи локального екокоридору у межах Мурованокуриловецького регіонального центру біорізноманіття, сформувані інтерактивний елемент. Останній розширюватиме харчові ходи наземних ссавців.

Посухівська зона потенційної ренатуралізації виділена у центральній-західній частині Мурованокуриловецького району. Вона знаходиться між селами Курашівці, Посухів та Дерешова. Площа цієї зони 200,45 га, її периметр – 9291 м. Ця територія охоплює балку довжиною близько 4 км із крутими схилами. На днищі балки тече тимчасовий пересихаючий водотік – ліва притока Жвану. Переважає лісова рослинність, але зустрічаються і лучностепові асоціації.

Ренатуралізаційні заходи передбачають боротьбу з ерозійними процесами на крутих схилових поверхнях, відновлення та охорону лісової та лучностепової рослинності. Завдяки таким заходам Посухівська зона потенційної ренатуралізації у майбутньому може бути перетворена на інтерактивний елемент, а з часом – на локальний екокоридор, що сполучатиме біоцентри у межах Мурованокуриловецького регіонального центру біорізноманіття. За умов відновлення природних компонентів ця територія може поєднати великий лісовий масив «Кізя» із Жванським екокоридором [17].

Посухівська відновлювальна територія посередництвом парадинамічних зв'язків здійснює позитивний вплив на навколишні ландшафти. Птахи знищують шкідників на прилеглих сільськогосподарських угіддях. Лісовий масив зменшує швидкість вітру, підвищує вологість атмосферного повітря на полях, що зменшує ймовірність посух. Трансформація атмосферного повітря у лісовому масиві обумовлює надходження відносно чистих повітряних мас та поліпшення мікроклімату в межах селитебних ландшафтів села Посухів. Це покращує умови проживання місцевого населення. Парадинамічні зв'язки у межах природоохоронної парадинамічної антропогенної ландшафтної системи екомережі проявляються також у переміщенні поверхневих і підземних вод, атмосферного повітря, насіння рослин, наземних,

водних і повітряних тварин. Вони поєднують Посухівську відновлювальну територію з навколишніми ландшафтами, а також з біоцентрами, локальними екокоридорами та іншими зонами потенційної ренатуралізації Мурованокуриловецького району.

Дерешовська зона потенційної ренатуралізації виділена на північному заході Мурованокуриловецького району. Вона знаходиться між селами Посухів, Дерешова та Кривохижинці. Площа цієї зони 164,12 га, її периметр – 8393 м. Вона охоплює схилі місцевості правого берега каньйоподібної долини річки Жван. Тут сформувались проміїни та балка. На днищі цієї балки тече струмок – права притока Жвану. У верхній частині цей струмок пересихаючий.

Рослинність цієї території представлена добре збереженими угрупованнями лучних степів. Серед них виявлено формації *Festuca valesiaca*, *Carex praecox*. Тут поширені типові степові рослини *Asperula cynanchica*, *Achillea setacea*, *Teucrium chamaedrys*, *Fragaria viridis*, *Bothriochloa ischaemum*, *Festuca valesiaca*. Зустрічаються чагарникові угруповання за участю *Prunus spinosa*, *Euonymus europaea*, *Ulmus carpinifolia*, *Crataegus monogyna*, *Crataegus curvisepala*, *Cerasus avium*, *Swida sanguinea*. Виявлено регіонально-рідкісний вид рослин – перлівку трансільванську.

Антропогенна діяльність призвела до поширення на цій території таких синантропних фітоелементів: *Echium vulgare*, *Stachys recta*, *Berteroa incana*, *Artemisia absinthium*, *Erigeron canadensis*. На терасованому схилі сформовані 40-50-річні насадження сосни звичайної [4, с.49-50].

Основні заходи ренатуралізації у цій зоні передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лучностепової рослинності. Завдяки цим заходам у майбутньому може бути розширена буферна зона Жванського локального екокоридору, сформовано ключову територію локального рівня.

Михайлівецька зона потенційної ренатуралізації виділена на північному заході Мурованокуриловецького району і знаходиться на схід від села Михайлівці. Площа цієї зони 171,72 га, її периметр – 8929 м. Вона охоплює балку на лівому березі долини річки Дзвінок. Тут сформувались ділянки із водно-болотними ландшафтами.

Ренатуралізаційні заходи передбачають відновлення, догляд та охорону водно-болотної рослинності. Завдяки цьому можна буде сформувати інтерактивний елемент, а в майбутньому – локальний екокоридор, що сполучатиме Жванський та Караєцький екокоридори між собою [15].

Парадинамічні зв'язки у межах Михайлівецької відновлювальної території спрямовані вниз схилами і днищем балки та пов'язують цю ділянку зі Жванським локальним екокоридором. Ці зв'язки представлені потоками талих і дощових, підземних вод, хімічних елементів, шляхами міграцій наземних тварин. Парадинамічні зв'язки із навколишніми ландшафтами проявляються у двобічно спрямованих вітрових потоках, міграціях герпетофауни і птахів, односпрямованих водних і мінеральних потоках.

Ялтушківська зона потенційної ренатуралізації виділена на північному заході Мурованокуриловецького району, між селами Михайлівці й Конищів та селом Підлісний Ялтушків Барського району. Площа цієї зони 72,2 га, її периметр – 5184 м. Вона охоплює лівобережну частину долини річки Дзвінок із балками, що відкриваються у долину. Переважає лісова рослинність, що є частиною «Урочища Дідів Ліс».

Ренатуралізаційні заходи передбачають відновлення, догляд та охорону лісової рослинності й тваринного світу лісових екосистем. Завдяки цьому можна буде сформувати біоцентр у витоків р. Дзвінок та збільшити довжину і ширину Жванського локального екокоридору [12].

Парадинамічні зв'язки проявляються переважно у міграціях тварин у межах лісового масиву та між ним і навколишніми територіями. Крім того, парадинамічні зв'язки проявляються у повітряних потоках, що переносять насіння рослин. Результатом цього є формування екотону узлісся із чагарників та низькорослих дерев.

Білянська зона потенційної ренатуралізації виділена у центральній-південній частині Мурованокуриловецького району, між селами Біляни та Дружба. Площа цієї зони 292,38 га, її периметр – 10552 м. Вона охоплює частину каньйоподібної долини річки Караєць з урочищем «Барський Яр». Це переважно схилі місцевості. У рослинному покриві поширена як лісова, так і лучностепова рослинність.

Природоохоронні заходи передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лісової та лучностепової рослинності й тваринного світу цих територій. Завдяки цим заходам можна буде збільшити ширину буферної зони Караєцького локального екокоридору, сформувати нові трофічні ділянки, поліпшити умови міграції тварин цим екокоридором.

Білянська відновлювальна територія виконує роль рефугіума для флори і фауни в умовах фонових сільськогосподарських ландшафтів. Тому між ними простежуються біотичні парадинамічні зв'язки у формі міграцій тварин і анемохоричного перенесення насіння, плодів, спор рослин.

Караєцька зона потенційної ренатуралізації виділена на півдні Мурованокуриловецького району. Вона займає розгалужену балку, що відкривається з правого берега у долину річки Караєць. Це територія на захід від сіл Рівне та Дружба площею 213,08 га, периметром – 9957 м.

У межах Караєцької відновлювальної території виявлено угруповання степової рослинності. У них домінує бородач звичайний. Тут ростуть типові степові види полуниця зелена, шавлія дібровна та цибуля Вальдштейна. На схилах балки сформувались чагарникові угруповання з грушею звичайною, ялівцем звичайним, лохом вузьколистим та глодом одноматочковим. Виявлено місцезростання регіонально рідкісної леопольдії тонкоцвітої [4, с.53-54].

Заходи ренатуралізації передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону цінної степової рослинності. Завдяки цим заходам можна буде збільшити площу Рівненського біоцентру та розширити його буферну зону, особливо на півдні та південному сході, з боку селитебних ландшафтів с. Рівне, на північному заході та заході, з боку польових ландшафтів.

Нишівецька зона потенційної ренатуралізації виділена на півдні Мурованокуриловецького району, на схід від сіл Рівне та Нишівці. Площа цієї зони 248,11 га, її периметр – 15128 м. Вона охоплює частину русла р. Караєць та переважно схилів місцевості лівобережжя її річкової долини з балками, ярами та борознами. На днищі однієї з балок з джерела починається струмок – ліва притока р. Караєць.

У парадинамічній антропогенній ландшафтній системі екомережі Мурованокурило-вецького району Нишівецька віднов-

лювальна територія відіграє важливу роль. Тут поширена як лісова, так і лучностепова рослинність. Парадинамічні зв'язки проявляються у біотичних міграціях, повітряних і водних (струмки, підземні, талі й дощові води) потоках. Вони обумовлюють оптимізуючий вплив на навколишні селитебні ландшафтні комплекси сіл Рівне та Нишівці, лісові антропогенні та польові сільськогосподарські ландшафти. Виявлено також активні парадинамічні зв'язки Нишівецької зони потенційної ренатуралізації з Нишівецьким і Рівненським біоцентрами, Караєцькою відновлювальною територією. Вони проявляються у міграціях птахів, герпетофауни і гризунів [6].

Заходи ренатуралізації передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лучностепової та лісової рослинності. Завдяки цим заходам можна буде збільшити площу Нишівецького біоцентру, ширину буферних зон Караєцького локального екокоридору та Нишівецького біоцентру.

Котюжанська зона потенційної ренатуралізації виділена на півночі Мурованокуриловецького району, між селами Вищеольчедаїв та Котюжани. Площа цієї зони 136,23 га, її периметр – 7241 м. Вона охоплює частину русла р. Лядова, заплаву та, переважно, схилів місцевості її річкової долини з балками. На днищі однієї з балок тече тимчасовий водотік, що з правого берега впадає у річку Лядова. Значні площі території займає лісова рослинність, зустрічаються ділянки із лучностеповою рослинністю.

У межах Котюжанської зони потенційної ренатуралізації знаходиться геологічна пам'ятка природи місцевого значення «Верхньопротерозойські осадові породи». Тут на площі 1 га охороняються унікальні природні виходи на денну поверхню осадових порід віком 500-615 млн. років.

Котюжанська відновлювальна територія посередництвом парадинамічних зв'язків пов'язана з Лядівським регіональним екокоридором та Блакитнівським біоцентром. Важливу роль у парадинамічних зв'язках цих елементів екомережі відіграє біотична міграція герпетофауни, птахів і ссавців. Деяко меншу роль відіграють водні та повітряні речовинно-енерго-інформаційні потоки [5].

Котюжанська відновлювальна територія поліпшує стан атмосферного повітря у межах прилеглих селитебних ландшафтів сіл Котюжани та Вищеольчедаїв, пом'якшує

мікроклімат навколишніх сільськогосподарських ландшафтних комплексів. З іншого боку, саме згадані ландшафти є джерелом деградаційних процесів у межах Котюжанської зони потенційної ренатуралізації. Тому природоохоронні заходи тут мають передбачати боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лісової та лучностепової рослинності. Завдяки цим заходам можна буде збільшити площу Блакитнівського біоцентру та його буферної зони.

Блакитнівська зона потенційної ренатуралізації виділена на північному сході Мурованокуриловецького району, між селами Блакитне та Котюжани. Площа цієї зони 68,49 га, її периметр – 6790 м. Вона охоплює частину балки, що відкривається у долину р. Лядова з лівого берега. На дніщі цієї балки тече струмок – ліва притока річки. Приблизно половину площі цієї зони займає лісова рослинність, на іншій її частині поширена лучна рослинність.

Заходи ренатуралізації із врахуванням парадинамічних зв'язків передбачають відновлення та охорону лісової та лучної рослинності. Завдяки цим заходам можна буде збільшити площу Блакитнівського біоцентру та його буферної зони [6].

Горайська зона потенційної ренатуралізації виділена на сході Мурованокуриловецького району, між селами Лучинець, Горай, Привітне та Степанки. Площа цієї зони 758,35 га, її периметр – 41617 м. Вона охоплює долину річки Немія та балки, що відкриваються у неї як з правого, так із лівого берега. На дніщах цих балок течуть струмки – ліві та праві притоки Немії. У північно-східній частині зони одна з балок зайнята лісовою рослинністю. Вниз течією Немії, у її заплаві, поширена водно-болотна рослинність.

Значна розгалуженість Горайської відновлювальної території посередництвом

натуральних парадинамічних зв'язків обумовлює збільшення позитивного впливу на навколишні сільськогосподарські, лісові антропогенні, рекреаційні, селитебні ландшафти сіл Степанки, Горай, Привітне, Лучинець.

Заходи ренатуралізації передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лісової та водно-болотної рослинності. Завдяки цим заходам у майбутньому можна буде сформувати Немійський локальний екокоридор, поліпшити умови міграції тварин цим коридором, сформувати інтерактивні елементи, що розширюватимуть харчові ходи тварин та сприятимуть оптимізації стану навколишнього середовища.

Глибокодолинська зона потенційної ренатуралізації виділена на північному сході Мурованокуриловецького району, між селами Глибока Долина, Лучинець, Горай, Привітне та Малий Обухів. Площа цієї зони 423,77 га, її периметр – 11185 м. Вона охоплює великий лісовий масив, що знаходиться у витоках однієї з правих приток річки Немія. Це переважно схилі місцевості із урочищами балок.

Глибокодолинська зона потенційної ренатуралізації зазнає негативного впливу від населення прилеглих сіл Горай, Лучинець, Глибока Долина. Цей лісовий масив використовується для збору квітів, плодів, заготівлі дров. У результаті погіршується стан природи відновлювальної території [11].

Природоохоронні заходи передбачають боротьбу з ерозійними процесами, відновлення та охорону лісової рослинності. Завдяки цим заходам у майбутньому можна буде сформувати локальний лісовий біоцентр, що забезпечуватиме збереження лісових ландшафтів і живих організмів, а також – належну якість води у річці Немія та її правій притоці.

Висновки

Отже, у межах парадинамічної антропогенної ландшафтної системи екомережі Мурованокуриловецького району Вінницької області виділено 20 зон потенційної ренатуралізації. Їх загальна площа 6222,16 га, що становить 7,02 % від площі району. Вони охоплюють витоки приток головних річок району, ділянки крутих схилів річкових долин із ерозійними формами рельєфу,

лісові, лучні, лучностепові та водно-болотні ландшафтні комплекси. Природоохоронні заходи у їх межах дозволять відновити деградовані ділянки природи. Посередництвом парадинамічних зв'язків вони поліпшуватимуть стан навколишнього середовища. За умов ренатуралізації на основі відновлювальних територій можна буде сформувати нові та розширити існуючі біоцентри, бу-

ферні зони, створити інтерактивні елементи, оптимізувати локальні екокоридори. Це поліпшить умови існування живих організ-

мів та забезпечить їх відновлення та збереження.

Література

1. Іщенко В., Коріненко М., Кватернюк С. Розроблення схеми екологічної мережі Немирівського району Вінницької області // Екологічна безпека та природокористування. 2012. Т. 9. № 2. С. 88-94.
2. Кондратюк Т. Структурно-функціональна характеристика відновлювальних територій екологічної мережі України // Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. 2016. Вип. 243. С.125-133.
3. Самойленко В., Корогода Н. Регіональні та локальні екомережі: підручник. – К.: "ЛОГОС", 2013. – 192 с.
4. Створення кадастру рідкісних видів рослин області і виділення на його основі природних ядер екомережі: Повний науковий звіт про науково-дослідну роботу / Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України. – Київ, 2005. – 97 с.
5. Шаврина В., Ткач Є. Синантропізація флори фітоценозів сполучних територій Лядівського регіонального екокоридору // Агроекологічний журнал. 2017. № 3. С. 134-137.
6. Яцентюк Ю. Біоцентри локальної екомережі Мурованокуріловецького району Вінницької області // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. – Географія. – Київ. 2016. – Вип.1 (64). – С. 36-41.
7. Яцентюк Ю. Відновлювальні території екомережі Вінницької області: матеріали I Всеукр. наук. конф. студентів, магістрантів, аспірантів та молодих вчених [«Екологія, неоекологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»], (Харків, 29 листопада – 1 грудня 2012 р.) / Харків, 2012. – С.126-128
8. Яцентюк Ю. Водогосподарські антропогенні парагенетичні ландшафтні системи // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. – Харків. 2013. - №3-4. – С.147-152.
9. Яцентюк Ю. Екомережа Вінницької області: монографія. Вінниця: ПП «ТД «Едельвейс і К», 2011.– 128 с.
10. Яцентюк Ю. Екомережа Мурованокуріловецького району як парадинамічна антропогенна ландшафтна система // Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету ім. М. Коцюбинського. Серія: Географія. 2016. Вип. 28. № 3-4. С. 35-44.
11. Яцентюк Ю. Екомережа як антропогенна парагенетична ландшафтна система (на прикладі Вінницької області) // Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету ім. М. Коцюбинського. Серія: Географія. 2014. Вип. 26. – С. 17-24.
12. Яцентюк Ю. Перспективні до заповідання території Мурованокуріловецького району: матеріали Другої Мурованокуріловецької науково-краснознавчої конференції, (Муровані Курілівці, 22-23 вересня 2017 р.) / Вінниця. 2017. – С.443 – 450.
13. Яцентюк Ю. Промислові антропогенні парадинамічні та парагенетичні ландшафтні системи міста Вінниці // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2014. № 3-4. С. 94-98.
14. Яцентюк Ю. Регіональна екомережа Вінницької області // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. 2012. № 1-2. С. 77-85.
15. Яцентюк Ю. Сполучні території екомережі Вінницької області // III-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю: Зб. наукових статей. - Т.1. – Вінниця, 2011.- С.279-282.
16. Яцентюк Ю. Сполучні території екомережі Мурованокуріловецького району: матеріали Першої Мурованокуріловецької науково-краснознавчої конференції, (Муровані Курілівці, 21-22 жовтня 2016 р.) / Вінниця. 2016. – С.26 – 30.
17. Shavrina V., Tkach Ye. Rare plants of ecological network in connecting areas of Vinnytsia region // Агроекологічний журнал. 2017. № 1. С. 115-120.

References

1. Ishchenko, V., Korinenko, M., Kvaternjuk, S. (2012) Rozroblennya shemi ekologichnoyi mereji Nemirivskogo rayonu Vinnitskoyi oblasti [Development of the scheme of the ecological network of Nemyriv district in Vinnytsia region]. *Ekologichna bezpeka ta prirodokoristuvannya*, 9 (2), 88-94 (in Ukrainian).
2. Kondratiuk, T. (2016) Strukturno-funktsionalna harakteristika vidnovlyvalnih teritoriy ekologichnoyi mereji Ukrainy [Structurally-functional characteristic of recovery territories of the ecological network of Ukraine]. *Naukoviy visnik Natsionalnogo universitetu bioresursiv i prirodokoristuvannya Ukrainy*, 243, 125-133 (in Ukrainian).
3. Samoylenko, V., Korogoda, N. (2013) Regionalni ta lokalni ekomereji [Regional and local ecological networks]: pidruchnik. Kyiv: LOGOS, 192 (in Ukrainian).
4. Stvorennya kadastru ridkisnykh vydiv roslyn oblasti i vydilennya na yoho osnovi pryrodnykh yader ekomerezhi (2005) [Creation of a cadastre of rare plant species in the region and allocation on its basis of natural nuclei of the ecological network]: *Povnyy naukovyy zvit pro naukovo-doslidnu robotu / Instytut botaniky im. M.H. Kholodnoho NAN Ukrainy*. Kyiv, 97 (in Ukrainian).

5. Shavrina, V., Tkach, Ye. (2017) Sinantropizatsiya flori fitotsenoziv spoluchnih teritoriy Lyadivskogo regionalnogo ekokoridoru [Synthantropy of flora of phytocoenoses of the boundary areas of the Lyadiv regional ecocorridor]. *Agroekologichnyy journal*. 3, 134-137 (in Ukrainian).
6. Yatsentyuk, Yu. (2016) Biotsentri lokalnoyi ekomereji Murovanokurilovetskogo rayonu Vinnitskoyi oblasti [The biocentres of the local ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region]. *Visnik Kiyivskogo natsionalnogo universitetu imeni Tarasa Shevchenka. Geografiya*. 1 (64). 36-41 (in Ukrainian).
7. Yatsentyuk, Yu. (2012) Vidnovlyuvalni teritoriyi ekomereji Vinnitskoyi oblasti [The recovery territory of the ecological network of Vinnytsia region] . *Materiali I Vseukr. nauk. konf. studentiv, magistrantiv, aspirantiv ta molodih vchenih [«Ekologiya, neoeкологиya, ohorona navkolishnogo seredovischa ta zbalansovane prirodokoristuvannya»]*, (Harkiv, 29 listopada – 1 grudnya 2012 r.) / Harkiv, 126-128 (in Ukrainian).
8. Yatsentyuk, Yu. (2013) Vodohospodarski antropohenni parahenetychni landshaftni systemy [Water-economic anthropogenic paragenetic landscape systems]. *Man and environment. Issues of neoecology*. 3-4, 147-152 (in Ukrainian).
9. Yatsentyuk, Yu. (2011) Ekomerezha Vinnyts'koyi oblasti [The ecological network of Vinnytsia region]: monografiya. Vinnytsya: PP «TD «Edel'veys i K», 128 (in Ukrainian).
10. Yatsentyuk, Yu. (2016) Ekomereja Murovanokurilovetskogo rayonu yak paradinamichna antropogenna landshaftna sistema [The ecological network of Murovanokurylovetsky district of Vinnytsia region as a paradyamic anthropogenic landscape system]. *Naukovi zapysky Vinnyts'kogo derzhavnogo pedagogichnogo universytetu im. M. Kocjubyns'kogo. Serija: Geografija*. 28 (3-4). 35-44. (in Ukrainian).
11. Yatsentyuk, Yu. (2014) Ekomereja yak antropogenna paragenetichna landshaftna sistema (na prikladi Vinnitskoyi oblasti) [Ecological network as an anthropogenic paragenetic landscape system (on the example of Vinnytsia region)]. *Naukovi zapysky Vinnyts'kogo derzhavnogo pedagogichnogo universytetu im. M. Kocjubyns'kogo. Serija: Geografija*. 26. 17–24. (in Ukrainian).
12. Yatsentyuk, Yu. (2017) Perspektivni do zapovidannya teritoriyi Murovanokurylovetskogo rayonu [Perspective conservation territories of Murovanokurylovetsky district]. *Materiali Drugoyi Murovanokurilovetskoyi naukovo-krayeznavchoyi konferentsiyi, (Murovani Kurilivtsi, 22-23 veresnya 2017 r.)* . Vinnytsya. 443 – 450 (in Ukrainian).
13. Yatsentyuk, Yu. (2014) Promislovi antropogenni paradinamichni ta paragenetichni landshaftni sistemi mista Vinnitsi [Industrial anthropogenic paragenetic and paradyamic landscape systems of Vinnitsa]. *Man and Environment. Issues of Neoecology*. 3-4. 94-98 (in Ukrainian).
14. Yatsentyuk, Yu. (2012) Regionalna ekomereja Vinnitskoyi oblasti [The regional econetwork of Vinnytsia region]. *Man and Environment. Issues of Neoecology*. 1-2. 77-85 (in Ukrainian).
15. Yatsentyuk, Yu. (2011) Spoluchni terytoriyi ekomerezhi Vinnyts'koyi oblasti [Connective territories of the ecological network of Vinnytsia region] // III-y Vseukrayins'kyy z"yidz ekolohiv z mizhnarodnoyu uchastyu. *Zb. naukovih statey Vinnytsya: VNTU*, 1. 279-282 (in Ukrainian).
16. Yatsentyuk, Yu. (2016) Spoluchni terytoriyi ekomerezhi Murovanokurilovetskogo rayonu [Connective territories of the ecological network of Murovanokurilovetsky district] . *Materiali Pershoyi Murovanokurilovetskoyi naukovo-krayeznavchoyi konferentsiyi, (Murovani Kurilivtsi, 21-22 jovtnya 2016 r.)* / Vinnytsya. 26 – 30 (in Ukrainian).
17. Shavrina, V., Tkach, Ye. (2017) Rare plants of ecological network in connecting areas of Vinnytsia region. *Agroekologichnyy zhurnal*. 1. 115-120 (in English). Надійшла до редколегії 15.04.2018

УДК 911.2 + 502.57(076)

М. В. БОЯРИН, канд. геогр. наук, доц., **І. М. НЕТРОБЧУК**, канд. геогр. наук, доц.,
Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки
пр. Волі 13, м. Луцьк, 35000, Україна
e-mail: maria-sun@ukr.net

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОЇ СТІЙКОСТІ ЛАНДШАФТІВ РІЧОК БАСЕЙНУ ЗАХІДНОГО БУГУ У ВОЛИНСЬКІЙ ОБЛАСТІ

Мета. Визначення екологічної стійкості ландшафтів басейну річки Західний Буг та її приток на Волині для оцінки екологічної ситуації басейну р. Західний Буг. **Методи.** Порівняльно-географічний, аналітичний, узагальнення, систематизації, обрахунки екологічної стійкості ландшафту на основі методики Е. Клементової, В. Гейниге. **Результати.** Встановлено, що у ландшафтах басейну річки Західний Буг Волинської області переважає екологічно середньо збалансована їх структура при показнику K_{ESL1} 1,04. Це зумовлено структурою земель басейну, де значну частину займає площа дестабілізуючих ландшафтів із сільськогосподарським навантаженням (рілля). Найбільші площі рілля зайняті у суббасейнах рр. Студянка і Луга, а найменші – у суббасейнах рр. Неретва, Золотуха, Гапа, що пов'язано із значною залісненістю території басейну. Якісна оцінка екологічної стійкості ландшафту характеризується коефіцієнтом екологічної стабільності біотехнічних елементів всього ландшафту K_{ESL2} . Розрахунки K_{ESL2} показали, що структура ландшафтів басейну річки Західний Буг у Волинській області є мало стабільною і показник становить 0,48. Коефіцієнти K_{ESL2} басейнів річок Студянка та Луга сягають відповідно 0,21 та 0,23 і характеризують їх як нестабільні геосистеми. Структура ландшафтів басейнів річок Піщатка та Копайівка за K_{ESL2} - (0,95 – 0,67) належить до стабільних. Отже, інтенсивне освоєння земель, осушення боліт, вирубування лісів порушили цілісність ландшафтів, зумовили їх денатуралізацію. Особливо значних змін зазнала південна частина басейну. **Висновки.** В результаті проведених обрахунків кількісної оцінки екологічної стабільності ландшафтів (K_{ESL1}) ландшафти басейну річки Західний Буг у Волинській області є умовно стабільними. А за показниками якісної оцінки екологічної стійкості ландшафту (K_{ESL2}) вони характеризуються як малостабільні геосистеми. Загалом визначення стійкості ландшафту має важливе значення для оцінки екологічної ситуації басейну р. Західний Буг, оскільки у повній мірі відображає загальний екологічний стан річкового басейну.

Ключові слова: річковий басейн, ландшафт, екологічна стійкість ландшафту, стабільний, умовно стабільний, не стабільний

Boyarin M. V., Netrobchuk I. M.

Lesya Ukrainka Eastern European National University

ESTIMATION OF ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY OF THE LANDSCAPE OF THE BASIN WESTERN BUG RIVERS IN VOLYN REGION

Purpose. Determination of ecological stability of landscapes of the basin of the Western Bug River and its tributaries in Volyn region. **Methods.** Comparative-geographical, analytical, generalization, systematization, calculation of ecological stability of the landscape on the basis of the method of E. Clementova, V. Heinig. **Results.** The calculation of the quantitative assessment of the ecological stability of the landscapes in the basins of the Western Bug tributaries revealed that the K_{ESL1} index of the Pischadka, Neretva and the Zolotoha River ranges from 1.3 to 1.6. That making basin landscapes conditionally stable. River Studyanka and Luga range from 0,027 to 0,026, which testifies them to the unstable structure of the landscapes of the basin with pronounced instability. It is established that in the landscapes of the basin of the Western Bug River of Volyn Region, their ecologically balanced structure is predominant at the K_{ESL1} 1.04 index. This is due to the structure of the lands of the basin, where agricultural (arable land) cause a big loading and destabilized landscapes occupies in most of the area. The largest plots of arable land occupy the sub basins of the rivers Studyanka and Luga, and the smallest ones in the sub basins of the Neretva, Zolotukha and Gapa rivers, which is due to the significant forested areas of the basin. The qualitative assessment of ecological stability of the landscape is characterized by the coefficient of ecological stability of the biotechnical elements of the entire landscape of the K_{ESL2} . Calculations of K_{ESL2} showed that the landscape structure of the basin of the Western Bug River in the Volyn region is slightly stable and the index is 0.48. The K_{ESL2} coefficients of the Studyanka and Lug lakes are 0.21 and 0.23 respectively, and characterize them as unstable geosystems. The structure of the landscapes of the basins of the Pischadka and Kopayevka rivers for K_{ESL2} - (0,95 - 0,67) is stable. Consequently, intensive settlement of land, drainage of marshes, deforestation violated the integrity of landscapes led to their denaturalization. Particularly significant changes occurred in the southern part of the basin. **Conclusions.** As a result of the calculations of the quantitative assessment of the ecological stability of landscapes (K_{ESL1}), the landscapes of the basin of the Western Bug River in the Volyn region are conditionally stable. And according to the indicators of qualitative assessment of ecological stability of the landscape (K_{ESL2}), they are characterized as low-static

geosystems. In general, determining the stability of the landscape is important for assessing the ecological situation of the basin of the Western Bug River, since it fully reflects the overall ecological status of the river basin.

Key words: river basin, landscape, ecological stability of the landscape, stable, conditionally stable, unstable

Боярин М. В., Нетробчук И. М.

Восточноевропейский национальный университет имени Леси Украинки

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ЛАНДШАФТОВ РЕК БАСЕЙНА ЗАПАДНОГО БУГА В ВОЛЫНСКОЙ ОБЛАСТИ

Цель. Определение экологической устойчивости ландшафтов бассейна реки Западный Буг и ее притоков на Волыни для оценки экологической ситуации бассейна р. Западный Буг. **Методы.** Сравнительно-географический, аналитический, обобщения, систематизации, расчеты экологической устойчивости ландшафта на основе методики Э. Клементов, В. Гейниге. **Результаты.** Установлено, что в ландшафтах бассейна реки Западный Буг Волынской области преобладает экологически средне сбалансированная их структура при показателе $K_{ЕСЛ1}$ 1,04. Это обусловлено структурой земель бассейна, где значительную часть занимает площадь дестабилизирующих ландшафтов с сельскохозяйственной нагрузкой (пашня). Наибольшие площади пашни заняты в суббассейнах гг. Студянка и Луга, а наименьшие - в суббассейнах гг. Неретва, Золотуха, Гапа, что связано со значительной заливченностью территории бассейна. Качественная оценка экологической устойчивости ландшафта характеризуется коэффициентом экологической стабильности биотехнических элементов всего ландшафта $K_{ЕСЛ2}$. Расчеты $K_{ЕСЛ2}$ показали, что структура ландшафтов бассейна реки Западный Буг в Волынской области мало стабильна и показатель составляет 0,48. Коэффициенты $K_{ЕСЛ2}$ бассейнов рек Студянка и Луга достигают соответственно 0,21 и 0,23 и характеризует их как нестабильные геосистемы. Структура ландшафтов бассейнов рек Пищатка и Копайвка по $K_{ЕСЛ2}$ - (0,95 - 0,67) принадлежит к стабильным. Итак, интенсивное освоение земель, осушение болот, вырубка лесов нарушили целостность ландшафтов, обусловили их денатурализацию. Особенно значительные изменения претерпела южная часть бассейна. **Выводы.** В результате проведенных вычислений количественной оценки экологической стабильности ландшафтов ($K_{ЕСЛ1}$) ландшафты бассейна реки Западный Буг в Волынской области являются условно стабильными. А по показателям качественной оценки экологической устойчивости ландшафта ($K_{ЕСЛ2}$) они характеризуются как малостабильные геосистемы. В общем, определение устойчивости ландшафта имеет важное значение для оценки экологической ситуации бассейна р. Западный Буг, поскольку в полной мере отражает общее экологическое состояние речного бассейна.

Ключевые слова: речной бассейн, ландшафт, экологическая устойчивость ландшафта, стабильный, условно стабилен, не стабилен

Вступ

Басейн річки з його складовими компонентами (русло, заплава, тераси, схили) є саморегульованою системою, яка здатна до функціонування незалежно від впливу на неї зовнішніх чинників. Геосистема річкового басейну досить складна як за кількістю чинників, що зумовлюють її функціонування, так і за характером взаємодії їх між собою. При басейновому підході створюються організовані об'єкти господарювання, які здійснюють втручання на окремі природні комплекси, що в свою чергу віддзеркалюється на стані усієї геосистеми. Таким чином, річка перетворюється у інтегральний показник якості довкілля і використання природних ресурсів. Унаслідок цього виникає нагальна необхідність зміни шляхів підходу, визначення меж допустимого господарського використання ландшафтів і оцінки сучасного їх стану. Вона необхідна для оптимізації управління природокористуванням у межах басейну річки, для фор-

мування, використання та захисту ландшафту [6].

Однією із найважливіших властивостей ландшафту є його стійкість стану в часі і просторі. У географії поняття стійкості ландшафту допускає багато інтерпретацій й тлумачиться по-різному та висвітлене в роботах Арманда А. Д. [1], Бокова В. А., Бобра Т. В., Личак А. І. [2], Глазовської М. А. [4], Гродзинського М. Д. [5], Гуцуляка В. М. [6], Ісаченко А. Г. [8], Пузаченко Ю. Г. [10].

В останні роки басейни річок зазнали значного антропогенного навантаження, що проявляється у виникненні зміненої структури незбалансованих, середньозбалансованих і збалансованих ландшафтів. Так, у наукових працях Мисковець І. Я. [6], Клименко М. О., Ліхо О. А., Вознюк Н. М. [4] розглядається аналіз екологічного стану та оцінка різних видів антропогенного навантаження на басейни малих річок Волинської області, а також української частини транскордонного басейну р. Західний Буг. Оцінку ан-

тропогенного навантаження та екологічної збалансованості ландшафтів річкової долини верхньої Прип'яті у Волинській області виконала Нетробчук І. М. [13], а оцінку екологічної стійкості ландшафту басейну річки Західний Буг у Волинській області досліджували Боярин М. В. та ін. [4].

Як засвідчує аналіз сучасної наукової літератури сьогодні переважають дослідження здебільшого присвячені антропогенній перетвореності певної території та наданню відповідних відновних заходів щодо оптимізації стану природокористування [3]. Проте напрацювань щодо визначення екологічної стійкості ландшафтів басейну річок є недостатньо.

Для вирішення комплексних прогнозно-географічних завдань поняття "стійкість" правильніше використовувати в трьох аспектах: а) стійкість як тривалий однонаправлений розвиток території із збереженням своїх природних властивостей (здатність території тривало істотно не мінятися); б) стійкість як генетична зв'язаність між типами або групами типів ландшафтів даної території, обумовлена їх різноманітністю; в) стійкість структурно-морфологічна, зобов'язана повторенню однотипних, але не тотожних, природних комплексів і збереження первинного вертикального профілю ландшафту. Таким чином, стійкість ландшафту можна розглядати як свого роду захисну (самоохоронну) функцію довкілля [6].

Потенційна стійкість природних комплексів засвідчує про можливу відпові-

дну реакцію на різні види техногенних навантажень. Знання її необхідне для обчислення перспективних навантажень на ландшафт і визначення їх економічного оптимуму. Такі уявлення про стійкість природних систем якоюсь мірою змінюють поняття "навколишнього середовища", яке повинно розглядатися не тільки як таке, що розвивається, а як стійко розвиваюча система.

Стійкість природних комплексів залежить від властивостей самих комплексів – загального функціонування їх компонентів, спрямованості геохімічних і геофізичних процесів і від особливостей зовнішнього впливу природних і техногенних чинників на природні комплекси. Під техногенним впливом розуміють не тільки безпосередній вплив техніки на природні комплекси, але й також введення і вилучення з природного кругообігу різних речовин [7].

Отже, стійкість – це здатність природно-територіальних комплексів (ПТК) зберігати значення своїх параметрів (свій інваріант) у певних "порогових" межах при впливові зовнішніх природних і антропогенних чинників (навантаження). Стійкість визначається за відношенням до антропогенного (техногенного) навантаження і розглядається у динамічному плані [6].

Метою роботи є визначення екологічної стійкості ландшафтів басейну річки Західний Буг та її приток у Волинській області.

Об'єкт, методика та методи дослідження

Оцінка екологічної стійкості ландшафтів річок басейну Західного Бугу на Волині проведена на основі методики Е. Клементової, В. Гейниге за двома показниками: коефіцієнтом екологічної стабілізації ландшафтів $K_{ЕСЛ1}$ та коефіцієнтом екологічної стабілізації біотехнічних елементів і всього ландшафту $K_{ЕСЛ2}$ [11].

Визначення коефіцієнта екологічної стабільності ландшафтів ($K_{ЕСЛ1}$) ґрунтується на співставленні площ, зайнятих різними елементами ландшафту з врахуванням їх позитивного чи негативного впливу на навколишнє середовище, та обчислюється за формулою:

$$K_{ЕСЛ1} = \frac{\sum_{i=1}^n F_{cm i}}{\sum_{j=1}^m F_{cm j}}$$

де $F_{cm i}$ – площі під сільськогосподарськими культурами і рослинними угрупованнями, які позитивно впливають на ландшафт (ліси, зелені насадження, природні луки, заповідники, заказники та орні землі, що використовуються для вирощування багаторічних трав – люцерни, конюшини, трав'яних сумішей тощо), га;

$F_{cm j}$ – площі, зайняті нестабільними елементами ландшафту (щорічно оброблювана рілля, землі з нестійким трав'яним покривом, площі під забудовою і дорожньою мережею, заростаючі і замулені водойми, місце видобутку корисних копалин та інші землі, які зазнали антропогенного впливу), га.

Коефіцієнт екологічної стабілізації біотехнічних елементів і всього ландшафту ($K_{ЕСЛ2}$) розраховується за формулою:

$$K_{ЕСЛ2} = \sum_{i=1}^n \frac{f \cdot K_{ЕЗ} \cdot K_r}{F_T},$$

де f – площа біотехнічного елемента;
 $K_{ЕЗ}$ – коефіцієнт, що характеризує екологічне значення окремих біотехнічних елементів;

K_r – коефіцієнт геолого-морфологічної стійкості рельєфу (приймається рівним 1,0 для стабільного та 0,7 – для нестабільного рельєфу від визначеного за $K_{ЕСЛ1}$);

F_T – площа всієї території.

Результати та обговорення

Територія басейну річки Західний Буг у межах Волинської області розташована у двох фізико-географічних краях: південний захід Східноєвропейської рівнини – Поліський і Подільський. Північна частина басейну розташована у межах фізико-географічної області – Волинське Полісся, а південна – у межах Волинської височини.

У межах річкового басейну Волинського Полісся (зона мішаних лісів) виділяється кілька фізико-географічних районів: Шацький, Любомльський, Оваднівський. У Шацькому районі розташований басейн р. Копаївка, а також група Шацьких озер карстового генезису. Район займає вододільне положення з високим заляганням мергельних порід та поширенням денудаційних урочищ з перегнійно-карбонатними ґрунтами, кінцево-моренних горбистих урочищ і порівняно малого поширення болотних. На території Любомльського району розташовано басейни річок Гапа, Піщатка та Ягодинка. Характерними особливостями є домінуюче поширення кінцево-моренних горбистих місцевостей добре дренованих і вкритих сосново-дубовими лісами з досить багатим видовим різноманіттям підліску і трав'яного покриву. Тут також розміщена значна кількість невеликих озер карстового походження і порівняно невелика питома частка боліт (менше 5%). Басейн р. Золотуха і струмка Топкого знаходиться на території Оваднівського району. Характерною особливістю якого є велика кількість міжзаплавних місцевостей і міжрічкових лук, боліт [3].

Басейн р. Західний Буг Волинської височини (лісостепова зона) знаходиться у Нововолинському і Локачинському фізико-географічному районі, в яких розташовані басейни р. Луга і р. Студянка. Характерними особливостями є повсюдне поширення, за винятком заплав, лесових порід на яких сформувались ґрунти чорноземного типу під трав'янистою рослинністю та сірі опідзолені ґрунти під широколистяними

дубово-грабовими лісами. Рельєф цих ландшафтів балковий, хвилястий, подекуди навіть ярковий, річкові долини широкі із заболоченими заплавами.

Басейн р. Західний Буг відноситься до староосвоєних. Найбільш інтенсивного використання зазнав у 1960-х роках минулого століття, коли більшість меліорованих болотних масивів були включені до загального фонду сільськогосподарських угідь. Тому значна частина ландшафтів басейну річки Західний Буг зазнала значної трансформації і докорінно змінена людиною [10].

Стійкість ландшафту включає як кількісну, так і якісну оцінку, виконану шляхом аналізу ландшафтних елементів, наведених в табл.

Коефіцієнт кількісної оцінки екологічної стабільності ландшафтів у басейнах приток Західного Бугу – р. Піщатка, р. Неретва, р. Золотуха знаходиться у межах від 1,3 до 1,6, що засвідчує наявність умовно стабільних ландшафтів. Показник $K_{ЕСЛ1}$ рр. Студянка та Луга характеризує структуру ландшафтів басейну як нестабільні з яскраво вираженою нестабільністю і знаходиться у межах від 0,027 до 0,026. Загалом ландшафти басейну річки Західний Буг у Волинській області відносяться до умовно стабільних і показник $K_{ЕСЛ1}$ становить 1,04. Це зумовлено структурою земель басейну, де значну частину займає площа дестабілізуючих ландшафтів із сільськогосподарським навантаженням (рілля). Найбільші площі ріллі зайняті у суббасейнах рр. Студянка і Луга, а найменші – у суббасейнах рр. Неретва, Золотуха, Гапа, що зумовлено із значною залісненістю території басейну.

Площа стабілізуючих ландшафтів (ліси, пасовища, луки) щорічно зменшуються, що негативно віддзеркалюється на екологічному стані басейну річки. Адже сільськогосподарське освоєння басейну р. Західний Буг становить 64%. Значну роль у формуванні стійкості ландшафту також відіграють

площі лісів (лісистість – 29 %) і природоохоронних територій (15 %).

Якісна оцінка екологічної стійкості ландшафту характеризується коефіцієнтом екологічної стабільності біотехнічних

Таблиця

Розрахунок кількісної та якісної оцінки екологічної стабільності ландшафтів басейну річки Західний Буг у межах Волинської області

Назва басейну	Площа	$K_{ЕСЛ1}$	Оцінка стабільності ландшафту	$K_{ЕСЛ2}$	Оцінка стабільності ландшафту
Річка Піщатка	27129,8	1,4	Умовно стабільні	0,949	стабільний
Річка Неретва	27200	1,6	Умовно стабільні	0,5305	середньо стабільний
Річка Золотуха	23200	1,3	Умовно стабільні	0,5340	середньо стабільний
Річка Студянка	1500	0,036	Нестабільні з яскраво вираженою нестабільністю	0,207	нестабільний
Річка Луга	138187,6	0,027	Нестабільні з яскраво вираженою нестабільністю	0,225	нестабільний
Річка Копайвка	17900	1,82	Умовно стабільна	0,6729	стабільний
Річка Західний Буг	374000	1,04	Умовно стабільні	0,488	мало стабільний

елементів ландшафту загалом – $K_{ЕСЛ2}$. Біотехнічними елементами ландшафту є рілля, сади, природні ліси, лісосмуги, луки, пасовища, водойми, площа забудови та відчуження під шляхову мережу. За розрахунками $K_{ЕСЛ2}$ становить 0,49, що загалом характеризує ландшафти басейну річки Західний Буг у Волинській області як малостабільну геосистему за відношенням суми усіх біотехнічних елементів ландшафту до всієї площі таксономічних одиниць. Окрім того, потрібно зауважити, що показники $K_{ЕСЛ2}$ у басейнах річок Студянка та Луга характеризують структуру ландшафтів як нестабільну геосистему і становлять відповідно 0,21 та 0,23. Структуру ландшафтів басейнів річок Піщатка та Копайвка за розрахунками коефіцієнту екологічної стабільності біотехнічних елементів ландшафту $K_{ЕСЛ2}$ (0,95 – 0,67) можна віднести до стабільних.

Інтенсивне освоєння земель, осушення боліт, вирубування лісів порушили цілісність ландшафтів, зумовили їх денатуралізацію. Особливо значних змін зазнала пів-

денна частина басейну. Так, у басейнах рр. Луга і Студянка площа сільськогосподарських угідь становить 75,37 % і 65,62 %. У північній частині, а саме у басейнах р. Гапа і р. Піщатка, збільшення площі сільськогосподарських угідь до 59,48 % від загальної площі земель басейну було досягнуто шляхом залучення меліорованих земель та вирубування лісів.

Отже, структура сільськогосподарських угідь потребує оптимізації шляхом зменшення питомої ваги орних земель і збільшення екостабілізуючих ландшафтів (лісів, сіножатей, пасовищ). Усі басейни малих річок потребують зменшення площ розораних земель (у південній частині басейну – на 13 %, а у північній – на 9,8 %). Окрім того, негативний наслідок для стану ландшафтів мають екзогенні геодинамічні процеси (водна ерозія, яка найбільш поширена у південній частині у межах суббасейнів рр. Луга і Студянка, площа еродованих ґрунтів становить 12,5 тис. га) [3].

Висновки

В результаті проведених обрахунків кількісної оцінки екологічної стабільності

ландшафтів ($K_{ЕСЛ1}$) басейни приток Західного Бугу – рр. Піщатка, Неретва, Золотуха

належить до умовно стабільних, басейни рр. Студянка та Луга характеризуються як нестабільні з яскраво вираженою нестабільністю, а загалом ландшафти басейну річки Західний Буг у Волинській області є умовно стабільними.

Показники якісної оцінки екологічної стійкості ландшафту ($K_{ЕСЛ2}$) засвідчили, що загалом структура ландшафтів басейну річки Західний Буг у Волинській області є мало стабільна. При цьому ландшафти суббасейнів рр. Піщатка та Копаївка є стабільними, рр. Луга та Студянка – нестабільними, а рр. Неретва та Золотуха відносяться до середньостабільних.

Отже, визначення стійкості ландшафту має важливе значення для оцінки екологічної ситуації басейну р. Західний Буг, оскільки у повній мірі відображає загальний екологічний стан річкового басейну. Адже у найбільш збережених природних ландшафтах суббасейнів р. Західний Буг зосереджено значну кількість об'єктів природно-заповідного фонду, а прилеглі угіддя пасовищ, сіножатей та інших неугідь слугують буферними зонами регіональних мереж. Західнобузький меридіональний екологічний коридор національного значення є важливий функціональний елемент загальноєвропейської й національної екомереж, що простягається уздовж р. Західного Бугу.

Література

1. Арманд А. Д. Устойчивость географических систем к различным типам внешних воздействий. // Устойчивость геосистем. М. : Наука, 1983. С. 14-32.
2. Боков В. А., Бобра Т. В., Лычак А. И. Нормирование антропогенной нагрузки на окружающую природную среду : учеб. пос. для вузов. Симферополь : ТЭИ, 1998. 110 с.
3. Боярин М. В. Конструктивно-географічні основи природокористування в басейні річки Західний Буг. // Наук. вісн. Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки. Луцьк, 2010. № 15 : Географічні науки. С. 166–170.
4. Боярин М. В., Нетробчук І. М. Оцінка екологічної стійкості ландшафту басейну річки Західний Буг у межах Волинської області. // Україна: географія цілей та можливостей. Збірник наукових праць. – К. : ВГЛ «Обрії», 2012. , Т. I. С. 29-33.
5. Глазовская М. А. Принципы классификации природных геосистем по устойчивости и техногенезу и прогнозные ландшафтно-геохимическое районирование. // Устойчивость геосистем. М. : Наука, 1983. С. 61-77.
6. Гродзинський М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. К. : Лікей, 1995. 233 с.
7. Гуцуляк В. М. Ландшафтознавство : теорія і практика : навч. пос. Чернівці : Рута, 2005. 124 с.
8. Звонкова Т. В. Географическое прогнозирование: учеб. пособ. для геогр. спец. Вузов. М. : Высшая школа, 1987. 192 с.
9. Исаченко А. Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. М. : Наука, 1991. С. 47-60.
10. Клименко Н. А., Лихо Е. А., Вознюк Н. Н., Статник И. И., Ефимчук Е. Б. Районирование бассейна реки Западный Буг в зависимости от антропогенной нагрузки // Материалы VII международной конференции. Варшава, 2005. С. 201–206.
11. Клементова Е., Гейниге В. Оценка экологической устойчивости сельскохозяйственного ландшафта. // Мелиорация и водное хозяйство, 1995. № 5. С. 24-35.
12. Мисковець І. Я. Антропогенні зміни в басейнах малих річок (на прикладі Волинської області) : автореф. дис. . канд. географ. наук. Чернівці, 2003. 19 с.
13. Нетробчук І. Оцінка антропогенного навантаження та екологічної збалансованості ландшафтів річкової долини верхньої Прип'яті в межах Волинської області // Наук. вісн. Чернів. ун-ту. Чернівці, 2012. Вип. 612-613 : Географія. С. 133-137.
14. Пузаченко Ю. Г. Инвариантность геосистем и их компонентов. // Устойчивость геосистем. М. : Наука, 1983. С. 32-41.
15. Сучасний екологічний стан та перспективи екологічно безпечного стійкого розвитку Волинської області. За ред. В. О. Фесюка. К. : ТОВ «Підприємство ВІ ЕН ЕЙ» : 2016. 316 с.

References

1. Armand, A. D. (1983). Ustojchivost' geograficheskikh sistem k razlichnym tipam vneshnih vozdeystvij. [Stability of geographic systems to various types of external influences]. The stability of geosystems. M.: Science, 14-32. [in Russian].

2. Bokov, V. A., Bobra, T. V., Lychak, A. Y. (1998). Normirovanie antropogennoj nagruzki na okruzhayushchuyu prirodnyuyu sredu [Normalization of anthropogenic pressure on the surrounding natural environment]. Symferopol : ТЭУ, 110. [in Russian].
3. Boiaryn, M. V. (2010). Konstruktyvno-heohrafichni osnovy pryrodokorystuvannia v baseini richky Zakhidnyi Buh.[Structural and geographical basis of nature management in the basin of the Western Bug River]. *Nauk. visn. Volyn. nats. un-tu im. Lesi Ukrainky*. Lutsk, 15 : Heohrafichni nauky. 166–170. [in Ukrainian].
4. Boiaryn, M. V., Netrobchuk, I. M. (2012). Otsinka ekolohichnoi stiikosti landshaftu baseinu richky Zakhidnyi Buh u mezhakh Volynskoi oblasti. [Estimation of ecological stability of the landscape of the basin of the Western Bug River within the Volyn region.] *Ukraina: heohrafiia tsilei ta mozhlyvosti. Zbirnyk naukovykh prats.* – K. : VHL «Obrii», I., 29-33. [in Ukrainian].
5. Glazovskaya, M. A. (1983). Principy klassifikacii prirodnyh geosistem po ustojchivosti i tekhnogenezu i prognoznoe landshaftno-geohimicheskoe rajonirovanie.[Principles of classification of natural geosystems for stability and technogenesis and predictive landscape-geochemical zoning]. *The stability of geosystems. M.: Science*, 61-77.
6. Hrodzynskiy, M. D. (1995). Stiikist heosystem do antropohennykh navantazhen.[Stability of geosystems to anthropogenic loads]. K. : Likei, 233. [in Ukrainian].
7. Hutsuliak, V. M. *Landshaftoznavstvo : teoriia i praktyka*. Chernivtsi : Ruta, 2005. 124 . [in Ukrainian].
8. Zvonkova, T. V. (1987). *Heohrafycheskoe prohnozyrovanye: ucheb. posob. dlia heohr. spets. Vuzov*. [Geographic Forecasting: Textbook. Help. for geogr. Specialist High schools]. M.: High School,. 192 . [in Russian].
9. Ysachenko, A. H. (1991). *Landshaftovedenye y fyzyko-heohrafycheskoe raionyrovanye*. [Landscape science and physico-geographical zoning]. M.: Science, 47-60. [in Russian].
10. Klimenko, N. A., Liho, E. A., Voznyuk, N. N., Statnik, I. I., Efimchuk, E. B. (2005). *Rajonirovanie bassejna reki Zapadnyj Bug v zavisimosti ot antropogennoj nagruzki* [The zoning of the Western Bug River basin depending on anthropogenic load]. *Proceedings of the VII International Conference*. Warsaw, 201–206. [in Russian].
11. Klementova, E., Gejnige, V. (1995). *Ocenka ehkologicheskoy ustojchivosti sel'skohozyajstvennogo landshafta.*// *Melioraciya i vodnoe hozyajstvo*, [Evaluation of the ecological stability of the agricultural landscape]. *Melioration and water management*, 5, 24-35. [in Ukrainian].
12. Myskovets, I. Ya.)2003). *Antropohenni zminy v baseinakh malykh richok (na prykladi Volynskoi oblasti)* [Anthropogenic changes in the basins of small rivers (on the example of the Volyn region)]: Chernivtsi: 19. [in Russian].
13. Netrobchuk, I. (2012). *Otsinka antropohennoho navantazhennia ta ekolohichnoi zbalansovanosti landshaftiv richkovoï dolyny verkhnoi Prypiati v mezhakh Volynskoi oblasti*. [Evaluation of anthropogenic load and ecological balance of the landscapes of the river-valley of the upper Pripyat within the Volyn region]. *Nauk. visn. Cherniv. un-tu*. 612-613 : Heohrafiia.133-137. [in Ukrainian].
14. Puzachenko, YU. G.(1983). *Invariantnost' geosistem i ih komponentov*. *The stability of geosystems. M.: Science*, 32-41. [in Russian].
15. Fesiuk, V. O. (2016). *Suchasnyi ekolohichni stan ta perspektyvy ekolohichno bezpechnoho stiikoho rozvytku Volynskoi oblasti*. [The current ecological status and prospects of environmentally safe sustainable development of the Volyn region] K. : TOV «Pidpryiemstvo VI EN EI» , 316. [in Ukrainian].

Надійшла до редколегії 02.04.2018

УДК 504.45.058

С. І. ГАЗЕТОВ, В. І. МЕДИНЕЦЬ, канд. фіз.-мат. наук, **С. М. СНИГІРЬОВ**, канд. біол. наук
Одеський національний університет імені І. І. Мечникова,
пров. Маяковського 7, м. Одеса, 65082 Україна,
e-mail: gazetov@gmail.com

ГІДРОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ДНІСТРОВСЬКОГО ЛИМАНУ У 2012-2017 РР.

Мета. Вивчення особливостей довгострокових змін основних характеристик гідрологічного режиму Дністровського лиману у 2012-2017 рр. за результатами щорічних експедицій Одеського національного університету імені І. І. Мечникова. **Методи.** Визначення прозорості, температури та електропровідності в поверхневому і придонному шарах води проводились за стандартними методиками з використанням диска Секі і портативного аналізатора НАСН з датчиками температури та електропровідності. **Результати.** На основі проведених досліджень встановлено майже двократне зниження прозорості води влітку 2012-2017 рр. у порівнянні з аналогічним періодом 2003-2011 рр. Показано, що максимальні значення прозорості спостерігались в південній частині лиману, де присутність морських вод була майже постійною. Аналіз просторового розподілу електропровідності виявив майже постійний вплив інтрузії морських вод, особливо в придонний шар, у південній частині лиману і періодичний в середній та північній частинах. Зафіксовано значне збільшення діапазону змін температури та електропровідності води Дністровського лиману влітку 2012-2017 рр. у порівнянні з 2003-2011 рр. **Висновки.** Встановлені закономірності просторового розподілу гідрологічних характеристик вказують, що найважливішими чинниками, які визначають гідрологічний режим лиману, є річковий стік і інтрузія морської води в лиман. Зафіксовані збільшення діапазону змін температури води і електропровідності вод Дністровського лиману влітку 2012-2017 рр. у порівнянні з 2003-2011 рр. У липні 2016 року виявлено аномальне проникнення морських вод в більшу частину лиману, що в останній раз спостерігалось у 2011 р.

Ключові слова: Дністровський лиман, гідрологічний режим, прозорість, температура, електропровідність води

Gazetov Ye. I., Medinets V.I., Snigirov S.M.

Odessa National I. I. Mechnikov University, Odessa, Ukraine

HYDROLOGICAL STUDIES OF THE DNIESTER ESTUARY IN 2012-2017

Purpose. The study of the features of long-term changes of the Dniester Estuary hydrological regime main characteristics in 2012-2017 based on the results of annual surveys performed by Odessa National I. I. Mechnikov University. **Methods.** Measuring of the water transparency, temperature and electrical conductivity in the surface and near-bottom layers were carried out using standard techniques with Secchi disk and portable HACH analyser with temperature and conductivity sensors. **Results.** Based on the studies performed, almost two times decrease in water transparency values in summer of 2012-2017 has been established compared with the same period of 2003-2011. It was shown that the maximum transparency values were observed in the southern part of the estuary, where the presence of seawater is almost constant. Analysis of electrical conductivity spatial distribution has revealed practically constant influence effect of seawater intrusion in the southern part of the estuary, especially in the bottom layer, and periodical influence effect in the middle and northern parts. Significant increasing of the range of water temperature and electrical conductivity variations in the Dniester Estuary has been recorded in summer 2012-2017 comparison with summer 2003-2011. **Conclusions.** The established peculiarities of hydrological characteristics' spatial distribution indicate that river discharge and intrusion of marine water are the most important factors determining the Dniester Estuary hydrological regime. Increase of temperature and conductivity of the Dniester Estuary water in summer 2012-2017 in comparison with 2003-2011 was registered. An anomalous penetration of marine waters into most part of the estuary was detected in July 2016, which in the past was observed for the last time in 2011.

Key words: Dniester Estuary, hydrological regime, water transparency, temperature, conductivity

Газетов Е. И., Мединец В. И., Снигирев С. М.

Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ДНЕСТРОВСКОГО ЛИМАНА В 2012-2017 ГГ.

Цель. Изучение особенностей многолетних изменений основных характеристик гидрологического режима Днестровского лимана в 2012-2017 гг. по результатам ежегодных экспедиций Одесского национального университета имени И. И. Мечникова. **Методы.** Измерения прозрачности, температуры и электропроводности воды в поверхностном и придонном слоях проводились по стандартным методикам с использованием диска Секки и портативного анализатора НАСН с датчиками температуры и электропроводности. **Результаты.** На основе проведенных исследований установлено почти двукратное

снижение прозрачности воды летом 2012-2017 гг. по сравнению с аналогичным периодом 2003-2011 гг. Показано, что максимальные значения прозрачности наблюдались в южной части лимана, где присутствие морских вод ощущается практически постоянно. Анализ пространственного распределения электропроводности выявил практически постоянное воздействие интрузии морских вод, особенно в придонном слое, в южной части лимана и периодическое в средней и северной частях. Зафиксировано значительное увеличение диапазона изменения температуры и электропроводности воды Днестровского лимана летом 2012-2017 гг. по сравнению с летом 2003-2011 гг. **Выводы.** Установленные закономерности пространственного распределения гидрологических характеристик указывают, что важнейшими факторами, определяющими гидрологический режим лимана, являются речной сток и интрузия морских вод в лиман. Зафиксированы увеличения диапазона изменений температуры и электропроводности вод Днестровского лимана летом 2012-2017 гг. В сравнении с 2003-2011 гг. в июле 2011 г. выявлено аномальное проникновение морских вод в большую часть лимана, что в последний раз наблюдалось в 2011 г.

Ключевые слова: Днестровский лиман, гидрологический режим, прозрачность, температура, электропроводность воды

Вступ

Дністер – одна з найбільших річок Східної Європи. Її довжина - 1352 км, площа території басейну водозбору – 72100 кв. км. [1]. Річка протікає по території України, Молдови, Придністров'я і впадає в Дністровський лиман, з'єднаний з Чорним морем. В верхів'ях р. Дністер має типовий гірський характер з крутими берегами, перекатами і порогами; в нижній частині Дністер перетворюється в рівнинну ріку, в дельті місцями заболочену. Основу його дельти складають Дністровські плавні – зарослі різноманітною водною рослинністю території, які є важливою складовою екосистеми Нижнього Дністра. Саме в дельті р. Дністер та в північній частині Дністровського лиману розташовані унікальні території Нижньодністровського національного природного парку (ННПП).

Води Дністра використовуються для водозабезпечення населення, зрошення, лісосплаву. На річці Дністер збудовано три гідроелектростанції з водосховищами, дві на території України (Дністровська ГЕС-1 та Дністровська ГЕС-2) та одна на території Республіки Молдова (Дубосарська ГЕС), які використовуються для вироблення електро-

енергії, накопичення води і боротьби з повеннями [2, 3, 4]. Створені водосховища, з яких за потребою здійснюються екологічні попуски, повністю змінили природний стан водних об'єктів в басейні р. Дністер, особливо його дельтової частини і Дністровського лиману.

Наші попередні дослідження стану екосистем лиманних комплексів [5], Куяльницького [6] та Дністровського [7] лиманів показали, що основним чинником їх функціонування є гідрологічний режим лиманів.

Враховуючи важливість Дністровського лиману, як одного з найбільших лиманів Причорномор'я, його рекреаційну та рибогосподарчу цінність [8, 9] та розташування ННПП, Одеський національний університет імені І. І. Мечникова (ОНУ) з 2002 року проводить в ньому комплексні екологічні дослідження [10-13].

Метою дослідження є визначення особливостей довгострокових змін деяких характеристик гідрологічного режиму Дністровського лиману у 2012-2017 рр. за результатами щорічних експедицій ОНУ, які проводились влітку кожного року за програмою, що деталізована в роботі [11].

Методи дослідження

Об'єктом дослідження є води Дністровського лиману, предметом дослідження – деякі гідрологічні характеристики Дністровського лиману у 2012-2017 рр.

У відповідності з щорічною програмою досліджень ОНУ в Дністровському лимані у 2012-2017 рр. на 19-ти комплексних екологічних станціях (рис. 1) проводились спостереження основних гідрологічних характеристик: прозорості, температу-

ри і електропровідності води в поверхневому та придонному шарах води. При цьому використовувались стандартні методики [10, 11] та наступні прилади: диск Секі, портативний аналізатор НАСН з детекторами температури і електропровідності.

Статистична обробка, аналіз даних та картографування результатів спостережень гідрологічних характеристик виконувались в програмах EXCEL, ARCGIS, SURFER. В

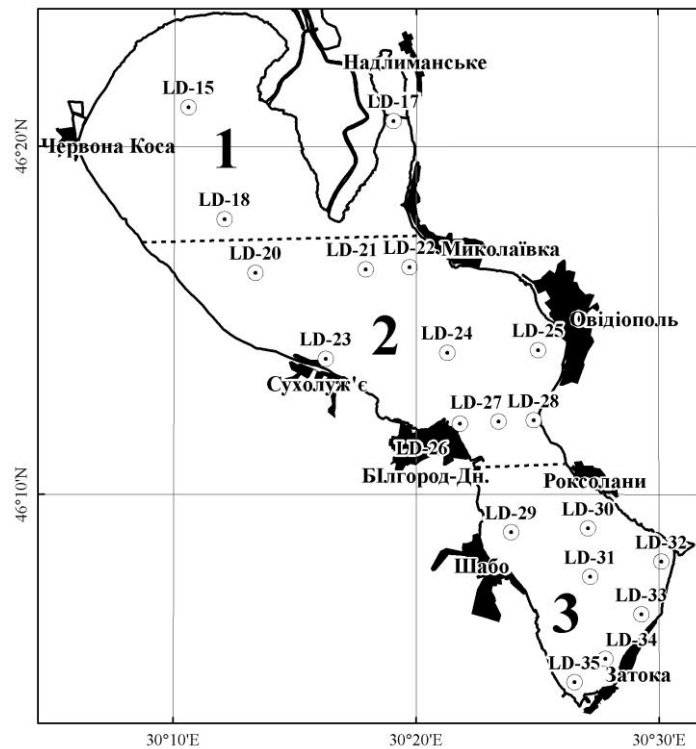


Рис. 1 – Схема розташування станцій спостережень ОНУ імені І.І. Мечникова з умовним розподілом Дністровського лиману (переривчата лінія) на північну (1), середню (2) та південну (3) частини

основу аналізу покладено графічне представлення просторового розподілу гідрологічних характеристик вод Дністровського лиману на двох горизонтах: поверхневому

та придонному, а також порівняння величин цих характеристик з даними попередніх років [12-15].

Результати та обговорення

Аналіз результатів щорічних експедиційних спостережень в Дністровському лимані влітку 2012-2017 рр. показав, що значення прозорості, температури та електропровідності води змінювались в доволі широких межах (таблиця 1).

Прозорість. Аналіз просторового розподілу прозористі води Дністровського лиману за 2012-2017 рр. виявив, що зазвичай максимальні величини цієї характеристики спостерігались в південній частині лиману поблизу Цареградського гирла, що з'єднує лиман з Чорним морем (приклад типового просторового розподілу прозорості у 2016 році наведений на рис. 2). Максимум прозорості води у 2012-2017 рр. (0,9 м), який спостерігався влітку 2016 р., був меншим максимумів 2010 р. (1,5 м) [15] та 2007 р. (1,8 м) [12]. Мінімальні величини прозорості влітку 2012-2017 рр. звичайно спостерігались на ділянках середньої час-

тини Дністровського лиману поблизу м. Білгород-Дністровський і м. Овідіополь, та в північній частині лиману поблизу гирл р. Дністер та р. Турунчук (приклад просторового розподілу прозорості у 2012 році наведений рис. 3).

Аналіз динаміки міжрічних коливань змін прозорості води у період 2012-2017 рр. (рис. 4) показав, що вони були майже синхронні в північній та середній частинах лиману, але прозорість вод південної частини змінювалась іншим чином.

У 2013, 2014, 2016 рр. прозорість води в південній частині була вищою, ніж в інших частинах лиману, і в 2012 та 2017 рр. була близькою до значень в інших частинах лиману, а у 2015 р. спостерігалось аномальне зниження прозорості води в південній частині. При цьому величина прозорості була у півтора рази менше, ніж в інших частинах.

Таблиця 1

Середні (підкреслені) і граничні величини прозорості, температури та електропровідності води у 2012-2017 рр. в різних частинах Дністровського лиману

Період	17.07.- 05.08.2012 р.	16.07.- 30.07.2013 р.	16.07.- 31.07.2014 р.	17.07.- 03.08.2015 р.	22.07.- 28.07.2016 р.	16.07.- 26.07.2017 р.
Частина лиману	Північна	Середня	Південна	Північна	Середня	Південна
Прозорість води, м	<u>0,3</u> / (0,2-0,4)	<u>0,3</u> / (0,3-0,4)	<u>0,3</u> / (0,2-0,4)	<u>0,3</u> / (0,2-0,5)	<u>0,4</u> / (0,2-0,5)	<u>0,5</u> / (0,3-0,7)
Температура поверхневого шару води, °С	<u>24,6</u> / (23,4-26,1)	<u>25,4</u> / (24,7-26,4)	<u>24,8</u> / (22,5-25,7)	<u>25,5</u> / (24,6-26,5)	<u>23,7</u> / (22,8-26,5)	<u>23,7</u> / (23,3-24,1)
Температура придонного шару води, °С	<u>24,5</u> / (23,4-25,7)	<u>24,9</u> / (23,6-25,4)	<u>24,6</u> / (22,3-25,7)	<u>24,2</u> / (24,0-24,5)	<u>23,6</u> / (22,9-25,6)	<u>23,7</u> / (23,3-24,3)
Електропровідність поверхневого шару води, мСм/см	<u>0,915</u> / (0,419-1,470)	<u>0,572</u> / (0,317-1,043)	<u>4,691</u> / (0,668-13,000)	<u>0,575</u> / (0,451-0,763)	<u>1,056</u> / (0,362-2,670)	<u>5,859</u> / (1,132-10,100)
Електропровідність придонного шару води, мСм/см	<u>0,916</u> / (0,419-1,475)	<u>0,581</u> / (0,307-1,077)	<u>12,379</u> / (0,690-29,221)	<u>0,582</u> / (0,453-0,777)	<u>1,257</u> / (0,362-3,070)	<u>7,739</u> / (1,130-20,900)
				<u>0,647</u> / (0,440-1,040)	<u>0,896</u> / (0,410-2,300)	<u>18,629</u> / (4,830-30,020)
				<u>1,435</u> / (0,487-3,330)	<u>1,541</u> / (0,476-3,020)	<u>10,428</u> / (4,820-13,220)
				<u>1,286</u> / (0,475-2,540)	<u>1,923</u> / (0,485-3,360)	<u>22,350</u> / (21,600-23,100)
				<u>9,500</u> / (4,050-13,260)	<u>5,480</u> / (2,430-8,530)	<u>20,175</u> / (18,650-21,700)
				<u>26,0</u> / (25,3-26,6)	<u>25,1</u> / (23,9-26,2)	<u>0,655</u> / (0,478-1,003)
				<u>27,2</u> / (26,4-27,9)	<u>22,5</u> / (22,0-22,9)	<u>4,637</u> / (0,459-22,500)
				<u>25,9</u> / (25,3-26,4)	<u>23,4</u> / (23,2-23,6)	<u>15,611</u> / (5,030-28,500)
				<u>25,9</u> / (25,6-26,2)	<u>25,2</u> / (24,1-24,3)	
				<u>23,6</u> / (23,6-23,6)	<u>23,3</u> / (21,6-24,7)	
				<u>23,5</u> / (23,3-23,6)	<u>21,8</u> / (19,8-23,7)	
				<u>0,5</u> / (0,4-0,6)	<u>0,5</u> / (0,4-0,7)	
				<u>0,6</u> / (0,5-0,7)	<u>0,4</u> / (0,3-0,4)	
				<u>0,5</u> / (0,4-0,6)	<u>0,5</u> / (0,3-0,7)	
				<u>0,3</u> / (0,2-0,6)	<u>0,4</u> / (0,3-0,5)	
				<u>0,5</u> / (0,3-0,8)	<u>0,3</u> / (0,3-0,3)	
				<u>0,6</u> / (0,5-0,7)	<u>0,6</u> / (0,3-0,9)	
				<u>0,5</u> / (0,4-0,6)	<u>0,5</u> / (0,4-0,7)	
				<u>0,4</u> / (0,3-0,8)	<u>0,4</u> / (0,3-0,4)	
				<u>0,6</u> / (0,5-0,7)	<u>0,5</u> / (0,3-0,7)	

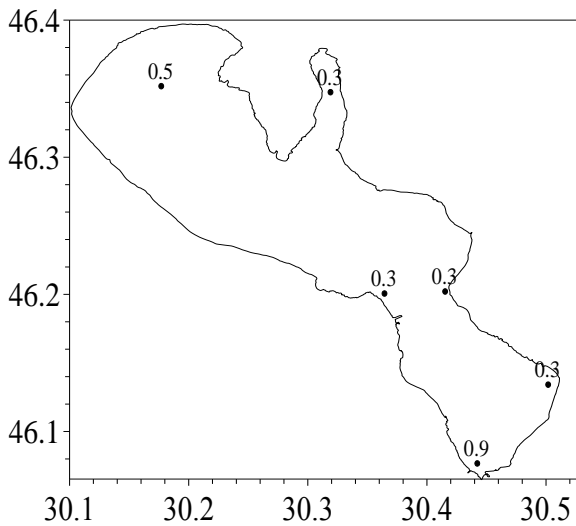


Рис. 2 – Розподіл прозорості води (м) 22.07-28.07.2016 р.

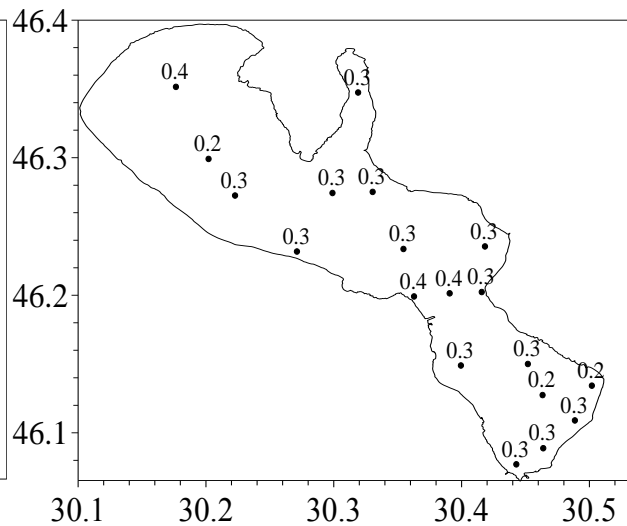


Рис. 3 – Розподіл прозорості води (м) 17-27.07.2012 р.

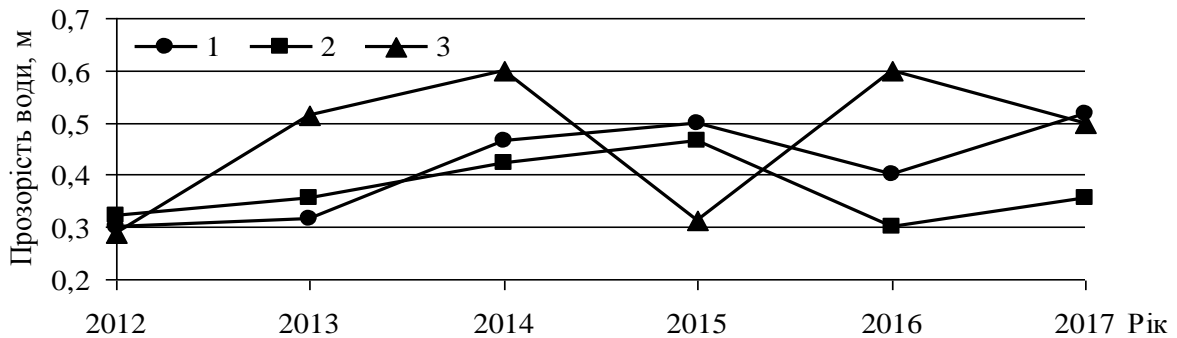


Рис. 4 – Середні величини прозорості води в північній (1), середній (2) та південній (3) частинах Дністровського лиману влітку 2012-2017 рр.

Температура. Аналіз просторового розподілу температури води Дністровського лиману показав, що в цілому у 2012-2017 рр. вона коливалась в межах від 19,8°C (19.07.2017 р.) до 28,3°C (29.07.2015 р.). Діапазон змін температури води влітку цих років був більшим ніж у попередні роки: у 2009-2011 рр. межі були від 20,7°C до 27,6°C [15]; у 2003-2008 рр. - від 19,9°C до 27,9°C [12]. Максимальні значення температури поверхневого і придонного шару води у 2012-2017 рр., як і у попередні роки, реєструвались на мілководдях північної частині лиману, в Карагольській затоці та в районах, що прилягають до гирл р. Дністер та р. Турунчук (прикладі просторового розподілу температури у 2013 та 2017 році наведені на рис. 5, 6).

Влітку 2013-2016 рр. просторові розподіли температури у поверхневому і придонному шарах в лимані практично співпадали, що може бути пояснено високою ін-

тенсивністю перемішування стовпа води вітром згінних напрямків. Але влітку 2012 і 2017 рр. температура придонного шару води в південній частині Дністровського лиману в районі глибоководного фарватеру біля Цареградського гирла, як і у 2011 р., була найнижчою для акваторії лиману: різниця температур на поверхневому і придонному горизонті складала 3,1 і 2,5°C відповідно (приклад просторового розподілу температури у 2012 та 2017 рр. наведені рис. 7, 8), що можна пояснити припливом більш холодних вод з прилеглої части Чорного моря через Цареградське гирло.

Аналіз динаміки міжрічних коливань температури води у період 2012-2017 рр. (рис. 9). показав, що значення температури змінювались майже синхронно в північній та середньої частинах лиману, але зміни у південній частині мали інший характер.

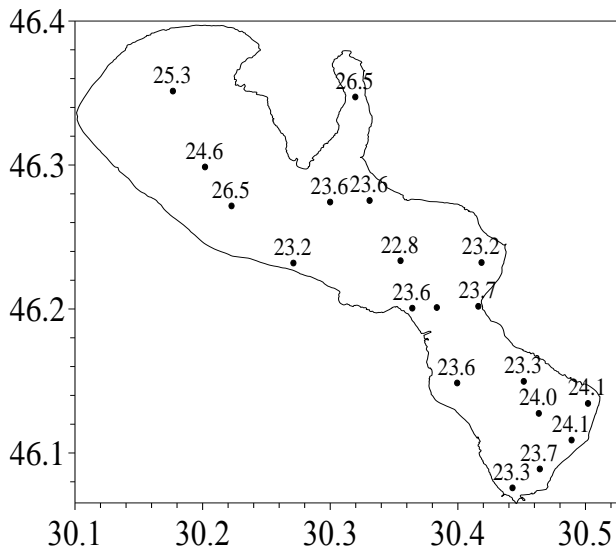


Рис. 5 – Розподіл температури (°C) поверхневого шару води (°C) 16-30.07.2013 р.

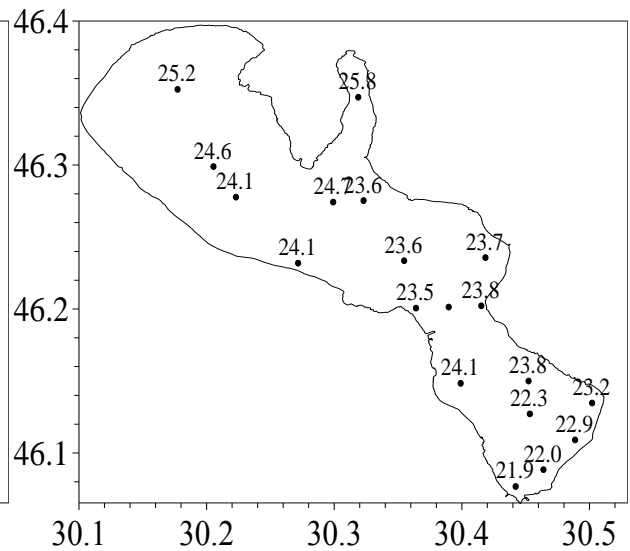


Рис. 6 – Розподіл температури (°C) придонного шару води (°C) 16-20.07.2017 р.

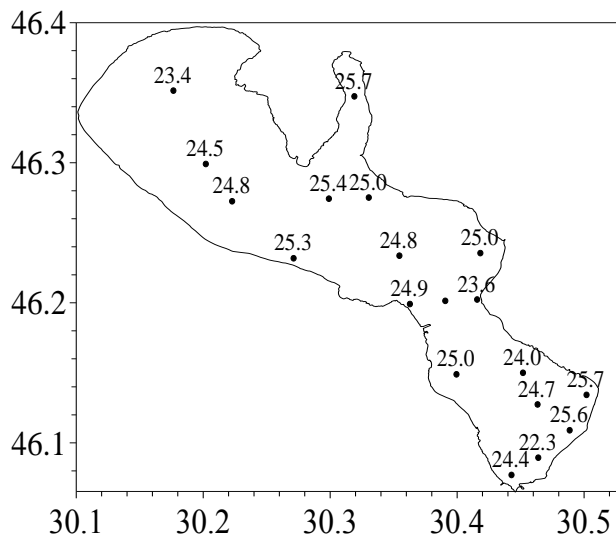


Рис. 7 – Розподіл температури (°C) придонного шару води (°C) 17-27.07.2012 р.

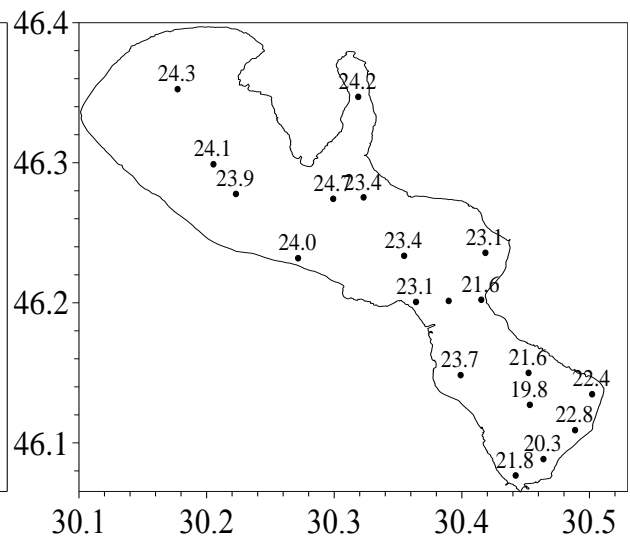


Рис. 8 – Розподіл температури (°C) придонного шару води (°C) 16-20.07.2017 р.

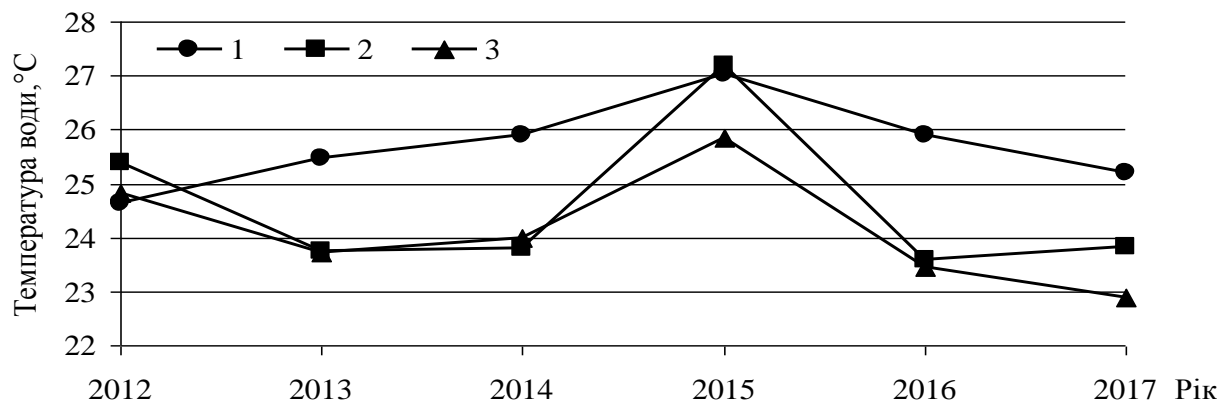


Рис. 9 – Середні величини температури (°C) поверхневого шару води влітку 2012-2017 рр. в північній (1), середній (2) та південній (3) частинах лиману

Як встановлено нашими попередніми дослідженнями [12], формування темпера-

турного режиму придонного шару води Дністровського лиману проходить під

впливом інтенсивності та напрямку вітру, рельєфу дна і притоку морської води в лиман через Цареградське гирло.

Електропровідність. Аналіз просторового розподілу електропровідності води Дністровського лиману показав, що в цілому її значення влітку 2012-2017 рр. знаходились в межах від 0,307 мСм/см (18.07.2012 р.) до 30,020 мСм/см (16.07.2014 р.). Тобто, як і для температури води, був зареєстрований значно ширший діапазон змін електропрові-

дності ніж у попередні періоди: у 2009-2011 рр. межі коливань електропровідності були від 0,398 мСм/см до 26,3 мСм/см [12]; у 2003-2008 рр. – від 0,385 мСм/см до 27,2 мСм/см [9].

Електропровідність поверхневого шару у 2012-2017 рр. зазвичай змінювалась від мінімальних значень у північній частині лиману до максимальних значень в південній частині лиману (приклади наведено на рис. 10, 11).

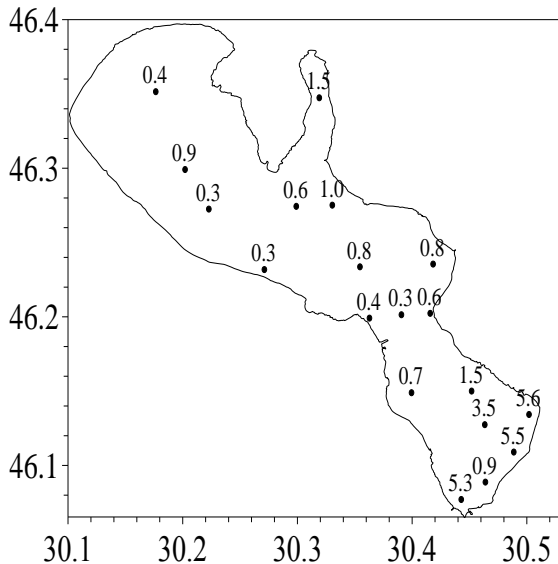


Рис. 10 – Розподіл електропровідності (мСм/см) поверхневого шару води 17-27.07.2012 р.

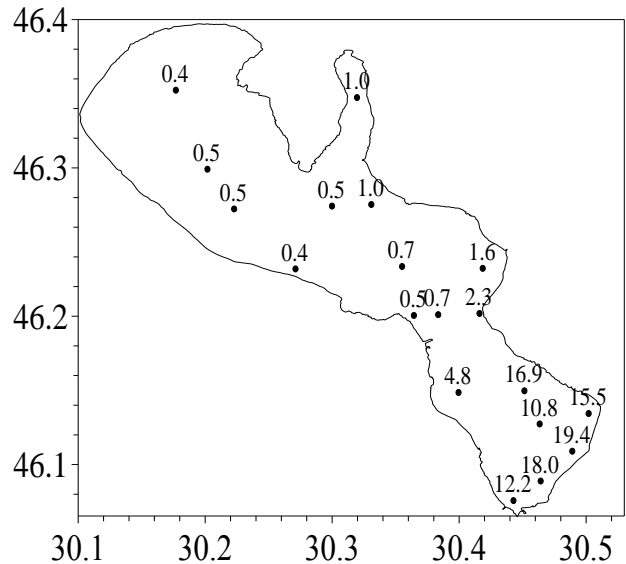


Рис. 11 – Розподіл електропровідності (мСм/см) поверхневого шару води 16-20.07.2017 р.

В придонному шарі води картина просторового розподілу електропровідності була іншою і свідчила про помітний вплив інтрузії морських вод, особливо у 2016 і 2017 рр., коли електропровідність придонного шару води в середній частині лиману сягала «морських» значень – 23,100 і 22,500

мСм/см відповідно (рис. 12, 13).

У 2016 р. вплив інтрузії чорноморської води частково спостерігався також і в північній частині лиману – електропровідність води в Карагольській затоці була 3,420 мСм/см, але значення 6,260 мСм/см, що спостерігалось в цій затоці

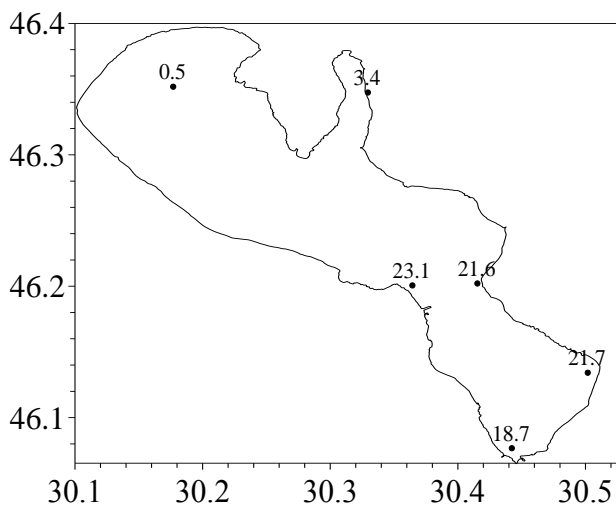


Рис. 12 – Розподіл електропровідності (мСм/см) придонного шару води 22-28.07.2016 р.

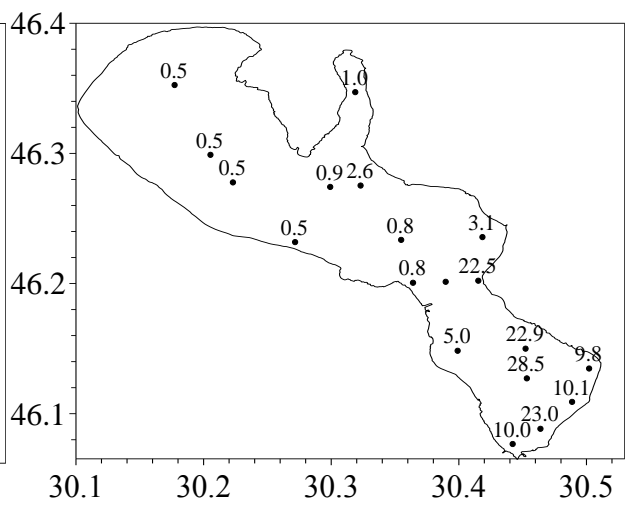


Рис. 13 – Розподіл електропровідності (мСм/см) придонного шару води 16-20.07.2017 р.

у 2011 р., досягнуто не було. Влітку 2012-2017 рр. в Карагольській затоці величини електропровідності води були у межах 0,763-3,420 мСм/см, що свідчить про постійний вплив морської води.

Аналіз динаміки міжрічних коливань електропровідності води у період 2012-2017 рр. (рис. 14, 15) показав, що також, як і для

прозорості та температури води, значення електропровідності змінювались майже синхронно в північній та середній частинах лиману. Динаміка електропровідності вод південної частини лиману була дещо іншою, але практично в усі роки води південної частини лиману були більш солоними.

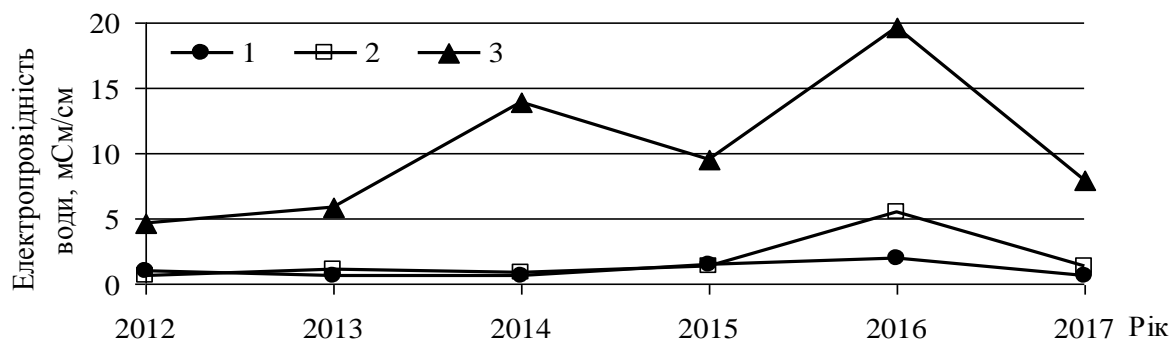


Рис. 14 – Середні величини електропровідності (мСм/см) поверхневого шару води влітку 2012-2017 рр. в північній (1), середній (2) та південній (3) частинах лиману

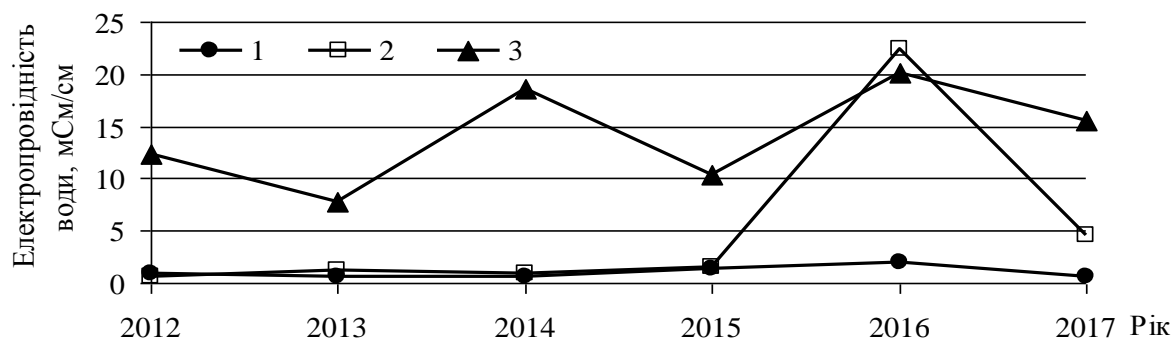


Рис. 15 – Середні величини електропровідності (мСм/см) придонного шару води влітку 2012-2017 рр. в північній (1), середній (2) та південній (3) частинах лиману

Треба відмітити, що у 2014 р. спостерігалось значне підвищення електропровідності в південній, а у 2016 р. також і в середній частині лиману, що підтверджує зроб-

лений нами у роботах [12, 15] висновок про те, що гідрологічний режим Дністровського лиману у високій мірі залежить від інтенсивності інтрузії в лиман морських вод

Висновки

У 2012-2017 рр. в Дністровському лимані в цілому встановлено майже подвійне зниження прозорості води у порівнянні з 2003-2011 рр. У липні 2016 році за даними по електропровідності та температури встановлено аномальне проникнення морських вод до більшої частини Дністровського лиману, яке в останній раз спостерігалось у 2011 р.

Зафіксовано збільшення діапазону змін температури води і електропровідності в Дністровському лимані у 2012-2017 рр. у порівнянні з 2003-2011 рр., що свідчить про наявні довгострокові зміни як температурного, так і гідрологічного режиму лиману,

основними чинниками яких є стік р. Дністер та інтрузія в лиман морських вод.

Дослідження виконано в рамках наукового проекту «Визначити джерела і роль азотного навантаження в евтрофікації водних екосистем Нижнього Дністра і Чорного моря» (науковий керівник канд. біол. наук Ковальова Н.В.), який фінансується Міністерством освіти і науки України у 2017-2019 гг. Автори висловлюють подяку співробітникам Регіонального центру інтегрованого моніторингу і екологічних досліджень ОНУ імені І. І. Мечникова, які на протязі 2012-2017 рр. приймали участь в експедиціях на Дністровський лиман.

Література

1. Клименко В.Г. Гідрологія України: Навчальний посібник для студентів-географів. Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2010. 124 с.
2. Водний фонд України: Штучні водойми - водосховища і ставки: Довідник / [В.В. Гребінь, В.К. Хільчевський, В.А. Сташук, О.В. Чунарьов, О.Є. Ярошевич] / За ред. В.К. Хільчевського, В.В. Гребеня. К. : «Інтерпрес ЛТД», 2014. 164 с. ISBN 978-96501-098-2
3. Вишневецький В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. К. : Віпол, 2000. 376 с.
4. Водне господарство в Україні / За ред. А.В. Яцика, В.М. Хорева.– К. : Генеза, 2000. 504 с.
5. Газетов Є. І., Конарева О. П., Солтис І.Є Типізація лиманів північно-західного Причорномор'я за рекомендаціями Водної рамкової директиви ЄС. // Вісник ХНУ ім. В.Н.Каразіна, Серія: «Екологія». 2017. Вип. 16. С. 45-52. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10791>
6. Медінець В.І., Ковальова Н.В., Дерезюк Н.В., Снігірьов С.М., Черкез Є.А., Медінець С.В., Газетов Є.І. Біологічні наслідки поповнення Куяльницького лиману морською водою з Одеської затоки // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 1-2 (27). 2017. С. 35 – 51. <http://dspace.onu.edu.ua:8080/handle/123456789/10793>
7. Медінець С.В., Морозов В.М., Бойко В.М., Котогура С.С., Мілева А.П., Грузова І.Л. Оцінка та складові річкового стоку сполук азоту та фосфору до Дністровського лиману. // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В.Гнатюка. Сер. Біол., Спец. вип.: Гідроекологія. 2015. № 3-4 (64). С. 439-443.
8. Причорноморський екологічний бюлетень // Науково-практичний журнал. Одеса : ІНВАЦ, 2007. №1 (23). – 169 с.
9. Бушуев С.Г., Снігірев С.М. Комплексные исследования ихтиофауны водоемов бассейна Нижнего Днестра в 2011 г. // Мат. VII межд. науч.-практ. конф. “Современные рыбохозяйственные и экологические проблемы Азово-Черноморского региона”, 20-23 июня 2012 г. Керчь : ЮгНИРО, 2012. Т. 1. С. 45-50.
10. Руководство по гидрологическим работам в морях и океанах. Л. : Гидрометеиздат. 1977. 725 с.
11. Руководство пользователя портативного прибора HQ 40d (Hach). Loveland : Hach Lange GmbH, 2013. – 12 с.
12. Медінець В.І., Ковалева Н.В., Газетов Є.І., Дерезюк Н.В., Снігірев С.М., Проценко В.В., Мілева А.П., Вострикова І.В., Медінець С.В., Конарева О.П., Пищук В.З., Сорокоумов А.А., Абакумов А.Н. Екологічна оцінка якості вод Нижнього Дністра і Дністровського лиману в 2006-2008 гг. // Мат. всеукр. науч.-практ. конф. “Екологія міст та рекреаційних зон”, 4-5 июня 2009 г. – Одеса: Іннов.- інф. центр «ІНВАЦ». 2009. – С. 327-331.
13. Ковалева Н.В., Медінець В.І., Конарева О.П., Снігірьов С.М., Медінець С.В., Солтис І.Є. Гідроекологічний дослідницький моніторинг басейну Нижнього Дністра // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету, Спец. вип.: Гідроекологія. 2010. № 3 (44). С. 113-116.
14. Конарева О.П., Медінець В.І., Ковалева Н.В., Медінець С.В., Снігірев С.М., Солтис І.Є. Исследования ОНУ имени И. И. Мечникова дельтовой части Днестра. // Материалы круглого стола-тренинга “Водные ресурсы бассейна р. Днестр – предпосылка устойчивого развития населенных пунктов региона”, 28-29 мая 2010. - Вадул-луй-Водэ: 2010. - С. 71-78.
15. Газетов Є.І., Медінець В.І., Снігірев С.М. Дослідження гідрологічних характеристик Дністровського лиману у 2009-2011 рр. // Мат. всеукр. науч.-практ. конф. “Лимани північно-західного Причорномор'я: актуальні гідроекологічні проблеми та шляхи їх вирішення”, 12-14 вересня 2012 р. Одеса: ОДЕКУ, 2012. С. 85-88.

References

1. Klimenko, V.G. (2009) *Gidrologiya Ukrainy: Navchalnyj posibnyk dlja studentiv-geografiv* [Hydrology of Ukraine: Learning guide for students]. Kharkiv. 124 [in Ukrainian].
2. Hrebin', V.V., Khilchevskiy, V.K., Stashuk, V.A., Chunarov, O.V., Yaroshevich, O.Ye. (2014) *Vodnyi fond Ukrainy: Shtuchni vodoimy - vodoshovyshha i stavky* [Water Fund of Ukraine: Artificial reservoirs - reservoirs and ponds]. Kyiv. 164 [in Ukrainian].
3. Vishnevskiy, V.I. (2000) *Richky i vodoimy Ukrainy. Stan i vykorystannya* [Rivers and reservoirs of Ukraine. Condition and use]. Kyiv. 376 [in Ukrainian].
4. Yatzik, A.V., Khoriv, V.M. (2000) *Vodne gospodarstvo v Ukraini* [Water management in Ukraine]. Kyiv. 504 [in Ukrainian].
5. Gazyetov, Ye.I., Konareva, O.P., Soltys, I.Ye. (2017) *Typizatsiya lymaniv pivnichno-zahidnogo Prychornomor'ya za rekomendaciyamy Vodnoy ramkovoy dyrektyvy ES* [Typification of the Northwest Black Sea estuaries following to recommendations of EU Water Framework Directive]. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University Series «Ecology»*, (16). 45-52. [in Ukrainian].
6. Medinets, V.I., Kovalova, N.V., Derezyuk, N.V., Snigirov, S.M., Cherkez, E.A., Medinets, S.V., Gazyetov, Ye.I. *Biologichni naslidky popovnennya Kuyalnytskogo lymanu morskoyu vodoju z Odeskoj zatoky* [Biologi-

- cal effects of the Kuyalnitsky estuary replenishment with seawater from the Odessa bay]. *Man and Environment. Issues of Neoecology*. (27). 35–51. [in Ukrainian].
7. Medinets, S.V., Morozov, V.N., Boyko, V.M., Kotogura, S.S., Mileva, A.P., Gruzova, I.L. (2015) Otsinka ta skladovi richkovogo stoku spoluk azotu ta fosforu do Dnistrovs'kogo lymanu [Estimation and components of the river flow of nitrogen and phosphorus compounds to the Dniester estuary]. *The Scientific Issues Of Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University*. (64). 439-443. [in Ukrainian].
 8. Prychornomorskyi ekologichnyi byuletyn (2007) [Black Sea ecological bulletin]. Odessa. 169 [in Ukrainian].
 9. Bushuyev, C.G., Snigirov, S.M. (2012) Kompleksnye issledovaniya ihtiofauny vodoemov bassejna Nizhnego Dnestra v 2011 g. [Ichthyofauna's integrated studies of the Lower Dniester basin waterbodies in 2011]. Materials of 7-th international scientific and practical conference "Modern fishery and ecological problems of the Azov-Black Sea region". Kerch. 45-50 [in Russian].
 10. Rukovodstvo po gidrologicheskim rabotam v moryah i okeanah (1977) [Manual on hydrological operations in seas and oceans]. Leningrad. 725 [in Russian].
 11. User Manual of HQ 40d (Hach) (2013). Loveland. 12.
 12. Medinets, V.I., Kovalova, N.V., Gazyetov, Ye.I., Derezyuk, N.V., Snigirov, S.M., Proschenko, V.V., Mileva, A.P., Vostrikova, I.V., Medinets, S.V., Konareva, O.P., Pitsyk, V.Z., Sorokoumov, A.A., Abakumov, A.N. (2009). Ekologicheskaya otsenka kachestva vod Nizhnego Dnestra i Dnestrovskogo limana v 2006-2008 gg. [Environmental assessment of water quality in the Lower Dniester and the Dniester estuary in 2006-2008]. Materials of all-Ukrainian scientific and practical conference - Ecology of cities and recreation areas. Odessa. 327-331 [in Russian].
 13. Kovalova, N.V., Medinets, V.I., Konareva, O.P., Snigirov, S.M., Medinets, S.V., Soltys, I.Ye. (2010). Hidroekologichnyi doslidnitskiy monitoring baseynu Nizhnogo Dnistra [Hydroecological research monitoring of the Lower Dniester basin]. *The Scientific Issues Of Ternopil Volodymyr Hnatiuk National Pedagogical University*. (44). 113-116 [in Ukrainian].
 14. Konareva, O.P., Medinets, V.I., Kovalova, N.V., Medinets, S.V., Snigirov, S.M., Soltys, I.Ye. (2010). Issledovaniya ONU imeni I. I. Mechnikova deltovoy chasti Dnestra [of Odessa National I.I. Mechnikov University studies of the Dniester delta part]. Materials of round table (training) - Water resources of the Dniester river basin is an approach for sustainable development of the region settlements. Vadul-Lui-Vode. 71-78 [in Russian].
 15. Gazyetov, Ye.I., Medinets, V.I., Snigirov, S.M. (2012). Doslidzhennya gidrologichnih charakteristik Dnistrovskogo limanu u 2009-2011 rr. [Investigation of the hydrological characteristics of the Dniester estuary in 2009-2011]. Materials of all-Ukrainian scientific and practical conference - Estuaries of the north-western Black Sea area: urgent hydroecological problems and the ways to solve them. Odessa. 85-88 [in Ukrainian].

Надійшла до редколегії 15.04.2018

УДК 631.41

В. П. КОЛЯДА¹, канд. с.-г. наук, **М. В. ШЕВЧЕНКО**², д-р с.-г. наук,
О. В. КРУГЛОВ¹, канд. геол. наук, **А. О. АЧАСОВА**¹, канд. біол. наук,
П. Г. НАЗАРОК¹, **О. О. ГРЕБЕНЧУК**²

¹ ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О.Н. Соколовського», м. Харків, Україна;

² Харківський національний аграрний університет імені В. В. Докучаєва, м. Харків, Україна

E-mail: alex_kruglov@ukr.net

ПРОТИЕРОЗІЙНА ОПТИМІЗАЦІЯ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ПІДПРИЄМСТВ: ЛОКАЛЬНИЙ РІВЕНЬ

Мета. Розкрити переваги та вади сучасного стану протиерозійного проектування на прикладі конкретного сільськогосподарського підприємства. **Методи.** Картографічні, розрахунковий, геоінформаційний аналіз, статистично-математичні. **Результати.** На прикладі конкретного господарства показано недоліки існуючої структури посівних площ у протиерозійному аспекті. Проведено її оптимізацію з урахуванням спеціалізації господарства. Проаналізовано змив ґрунту за різних сценаріїв землекористування. **Висновки.** Структура посівних площ, відповідаючи формальним вимогам нормативних актів, не забезпечує адекватний захист від водної ерозії. Вона потребує додаткової експертизи з використанням математичних моделей ерозії.

Ключові слова: впорядкування угідь, водна ерозія, ґрунтозахисна оптимізація, математичне моделювання

Kolyada V. P.¹, Shevchenko M. V.², Kruglov O. V.¹, Achasova A. O.¹, Nazarok P. G.¹, Hrebenchuk O. O.²

¹ National scientific center «Institute for soil science and agrochemistry research named after O.N. Sokolovsky»;

² V.V. Dokuchaev Kharkiv National Agrarian University

ANTI-EROSION OPTIMIZATION OF AGRICULTURAL EQUIPMENT: LOCAL LEVEL

Soil erosion is a major factor in their economic and environmental degradation. Protection of land from erosion is characterized by insufficient methodological support at the local territorial level. **Purpose.** To reveal the advantages and disadvantages of the current state of anti-erosion design on the example of a particular agricultural enterprise. **Methods.** Cartographic, with application of geoinformation technologies, computational, statistical and mathematical. **Results.** On the example of one of the private farms of the Kharkiv region, the drawbacks of the existing structure of the crops area of agricultural crops in the anti-erosion aspect are shown. It was optimized taking in to account the specialization of the economy. The soil was washed out in different scenarios of land use. The introduction of erosion-optimized crop rotation allows to reduce the forecast of soil fault in field crop rotation by 1.3 times. **Conclusions.** The structure of the crop area of agricultural crops, even meeting the formal requirements of normative acts, does not provide adequate protection against water erosion. It requires additional expertise using mathematical models of erosion. Minor deviations from the recommended standards of permissible flushing can be adjusted by means of agrotechnical measures, significant – additional organizational and agronomic measures.

Keywords: land management, water erosion, soil protection optimization, mathematical modeling

Коляда В. П.¹, Шевченко М. В.², Круглов А. В.¹, Ачасова А. А.², Назарок П. Г.¹, Гребенчук А. А.²

¹ ННЦ «Інститут почвознавства та агрохімії імені А.Н. Соколовського»;

² Харківський національний аграрний університет імені В. В. Докучаєва

ПРОТИВОЭРОЗИОННАЯ ОПТИМИЗАЦИЯ ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ПРЕДПРИЯТИЙ: ЛОКАЛЬНЫЙ УРОВЕНЬ

Цель. Раскрыть преимущества и недостатки современного состояния противоэрозионного проектирования на примере конкретного сельскохозяйственного предприятия. **Методы.** Картографические, геоинформационного анализа, расчетный, статистико-математический. **Результаты.** На примере одного из фермерских хозяйств Харьковщины показаны недостатки существующей структуры посевных площадей в противоэрозионном аспекте. Проведена ее оптимизация с учетом специализации хозяйства. Проанализирован смыл почвы при различных сценариях землепользования. **Выводы.** Структура посевных площадей сельскохозяйственных культур, даже отвечающая формальным требованиям нормативных актов, не обеспечивает адекватную защиту от водной эрозии. Она нуждается в дополнительной экспертизе с помощью математических моделей эрозии.

Ключевые слова: землеустройство, водная эрозия, почвозащитная оптимизация, математическое моделирование

© Коляда В. П., Шевченко М. В., Круглов О. В., Ачасова А. О., Назарок П. Г., Гребенчук О. О., 2018

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2018-29-06>

Вступ

Серед викликів, що постали перед товаровиробниками у галузі землеробства, одним з найскладніших є зменшення темпів деградації ґрунтів. Для досягнення цієї мети слід послідовно вивчити та по можливості знівелювати вплив кожного з факторів деградації, серед яких провідним за масштабами та негативними наслідками для родючості ґрунтів та екологічної стійкості агроландшафтів є водна ерозія.

Ефект від проявів ерозійних процесів лежить у двох площинах: економічній – щорічний збиток вітчизняних господарників в результаті втрат рослинницької продукції внаслідок ерозії становить понад 10 млрд. доларів США [1] та екологічній – з 1 га ерозійнонебезпечних земель втрачається близько 15 т ґрунту. Втрати ґрунту означають не лише зниження глибини родючого шару ґрунту на полях та винесення поверхневими водами найбільш збагаченої поживними речовинами та гумусом ґрунтової речовини за межі робочої ділянки. Змив ґрунту з полів призводить до цілого ряду негативних екологічних наслідків – це і забруднення суміжних з сільськогосподарськими угіддями екосистем мінеральними добривами, пестицидами та агрохімікатами, евтрофікація, замулення водоєм та водотоків, підвищення вразливості еродованих ґрунтів до фізичної деградації та забруднення, зниження протиерозійної стійкості ґрунтів на полях та подальша інтенсифікація ерозійних процесів. Таким чином ґрун-

тоохоронні заходи мають як господарське так і екологічне значення.

Проблема охорони ґрунтів від ерозії вирішується на двох територіальних рівнях: регіональному – проводиться просторова оптимізація структури сільськогосподарських угідь на рівні крупних адміністративно-територіальних одиниць (області, райони) [2] та локальному, що включає безпосередньо роботу з конкретною земельною ділянкою [3, 4]. Перший рівень включає роботу на законодавчому рівні, створення відповідної нормативної бази, відповідних обласних та регіональних програм. У другому випадку враховуються особливості просторового розташування ділянки, рельєфу, наявності та стану протиерозійних агролісомеліоративних об'єктів, спеціалізація господарства.

Якщо стан ґрунтоохоронних методичних розробок в Україні на регіональному рівні можна вважати задовільним [1, 5, 6] то це питання на локальному рівні є предметом дискусій. Існують певні суперечності між підходами, що застосовуються у сфері землеустрою [7, 8], діючими законодавством [9] та нормативною базою [10]. Основні тенденції використання таких методик пов'язані з розвитком ГІС-технологій [3, 11].

Мета роботи: розкрити переваги та вади сучасного стану протиерозійного проектування на прикладі конкретного сільськогосподарського підприємства.

Методика дослідження

Методика досліджень включала елементи картографічного аналізу з застосуванням геоінформаційних технологій, розрахунковий – для визначення еколого-економічної ефективності застосування структури посівних площ; статистично-математичні методи – для встановлення достовірності отриманих результатів дослідження. Для отримання інформації використовувались дані топографічних карт масштабу 1:10 000, космічних знімків та STRM, що оброблено засобами ГІС (використовувались QuantumGIS та ViewHGT).

При створенні моделі землекористування за основу використано вимоги ДСТУ 7904:2015 та Методичних рекомендацій щодо розроблення проектів землеустрою,

що забезпечують еколого-економічне обґрунтування сівозміни та впорядкування угідь.

Об'єкт досліджень територіально знаходиться у Харківському районі Харківської області. Територія господарства розділена на дві частини долиною ріки Мжа. Діапазон абсолютних висот коливається у межах 95-173 м на правобережній частині території та 122-170 м на лівобережній. Ґрунтовий покрив лівобережної частини господарства представлений чорноземами опідзоленими та дерновими ґрунтами, правобережну частину представлено чорноземами опідзоленими та типовими різного ступеню змитості. Основними ґрунтоутворними породами на лівому березі є кварцеві

піски та леси супіщаного механічного складу. На території господарства організовано семипільну польову сівозміну (рисунки 1 та

2). Основна частина площ зайнята кукурудзою – понад 50% та яровими зерновими 28%.



Рис. 1 – Картограма рельєфу території правобережної частини господарства, накладена на супутниковий знімок Google



Рис. 2 – Картограма рельєфу території правобережної частини господарства, накладена на супутниковий знімок Google

Результати досліджень та їх обговорення

Головним критерієм організації полів сівозміни, що передбачають «Методичні рекомендації...[8]» є крутизна схилів. Ви-

діляють три еколого-технологічні (агротехнологічні, або технологічні згідно [8]) групи земель залежно від кута нахилу поверх-

ні: I група – до 3°, II група – 3 – 7°, III група – понад 7°. Для кожної з цих груп визначені свої особливості технологій вирощування сільськогосподарських культур. На землях I групи рекомендується вирощування районованих сільськогосподарських культур за інтенсивними технологіями, включаючи просапні. У межах I групи виділяють дві технологічних підгрупи: Ia рівнинні землі крутістю до 1°, на які немає обмежень у виборі напрямку обробітку й посіву; Ib – схилі землі крутістю 1 – 3°, де обов'язковий обробіток і посів впоперек або під припустимим кутом до схилу. На землях II групи рекомендується проектування зерно-трав'яних та ґрунтозахисних

сівозмін з виключенням розміщення чорного пару, просапних культур та інших ерозійно нестійких культур. Для диференціації щільності протиерозійних заходів II технологічну групу поділяють на дві підгрупи: Па – схили крутістю 3 – 5° без улоговин; Пб – схили крутістю 3 – 7°, а також ускладнені улоговинами схили 3 – 5°. На землях підгрупи Па пропонується розміщення зерно-трав'яних сівозмін, а підгрупи Пб – травопільних ґрунтозахисних сівозмін.

На першому етапі проведено визначення еколого-технологічних груп землекористування. Визначення проведено шляхом обробки ЦМР території господарства (табл. 1).

Таблиця 1

Питома вага еколого-технологічних груп на полях землекористування

Поле	Площа, га	Еколого-технологічна група, % від загальної площі		
		I	II	III
1	42	100	-	-
2	67	99	1	-
3	58	97	2	1
4	55	99	1	-
5	34	99	1	-
6	36	70	10	20
7	10	5	90	5

Як бачимо, територія полів 1-5 може бути використана практично без агротехнологічних обмежень. Поля 6 та 7 потребують додаткового впорядкування – значна їх частина потребує спеціальних заходів.

На полях 1-5 пропонується сформувавши польову сівозмину. Для оптимізації землекористування та дотримання принципу рівновеликості полів передбачається зі складу поля 6 (з земель I групи) передати до складу поля 5 18 га. З залишків поля 6 та поля 7 пропонується сформувати травопільно-зернову сівозмину.

Враховуючи спеціалізацію господарства передбачено таке чергування культур:

- Польова сівозмину: 1 – кукурудза на силос, 2 – озима пшениця, 3 – кукурудза на зерно, 4 – Ячмінь ½ + Однорічні трави ½, 5 – Соняшник.

- Кормова сівозмину: 1 – озима пшениця, 2 – ячмінь з підсівом багаторічних трав, 3 – багаторічні трави 1 року використання, 4 – багаторічні трави 2 року використання, 5 – багаторічні трави 3 року використання.

Роком переходу до сівозмину заплановано 2018. Повне господарське освоєння відбудеться у 2020 році. План переходу представлено у таблиці 2. На цьому завершено основну частину роботи передбачену нормативними документами [8].

Наступним етапом є перевірка адекватності сформованої моделі землекористування за допомогою ДСТУ 7904:2015 (модель змиву Ц.Е. Мірцхулави). Це передбачає порівняння значень потенційного змиву ґрунту кожного з полів зі значеннями допустимого змиву, що становить до 1,5 т/га за рік [6].

За допомогою модуля з програми Quantum GIS та моделі Ц.Е. Мірцхулави [12] було розраховано потенційні втрати ґрунту за 3 сценаріями розвитку подій на території господарства: 1 – для умов чистого пару; 2 – для умов структури посівних площ 2017 року; 3 – для запроєктованої сівозмینی (у середньому за ротацію).

Відповідно за формулою середнього зваженого було обчислено коефіцієнт захисної дії сільськогосподарських культур [12].

Таблиця 2

План переходу до запланованих сівозмін

№ поля сівозмін	Площа поля, га	Рік				
		2016	2017	2018	2019	2020
Польова сівозмінa						
1	57,5	Ячмінь	Соняшник	Кукурудза на зерно	Ячмінь ½ + Однорічні трави ½.	Соняшник
2	58,7	Кукурудза на зерно	Соняшник	Кукурудза на силос	Пшениця озима	Кукурудза на зерно
3	54,3	Кукурудза на зерно	Кукурудза на силос	Пшениця озима	Кукурудза на зерно	Ячмінь ½ + Однорічні трави ½.
4	53,2	Соняшник	Кукурудза на зерно	Ячмінь ½ + Однорічні трави ½	Соняшник	Кукурудза на зерно
5	53,6	Соняшник	Кукурудза на зерно	Соняшник	Соняшник	Пшениця озима
Грунтозахисна сівозмінa						
1	5,8	Соняшник	Кукурудза на силос	Пшениця озима	Ячмінь з підсівом багаторічних трав	Багаторічні трави 1
2	5,7	Соняшник	Кукурудза на силос	Ячмінь з підсівом багаторічних трав	Багаторічні трави 1	Багаторічні трави 2
3	8,1	Соняшник	Кукурудза на силос	Ячмінь	Однорічні трави	Пшениця озима
4	8,1	Соняшник	Кукурудза на силос	Ячмінь	Однорічні трави	Однорічні трави
5	8,0	Соняшник	Кукурудза на силос	Однорічні трави	Озима пшениця	Ячмінь з підсівом багаторічних трав

Запроектване чергування культур забезпечує (за методикою Ф.Моргуна з співавторами [14]) середньорічний ступінь захисту земель у польовій сівозміні 0,66 та у кормовій – 0,17. Довідково: середній коефіцієнт для рівнинних областей України – 0,63 [15, 16]. За наявної структури посівних площ (на 2017 рік) він складає 0,74.

Розрахунок втрат ґрунту за різними сценаріями подано у таблиці 3.

Структура посівних площ, розрахована з урахуванням вимог до агротехнологічних груп земель (згідно діючих нормативних документів) після освоєння польової сівозміни забезпечує протиерозійну ефективність на рівні 0,66 (варіант 3). Як бачимо перевищення допустимих втрат спостерігається лише на полі № 4. Для ґрунтозахисної сівозміни характерний параметр 0,17, що

повністю знімає проблему прискореної ерозії. Проблема поля №4 вирішується, наприклад, при розміщенні на цьому полі у посівах просапних культур 10 % культур суцільного способу посіву.

Таким чином впровадження протиерозійно оптимізованої сівозміни дає змогу зменшити прогноз змиву ґрунту у польовій сівозміні в 1,3 рази, досягнувши значень допустимого змиву, а у випадку подальших обмежень, пов'язаних з урахуванням потенційних втрат ґрунту для кожного поля вийти на значення, нижче за допустимі. У ґрунтозахисній сівозміні очікується зниження змиву ґрунту у 3,6 рази. Незначні (до 25 %) відхилення від рекомендованих норм допустимого змиву можуть бути відкориговані за допомогою агротехнічних заходів.

Таблиця 3

Розрахунок потенційних втрат ґрунту за різних сценаріїв землекористування

№ поля сівозмін	Площа поля, га	Потенційний змив, т/га за рік		
		для структури 2017 року (варіант 1)	для умов чорного пару (варіант 2)	для рекомендованої структури на рік освоєння (варіант 3)
Польова сівозміна				
1	57,5	0,6	0,7	0,5
2	58,7	1,8	2,2	1,4
3	54,3	1,5	1,8	1,2
4	53,2	2,2	2,7	1,8
5	53,6	1,4	1,7	1,2
Ґрунтозахисна сівозміна				
1	5,8	1,7	2,1	0,4
2	5,7	1,6	2,0	0,3
3	8,1	4,2	5,1	1,0
4	8,1	4,1	5,0	0,9
5	8,0	4,9	5,9	1,2

Висновки

Як показали наші дослідження на прикладі аналізу існуючої структури посівних площ одного з приватних господарств Харківщини, формальна відповідність вимогам нормативних актів щодо проектування сівозмін не забезпечує адекватний захист ґрунтів від водної ерозії. В кожному конкретному випадку новостворювані проекти землеустрою, до складу яких входять

проекти сівозмін, повинні підлягати експертній перевірці за допомогою моделювання процесів водної ерозії відповідно до ДСТУ 7904:2015. Незначні відхилення від рекомендованих норм допустимого змиву можуть бути відкориговані за допомогою агротехнічних заходів, значні – додатковими організаційними та агротехнічними заходами.

Література

1. Булигін С.Ю. Формування екологічно сталих агроландшафтів. К.: Урожай, 2005. 300 с.
2. Куценко М.В. Комплексна просторова оптимізація структури сільськогосподарських угідь: регіональний рівень. Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія», 2014 (10), 99-105.
3. Куценко М.В., Круглов О.В. Ґрунтозахисна оптимізація структури сільськогосподарських угідь. Вісн. аграрної науки, 2014(1), 51-54.
4. Тімченко Д.О., Куценко М.В., Круглов О.В., Назарок П.Г. Оцінювання ерозійної небезпеки ґрунтів під час проведення землевпорядних робіт. Агроекологічний журнал. 2015(1). 59-62.
5. Светличный А.А., Черный С.Г., Швевс Г.И. Эрозиоведение: теоретические и прикладные аспекты. Сумы: Университетская книга, 2004. 410 с.
6. Куценко М.В., Тімченко Д.О. Теоретичні основи організації системи охорони ґрунтів від ерозії в Україні: Монографія. Харків: КП «Міська друкарня», 2016. 240 с.
7. «Про затвердження нормативів оптимального співвідношення культур у сівозмінах в різних природно-сільськогосподарських регіонах» Постанова кабінету міністрів України від 11 лютого 2010 р. № 164 //Офіційний вісник України. 2010 (№ 13). 33 – 34.
8. «Про затвердження Методичних рекомендації щодо розроблення проектів землеустрою, що забезпечують еколого-економічне обґрунтування сівозміни та впорядкування угідь». Наказ № 396 від 02.10.2013. Землевпорядний вісник, 2013 (10). 52 – 63.

9. “Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо спрощення умов ведення бізнесу (дерегуляція)” Закон України № 191-VIII /Голос України від 04.04.2015. № 61.
10. Якість ґрунту. Визначення потенційної загрози ерозії під впливом дощів : ДСТУ 7904:2015. – [Чинний від 2016-07-01]. – К.: ДП УкрНДНЦ, 2016. 12 с. – (Національний стандарт України).
11. Ачасов А., Ачасова А. До питання формування аграрних геоінформаційних систем. Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія», 2016 (14). 15-19.
12. Мирцхулава Ц.Е. Инженерные методы расчета и прогноза водной эрозии. М.: Колос, 1970. 240 с.
13. Балакай Н.И. Оценка интенсивности проявления эрозии и почвозащитное действие сельскохозяйственных культур. Науч. журн. КубГАУ, 2011 (65 (01)). 1-11.
14. Моргу́н Ф.Т., Шикула Н.К., Тарарико А.Г. Почвозащитное земледелие. К.: Урожай, 1983. 240 с.
15. Куценко М.В. Просторова оптимізація структури сільськогосподарських угідь. Вісник аграрної науки, 2015 (5). 11 – 15.
16. Круглов О.В. Математика проти ерозії. Український Фермер, 2017 (2). 74 - 76.

References

1. Bulygin, S.Yu. (2005). Formuvannya ecolohichno stal'nykh agrolandshaftiv. [Formation of environmentally sustainable agricultural landscapes]. K.: Urozhay. 300. [in Ukrainian].
2. Kutsenko, M.V. (2014). Kompleksna prostoro'va optymizatsiya struktury sil'skohospodars'kykh uhid': rehionalnuu riven'. [Integrated spatial optimization of the agricultural land structure: regional level]. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv national university series «Ecology»*, 10, 99-105. [In Ukrainian].
3. Kutsenko, M.V., Kruglov, O.V. (2014). Gruntozahysna optymizatsiya struktury sil'skohospodars'kykh uhid'. [Soil-protective optimization of the structure of agricultural lands]. *Visn. ahrarnoyi nauky*, 1. 51-54. [In Ukrainian].
4. Timchenko, D.O., Kutsenko, M.V., Kruglov, O.V., Nazarok, P.G. (2015). Otsynuvannya eroziynoyi nebezpeky gruntiv pid chas provedennya zemlevporyadnykh robit. [Estimation of soil erosion hazard during land surveying works]. *Agroecological journal*, 1. 59-62. [In Ukrainian].
5. Svetlichny, A.A., Cherny, S.G., Shvebs, G.I. (2004). Eroziovedenie: teoreticheskie I prikladnyie aspekty. [Erosiology: theoretical and applied aspects]. Sumy: The University Book. 410. [in Russian].
6. Kutsenko, M.V., Timchenko, D.O. (2016) Teoretychni osnovy orhanizatsiyi systemy ohorony gruntiv vid eroziyi v Ukraini: Monohrafiya. [Theoretical Foundations of Organization of the Soil Protection System against Erosion in Ukraine: Monograph]. Kharkiv: KP “Mis'ka drukarnya”. 240. [In Ukrainian].
7. “Pro zatverdzhennya normatyviv optimal'noho spivvidnoshennya kul'tur u sivozminah v riznykh pryrodno-sil'skohospodars'kykh rehionah”. [“On Approval of the Norms of Optimal Ratio of Crop in Crop rotations in Various Natural-Agricultural Regions”]. Cabinet of Ministers of Ukraine Resolution dated February 11, 2010 No. 164] // The Official Bulletin of Ukraine. 13. 33 - 34. [In Ukrainian].
8. Pro zatverdzhennya Metodichnykh rekomendatsiy shodo rozroblennya proektiv zemleustroyu, sho zabezpechuyut' ecoloho-economiche obhruntuvannya sivozminy ta vporyadkuvannya uhid'. [“On Approval of Methodical Recommendations for the Development of Land Management Projects, Providing Ecological and Economic Justification for Crop rotation and Land Reconciliation”]. Order No. 396 (dated 02.10.2013), *Zemlevporyadnyy visnyk*, 10. 52 - 63. [In Ukrainian].
9. Pro vnesennya zmin do deyakykh zakonodavchykh aktiv shodo sproshennya umov vedennya biznesu (Derehulyatsiya). [“On Amendments to Certain Legislative Acts of Ukraine on Facilitation of Business Conditions (Deregulation)”]. The Law of Ukraine No. 191-VIII / Voice of Ukraine dated 04.04.2015, 61. [In Ukrainian].
10. Yakist' ґрунту. Vyznachennya potentsiynoyi zagrozy eroziyi pid vplyvom doshiv. [Quality of soil. Determination of the potential threat of erosion under the influence of rains].: DSTU 7904: 2015. [Effective from 01-07-2016]. - K. : DP UkrNDNC, 2016. 12 . (National Standard of Ukraine). [In Ukrainian].
11. Achasov, A., Achasova, A. (2016) Do pytannya formuvannya agrarnykh geoinformatsiynykh system. [To the issue of formation of agrarian geoinformation systems]. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv national university series «Ecology»*, 14, 15-19. [In Ukrainian].
12. Mirtshulava, Ts.E. (1970). Inzhenernyie metody raschyota I prognoza vodnoy erozii. [Engineering methods for calculating and forecasting water erosion]. M. : Kolos. 240. [In Ukrainian].
13. Balakay, N.I. (2011). Otsenka intensivnosti proyavleniya erozii i pochvozaschitnoe deystvie selskohozyaystvennykh kultur. [Estimation of intensity of manifestation of erosion and soil protection effect of agricultural crops]. *Sci. journ Kuban State Technical University*, 65 (01). 1-11. [in Russian].
14. Morgun, F.T., Shikula, N.K., Tarariko, A.G. (1983). Pochvozaschitnoe zemledelie. [Soil-protecting agriculture]. K.: Urozhay. 240 p. [In Ukrainian].
15. Kutsenko, M.V. (2015) Prostorova optymizatsiya struktury sil'skohospodars'kykh uhid'. [Spatial optimization of the structure of agricultural lands]. *Visn. ahrarnoyi nauky*, 5. 11 – 15. [In Ukrainian].
16. Kruglov, O.V. (2017). Matematyka proty eroziyi. [Mathematics versus erosion]. *Ukrainian Farmer*, 2. 74 - 76. [In Ukrainian].

Надійшла до редколегії 30.03.2018

УДК 582.573.16+582.573.21(477-751.3)

О. С. МУЗИЧЕНКО, канд. біол. наук, доц., **С. А. БОЙКО**
Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки
пр. Волі 13, м. Луцьк, 43025, Україна
e-mail: oksmuz@meta.ua

ДИНАМІКА ТА ОНТОГЕНЕТИЧНИЙ СТАН ПОПУЛЯЦІЙ *GALANTHUS NIVALIS* L. ТА *ALLIUM URSINUM* L. В НАЦІОНАЛЬНОМУ ПРИРОДНОМУ ПАРКУ «КРЕМЕНЕЦЬКІ ГОРИ»

Мета. Вивчення динаміки та онтогенетичного стану *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. в локалітетах національного природного парку «Кременецькі гори». **Методи.** Польовий, статистичний, аналітичний. **Результати.** Охарактеризовано сучасний стан локалітетів *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L., визначено належність кожного з досліджених локалітетів до певної категорії, згідно з класифікацією Т. О. Работнова (інвазійні, нормальні, регресивні). Побудовано та проаналізовано онтогенетичні спектри локалітетів видів в аспекті їх належності до одного з типів: лівобічні, центровані, правобічні. Визначено частку рослин різних онтогенетичних станів у досліджуваних локалітетах. На основі отриманих результатів визначено онтогенетичну структуру локалітетів *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. в умовах національного природного парку «Кременецькі гори». **Висновки.** В національному природному парку «Кременецькі гори» для *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. виділяють 3 періоди та 6 вікових станів. Встановлено, що усі локалітети повночленні, нормального типу, характеризуються мономодальними, лівосторонніми віковими спектрами із максимумом на особинах прегенеративного періоду. В досліджуваних локалітетах відсутні проростки, але про повночленність їх вікових спектрів свідчить наявність ювенільних особин.

Ключові слова: національний природний парк «Кременецькі гори», *Galanthus nivalis* L., *Allium ursinum* L., динаміка популяцій, вікова структура

Muzychenko O. S., Boiko S. A.

Lesya Ukrainka Eastern European National University

DYNAMICS AND ONTOGENETIC CONDITION POPULATIONS *GALANTHUS NIVALIS* L. AND *ALLIUM URSINUM* L. IN NATIONAL NATURAL PARK «KREMET'S MOUNTAINS»

Purpose. Study of the dynamics and ontogenetic condition of *Galanthus nivalis* L. and *Allium ursinum* L. in the localities of the National Natural Park «Kremenet's Mountains». **Methods.** Field, statistical, analytical. **Results.** The present state of the localities *Galanthus nivalis* L. and *Allium ursinum* L. in the territory of the National Nature Park «Kremenet's Mountains» was described. Affiliation of each studied populations to a certain category was determined, according to classification of T. O. Rabotnov (invasive, normal, regressive). Ontogenetic spectrum of the localities species were constructed and analyzed in the aspect of their belonging to one of the types: left-side, centered, right-side. Proportion of plants of different ontogenic states in the investigated localities was determined. On the basis of the received results there were made conclusions on the ontogenetic structure of *Galanthus nivalis* L. and *Allium ursinum* L. localities in the conditions of the National Nature Park «Kremenet's Mountains» are made. **Conclusions.** In the National Nature Park «Kremenet's Mountains» for *Galanthus nivalis* L. and *Allium ursinum* L. there are three periods and six age classes. It was established that most of populations were full nominated of normal type, and are characterized by monomodal, left-sided age spectrum with maximum on individuals of pregenerative period. In the studied localities, there were no sprouts, but the presence of juvenile specimens indicates the fullness of their age spectrum.

Keywords: National Nature Park «Kremenet's mountains», *Galanthus nivalis* L., *Allium ursinum* L., dynamics of populations, age structure

Музыченко О. С., Бойко С. А.

Восточноевропейский национальный университет имени Леси Украинки

ДИНАМІКА І ОНТОГЕНЕТИЧЕСЬКА СОСТІЯННЯ ПОПУЛЯЦІЙ *GALANTHUS NIVALIS* L. І *ALLIUM URSINUM* L. В НАЦІОНАЛЬНОМУ ПРИРОДНОМУ ПАРКУ «КРЕМЕНЕЦЬКІ ГОРИ»

Цель. Изучение динамики и онтогенетического состояния *Galanthus nivalis* L. и *Allium ursinum* L. в локалітетах національного природного парку «Кременецькі гори». **Методы.** Полевой, статистический, аналитический. **Результаты.** Охарактеризовано современное состояние локалітетов *Galanthus nivalis* L. и *Allium ursinum* L., определена принадлежность каждого из исследованных локалітетов к определенной категории, согласно классификации Т. А. Работнова (инвазионные, нормальные, регрессивные). Построены

и проанализированы онтогенетические спектры локалитетов видов в аспекте их принадлежности к одному из типов: левосторонние, центрированы, правосторонние. Определена доля растений разных онтогенетических состояний в исследуемых локалитетах. На основе полученных результатов определена онтогенетическая структура локалитетов *Galanthus nivalis* L. и *Allium ursinum* L. в условиях национального природного парка «Кременецкие горы». **Выводы.** В национальном природном парке «Кременецкие горы» для *Galanthus nivalis* L. и *Allium ursinum* L. выделяют 3 периода и 6 возрастных состояний. Установлено, что все локалитеты повночленны, нормального типа, характеризуются мономодальными, левосторонними возрастными спектрами с максимумом на особях прегенеративного периода. В исследуемых локалитетах отсутствуют проростки, но о повночленности их возрастных спектров свидетельствует наличие ювенильных особей.

Ключевые слова: национальный природный парк «Кременецкие горы», *Galanthus nivalis* L., *Allium ursinum* L., динамика популяции, возрастная структура

Вступ

Формування екологічної мережі України передбачає збільшення кількості природоохоронних територій та забезпечення зв'язків між ними [11]. Важливою складовою у формуванні природно-заповідного фонду Тернопільської області є національний природний парк «Кременецькі гори», який створений з метою охорони унікальних, цінних, з наукового, природоохоронного та рекреаційного поглядів, природних комплексів та об'єктів. Рідкісними видами рослин, які потребують охорони є всі види роду *Galanthus* (*Amaryllidaceae*) та *Allium* (*Alliaceae*).

Весняні ефемероїди, до яких відносяться представники роду *Galanthus* та *Allium* відіграють важливу роль в широколистяних лісах помірної зони, що виражається у формуванні ними сезонного аспекту, загальною фітомаси трав, ролі в кругообігу нітрогену та інших біогенних елементів. Більшість з них є хорошими ранніми медоносими, окремі види мають господарське значення. В процесі адаптації весняні ефемероїди стали високоспеціалізованою групою рослин широколистяних лісів [14]. Необхідною умовою збереження цінних дикоростучих ефемероїдів є вивчення структури їх природних популяцій залежно від типів лісорослинних умов, антропогенного впливу, відновлення і збільшення сировинних запасів видів у природних умовах (Андрієнко Т. Л. та ін., 1992; Кучерява Л. Ф. та ін., 1994; Кагало О. О. та ін., 2003; Крічфалушій В. та ін., 2003; Дубровський Ю. В., 2007; Діденко І. П., 2009; Дика О. О. та ін., 2010; Любинець І. П., 2010;

Мельник Ю. А. та ін., 2013) [1-4; 6-10].

Galanthus nivalis L. та *Allium ursinum* L. належать до рідкісних видів флори України і занесені до Червоної книги (2009) з категорією – неоцінений вид. В сучасних умовах зникають первинні місцезростання цих видів, скорочуються їх ареали, відбувається інсуляризація популяцій, що у свою чергу призводить до зменшення кількості особин та змін просторової та вікової структури ценопопуляцій. Проліски становлять інтерес також як декоративні та лікарські рослини, які заслуговують широкого впровадження в культуру.

Популяції *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. знаходяться на території НПП «Кременецькі гори», яка входить до зони регульованої рекреації, тому спостереження за станом популяцій цих видів є вкрай необхідними, оскільки ці рослини зазнають значного антропогенного впливу, що проявляється у зриванні квітів, дуже часто з цибулинами, витоптуванні, рекреаційному навантаженні, використанні *Allium ursinum* L. як цінної харчової та лікарської рослини.

У зв'язку з категорією «неоцінений» необхідні детальні популяційні дослідження видів, виконані не в один сезон, а в багаторічній динаміці, які повинні стати основою для оцінки загроз видів і вироблення заходів по їх охороні.

Метою роботи є вивчення динаміки та онтогенетичного стану популяцій *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. в умовах національного природного парку «Кременецькі гори».

Методика дослідження

Умови зростання *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. досліджувались на території НПП «Кременецькі гори» Тернопільсь-

кої області протягом 2012-2016 рр. Досліджено 3 локалитети *Galanthus nivalis* L. на території парку, які знаходяться на горах

Страхова, Маслятин та у Білокриницькому науково-дослідному природоохоронному відділенні (НДПВ) (кв. 34 вид. 2). Популяція *Allium ursinum* L. розташована у Білокриницькому НДПВ (кв. 34 вид. 2).

Вивчалась загальна чисельність особин у локалітетах та їх онтогенетичний стан. Чисельність визначали шляхом підрахунку кількості особин на всій площі локалітету та кількість особин кожної вікової групи для обох видів. Вивчення індивідуального розвитку проводили згідно концепції дискретного опису онтогенезу [12; 15]. Одиницею підрахунку були морфологічні особини, серед яких виділяли наступні онтогенетичні стани: *j* – ювенільні, *im* – іматурні, *v* – віргінільні (вегетативні) і *g* – генеративні [10; 13].

Проростки *Galanthus nivalis* L.

Результати дослідження

Територія НПП «Кременецькі гори» характеризується поширенням дубово-грабових лісів, острівним розташуванням букових лісів, рослинністю вапнякових відслонень та наявністю формації *Festuceta pallens* Host. На деяких ділянках зустрічаються острівці сосново-дубових лісів за участю *Quercus petraea* Liebl. у деревостані та майже повною відсутністю степової рослинності.

Galanthus nivalis L. належить до родини *Amaryllidaceae*. Це європейсько-середземноморський вид на східній межі ареалу. Поширений в Центральній Європі, Середземномор'ї, Передкавказзі. В Україні зустрічається переважно в Правобережному Лісостепу, Карпатах, Передкарпатті, Західному Поділлі, Розточчі, рідше в Лівобережному Лісостепу [1]. Знищення популяцій підсніжника охоплює все нові і нові місцевості, що веде до значного скорочення ареалу цього виду на Україні. На сьогодні підсніжники знищені в ближніх округах великих міст таких як Київ, Житомир, Тернопіль та інших.

Galanthus nivalis L. – ранньовесняна ефемероїдна рослина, геофіт, мезофіт. Багаторічна трав'яниста рослина 8-20 см заввишки із підземною цибулиною. Цвіте у березні-квітні, запилюється комахами, плодоносить в травні-липні. Розмножується цибулинами та насінням. Протягом 3-12 років насіння може перебувати у спокої. Молоді рослини зацвітають лише на 4-8 рік після проростання, у випадку якщо їх ніхто не

з'являються восени, а навесні проявляються як ювенільні рослини, тому їх підрахунок не проводили. Сенільні особини *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. у природних умовах утворюються дуже рідко, тому їх також не враховували. На основі підрахунку у кожному локалітеті кількості рослин кожного онтогенетичного стану визначили її онтогенетичну структуру.

Класифікацію популяцій видів проводили за Т. О. Работновим, який виділяв: інвазійні – популяції, у складі яких переважають пререпродуктивні особини, нормальні – у них переважають репродуктивні рослини, регресивні – надмірно пострепродуктивні особини [12]. Вікові спектри визначали за класифікацією Л. Б. Заугольової та ін. [5].

згубить ще до цвітіння Дуже цінна декоративна рослина. Цибулини отруйні [16].

Малий життєвий цикл у *Galanthus nivalis* L. триває три роки. На першому році закладається брунька відновлення у вигляді недиференційованих клітин меристеми. Під кінець другого року брунька являє собою повністю сформований пагін, який проростає на третій рік. Цибулинні м'ясисті луски підсніжників зберігаються ще один або два-п'ять років.

В ході онтоморфогенезу види роду *Galanthus* проходять всі фази розвитку від насінини до генеративної рослини. За тривалістю великого життєвого циклу підсніжник відноситься до рослин з тривалим життєвим циклом – 5 років, прегенеративний період триває 4 роки [3].

При вивченні великого життєвого циклу (онтоморфогенезу) видів роду *Galanthus* в НПП «Кременецькі гори» нами виділено 3 періоди вікових станів та 6 вікових груп. У Білокриницькому НДПВ (кв. 34 вид. 2) популяція підсніжника перебуває у задовільному стані, про що свідчить значне зростання загальної чисельності особин у 2016 р. (табл. 1). Аналіз онтогенетичного стану популяції у цьому локалітеті показує зменшення генеративних особин впродовж періоду дослідження (з 36,16% у 2012 р. до 14,34% у 2016 р.), що, ймовірно, пов'язано з антропогенним впливом – збиранням квітів на букети, вириванням їх з цибулинами, пересадкою на присадибні ділянки та ін.

Особливістю онтогенезу *Galanthus-*

Таблиця 1

Динаміка вікових станів та чисельності популяції *Galanthus nivalis* L. у Білокриницькому науково-дослідному природоохоронному відділенні (кв. 34 вид. 2)

Рік	Особини	Онтогенетичний стан особин						Загальна чисельність популяції
		<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g</i>	<i>s</i>	
2012	Кількість	0	2530	1550	3140	4090	0	11310
	Частка, %	0	22,37	13,71	27,76	36,16	0	100
2013	Кількість	0	1090	2170	3480	2980	0	9720
	Частка, %	0	11,21	22,33	35,80	30,66	0	100
2014	Кількість	0	2220	2070	2880	2410	0	9580
	Частка, %	0	23,17	21,79	30,06	25,16	0	100
2016	Кількість	0	13345	3100	2460	3165	0	22070
	Частка, %	0	60,47	14,05	11,15	14,34	0	100

nivalis L. у парку є відсутність сенільних форм, що пов'язано з особливою життєвою формою видів роду *Galanthus* – цибулинні рослини. Цибулини пролісків можуть складатись із соковитих лусок двох або кількох вегетаційних періодів. Решта лусок виснажується, відмирає і виконує захисну функцію. Такий цикл розвитку лусок дозволяє цибулині відновлюватись через кожні два або більше років, забезпечуючи тривалу генеративну стадію розвитку особини [9].

Впродовж усього періоду дослідження, незважаючи зміну частки вікових груп у популяції проліску у Білокриницькому

НДПВ (кв. 34 вид. 2) вона залишалась повночленною, нормальною (рис. 3).

На горі Страхова загальна кількість особин у локалітеті за період спостереження поступово зростала: 3330 особин у 2012р. до 5009 у 2016 р. (табл. 2). Протягом 2012-2013 рр. дана популяція була повночленною, нормальною, проте у 2016 р. відмічається різке зменшення частки генеративних особин – до 10,38%, що призводить до переходу у лівобічний спектр у віковій структурі (рис. 4). Низька частка генеративних особин знижує потенційну можливість відновлення популяції насіннєвим шляхом.

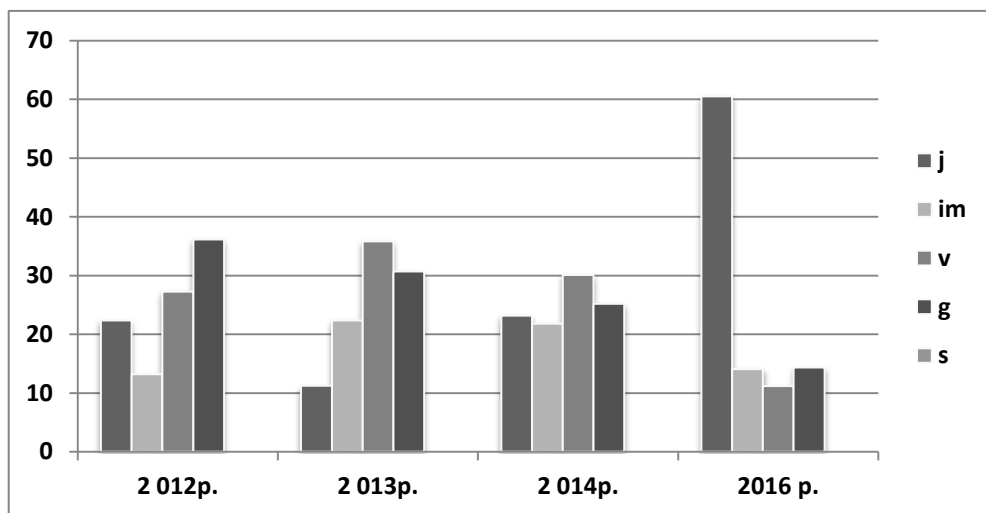


Рис. 3 – Віковий спектр популяції *Galanthus nivalis* L. у Білокриницькому науково-дослідному природоохоронному відділенні (кв. 34 вид. 2), (%)

На БП-4К на горі Маслятин за час обліку загальної чисельності особин було виявлено: 2012 р. – 13880 особин; 2013 р. – 11550 особин; 2014 р. – 13350 особин; 2016 р. – 9850 особин.

Популяція проліска в даному локалітеті порівняно з попередніми роками зменшилася. Так у 2016 р. відмічається різке зменшення кількості генеративних рослин з 30,74% у 2013 р. до 13,66% у 2016 р., що,

Таблиця 2

Динаміка вікових станів та чисельності популяції *Galanthus nivalis* L. на горі Страхова

Рік	Особини	Онтогенетичний стан особин						Загальна чисельність популяції
		<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g</i>	<i>s</i>	
2012	Кількість	0	560	890	730	1150	0	3330
	Частка, %	0	16,82	26,73	21,92	34,54	0	100
2013	Кількість	0	990	1140	1120	1480	0	4630
	Частка, %	0	21,38	24,62	24,19	31,97	0	100
2014	Кількість	0	1410	1010	730	520	0	3670
	Частка, %	0	38,42	27,52	19,89	14,17	0	100
2016	Кількість	0	2749	980	580	700	0	5009
	Частка, %	0	54,88	19,56	11,58	10,38	0	100

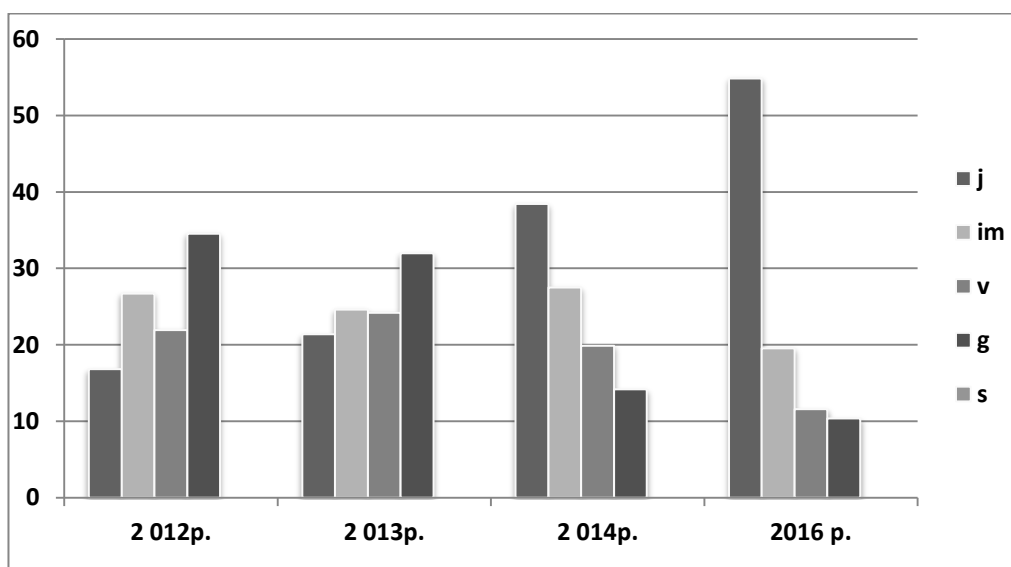


Рис. 4 – Віковий спектр популяції *Galanthus nivalis* L. на горі Страхова, (%)

очевидно, може бути пов'язано з антропогенним впливом.

Дана популяція з вікового спектру із слабо вираженим правостороннім максимумом (частка генеративних особин у 2012-13 рр. сягала 29,83-30,74%) перейшла у ві-

ковий спектр лівосторонній, де у 2016 р. переважали ювенільні особини 53,31% (табл. 3, рис. 5).

Дослідження популяції *Galanthus nivalis* L. в НПП «Кременецькі гори» вказує, що в останні роки під впливом антро-

Таблиця 3

Динаміка вікових станів та чисельності популяції *Galanthus nivalis* L. на горі Маслятин

Рік	Особини	Онтогенетичний стан особин						Загальна чисельність популяції
		<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g</i>	<i>s</i>	
2012	Кількість	0	3260	3190	3290	4140	0	13880
	Частка, %	0	23,49	22,98	23,70	29,83	0	100
2013	Кількість	0	2040	2100	3860	3550	0	11550
	Частка, %	0	17,66	18,18	34,42	30,47	0	100
2014	Кількість	0	4880	2920	4070	1480	0	13350
	Частка, %	0	36,55	21,87	30,49	11,09	0	100
2016	Кількість	0	5251	1577	1480	1345	0	9850
	Частка, %	0	53,31	16,01	17,03	13,66	0	100

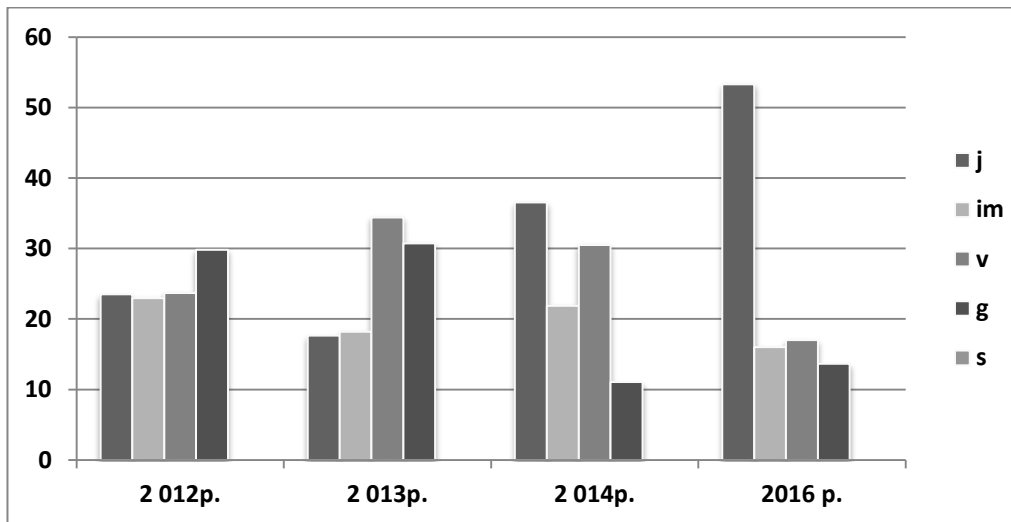


Рис. 5 – Віковий спектр популяції *Galanthus nivalis* L. на горі Маслятин, (%)

погенних чинників відбувається зменшення частки генеративних особин, що в подальшому може призвести до різкого зменшення чисельності особин за відсутності достатнього насінневого поновлення.

Allium ursinum L. – євразійський вид, поширений в гірських районах Західної і Центральної Європи, Скандинавії, Середземномор'я, Малої Азії, Кавказу. Вид належить до флороценотичного комплексу широколистяних лісів, є постійним компонентом угруповань буково-ялицевих лісів та дубових лісів. У цих типах лісу має відносно широку еколого-ценотичну амплітуду і росте майже в усіх лісах Заходу України, за участю *Quercus robur* L. на суглинистих та супіщаних ґрунтах із середнім рівнем зволоженості [16]. В Україні спорадично трапляється на Поліссі, у Лісостепу, у Карпатах. Вид зростає як у районах з інтенсивним господарюванням, так і з надмірним рекреаційним навантаженням, внаслідок чого руйнуються первинні місцезростання виду. Значної шкоди виду завдають зривання листків і викопування цибулин. Усе це спричинило різке скорочення ареалу та чисельності виду. У «Червоній книзі України» віднесений до категорії неоцінених.

Трав'яна багаторічна рослина заввишки 20-50 см, з різким характерним запахом. Пізньовесняний ефемероїд, геофіт, кальцієфіл, тіньовитривалий евтрофний мезофіт. Цвіте у травні-червні. Зацвітає на четвертому році життя, загальна тривалість життя окремих особин не перевищує 8 ро-

ків. Розмножується насінням і вегетативно (щорічно змінюються цибулинами).

Allium ursinum L. інтенсивно знищують внаслідок високих харчових і лікарських властивостей, оскільки рослина містить ефірну олію, вітаміни, ферменти. Масовий збір на продаж рідкісних рослин призводить до послаблення, а у невеличких місцезростаннях – до повного пригнічення насінневого та вегетативного поновлення. Це призводить до генетичного виродження.

Великий життєвий цикл виду складається з 4 вікових періодів (латентний, прегенеративний, генеративний та постгенеративний) та 7 вікових станів (*se* – насінина, *p* – проростки, *j* – ювенільні, *im* – іматурні, *v* – віргінільні, *g* – генеративні та *s* – сенільні рослини). Одночасно з насінневим поновленням, відбувається вегетативне з формуванням клонів, від яких відособлюються бокові пагони [3].

За нашим дослідженням в умовах парку ценопопуляція *Allium ursinum* L. характеризується моноmodalним лівостороннім віковим спектром з абсолютним максимумом ювенільних особин (61,44-64,79%) (табл. 4, рис. 6).

Популяція *Allium ursinum* L. у парку «Кременецькі гори» знаходиться у дефінітивному стані за рахунок переважання молодих особин [5]. Такий віковий спектр можна назвати повночленним лівостороннім, а сама популяція характеризується як нормальна інвазійна.

Таблиця 4

Склад вікових груп в популяції *Allium ursinum* L. у Білокриницькому науково-дослідному природоохоронному відділенні (кв. 34 вид. 2)

Рік	Особини	Онтогенетичний стан особин						Загальна чисельність популяції
		<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g</i>	<i>s</i>	
2013	Кількість	0	10660	3380	930	2210	0	17180
	Частка, %	0	62,05	19,68	5,41	12,86	0	100
2014	Кількість	0	10943	2989	843	2115	0	16890
	Частка, %	0	64,79	17,70	4,99	12,52	0	100
2016	Кількість	0	17180	5685	1564	3534	0	27963
	Частка, %	0	61,44	20,33	5,59	12,64	0	100

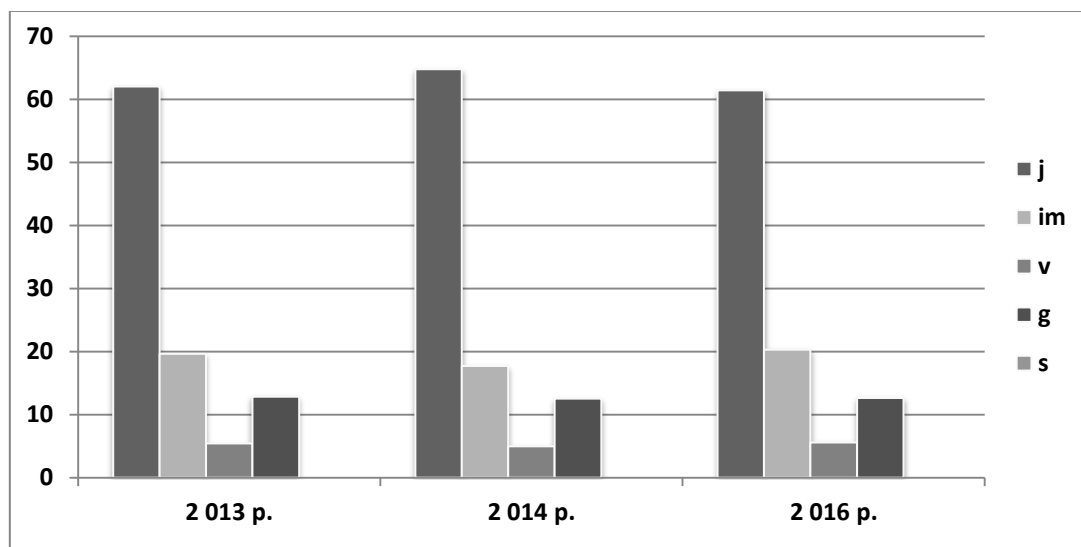


Рис. 6 – Віковий спектр популяції *Allium ursinum* L. у Білокриницькому науково-дослідному природоохоронному відділенні (кв. 34 вид. 2), (%)

Висновки

В результаті досліджень *Galanthus nivalis* L. та *Allium ursinum* L. в НПП «Кременецькі гори» встановлено, що в усіх локалітетах види знаходяться у задовільному стані. Характерними ознаками ценопопуляцій даних видів – відсутність сенільних форм та мономодальність онтогенетичних спектрів. Під впливом антропогенних чинників в парку чисельність особин популяції *Galanthus nivalis* L. залишається відносно стабільною, проте відбувається перерозподіл у вікових групах з вираженим зменшенням частки генеративних особин у локалітетах. Популяція *Allium ursinum* L. – інвазійна, характеризується лівостороннім віковим спектром з переважанням ювенільних особин.

Рациональне використання і збережен-

ня червонокнижних видів потребує ґрунтового дослідження закономірностей поширення та еколо-ценотичної приуроченості, можливостей відновлення, визначення природних запасів сировини та збільшення сировинної бази. Для збереження і відтворення даних видів в умовах НПП «Кременецькі гори» необхідно проводити комплекс заходів: продовження інвентаризаційних робіт, покращення режиму освітленості у лісостанах, припинення збору квітів, виривання і викопування рослин, здійснення постійного моніторингу стану популяцій для своєчасного застосування активних заходів охорони, проводити збір насіння з подальшим його штучним розведенням шляхом висівання та ін.

Література

1. Андриенко Т. Л., Мельник В. И., Якушина Л. А. Распространение и структура ценопопуляций *Galanthus nivalis* (Amaryllidaceae) на Украине // Бот. журнал. 1992. Т. 77, № 3. С. 1689–1700.
2. Дика О. О., Хомин І. Г., Ференц Н. М., Петрущак Ю. І. Динаміка вікової структури ценопопуляцій

- Galanthus nivalis* L. на території природного заповідника «Розточчя» // Науковий вісник НЛТУ України. 2010. Т. 20, Вип.16. С. 160–167.
3. Діденко І. П. Онтогенетична структура популяцій *Allium ursinum* L. у природних фітоценозах та в умовах Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАНУ // Вісник Київського національного університету ім. Тараса Шевченка: Інтродукція та збереження рослинного різноманіття. 2009. Вип. 24. С. 118–119.
 4. Дубровський Ю. В. Розведення цибулі ведмежої на вологих грабово-кленових фаціях Голосіївського лісу // Екологія Голосіївського лісу. Монографія. К. : Фенікс, 2007. С. 101–106.
 5. Заугольнова Л. Б., Жукова Л. А., Комаров А. С., Смирнова О. В. Ценопопуляції растений (очерки популяционной биологии. М.: Наука, 1988. 184 с.
 6. Кагало О. О., Сичак Н. М. Рідкісні, зникаючі та інші види судинних рослин Львівської області (Україна), які потребують охорони // Наукові основи збереження біотичної різноманітності: Тематичний збірник Ін-ту екології НАН України. 2003. Вип. 4. С. 47–58.
 7. Крічфалушій В., Будников Г. Рідкісні види судинних рослин Українських // Праці Наукового товариства ім. Шевченка. Львів, 2003. Т. XII: Екологічний збірник. Екологічні проблеми Карпатського регіону. С. 182–192.
 8. Кучерява Л. Ф., Ткаченко О. В. Особливості онтогенезу та стан ценопопуляцій *Allium ursinum* L. у заказнику «Лісники» // Вивчення онтогенезу рослин природних та культурних флор у ботанічних закладах Європи. – К.-Львів, 1994. – С. 118–120.
 9. Любинець І. П. Дослідження ценопопуляцій цибулі ведмежої *Allium ursinum* L. на Українському Розточчі // Науковий вісник НЛТУ України : Природничі дослідження на Розточчі. Львів : РВВ НЛТУ України. 2010. Вип. 20.16. С. 174–180.
 10. Мельник Ю. А., Тимочко І. Я., Гриник О. М. Вікова структура ценопопуляцій *Allium ursinum* L. басейну ріки Свічі (Горгани) // Науковий вісник НЛТУ України: Актуальні проблеми лісового та садово-паркового господарства. Львів: РВВ НЛТУ України. 2013. Вип. 23.6. С. 300–303.
 11. Музиченко О. С., Веселуха Т. В. Природно-заповідний фонд Ківерцівського району Волинської області // Людина та довкілля. Проблеми неоекології. № 1-2(27), 2017. С. 86–94.
 12. Работнов Т. А. Жизненный цикл многолетних травянистых растений в луговых ценозах // Труды БИИ АН СССР. 1950. Сер. 3: Геоботаника. Вып. 6. С. 70–204.
 13. Смирнова О. В., Заугольнова Л. Б., Ермакова И. М. и др. Ценопопуляції растений (основные понятия и структура). М.: Наука, 1976. 217 с.
 14. Стойко С. М., Ященко П. Т., Кагало О. О., Мілкіні Л. І. та ін. Раритетний фітогеофонд західних регіонів України (Созологічна оцінка й наукові засади охорони). Львів: Ліга-Прес, 2004. 232 с.
 15. Уранов А. А. Возрастной спектр фитоценопопуляций как функция времени и энергетических волновых процессов // Биологические науки. 1975. №2. С. 7–33.
 16. Червона книга України. Рослинний світ [за ред. Я. П. Дідуха]. К.: Глобалконсалтинг, 2009. 900с.

References

1. Andrienko T. L., Mel'nik V. I., YAkushina L. A. (1992). Rasprostranenie i struktura cenopopulyacij *Galanthus nivalis* (Amaryllidaceae) na Ukraine [The distribution and structure of the cenopopulations of *Galanthus nivalis* (Amaryllidaceae) in Ukraine]. *Bot. Journal*, 77(3), 1689–1700. [in Russian].
2. Dykab O. O., Khomyn, I.H., Ferents, N.M., & Petruschak, Y.I. (2010). Dynamika vikovoi struktury tsenopopuliacii *Galanthus nivalis* L. na terytorii pryrodnoho zapovidnyka «Roztochchia». [Dynamics of the age structure of the Galopterus populations *Galanthus nivalis* L. in the territory of the Natural Reserve "Roztochchia"]. *Scientific Bulletin of the National Academy of Sciences of Ukraine*, 20(16), 160-167. [in Ukrainian].
3. Didenko, I.P. (2009). Ontohenetychna struktura populiacii *Allium ursinum* L. u pryrodnykh fitotsenozakh ta v umovakh Natsionalnoho dendrolohichnoho parku «Sofiiivka» NANU . [The ontogenetic structure of *Allium ursinum* L. populations in natural phytocoenoses and in the conditions of the National Dendrology Park "Sofiyivka" of the National Academy of Science of Ukraine]. *Bulletin of the Taras Shevchenko Kyiv National University : Introduction and conservation of plant diversity*, 24, 118-118. [in Ukrainian].
4. Dubrovskiy, Y.V. (2007). Rozvedennia tsybuli vedmezhoi na volohykh hrabovo-klenovykh fatsiiah Holiivskoho lisu.[Breeding of bear onions on wet hornbeam and maple facies of Goloseyevsky forest]. *Ecology of Holiivsky forest*. 101-106. [in Ukrainian].
5. Zaugol' nova , L.B., Zhukova, L.A., Komarov , A.S., Smirnova, O.V. (1988). Cenopopulyacii rastenij (oчерki populyacionnoj biologii. Moskva: Nauka. [in Russian].
6. Kahalo , O.O., Sychak , N.M. (2003). Ridkisni, znykaiuchi ta inshi vydy sudynnykh roslyn Lvivskoi oblasti (Ukraina), yaki potrebiut okhorony [Rare, endangered and other types of vascular plants of the Lviv region (Ukraine) requiring protection]. *Scientific bases of preservation of biotic diversity: Thematic collection of the*

- Institute of Ecology of the National Academy of Sciences of Ukraine*, 4, 47-58. [in Ukrainian].
7. Krichfalushii, V., Budnykov, H. (2003). Ridkisini vydy sudynnykh roslyn Ukrainskykh. [Rare species of vascular plants of the Ukrainian]. *Proceedings of the Scientific Society named after. Shevchenko Lviv: Ecological collection. Environmental problems of the Carpathian region*, 12, 182-192. [in Ukrainian].
 8. Kucheriava, L.F., Tkachenko, O.V. (1994). Osoblyvosti ontogenezu ta stan tsenopopulatsii *Allium ursinum* L. u zakaznyku «Lisnyky». [Features of ontogenesis and the state of cenopopulations of *Allium ursinum* L. in the reserve "Lisniki"]. Study of the ontogenesis of plants of natural and cultural flora in botanical establishments of Eurasia. *Kuiv.-Lviv*, 118-120. [in Ukrainian].
 9. Liubynets, I.P. (2010). Doslidzhennia tsenopopulatsii tsybuli vedmezhoi *Allium ursinum* L. na Ukrainському Roztochchi [Investigation of the cenopoles of the onion of the Bear *Allium ursinum* L. in the Ukrainian Roztoczch] *Scientific Bulletin of the NLTU of Ukraine: Natural Studies in Roztochchi*. Lviv: RVB NLTU of Ukraine, 20(16), 174-180. [in Ukrainian].
 10. Melnyk, Y.A., Tymochko, I.Y., & Hrynyk, O.M. (2013). Vikova struktura tsenopopulatsii *Allium ursinum* L. baseinu riky Svichi (Horhany) [Age structure of cenopopulations of *Allium ursinum* L. in the basin of the Svichi river (Gorgany)]. *Scientific herald of NLTU of Ukraine: Actual problems of forestry and garden-park economy*. Lviv: RVB NLTU of Ukraine, 23(6), 300-303. [in Ukrainian].
 11. Muzychenko, O.S., & Veselukha, T.V. (2017). Pryrodno-zapovidnyi fond Kivertsivskoho raionu Volynskoi oblasti. [Nature conservation fund of the Kiverts district of the Volyn region]. *Man and environment. Issues of neoecology*, 1-2(27), 86-94. [in Ukrainian].
 12. Rabotnov T. A. (1950). ZHiznennyi tsikl mnogoletnih travyanistykh rastenij v lugovykh cenozach [Life cycle of perennial herbaceous plants in meadow cenoses]. *Proceedings of the Academy of Sciences of the USSR Academy of Sciences. Ser. 3: Geobotany*, 6, 70–204. [in Russian].
 13. Smirnova O. V., Zaughol'nova L. B., Ermakova I. M. (1976). Cenopopulyacii rastenij (osnovnye ponyatiya i struktura). [Cenopopulations of plants (basic concepts and structure)]. Moscow: Nauka, 217. [in Russian].
 14. Stoiko, S.M., Yashchenko, P.T., Kahalo, O.O., Milkini, L.I. (2004). Rarytetnyi fitohenofond zakhidnykh rehioniv Ukrainy (Sozologichna otsinka y naukovi zasady okhorony). [Rarity phytogenic fund of the western regions of Ukraine (Sozological evaluation and scientific principles of protection)]. Lviv: Liha-Pres, 232. [in Ukrainian]. [in Ukrainian].
 15. Uranov A. A. (1975). Vozrastnoj spektr fitocenopopulyacij kak funkciya vremeni i ehnergeticheskikh volnovykh processov [Age spectrum of phytocenopopulations as a function of time and energy wave processes]. *Biological Sciences*, 2, 7–33. [in Russian].
 16. Didukh, Y.P. (2009). Shchervona knyha Ukrainy. Roslynnnyi svit. [The Red Book of Ukraine. Vegetable world]. Kyiv: Hlobalkonsal'tynh. [in Ukrainian].

Надійшла до редколегії 16.04.2018

АНТРОПОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ПРИРОДНЕ СЕРЕДОВИЩЕ

УДК 504.064.4

Т. А. САФРАНОВ, д-р геол.-мін. наук, проф.
Одеський державний екологічний університет
вул. Львівська, 15, м. Одеса, 65016
e-mail: safranov@ukr.net

МІНЕРАЛІЗАЦІЯ ПИТНИХ ВОД ЯК ПОКАЗНИК ЇХ ЯКОСТІ ТА ФАКТОР ВПЛИВУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

Мета. Оцінка мінералізації питних вод як показника їх якості та можливого впливу на стан здоров'я населення урбанізованих територій України. **Методи.** Оцінка ступеню мінералізації питних вод базується на дослідженнях організацій, що забезпечують водопостачання окремих урбанізованих територій України. **Результати.** Надана оцінка мінералізації питних вод із поверхневих та підземних джерел водопостачання як показника їх якості і можливого впливу на здоров'я населення окремих урбанізованих територій України. **Висновки.** Для питних вод характерні відхилення від діапазону оптимальних значень мінералізації та інших показників фізіологічної повноцінності мінерального складу. Відзначається зв'язок між ступенем мінералізації (збалансованістю мінерального складу) питних вод і станом здоров'я населення.

Ключові слова: мінералізація, оптимальний вміст, здоров'я населення

Safranov T. A.

Odessa State Environmental University

MINERALIZATION OF DRINKING WATER AS INDICATOR OF WATER QUALITY AND FACTOR OF THE INFLUENCE TO THE HUMAN HEALTH

Purpose. The hygienic aspect of drinking water safety and quality can be defined by the indices of epidemic safety, sanitary, chemical and radiation indices, as well as the optimal content of mineral substances, i.e. a mineral composition adequate to the physiological need of a human body: total hardness, total alkalinity, the content of iodine, potassium, calcium, magnesium, sodium, fluorine and solid residual (mineralization) Assessment of drinking water mineralization as indicator of water quality. Possible impact of mineralization level to the health of population in urbanized territories of Ukraine. **Methods.** Assessment of drinking water mineralization level is based on water supply organizations providing the investigations in the different urbanized territories of Ukraine. **Results.** The estimation of drinking water mineralization from surface and underground sources for water supply of local urbanized territories of Ukraine had been done. Also the analysis of water quality indicator in this content and possible influence on human health had been presented. **Conclusions.** Fluctuations of mineralization and indicators of the physiological usefulness of the mineral composition compared with the range of optimum had been marked as a distinguishing. After clearing underground waters in pumped-out complexes, their mineralization is usually reduced to an optimal value, but also significantly reduces the concentration of calcium, magnesium and other essential elements. Numerous literary indications indicate a connection between the level of mineralization (composition) of drinking water and the state of health of the population. There is a correlation between the level of mineralization (balance of mineral composition) of drinking water and human health. Long-term consumption of drinking water with an imbalance of essential mineral components can be one of the negative impacts on public health.

Key words: mineralization, optimal condition, human health

Сафранов Т. А.

Одесский государственный экологический университет

МИНЕРАЛИЗАЦИЯ ПИТЬЕВЫХ ВОД КАК ПОКАЗАТЕЛЬ ИХ КАЧЕСТВА И ФАКТОР ВЛИЯНИЯ НА ЗДОРОВЬЕ НАСЕЛЕНИЯ

Цель. Оценка минерализации питьевых вод как показателя их качества и возможного влияния на состояние здоровье населения урбанизированных территорий Украины. **Методы.** Оценка степени минерализации питьевых вод базируется на исследованиях организаций, обеспечивающих водоснабжение отдельных урбанизированных территорий Украины. **Результаты.** Дана оценка минерализации питьевых из поверхностных и подземных источников водоснабжения как показателя их качества и возможного

влияния на здоровье населения отдельных урбанизированных территорий Украины. **Выводы.** Для питьевых вод характерны отклонения от диапазона оптимальных значений минерализации и других показателей физиологической полноценности минерального состава. Отмечается связь между степенью минерализации (сбалансированностью минерального состава) питьевых вод и состоянием здоровья населения.

Ключевые слова: минерализация, оптимальное содержание, здоровье населения

Вступ

Одним із важливих показників фізіологічної повноцінності мінерального складу (ФПМС) питної води є величина її мінералізації, тобто загального вмісту мінеральних речовин, яка виражається у вигляді суми іонів, всіх мінеральних компонентів або сухого залишку (кількість органічних речовин у сухому залишку звичайно не більше 10%, тому цей показник характеризує загальну мінералізацію питних вод).

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.) – 500 мг/дм³. ДСанПіН 2.2.4-171-10 [1] величина сухого залишку, як санітарно-хімічного показника складає: ≤ 1000 (1500) мг/дм³ (вода водопровідна, вода з колодязів та каптажів дже-

рел); ≤ 1000 мг/дм³ (вода фасована, з пунктів розливу та бюветів). Як показник ФПМС питної води, що визначає адекватність мінералізації біологічним (фізіологічним) потребам організму, у [1] оптимальні значення сухого залишку 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 у [1]. 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.

Встановлення залежності між ступенем мінералізації питних вод і станом здоров'я населення є актуальною задачею, оскільки значна частина поверхневих і підземних джерел питного водопостачання урбанізованих територій України не відповідають вимогам фізіологічної повноцінності мінерального складу питних вод.

Методика дослідження

Оцінка ступеня мінералізації питних вод базується на дослідженнях організацій, що забезпечують водопостачання окремих урбанізованих територій України. При проведенні дослідження використані опубліковані дані, а також матеріали власних розробок, присвячених оцінці збалансованості мінерального складу питних вод із поверх-

невих і підземних джерел питного водопостачання урбанізованих територій України. Отриманні значення мінералізації питних вод порівнювалися з оптимальними значеннями цього показника [1]. Таким чином, визначались значення мінералізації, які вищі або нижчі за нормативні значення.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

Відомо, що основний хімічний склад природних вод визначається вмістом головних аніонів (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^-) і катіонів (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+). Звичайно, у водах материкового стоку, які є основними джерелами питного водопостачання, спостерігаються такі співвідношення: $HCO_3^- > SO_4^{2-} > Cl^-$; $Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^+$ або $Ca^{2+} > Na^+ > Mg^{2+}$. По мірі збільшення мінералізації води відбувається поступове досягнення межі розчинності слабозчинних солей і тому в істотно мінералізованих природних водах спостерігаються діаметрально протилежні

співвідношення головних аніонів і катіонів: $HCO_3^- < SO_4^{2-} < Cl^-$; $Ca^{2+} < Mg^{2+} < Na^+$. Головні іони є санітарно-хімічними показниками безпечності та якості питної води [1]. Гідрокарбонати (HCO_3^-) у питній воді визначають лужність, яка у фасованих водах повинна бути ≤ 6,5 ммоль/дм³. Сульфати (SO_4^{2-}) в кількостях понад 500 мг/дм³ надають воді гіркувато-солонуватого присмаку, вони несприятливо впливають на шлункову секрецію і можуть спричинювати диспепсичні явища (особливо при одночасному великому вмісті Mg^{2+}), тому їх норма

у питній воді повинна бути ≤ 250 (500) мг/дм³. Хлориди (*Cl*) надають воді солонуватий присмак і несприятливо впливають на шлункову секрецію. Ось чому вміст *Cl* у питній воді не повинен перевищувати 250 (350) мг/дм³. Високу фізіологічну активність має кальцій, – він виконує в організмі різноманітні функції, такі як формування кісткової тканини, мінералізація зубів, регуляція внутрішньоклітинних процесів, регуляція процесів нервової провідності та м'язових скорочень, підтримання стабільної серцевої діяльності. Його надлишок в організмі може спричинити артрит, остео дистрофію, остеофіброз, м'язову слабкість та ін. Дефіцит же кальцію є причиною 147 захворювань (остеопороз, тахікардія, аритмія, побіління рук і ніг, ниркова та печінкова коліки, підвищена дратівливість тощо) [3]. Вміст Ca^{2+} у фасованих водах повинен бути ≤ 130 мг/дм³, але за рекомендаціями ВООЗ, оптимальний його вміст визначається в діапазоні 20-80 мг/дм³. Найважливішим внутрішньоклітинним елементом є магній. Нормальний рівень *Mg* в організмі необхідний для забезпечення багатьох життєво важливих процесів; особливе він зміцнює імунну систему. Надмірна ж кількість *Mg* спричиняє послаблювальний ефект. А зі зниженням концентрації *Mg* в крові спостерігаються симптоми збудження нервової системи аж до судом. Зменшення вмісту *Mg* в організмі призводить до збільшення вмісту *Ca*, надмірна кількість *Mg* – до дефіциту *Ca* і *P*. Оскільки основна частина *Mg* потрапляє до організму людини з продуктами харчування, то питання щодо значення концентрації Mg^{2+} в питних водах є дискусійним, але така форма магнію характеризується більш вірогідним ступенем біонакопичення, ніж магній у продуктах харчування. Припускають, що вміст Mg^{2+} в питних водах може бути вирішальним для тих людей, які отримують його в незначних кількостях з продуктами харчування, але в той же час п'ють воду з високим вмістом Mg^{2+} . Виявлено зв'язок між вмістом магнію у воді й серцевому м'язі, у скелетному м'язі й коронарних артеріях [17]. Нормативний вміст Mg^{2+} у фасованих водах повинен бути ≤ 80 мг/дм³, але за рекомендаціями ВООЗ його оптимальний вміст Mg^{2+} визначається в діапазоні 10-30 мг/дм³. Натрій є життєво важливим міжклітинним та внутрішньоклітинним елементом, який забезпечує необхідну буферність крові, регулює кров'яний тиск, водний обмін, активізує травні фер-

менти, регулює нервову та м'язову тканини. Із вмістом натрію пов'язують також спроможність тканин утримувати воду. При високій концентрації Na^+ (водночас дефіцит Ca^{2+}) утворюється специфічна лужна фосфатаза, що є біохімічним маркером таких захворювань як остеопороз, остеомаляція [3]. Вважається, що загальна зміна мінерального складу питної води позначається на здоров'ї людини через багато років, а зниження концентрації Ca^{2+} і Mg^{2+} в питній воді відбивається на самопочутті практично миттєво. Na^+ є санітарно-токсикологічним показником безпечності та якості питної води [1] і його вміст складає ≤ 200 мг/дм³.

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) з вмістом HCO_3^- ≤ 30 мг/дм³, Ca^{2+} ≤ 30 мг/дм³, лужності $\leq 6,5$ ммоль/дм³, Na^+ ≤ 200 мг/дм³, B $\leq 0,5$ мг/дм³, Br $\leq 0,01$ мг/дм³ [4].

Доведено [5], 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 слідство 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.) [6]. Споживання води з 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. За можливими наслідки споживання питної води, збідненої мінеральними речовинами, виділяють такі категорії: 1) прямий вплив на слизову оболонку шлунку, метаболізм і гомеостаз мінеральних речовин, інші функції організму; 2) незначне надходження Ca^{2+} і Mg^{2+} ; незначне надходження інших макро- і мікроелементів; втрати Ca^{2+} , Mg^{2+} та інших макроелементів у процесі приготування їжі; 3) можливе зростання надходження в організм токсичних металів.

Мокієнко А. В. [7], 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, зокрема, Санкт-Петербургу, Нью-Йорку, Сіетлу, Бостону, Балтімору, Денверу, Сан-Франциска, чималої кількості міст Сибіру 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 солевого 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 гідрокarbonатного класу оптимальною вважають мінералізацію 400 мг/дм³ з вмістом Ca^{2+} 60 мг/дм³ і Mg^{2+} – 26 мг/дм³. Вивчення впливу катіонного складу та жорсткості питної води на захворюваність населення злякисними 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 злякисних новоутворень і вживанням питної води певної жорсткості.

Середній вміст (мг/дм³) основних іонів в річкових водах в інтервалі мінералізації 0,1-2,0 г/дм³, розрахований В.В. Яковлевим [8] за даними [9, 10], наведений у табл. 1, а середній іонний склад світових підземних вод (ПВ) зони активного водообміну в інтервалі мінералізації 0,1-3,0 г/дм³ згідно [11], показаний у табл. 2.

Збільшення мінералізації вод супроводжується також і зростанням концентрації основних іонів, вміст деяких з яких

Таблиця 1

Середній вміст (мг/дм³) основних іонів в річкових водах в інтервалі мінералізації 0,1-2,0 г/дм³

Іони	Мінералізація, г/дм ³											
	0,1↓	0,2↓	0,3	0,4	0,5↑	0,6↑	0,7↑	0,8↑	0,9↑	1,0↑	1,5↑	2,0↑
HCO_3^-	48	110	100	110	120	-	-	-	-	-	-	-
SO_4^{2-}	12	30	60	100	140	190	250	300	360	420	780	1150
Cl^-	5	10	20	30	50	60	80	100	130	140	270	450
Ca^{2+}	20↓	50	70	80↑	100↑	110↑	120↑	140↑	160↑	180↑	260↑	340↑
Mg^{2+}	5↓	15	20	25	25	30	35	40	45	45	70↑	90↑
Na^+	10	15	30↑	45↑	65↑	90↑	110↑	140↑	160↑	190↑	330↑	500↑

Таблиця 2

Середній вміст (мг/дм³) основних іонів в світових підземних водах зони активного водообміну в інтервалі мінералізації 0,1-3,0 г/дм³

Іони	Мінералізація, г/дм ³												
	0,1↓	0,2↓	0,3	0,4	0,5	0,6↑	0,7↑	0,8↑	0,9↑	1,0↑	1,5↑	2,0↑	3,0↑
HCO_3^-	54,4	124	156	168	185	195	213	228	243	260	338	380	435
SO_4^{2-}	9	32	57	70	88	99	130	160	189	215	300	340	345
Cl^-	9,9	2,0	15	50	67	87	116	144	171	205	375	600	1155
Ca^{2+}	14↓	28	44	66	90↑	117↑	140↑	160↑	171↑	190↑	255↑	290↑	180↑
Mg^{2+}	3,7↓	8,0↓	13	20	25	33	42	52↑	63↑	65↑	97↑	130↑	105↑
$Na^+ + K^+$	9,0	6,0	15	26↑	45↑	69↑	59↑	60↑	63↑	65↑	135↑	280↑	780↑

може перевищувати нормативи для питних вод [1]. Безумовно, як зазначено вище, практично всі основні іони є показниками ФПМС питної води. Але, на жаль, не для всіх іонів, наведених у таблицях 1 і 2, ви-

значений діапазон оптимальних значень. Ось чому нами в цих таблицях напівжирним шрифтом виділені показники ФПМС питної води, значення яких вищі (↑) або нижчі (↓) за норматив [1].

Результати дослідження

За результатами досліджень мінерального складу питних вод Одеської, Миколаївської, Херсонської, Дніпровської, Харківської та Львівської промислово-міських агломерацій (ПМА) [12, 13, 14] визначено, що нормативні значення показників ФПМС, рекомендованих [1], є важливими критеріями оцінки якості питної води, але вони не відображують всю різноманітність хімічних елементів і мінеральних сполук у питних водах; якщо ж окремі хімічні елементи розглядати як санітарно-токсикологічні показники безпечності та якості питної води, то діапазон їх оптимальних значень не завжди відповідає нормативним значенням показників ФПМС.

Основним джерелом централізованого водопостачання багатьох ПМА є води річок Дністер, Дніпро та Сіверський Донець. Мінералізація цих річкових вод за даними багаторічних спостережень коливається в широкому інтервалі: Дністер (Галич) – 138,1- 783,3 мг/дм³, Дністер (Залешики) – 278,5-799,3 мг/дм³, Дністер (Маяки) – 338,3- 596,2 мг/дм³; Верхній Дніпро (Київське водосховище) – 127-374 мг/дм³, Середній Дніпро (Кременчуцьке водосховище) – 182 - 361 мг/дм³, Нижній Дніпро (Каховське водосховище) – 163-335 мг/дм³; Сіверський Донець (Ізюм) – 593-1023,9 мг/дм³, Сіверський Донець (Лисичанськ) – 915,4-1469,8↑ мг/дм³ [15]. Як видно із наведених даних, мінералізація вод річок Дністер і Сіверський Донець в окремих створах вище за норму у 500 мг/дм³, що не може не позначатися на вмісту інших показників ФПМС питної води (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+).

Вміст головних іонів у річкових водах України коливається у такому діапазоні (мг/дм³): HCO_3^- – 59,5 - 394,4, Ca^{2+} – 23,6 - 267,6, SO_4^{2-} – 17 - 420,4, Mg^{2+} – 4 - 179; Cl^- – 0 - 1800,9, $Na^+ + K^+$ – 1 - 1220,5, а у ПВ зони активного водообміну України їх вміст становить (мг/дм³): HCO_3^- – 203; Ca^{2+} – 60; SO_4^{2-} – 85; Mg^{2+} – 20; Cl^- – 40; $Na^+ + K^+$ – 34 [8]. Отже, значення головних іонів у водах річок і ПВ зони активного водообміну України не завжди відповідає вимогам ФПМС питних вод.

У питних водах систем централізованого водопостачання окремих ПМА (Одеська, Миколаївська, Дніпровська, Запорізька) величина сухого залишку не перевищує значень відповідних ГДК, а також знаходяться у межах оптимального діапазону. Виняток складають водозабори Харківської ПМА, де значення сухого залишку виходять за межі оптимального діапазону (табл. 3).

За даними 2006-2007 рр., значення сухого залишку у ПВ верхньо-сарматського водоносного горизонту (ВГ) Одеської ПМА коливалися від 363,6 до 4096,6 мг/дм³ (показники 2006-2007 рр.), а за відомостями 2010-2011 рр. – від 652,2 до 1203 мг/дм³. Але після процесу очищення у б'юветних комплексах діапазон значень сухого залишку істотно зменшував і складав відповідно 21,8-742,0 та 141,0-858,0 мг/дм³ [14]. Можливо, що характер розподілу значень сухого залишку у ПВ багато в чому залежить від складових масиву інформації, тобто від даних по конкретного показника з різних б'юветних комплексів. У зв'язку з цим воче-

видь інтерес представляють середні значення сухого залишку до і після очищення в окремих бюветних комплексах, дані про які наведені у табл. 4.

Як бачимо з табл. 4, після очищення підземних вод у бюветних комплексах їх мінералізація звичайно знижуються до оп-

тимального значення, однак у той же час істотно знижуються і концентрації Ca^{2+} і Mg^{2+} (відповідно до загальної жорсткості) та ін., що ще провокує розвиток захворювань, зумовлених дефіцитом есенціальних елементів.

Таблиця 3

Середні значення сухого залишку (мг/дм³) питних вод системи централізованого водопостачання окремих промислово-міських агломерацій

Показник	Діапазон значень
Вода із річки Дністер Водопровідна вода, Одеська ПМА (2014-2015 рр.)	371,53 ± 43,4 376,05 ± 36,5
Вода із річки Дніпро Водопровідна вода, Миколаївська ПМА (2005-2014 рр.)	384,0 ± 41,1 300,17 ± 33,2
Кайдацький водозабір, р. Дніпро Кайдацький водозабір, РЧВ Дніпровська ПМА (2015 р.)	241,5 ± 23,2 267,4 ± 24,5
Ломовський водозабір, р. Дніпро Кайдацький водозабір, РЧВ Дніпровська ПМА (2011-2015 р.)	267,8 ± 25,1 282,3 ± 25,6
Водопровідна вода, після ДВС-1, ДВС-2 Запорізька ПМА (2016 р.)	300,7 ± 24,9
Аульський водозабір, р. Дніпро Аульський водозабір, РЧВ Дніпровська ПМА (2015 р.)	250,6 ± 22,4-
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

Таблиця 4

Середні значення сухого залишку у підземних водах із окремих бюветних комплексів Одеської ПМА

№ бювету (кількість проб - n)	Сухий залишок, мг/дм ³	
	до очищення	після очищення
1 (n = 52)	961,49(↑) ± 8,10	344,36 ± 8,60
2 (n = 52)	1115,76(↑) ± 7,44	252,54 ± 9,60
3 (n = 52)	910,22(↑) ± 3,20	386,85 ± 26,44
4 (n = 51)	811,26(↑) ± 7,89	511,29 (↑) ± 28,83
5 (n = 51)	825,30(↑) ± 8,95	249,98 ± 37,12
6 (n = 44)	903,04(↑) ± 13,60	237,87 ± 41,13
7 (n = 51)	957,90(↑) ± 5,02	284,57 ± 22,33
8 (n = 49)	1071,49(↑) ± 9,64	391,86 ± 27,33
9 (n = 52)	1136,51(↑) ± 6,49	417,28 ± 23,87
10 (n = 52)	1118,50(↑) ± 6,14	285,09 ± 19,28
11 (n = 51)	4069,92(↑) ± 6,35	263,73 ± 48,37
12 (n = 51)	1094,05(↑) ± 7,60	253,45 ± 29,04
13 (n = 51)	911,17(↑) ± 2,95	299,88 ± 38,43
14 (n = 48)	909,32(↑) ± 5,29	230,30 ± 23,78
15 (n = 26)	1208,29(↑) ± 4,95	208,04 ± 28,90

Основним джерелом централізованого водопостачання Миколаївської ПМА є поверхневі води р. Дніпро. Значення сухого залишку у воді із річки Дніпро і водопровідній воді Миколаївської ПМА відповідають нормативним вимогам. На території міста експлуатуються також артезіанські свердловини, воду яких використовує для господарсько-питних цілей незначна частина населення. За значенням сухого залишку ПВ окремих районів міста перевищують максимальну норму (1976- 6073 мг/дм³) [14].

Показники сухого залишку в підземних водах верхньосарматського ВГ коливаються від 1026,6 мг/дм³ (вул. Комсомольська, 66-а) до 4815,5 мг/дм³ (вул. Червоноармійська, 2-а), середнє значення ($n = 15$) – 2260,0 мг/дм³, тобто, воно набагато перевищує за максимальну фізіологічну норму (500,0 мг/дм³). Але в окремих свердловин

нах значення сухого залишку коливається у межах 1026,6-1246,8 мг/дм³, що дещо нижче за норматив, встановлений для питної води з колодязів та каптажів ($\leq 1500,0$ мг/дм³).

Водопостачання Львівської ПМА здійснюється з підземних джерел, які знаходяться на відстані 20-110 км по всій території Львівської області. Одним із основних є ВГ верхньокрейдяних відкладів. Результати аналізу води, що подається в централізовану систему водопостачання Львівської ПМА (за 2011-2012 рр., за даними ЛМКП «Львівводоканал»), показали, що в деяких водозаборах значення сухого залишку в межах 515,49-649,42 мг/дм³, що є вище за нормативні значення цих показників ФПМС. У пробах води, відібраних на насосних станціях («межа міста»), також зафіксовано перевищення нормативних значень сухого залишку (591,07-632,13 мг/дм³) [16].

Висновки

Для питних вод характерні відхилення від діапазону оптимальних значень мінералізації та інших показників збалансованості мінерального складу. Після очищення підземних вод у бюветних комплексах їх мінералізація звичайно знижуються до оптимального значення, але істотно знижуються також і концентрації кальцію, магнію та інших есенціальних елементів.

Багаточисельні літературні відомості вказують на зв'язок між рівнем мінералізації (складом) питних вод і станом здоров'я населення. Це особливо актуально в зв'язку з тим, що значна частина поверхневих в підземних джерел питного водопостачання населених міст України не відповідають вимогам фізіологічної повноцінності за мінеральним складом питної води.

Література

1. Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДсанПіН 2.2.4-171-10). К., 2010. <http://zakon0.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10>
2. ДСТУ 7525:2014. «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості». К.: Мінекономрозвитку України, 2014. 25 с.
3. Вступ до медичної геології. У двох томах /за редакцією Г.І. Рудька, О.М. Адаменка. К.: Академпрес, 2010.
4. Обсуждение оптимального минерального состава питьевой воды. URL: <https://geektimes.ru/post/295801/> (дата звернення: 20.01.2018).
5. Штанников Е.В., Сумовская А.Е., Обьедкова Г.Ю. Изучение эмбриотоксического и тератогенного действия воды повышенной минерализации. *Гигиена и санитария*. 1985. №9. С. 19-20.
6. Акулов К.И., Буштуева К.А., Гончарук Е.И. и др. Коммунальная гигиена / Под ред. К. И. Акулова, К. А. Буштуевой. М.: Медицина 1986. 608 с.
7. Мокієнко А.В. Мінеральний склад питних та мінеральних вод як фактор впливу на здоров'я населення (огляд літератури). *Вода: Гигиена и Экология*. 2015. № 1-2 (3). С. 173-201.
8. Яковлев В. В. Перспективні джерела природних вод для питного водопостачання України, їх охорона і раціональне використання: дис. ... докт. геол. наук: 21.06.01 – екологічна безпека/ Харків. нац. ун-т ім. В.Н. Каразіна. Харків, 2017. 351 с. URL: <http://www.igns.gov.ua/wp-content/uploads/2017/05/Dysertatsiya-Yakovlev-V.V..pdf> (дата звернення: 29.01.2018).
9. Валяшко М. Г. Закономерности формирования месторождения солей. М., 1962. 214 с.
10. Шестопапов В. М., Негода Г. Н., Овчинникова Н. Б. и др. Классификация минеральных вод Украины: монография. К.: Макком, 2003. 121 с.
11. Белоусова А. П. Экологическая гидрогеология: М.: ИКЦ «Академкнига», 2007. 397 с.
12. Сафранов Т.А., Поліщук А.А., Юрченко В.О., Яришкіна Л.О. Оцінка оптимального мінерального складу питних вод систем централізованого водопостачання окремих міських агломерацій України. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2016. №3-4(26). С. 51-61.

13. Safranov T., Husieva K. Balanced Mineral Composition of Drinking Water as an Influence on the Public Health at the Urban Agglomerations of the Northwestern Black Sea Region. *Water Security: Monograph*. Editors; prof. Olena Mitryasova & prof. Chad Staddon. – Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 2016. Pp.192 – 207.
14. Сафранов Т.А., Грабко Н.В., Поліщук А.А., Трохименко Г.Г. Збалансованість мінерального складу питних вод як чинник впливу на здоров'я населення міських агломерацій Північно-Західного Причорномор'я. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2016. № 20. С. 5-17.
15. Справочник по водным ресурсам / под ред. Б. И. Стрельца. Киев : Урожай, 1987. 302 с.
16. Мацієвська О.О. Оцінювання якості питної води м. Львів та дослідження впливу води різної якості на показники крові людини. *Медико-гідрологічні чинники геологічного середовища України: монографія* / за ред. проф. Г.І. Рудька. Київ – Чернівці: Букрек, 2015. Розділ 12. С. 495-535.

References

1. Derzhavni sanitarni normy ta pravyla «Hihienichni vymohy do vody pytnoi, pryznachenoї dlia spozhyvania liudynoiu» (DsanPiN 2.2.4-171-10). [State sanitary norms and rules "Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption" (DsanPiN 2.2.4-171-10)]. 2010. Kyiv: MOZ Ukrainy [in Ukrainian]
2. DSTU 7525:2014. «Voda pytna. Vymohy ta metody kontroliuvannia yakosti». [DSTU 7525: 2014. "Drinking water. Requirements and methods of quality control"]. 2014. Kyiv: Minekonomrozvytku Ukrainy. [in Ukrainian]
3. Rudko, H., Adamenko, O. (2010). Vstup do medychnoi heolohii. [Introduction to medical geology.] Kyiv: Akadempres. [in Ukrainian]
4. Filatov, D. Obsuzhdenie optimal'nogo mineral'nogo sostava pit'evoy vody`.[Discussion of the optimal mineral composition of drinking water]. <https://geektimes.ru/post/295801>. 25.11.2017 Web. 20.1.2018 Retrieved from: <https://geektimes.ru/post/295801> [in Russian].
5. Shtannikov, E., Sumovskaya , A., & Ob`edkova , G. (1985). Izuchenie e`mbriotoksicheskogo i teratogenogo dejstviya vody` povy`shennoj mineralizacii.[Study of embryotoxic and teratogenic action of high salinity water]. *Gigiena i sanitariya*, 9, 19-20 [in Russian].
6. Akulov, K., Bushtueva, K., & Goncharuk, E. (1986). *Kommunal'naya gigiena* . M: Medicina.608 [in Russian].
7. Mokiienko, A. (2015). Mineralnyi sklad pytnykh ta mineralnykh vod yak faktor vplyvu na zdorov'ia naselennia (ohliad literatury). [Mineral composition of drinking and mineral waters as a factor of influence on public health (literature review)] *Voda: Hyhyena y Ekolohyia*, 1-2, 173-201 [in Ukrainian]
8. Yakovliev, V. (2017). Perspektivni dzhherela pryrodnykh vod dlia pytneho vodopostachannia Ukrainy, yikh okhorona i ratsionalne vykorystannia .[Promising sources of natural waters for drinking water supply in Ukraine, their protection and rational use]. (Doctoral dissertation). Kharkiv. nats. un-t im. V.N. Karazina, Kharkiv, 351 [in Ukrainian]
9. Valyashko, M. (1962). *Zakonomernosti formirovaniya mestorozhdeniya solej*. [Regularities of salt deposit formation] . Moscow: Izdatel'stvo MGU, 214 [in Russian].
10. Shestopalov , V., Negoda, G., & Ovchinnikova , N. (2003). *Klassifikaciya mineral'ny`x vod Ukrainy` : monografiya*. [Classification of mineral waters of Ukraine: monograph.] Kiev: Makkom,121 [in Russian].
11. Belousova, A. (2007). *E`kologicheskaya gidrogeologiya*. [Ecological hydrogeology]. Moskva: IKCz «Akademkniga»,397 [in Russian].
12. Safranov , T., Polishchuk , A., Yurchenko , V., & Yaryshkina , L. (2016). Otsinka optymal'nogo mineral'nogo skladu pytnykh vod system tsentralizovanoho vodopostachannia okremykh miskykh ahlomeratsii Ukrainy. [Estimation of optimal mineral composition of drinking water of centralized water supply systems of some urban agglomerations of Ukraine]. *Man and Environment. Issues of Neoecology*. 3-4(26), 51-61. [in Ukrainian]
13. Safranov, T., Husieva, K. (2016). Balanced Mineral Composition of Drinking Water as an Influence on the Public Health at the Urban Agglomerations of the Northwestern Black Sea Region. *Water Security: Monograph*. Mykolaiv: PMBSNU – Bristol: UWE, 192 – 207 [in English].
14. Safranov, T., Hrabko, N., Polishchuk, A., & Trokhymenko, H. (2016). Zbalansovanist mineral'nogo skladu pytnykh vod yak chynnyk vplyvu na zdorov'ia naselennia miskykh ahlomeratsii Pivnichno-Zakhidnoho Prychornomor'ia.[Balance of the mineral composition of drinking water as a factor affecting the health of urban agglomerations of the North-West Black Sea]. *Visnyk Odeskoho derzhavnoho ekolohichnoho universytetu*, 20, 5-8 [in Ukrainian]
15. Strelec, B. (1987). *Spravochnik po vodny`m resursam* . [Handbook on water resources]. Kiev: Urozhaj, 302 [in Russian].
16. Matsiievska , O. (2015). Otsiniuvannia yakosti pytnoi vody m. Lviv ta doslidzhennia vplyvu vody riznoi yakosti na pokaznyky krvi liudyny. *Medyko-hidroheokhimichni chynnyky heolohichnoho seredovyscha Ukrainy: monohrafiia* , Розділ 12, 495-535 [in Ukrainian]. Надійшла до редколегії 31.01.2018

УДК 639.311; 550.42

О. О. ГОЛОЛОБОВА, канд. с.-г. наук, доц., **В. В. ТОЛСТЯКОВА**

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

пл. Свободи, 6, м. Харків, 61022, Україна

e-mail: valeo.elena@gmail.com

ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА КОМПОНЕНТІВ ЕКОСИСТЕМИ СТАВКУ С. БОБРІВКА ХАРКІВСЬКОГО РАЙОНУ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Мета. Оцінити екологічний стан компонентів водної екосистеми ставку с. Бобрівка Харківського району Харківської області. **Методи.** Аналітичні, токсикологічні. **Результати.** Показано, що гідрохімічні показники ставку відповідають нормам якості води для культурно-побутового та рекреаційного призначення. Токсикологічна оцінка для придатності води для ведення рибогосподарства виявила складну ситуацію по відношенню до міді та цинку. В межах ГДК знаходиться вміст загального заліза, значення водневого показнику; легкорозчинні органічні сполуки. Водорості найбільше акумулюють кадмій та хром, а в донних відкладах інтенсивно акумулюється також і свинець. Вміст Cu, Pb, Zn, Cd в м'язових тканинах товстолобика білого та коропа звичайного не перевищує значень ГДК. В формуванні хімічного складу тканин риб найбільш впливовим компонентом є вода ставку. **Висновки.** Щодо придатності води ставку для ведення рибогосподарства, з урахуванням того, що низка показників не відповідає нормативам, потрібно виконати заходи щодо захисту ставку від дифузних джерел забруднення, насамперед ті з них, які передбачені на законодавчому рівні. Необхідно проведення обвалування ставку, фітомеліорація, встановлення водоохоронної зони.

Ключові слова: важкі метали, гідрохімічні показники, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, гідробіоти

Gololobova O. O., Tolstyakova V. V.

V. N. Karazin Kharkiv National University

ECOLOGICAL ASSESSMENT OF THE POND ECOSYSTEM COMPONENTS, BOBRIVKA VILLAGE, KHARKIV DISTRICT, KHARKIV OBLAST

Studies are devoted to the ecological assessment of the pond aquatic ecosystem components, Bobrivka village, Kharkiv district, Kharkiv oblast. **Purpose.** In order to achieve the goal, it was tasked to determine the seasonal redistribution of hydrochemical indicators, especially the distribution of heavy metals in the system "water-bottom sediments- hydrobionts". **Methods.** The toxicological analysis of the accumulation of heavy metals in fishery products made it possible to assess the suitability of the pond for fish breeding. It is shown that the hydrochemical parameters fully meet swater quality standards for cultural-household and recreational purposes. **Results.** Toxicological assessment of water suitability for fish breeding revealed a complex situation in several indicators. The content of free ammonia at all stages of sampling significantly exceeded the MAC values for fish breeding. In autumn, this figure was the highest and was 9.6 MAC. Excess the MAC values for fish breeding is fixed for nitric nitrogen. It is 1.1-4.2 MAC. The toxicological assessment for the water for fishing has shown difficult situation with respect to copper and zinc. For copper and zinc, the maximum excessive MAC was observed in December, its value was respectively 73 MAC and 19 MAC. The total iron concentration, the value of hydrogen indicator and easily soluble organic compounds are within the MAC values. Cu, Pb, Zn, Cd contents in muscle tissues of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Cyprinus carpio* does not exceed the MAC values. **Conclusions.** A choice of measures is proposed to protect the pond from pollution, which must be performed for the suitability of the water pond for fish breeding.

Key words: heavy metals, hydrochemical parameters, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, hydrobionts

Гололобова Е. А., Толстякова В. В.

Харьковский национальный университет имени В. Н. Каразина

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КОМПОНЕНТОВ ЭКОСИСТЕМЫ ПРУДА с. БОБРОВКА ХАРЬКОВСКОГО РАЙОНА ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ

Цель. Оценить экологическое состояние компонентов водной экосистемы пруда с. Бобровка Харьковского района Харьковской области. **Методы.** Аналитические, токсикологические. **Результаты.** Показано, что гидрохимические показатели пруда соответствуют нормам качества воды культурно-бытового и рекреационного назначения. Токсикологическая оценка пригодности воды для ведения рыбоводства

обнаружила сложную ситуацию по отношению к меди и цинку. В пределах ПДК находится содержание общего железа, значение водородного показателя; содержание легкорастворимых органических соединений. Содержание Cu, Pb, Zn, Cd в мышечных тканях *Hypophthalmichthys molitrix* и *Cyprinus carpio* не превышает значений ПДК. **Выводы.** Для ведения рыбохозяйства в пруду, с учетом того, что ряд показателей не соответствует нормативам, нужно выполнить мероприятия по защите пруда от диффузных источников загрязнения, прежде всего тех из них, которые предусмотрены на законодательном уровне. Необходимо проведение обваловки пруда, фитомелиорацию, установление водоохранной зоны.

Ключевые слова: тяжелые металлы, гидрохимические показатели, *Hypophthalmichthys molitrix*, *Cyprinus carpio*, гидробионты

Вступ

Актуальність роботи. Ефективне регулювання якості навколишнього природного середовища базується на адекватній інформації про забруднення та зміни стану екосистем під впливом техногенних викидів. Зокрема, накопичення важких металів (ВМ) у компонентах водних екосистем є одним з показників екологічного стану території. Тому актуальним є отримання об'єктивних результатів про вміст важких металів у компонентах прісноводних екосистем [1].

В екологічній оцінці гідроекосистеми одним з найбільш інформативних об'єктів вивчення є донні відклади. Акумуляуючи забруднення, що надходять у водойму протягом тривалого періоду, донні відклади є індикатором екологічного стану території, своєрідним інтегральним показником рівня і масштабу техногенного забруднення [2, 3]. Донні відклади, з одного боку, сприяють самоочищенню водного середовища, проте з другого – являють собою постійне джерело вторинного забруднення водойм, оскільки при зміні гідродинамічних (збільшення швидкості течії, вітрове перемішування водних мас) і фізико-хімічних (рН, окиснювально-відновні умови, солоність, температура) умов придонних шарів води, речовини, що містяться в донних відкладах, здатні переходити у водну фазу [3, 4, 5]. Таким чином, донні відклади є своєрідним «підводним ґрунтом», який визначає особливості екологічного стану водних об'єктів [3]. Вони відіграють роль своєрідних «депо», де проходить накопичення як найбільш розповсюджених пріоритетних (нафтопродукти, поліциклічні ароматичні вуглеводи, пестициди, важкі метали), так і специфічних (поліхлорбіфеніли, поліхлорфеноли, поліароматичні з'єднання, сіркоорганічні з'єднання) забруднювальних речовин [3, 6].

Накопичення в донних відкладах металів в концентраціях, що перевищують фонове значення, робить негативний вплив на якість

вод при вторинному забрудненні. Це призводить до виносу їх з донних відкладень у воду. Страждають бентосні організми, особливо у випадках знаходження металів в біологічно доступних формах. Змінюється їх якісний і кількісний склад, а, отже, і біопродуктивність водойм. Існує безліч різноманітних процесів, що визначають перехід металів в донні відкладення. Інтенсивність їх специфічна для кожної водойми і визначається цілою низкою чинників, включаючи його гідрохімічний і гідрологічний режими. Процеси міграції важких металів з води в донні відкладення характерні для всіх водойм сповільненого стоку і визначають їх загальну тенденцію до самоочищення водних мас від внесених в них будь-яким шляхом сполук важких металів [7, 8, 9].

В результаті досліджень донних відкладень з горизонту 0-5 см вирощувального ставка Е. В. Федоненко зі співавторами було встановлено, що кількість свинцю становило в середньому за вегетаційний період 0,45 мг/кг. Концентрація кадмію в мулі ставка відповідала 0,27 мг/кг. Восени відзначалася тенденція до збільшення вмісту свинцю і кадмію в донних відкладеннях вирощувального ставка Самарського рибного господарства ($p > 0,05$), що, на думку авторів, пов'язано з нерозподілом елементів між водою і ґрунтом, а також відмиранням планктонних організмів з подальшим надходженням їх в поверхневий шар донних відкладень [9].

Велика кількість досліджень свідчить, що основна кількість іонів, які потрапляють до організму риб, проникає через зябра (до 70%), дещо менше через шкіру (до 20%), а решта – через органи травлення [10].

Як показали дослідження Ю. І. Сенік зі співавторами, поглинання йонів цинку через мембрани еритроцитів у риб носить відмінний характер порівняно з йонами кадмію. Відмічено значно більшу кількість сорбованого цинку. Авторами встановлено, що поглинання йонів металів еритроцитами риб

є регульованим та дозозалежним процесом. Проникнення йонів металів через клітинну мембрану досліджуваних гідробіонтів здійснюється за допомогою щонайменше двох типів транспорту: високоафінного та низько спорідненого [11].

Серед риб короп відзначається як найінтенсивніший накопичувач [12]. Дослідженнями G. Tiedemann, M. Kublbeck, J. Rosmanith встановлений такий розподіл свинцю та кадмію в організмі дзеркального коропа: 21-32% введеного кадмію міститься в печінці, 11-16 % в нирках, 0,08-0,12% в мозку. Згідно досліджень найбільший вміст свинцю в кістках, 1,1-2,1% в печінці, 0,4-0,6 % в нирках, 0,1-0,3% в мозку [13].

Тарасенко Л. О. в своїх дослідженнях довела, що для однорічок коропа коефіцієнт біотрансформації є високим і становить, %: кадмію – 52,4, купруму – 118, плумбуму – 119, цинку – 87,6. Кількість металів, що надходить з кормами та водою і не затримується в організмі, становить, %: кадмію – 47,6, купруму – 18, плумбуму – 19, цинку – 12,4. Автор спостерігає тенденцію: купрум і плумбум майже не виводяться з організму риб, а навпаки, накопичуються. При цьому елементи, що накопичилися в органах і тканинах

риб, частково виділяються назовні з екскрементами і залишаються у донних відкладах, що призводить до порушення існуючого кругообігу хімічних елементів та речовин водного середовища. Л. О. Тарасенко наголошує, що основним джерелом надходження важких металів в організм риби є вода, на що припадає 97,0% для кадмію, 99,2% – для купруму, 98,3% – для плумбуму і 99,5% – для цинку [14].

Можна зазначити, що іони важких металів проникають з оточуючого середовища в організм гідробіонтів і накопичуються в органах і тканинах. Ступінь тканинного акумулювання металів визначається їх концентрацією у воді, тривалістю дії, а також метаболічними потребами організму в тому чи іншому елементі [15].

Мета роботи – оцінити екологічний стан компонентів водної екосистеми ставку с. Бобрівка Харківського району Харківської області. *Об'єкт дослідження* – поверхневі води, донні відкладення, гідробіонти (водорості, короп звичайний, товстолобик білий). *Предмет дослідження* – гідрохімічні показники води, вміст важких металів в гідробіонтах та донних відкладах.

Методи дослідження

Відбір проб води здійснювали згідно з ГСТУ ISO 5667-4-2001. Аналіз зразків проводився в лабораторії аналітичних досліджень екологічного факультету ХНУ імені В. Н. Каразіна.

Визначення показників якості води виконували за такими методиками: азот нітритний – згідно з вимогами КНД 211.1.4.023; азот амонійний – згідно з вимогами КНД 211.1.4.030; ХСК – згідно з вимо-

гами КНД 211.1.4.024; рН води – згідно з вимогами ДСТУ 4077-2001; СПАР – фотометричним методом; нафтопродукти – ваговим методом при багатократному екстрагуванні нафтопродуктів із води хлороформом. Вміст ВМ у воді визначали за методикою ПНДФ 14.1:2.253-09 (М 01-46-2013), у донних відкладах за методикою ПНДФ 16.1:2:2:2.3.63-09 (М 03-07-2014).

Результати дослідження

Для дослідження екологічного стану водних об'єктів рекреаційного та рибогосподарського призначення Харківського району Харківської області вибрані ставки, якій розташований поблизу сіла Бобрівка Кулиничівської селищної ради. Село Бобрівка Харківського району, Харківської області знаходиться на відстані в 3,5 км від річки Харків. По селу протікає пересихаючий струмок з загатями. На балкових схилах біля ставка знаходяться кілька садових товариств. Поряд проходить автомобільна Харківська окружна дорога, межа міста Харків [16].

Відбір проб води проводили на протязі 2017 року: навесні (20.03.2017), влітку (28.08.2017), восени (24.10.2017) та взимку (06.12.2017). Також влітку відібрані донні відкладення та водорості.

Зразки риби відбирались восени в жовтні. Підготовку проб м'язових тканин для визначення важких металів здійснювали відповідно до рекомендацій, наведених у нормативних документах для харчових продуктів [17].

Оцінка якості води ставка с. Бобрівка здійснювалася на основі повного аналізу

гідрохімічних показників у порівнянні з відповідними значеннями їх ГДК. В програму досліджень входило вивчення органолептичних та фізико-хімічних показників: водневого показнику рН, аміаку, нітри-

тів, заліза загального, хлоридів, свинцю, міді, цинку, хрому загального, кадмію, нікелю. Результати гідрохімічних показників якості води ставка наведені у таблиці 1.

Таблиця 1

Гідрохімічні показники якості води ставка с. Бобрівка, 2017 р.

Гідрохімічний показник	20.03.2017	28.08.2017	24.10.2017	06.12.2017	ГДК [18]	ГДК [19, 20]
рН	-	7,39	7,52	7,82	6,5-8,5	6,5-8,5
Мутність, ОМ	1,66	1,42	1,31	1,63	1,5	-
Прозорість, см	22	26	22	16	-	150
Кольорованість	15	10	10	15	10	-
Розчинний кисень, мг*О ₂ /дм ³	-	-	4,4	4	> 4	> 6
Лужність, ммоль/дм ³	4,9	4,4	5	5,3	-	-
БСК ₅ , мг*О ₂ /дм ³	-	-	4,1	4,3	< 6	< 2
ХСК (Mn), мг*О ₂ /дм ³	5,1	4,85	4,45	5,11	< 30	< 20
Аміак, мг N/ дм ³	0,31	0,26	0,48	0,36	0,5	0,05
Азот нітритний, мг NO ₂ /дм ³	0,27	0,11	0,23	0,42	3,3	0,1
Залізо загальне, мг/дм ³	0,019	0,032	0,041	0,038	0,3	0,1
Азот нітратний, мг NO ₃ /дм ³	-	22,7	26,1	37,4	45	40
Хлориди, мг/дм ³	88,2	44,8	62,4	88,8	350	300
Нафтопродукти, мг/дм ³	-	0,12	-	-	0,1	0,05
СПАВ, мг/дм ³	-	0,06	-	-	0,5	0,1
Марганець, мг/дм ³	0,043	0,001	0,027	0,034	-	0,05
Свинець, мг/дм ³	0,00011	0,00018	0,0002	0,00014	0,03	0,1
Мідь, мг/дм ³	0,051	0,066	0,07	0,073	1	0,001
Цинк, мг/дм ³	0,19	0,178	0,159	0,163	1	0,01
Хром загальний, мг/дм ³	0,00002	0,00006	0,00005	0,000061	0,05	0,001
Кадмій, мг/дм ³	0,00005	0,00008	0,000074	0,000068	0,0009 [1]	0,005
Нікель, мг/дм ³	0	0	0	0	0,1	0,001
Миш'як	0	0	0	0	0,05	0,05

« - » показник не визначено;

Результати аналізів зразків води показали, що гідрохімічні показники відповідають нормам СанПіН № 4630-88 для культурно-побутового та рекреаційного призначення за винятком кольорованості навесні та вмісту нафтопродуктів влітку. Перевищення останнього показника складає 20%.

СанПіН № 4630-88 не регламентує вміст кадмію, тому нами було проведено порівняння концентрації цього природного токсиканту з ГДК для кадмію згідно Директиви ЄС 76/160/ ЄС. Концентрація кадмію не перевищує значень європейського нормативу цього показника [21].

З метою раціонального використання ставки на протязі 2018 р. планується вселення молоді риб. Тому води ставку для рибогосподарського використання повинні за своїми гідрохімічними показниками задовольняти нормативним документам «Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми СОУ 05.01-37-385:2006» [19] та «Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм» [20].

Відомо, що аміак накопичується у воді водойм при біодеструкції органічних речовин та внаслідок забруднення води стоками промислових та побутових підприємств, а також сільськогосподарського виробництва і вміст його у воді понад нормативи є токсичним для риб [22, 23]. Нами виявлений вміст аміаку, якій на всіх етапах відбору проб значно перевищував норматив. Восени цей показник виявився максимальним і складав 9,6 ГДК. Перевищення ГДК зафіксовано нами і для нітритного азоту. Воно достатньо високе і складає 1,1-4,2 ГДК.

Легкорозчинні органічні сполуки, які є активними забруднювачами води, визначались нами за перманганатною окислюваністю. За вимогами нормативний показник не повинен перевищувати 20 мг/дм³. За нашими спостереженнями на протязі року його сезонні коливання знаходились в межах 4,45-5,10 мг/дм³, що значно нижче ГДК.

Залізо є енергійним споживачем кисню і надходження його у великих кількостях може викликати замори. Крім того, залізо може осідати на зябрах у вигляді бурого осаду, викликаючи задуху риб. Кисла реакція середовища посилює шкідливу дію надлишкових кількостей заліза [24].

Позитивним є низький вміст загального заліза (0,19-0,41 ГДК) та слаболужне, в межах ГДК, значення водневого показнику. Відповідно до класифікації якості поверхневих вод за критеріями вмісту специфічних речовин токсичної та радіаційної дії за вмістом загального заліза, кадмію, свинцю, загального хрому воду ставку можна віднести до I класу якості [25].

Токсикологічна оцінка води виявила складну ситуацію по відношенню до міді та цинку. Має місце значне перевищення ГДК для цих металів на протязі всього періоду досліджень. Для міді та цинку максимальне перевищення ГДК спостерігалось у грудні, його значення складало відповідно 73ГДК та 19ГДК.

За вмістом мангану воду ставку можна віднести до II класу якості, цинку – IV, міді – V класу якості вод [25].

Дифузним джерелом забруднення міддю, на наш погляд, є поверхневий стік із дачних угідь, які в великій кількості розташовані на балкових схилах, оточуючих ставок, і де власниками дачних ділянок тривале, безконтрольне використовуються засоби захисту рослин, що містять мідь. Враховуючи результати, обов'язковим виявляється токсикологічний аналіз вмісту важких металів у товарній рибній продукції.

Узагальнюючи результати дослідження якості води можна ствердити, що гідрохімічні показники відповідають нормам СанПіН № 4630-88 для культурно-побутового та рекреаційного призначення.

Щодо придатності води ставку для ведення рибогосподарства, з урахуванням того, що деякі показники не відповідає нормативам, потрібно виконати заходи щодо захисту ставки від забруднення дощовими та повеневими водами, насамперед тими з них, які передбачені на законодавчому рівні. Необхідно проведення обвалування ставків, будівництво відповідних каналів, насадження кущів та лісу, встановлення водоохоронної зони для ставки [19].

Що стосується особливостей сезонного перерозподілу важких металів у воді, нами встановлено, що до найбільших сезонних коливань схильний манган. Вміст мангану навесні в 43 рази, восени в 27 разів, взимку в 34 разів вище його вмісту влітку. Можливо, це пов'язано з тим, що, манган, поряд з кальцієм, сприяє вибірковому пог-

линанню іонів основних елементів мінерального живлення рослин. Беручи участь в біологічному каталізі і стимулюючи білковий, вуглеводний і жировий обміни, манган значно впливає на ріст, розмноження і кровотворення теплокровних тварин і риб, відіграє важливу роль в процесі закаменіння

[26], тобто влітку, в період активного росту гідробіонтів, мало місце його активне біологічне поглинання.

Вміст важких металів в донних відкладеннях і гідробіонтах ставка наданий у таблиці 2.

Таблиця 2

Вміст важких металів в донних відкладеннях і гідробіонтах ставка, серпень 2017 р.

Варіант	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
Водорості	0,031	0,061	0,126	0,0004	0,0546
Донні відклади	0,047	0,0839	0,1792	0,206	0,6273

На сьогодні в Україні відсутні нормативи, які лімітують вміст токсичних елементів в донних відкладах. Тому це робить неможливим пряме використання цих даних для системної оцінки екологічного стану ставки. Ми можемо отримати корисну для нашого аналізу інформацію за допомогою коефіцієнту донної акумуляції (КДА), який запропонований Українським науково-дослідним інститутом екологічних проблем [25].

Коефіцієнт донної акумуляції розраховується згідно формули [25]:

$$КДА = \frac{C_{дв}}{C_{вода}}$$

де КДА - коефіцієнт донної акумуляції;

$C_{дв}$ - концентрація важких металів у донних відкладах або гідробіонтах;

$C_{вода}$ - концентрація важких металів у воді.

Розрахунки коефіцієнтів донної акумуляції представлені у таблиці 3.

Результати вказують, що водорості найбільше акумулюють кадмій та хром, а в донних відкладах інтенсивно акумулюється також і свинець.

Таблиця 3

Коефіцієнти акумуляції важких металів в донних відкладах і гідробіонтах ставка, серпень 2017 р.

Варіант	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
КДА Водорості	387,5	1016,7	1,9	2,2	0,3
КДА Донні відклади	587,5	1398,3	2,7	1144,4	3,5

Відомості про вміст ВМ в організмі риб необхідні для цілої низки практичних і наукових завдань. Найважливіші з них - моніторинг хімічного та біологічного стану навколишнього середовища і контроль якості рибної продукції. Вибір риб як об'єкта біомоніторингу забруднення водних екосистем ВМ зумовлений низкою причин. У харчових ланцюгах водойм риби займають, як правило, одне з останніх місць. Вони активно переміщуються у водному просторі і, накопичуючи ВМ, одночасно дають найбільш інтегровану і точну оцінку забруднення середовища, оскільки не залежать від екологічних особливостей окремих ділянок екосистем [27].

Короп – бентофаг, його улюбленою їжею являються бентосні організми [28].

Товстолобик – пелагічна риба, яка рідко опускається в придонний шар. Білий товстолобик харчується фітопланктоном. Він буквально фільтрує зябрами воду, збираючи комок і проковтує його. Завдяки цьому риба вважається чудовим меліоратором водойм [29].

В Україні згідно медико-біологічним вимогам і санітарним нормам якості продовольчої сировини і продуктів харчування в свіжій, охолодженій та мороженої рибі підлягають контролю: свинець, кадмій, ртуть, цинк, мідь [30].

Риба в ставку знаходилась на природній кормовій базі. Проведені токсикологічні дослідження м'язових тканинах виявили всі досліджуванні метали (таблиця 4).

Аналіз результатів показав, що вміст Cu, Pb, Zn, Cd в м'язових тканинах товстолобика білого та коропа звичайного не пере-

вищує значень ГДК. В м'язових тканинах товстолобика білого вміст Pb складає 0,04ГДК, Zn – 0,12ГДК, Cd – 0,05ГДК, Cu – 0,31ГДК. В м'язових тканинах коропа вміст Pb складає 0,02ГДК, Zn – 0,19ГДК, Cd – 0,44ГДК, Cu – 0,55ГДК.

Таблиця 4
Вміст важких металів в м'язових тканинах товстолобика білого (*Hypophthalmichthys molitrix*) та коропа звичайного (*Cyprinus carpio*), мг/кг

Від риби	Fe	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni	As	Cd
Товстолобик	6,39	0,031	3,113	0,043	4,64	0,003	0,0002	0,011
Короп	2,62	0,055	5,508	0,02	7,46	0,058	0,0006	0,087
ГДК [20]	-	-	10	1,0	40	-	-	0,2

Тобто вміст металу залежить від характеру живлення риби. Короп, як бентосна риба, за нашими спостереженнями, більш активно акумулює в м'язових тканинах мідь, цинк, кадмій.

Акумулюючи здатність гідробіонтів ми оцінювали за допомогою коефіцієнтів біоаккумуляції (К), які відображають відношення вмісту будь-якого елемента (у нашому випадку важкого металу) в організмі до вмісту його в навколишньому середовищі [25]:

$$K = C_x / C_0,$$

де C_x і C_0 - концентрації металу в тканинах риби (мг/кг) і концентрації металу у донних відкладах, мг/кг.

Коефіцієнти біоаккумуляції важких металів м'язовими тканинами по відношенню до донних відкладів та воді представлені в таблиці 5.

Аналіз коефіцієнтів біоаккумуляції важких металів, показує, що наявність важких металів у воді кореспондує зі здатністю до їх накопичення тканинами риб. Найбільш це явище проявилось по відношенню до хрому, свинцю, кадмію. Значення коефіцієнтів біоаккумуляції важких металів з донних відкладів в рази менше.

Таблиця 5
Коефіцієнти біоаккумуляції важких металів м'язовими тканинами товстолобика білого (*Hypophthalmichthys molitrix*) та коропа звичайного (*Cyprinus carpio*)

Від риби	Fe	Cr	Cu	Pb	Zn	Cd
$K_{\text{товстолобик - ДВ}}$	-	0,4	17,4	0,2	7,4	0,2
$K_{\text{товстолобик - вода}}$	155,9	620,0	44,5	215	29,2	148,6
$K_{\text{короп - ДВ}}$	-	0,7	30,7	0,1	11,9	1,9
$K_{\text{короп - вода}}$	63,9	1100	78,7	100	46,9	1175,7

Це слугує нам підставою для попереднього висновку щодо впливу кожного компоненту екосистеми ставку на форму-

вання хімічного складу тканин риб, але при цьому найбільш впливовим компонентом є вода ставку.

Висновки

Гідрохімічні показники ставку відповідають нормам СанПіН № 4630-88 для культурно-побутового та рекреаційного призначення. Вміст вільного аміаку на всіх етапах відбору проб значно перевищував норматив рибогосподарського ГДК. Восени цей показник виявився максимальним і склав 9,6 ГДК. Перевищення рибогосподарського ГДК зафіксовано для нітратного азоту. Воно складає 1,1-4,2 ГДК.

Позитивним є: низький вміст загального заліза (0,19-0,41 ГДК); слабо лужне, в межах ГДК, значення водневого показнику; низький вміст легкокорозивних органічних сполук. Сезонні коливання вмісту цього показника знаходились в межах 4,45-5,10 мг/дм³, що значно нижче ГДК.

Вивчення особливостей сезонного перерозподілу важких металів у воді виявило, що до найбільших сезонних коливань схильний манган. Вміст мангану навесні в 43 рази, восени в 27 разів, взимку в 34 разів вище його вмісту влітку.

Токсикологічна оцінка води виявила дуже складну ситуацію по відношенню до міді та цинку. Має місце значне перевищення ГДК для цих металів на протязі всього періоду досліджень. Для міді та цинку максимальне перевищення ГДК спостерігалось у грудні, його значення складало відповідно 73 ГДК та 19 ГДК. Враховуючи результати, обов'язковим виявляється токсикологічний аналіз накопичення важких металів у товарній рибній продукції.

Результати вказують, що водорості найбільше акумулюють кадмій та хром, а в донних відкладах інтенсивно акумулюється також і свинець.

Вміст Cu, Pb, Zn, Cd в м'язових тканинах товстолобика білого та коропа звичайного не перевищує значень ГДК. В м'язових тканинах товстолобика білого вміст Pb складає 0,04ГДК, Zn – 0,12ГДК, Cd – 0,05ГДК, Cu – 0,31ГДК. В м'язових тканинах коропа вміст Pb складає 0,02ГДК, Zn – 0,19ГДК, Cd – 0,44ГДК, Cu – 0,55ГДК. Вміст металу залежить від характеру живлення риби. Короп, як бентосна риба, за нашими спостереженнями, більш активно акумулює в м'язових тканинах мідь, цинк, кадмій.

Аналіз коефіцієнтів біоаккумуляції важких металів слугує підставою для попереднього висновку про вплив кожного компоненту екосистеми ставку в формуванні хімічного складу тканин риб, але найбільш впливовим компонентом є вода ставка.

Щодо придатності води ставку для ведення рибогосподарства, з урахуванням того, що низка показників не відповідає нормативам, потрібно виконати заходи щодо захисту ставку від дифузних джерел забруднення, насамперед ті з них, які передбачені на законодавчому рівні. Необхідно проведення обвалування ставка, фітомеліорація, встановлення водоохоронної зони.

Література

1. Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing water. URL: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31976L0160:EN:NOT> (Дата звернення: 20.11.2017).
2. Filios J., Swanson, W. The release rate of nutrients from river and lake sediments *Water Pollut. Contr. Fed.* 1986. № 44. P. 644–662.
3. Protasowcki, M. Chodyniecki, A. Biochumulacja Cd, Pb, Cu, Zn w karpin – *Cyprinus carpio* L. W zaleznosci od stezeja w wodie i czasu ekspozycji. *Lesz. Nauk. Rub. Mor. I Technol. Zum. AR Szczecinie.*, 1988. Vol. 17. P. 69–84.
4. Tiedemann, G., Kublbeck, M., Rosmanith, J. Interaction of cadmium and lead in fish. *Wiss und Umwelt.* - 1984. - № 3В. P. 145-154.
5. Бреховских, В. Ф., Волкова, З. В., Кочарян, А. Г. Тяжелые металлы в донных отложениях Иваньковского водохранилища. *Водные ресурсы.* 2001. Т.28. №3. С. 310-319.
6. Вода рибогосподарських підприємств. Загальні вимоги та норми СОУ-05.01.-37–385:2006.
7. Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм : [№ 12-04-11 чинний від 09-08-1990]. - К: Міністерство рибного господарства СРСР. 1990. 45 с.
8. Грициняк, І. І., Колесник, Н. Л. Біологічне значення та токсичність важких металів для біоти прісноводних водойм (огляд). *Рибогосподарська наука України.* 2014. №2. С. 31-45.
9. Грубанко, В. В. Адаптивні реакції риб до дії аміаку водного середовища: Автореф. дис. ...д-ра біол. наук. К., 1995. 44 с.

10. Драчев, С. М. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промысловыми и бытовыми стоками. М.; Л.: Наука, 2007. 245 с.
11. Евтушенко, Н. Ю., Ситник, Ю. М. Содержание тяжелых металлов в рыбах водоема охладителя Ладжинской ГРЭС. / Всес. совещ. по рыбхоз. использ. тепл. вод : тез. докл. М., 1990. С. 237-238.
12. Информационный портал с. Бобровка. URL: <https://web.archive.org/web/20150422220557/http://bobrivka.com.ua/about.html> (Дата звернення 10.09.2017).
13. Інструкція щодо організації зимівлі рибопосадкового матеріалу в рибницьких ставках. URL: darg.gov.ua/files/2/inzrm16.doc (Дата звернення 20.12.2017).
14. Колесник, Н. Л. Важкі метали в екосистемі ставів та їх вплив на рибопродуктивність і харчову цінність риби в умовах інтенсивного вирощування : ... дис. к. с.-г. н. : К., 2012. 191 с.
15. Колесник, Н. Л. Розподіл важких металів серед компонентів прісноводних екосистем (огляд). *Рибогосподарська наука України*. 2014 №3 С. 35-54.
16. Кравчук, Г. О. Сучасні зміни умов осадконакопичення та бентосні форамініфери як індикатори забруднення донних відкладів північно-західного шельфу Чорного моря: дис. ... канд. геол. Наук. – К., 2004. – 214 с.
17. Курант, В. З., Хоменчук, В. О., Бияк, В. Я. Шляхи проникнення та вміст важких металів в організмі риб: (огляд). *Наук. зап. Тернопільського нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер. Біологія*. 2011. №2(47). С. 263-269.
18. Линник, П. М. Жежеря, В. А., Линник, Р. П. Розчинені форми металів у поверхневих водах: біодоступність та потенційна токсичність. *Наукові записки Тернопільського пед. університету ім. В. Гнатюка. Серія: біологія*. 2015. №3-4(64). С. 395-239.
19. Маджд, С. М., Александрова, А. С. Визначення потенційної небезпеки донних відкладів гідроекосистем з інтенсивним техногенним навантаженням. *Наукоємні технології*. 2016 3 (31). С. 331-334.
20. Медико-біологічні вимоги і санітарні норми якості продовольчої сировини і продуктів харчування. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/v5061400-89/page5> (Дата звернення 10.12.2017)
21. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / А. В. Гриценко, О. Г. Васенко, Г. А. Верніченко, О. П. Мірошніченко [та ін.] Х.: УкрНДІЕП. 2012. 37 с.
22. Наш зеленый мир. Карп. URL: <https://nashzeleniy мир.ru/%D0%BA%D0%B0%D1%80%D0%BF> (Дата звернення 11.11.2017).
23. Повадки и особенности питания толстолобика. URL: <http://lovelyavsem.ru/tyby/tolstolobik/opisanie-i-rovadki.html> (Дата звернення 11.11.2017).
24. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения: СанПиН № 4630-88. М.: Минздрав СССР, 1988. 70 с.
25. Сенік, Ю. І., Ляврін, Б. З., Синюк, Ю. В. Транспорт йонів цинку та кадмію через мембрани еритроцитів риб. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Біологія*. 2012. Вип. 3 (52). С. 50–54.
26. Стецюк, З. О., Мельник, А. П., Михайленко, Н. Г. Екологічний стан Київського водосховища за гідрохімічними показниками після водопілля 2010 р. *Рибогосподарська наука України*. 2011 № 4. С.15-19.
27. Сырье и продукты пищевые. Атомно-абсорбционный метод определения токсичных элементов: ГОСТ 30178-96. [Действующий от 1998-01-01]. М. : Ин-т пит. РАМН, 1998. 12 с.
28. Тарасенко, Л. О. Особливості кумуляції важких металів в організмі риб. *ЛНУВМБТ імені С.З. Гжицького*. 2014. Т. 16, № 3(60), ч. 2. С. 40-48.
29. Федоненко, Е. В., Шарамок, Т. С., Есипова, Н. Б. Распределение свинца и кадмия в экосистеме самарского рыбоводного пруда. *Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна, № 788. Серія «Біологія», вип. 6 2007р.* С. 104-108.
30. Янин, Е. П. Техногенные илы в реках Московской области (геохимические особенности и экологическая оценка). М. : ИМГРЭ, 2004. 94 с.

References

1. Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the quality of bathing water. Available at: <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31976L0160:EN:NOT> [in English].
2. Filios J., Swanson, W. (1986). The release rate of nutrients from river and lake sediments Water Pollut. Contr. Fed. 44, 644–662 [in English].
3. Protasowcki, M. Chodyniecki, A. (1988). Biochumulacja Cd, Pb, Cu, Zn w karpin – Cyprinus carpio L. W zależności od stężenia w wodzie i czasu ekspozycji. [Bioaccumulation of Cd, Pb, Cu, Zn in Cyprinus carpio L., depending on the concentration in water and the exposure time]. *Lesz. Nauk. Rub. Mor. I Technol. Zum. AR Szozecinie*, 17, 69–84. [in Polish].

4. Tiedemann, G., Kublbeck, M., Rosmanith, J. (1984). Interaction of cadmium and lead in fish. *Wiss und Umwelt*, 3B, 145-154. [in English].
5. Brehovskih, V. F., Volkova, Z. V., Kocharjan, A. G. (2001). Tjzhelye metally v donnyh otlozhenijah Ivan'kovskogo vodohranilishha [Heavy metals in the bottom sediments of the Ivankovo reservoir] *Water resources*, 28 (3), 310-319 [in Russian].
6. Voda rybohospodars'kykh pidpryemstv. Zahal'ni vymohy ta normy SOU-05.01.-37-385:2006. 6. [Water of fishing enterprises. General requirements and norms SOU-05.01.-37-385:2006. 6]. [in Ukrainian].
7. Hranychno dopustymi znachennya pokaznykiv yakosti vody dlya rybohospodars'kykh vodoym. Zahal'nyy perelik HDK i OBRV shkidlyvykh rehovyn dlya vody rybohospodars'kykh vodoym (1990). [Limit values of water quality indices for fish farming reservoirs. The general list of MPCs of harmful substances for water of fish farming reservoirs] [No. 12-04-11 valid from 09-08-1990]. K: Ministry of Fisheries of the USSR. 1990. 45 p. [in Ukrainian].
8. Hrytsynyak, I. I., Kolesnyk, N. L. (2014). Biologichne znachennya ta toksychnist' vazhkykh metaliv dlya bioty prisnovodnykh vodoym (ohlyad). *Fishery science of Ukraine*, 2, 31-45 [in Ukrainian].
9. Hrubanko, V. V. (1995). Adaptivni reaktsiyi ryb do diyami amoniaku vodnoho seredovyshcha [Adaptive reactions of fish to the action of ammonia of the aqueous medium]. Kiev 44. [in Ukrainian].
10. Drachev, S. M. (2007). Bor'ba s zagryazneniem rek, ozer i vodohranilishh promyslovymi i bytovymi stokami [Fighting pollution of rivers, lakes and reservoirs with commercial and domestic wastewater] M.; L.: Nauka, 245 [in Russian].
11. Evtushenko, N. Ju., Sitnik, Ju. M. (1990). Soderzhanie tjzhelykh metallov v rybah vodoema ohladitel'ja Ladyzhinskoy GRES. [The content of heavy metals in the fishes of the cooling reservoir at the Ladyzhinskaya water-power plant] All-Union Conference on Fisheries use warm waters: tez. doc. Moscow, 237-238 [in Russian].
12. Information portal of the Bobrovka village. Available at: <https://web.archive.org/web/20150422220557/http://bobrivka.com.ua/about.html> [in Russian].
13. Instruction on the organization of wintering of fish-bearing material in fish-breeding ponds. Available at: darg.gov.ua/files/2/inzrm16.doc [in Ukrainian].
14. Kolesnyk, N. L. (2012). Vazhki metaly v ekosystemi staviv ta yikh vplyv na ryboproduktyvnist' i kharchovu tsinnist' ryby v umovakh intensyvnogo vyroshchuvannya [Heavy metals in the ecosystem of ponds and their impact on fish productivity and nutritional value of fish in conditions of intensive cultivation]. Kiev, 191 [in Ukrainian].
15. Kolesnyk, N. L. (2014). Rozpodil vazhkykh metaliv sered komponentiv prisnovodnykh ekosystem (ohlyad) [Distribution of heavy metals among the components of freshwater ecosystems (review)] *Fishery science of Ukraine*, 3, 35-54 [in Ukrainian].
16. Kravchuk, H. O. (2004). Suchasni zminy umov osadkonakopychennya ta bentosni foraminifery yak indykatory zabrudnennya donnykh vidkladiv pivnichno-zakhidnoho shel'fu Chornoho morya [Modern changes in the conditions of sedimentation and benthic foraminifera as indicators of pollution of the bottom sediments of the north-western shelf of the Black Sea:]. Kiev, 214 [in Ukrainian].
17. Kurant, V. Z., Khomenchuk, V. O., Byyak, V. Ya. (2011). Shlyakhy pronyknennya ta vmist vazhkykh metaliv v orhanizmi ryb: (ohlyad) [Ways of penetration and content of heavy metals in fishes organisms: (review)]. *Scientific not. of Ternopil Volodymyr Hnatyuk National Pedagogical University. Series: Biology*. 2 (47), 263-269 [in Ukrainian].
18. Lynnyk, P. M., Zhezherya, V. A., Lynnyk, R. P. (2015). Rozchyneni formy metaliv u poverkhnevnykh vodakh: biodostupnist' ta potentsiyna toksychnist' [Metal Dissolved forms in surface water: bioavailability and potential toxicity]. *Scientific notes of Ternopil Volodymyr Hnatyuk National Pedagogical University. Series: Biology*. 3-4(64), 395-399 [in Ukrainian].
19. Madzhd, S. M., Aleksandrova, A. S. (2016). Vyznachennya potentsiynoyi nebezpeky donnykh vidkladiv hidroekosystem z intensyvnym tekhnohennym navantazhennyam [Determination of the potential danger of bottom sediments hydro ecosystems with intensive man-caused load]. *Knowledge-based technologies*. 3 (31), 331-334 [in Ukrainian].
20. Medical and biological requirements and sanitary norms of quality of food raw materials and foodstuffs. Available at: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/v5061400-89/page5> [in Ukrainian].
21. Hrytsenko, A. V., Vasenko, O. H., Vernichenko, H. A., Miroshnichenko, O. P. (2012). Metodyka ekolohichnoyi otsinky yakosti poverkhnevnykh vod za vidpovidnymi katehoriyamy [Methodology of ecological assessment of surface water quality according to the relevant categories]. Kharkiv : UkrRIEP, 37 [in Ukrainian].
22. Our green world. Carp. Available at: <https://nashzelenymir.ru/%D0%BA%D0%B0%D1%80%D0%BF> [in Russian].
23. The habits and features of eating silver carp. Available at: <http://lovlyavsem.ru/ryby/tolstolobik/opisanie-i-povadki.html> [in Russian].
24. Sanitarnye pravila i normy ohrany poverhnostnykh vod ot zagryaznenija: SanPiN 4630-88. [Sanitary rules and

- norms for protection of surface water from pollution: SanPiN 4630-88.:]. Moscow : Minzdrav SSSR, 1988, 70 [in Russian].
25. Senyk, Yu. I., Lyavrin. B. Z., Synyuk, Yu. V. (2012). Transport yoniv tsynku ta kadmiyu cherez membrany erytrotsytiv ryb [Transport of zinc and cadmium ions through the erythrocyte membrane of fish]. *Scientific notes of Ternopil Volodymyr Hnatyuk National Pedagogical University. Series: Biology*. 3 (52), 50-54 [in Ukrainian].
 26. Stetsyuk, Z. O., Mel'nyk, A. P., Mykhaylenko, N. H. (2011). Ekolohichnyy stan Kyyivs'koho vodoskhovyshcha za hidrokhimichnymy pokaznykamy pislya vodopillya 2010 r [Ecological status of the Kiev reserve on gidrochemical indexes after flood of 2010]. *Fishery science of Ukraine*, 4, 15-19 [in Ukrainian].
 27. Syr'e i produkty pishhevye. Atomno-absorbciornyj metod opredelenija toksichnyh jelementov: GOST 30178-96. [Dejstvujushij ot 1998-01-01] [Raw materials and food products. Atomic absorption method for the determination of toxic elements: GOST 30178-96. [Effective from 1998-01-01]]. Moscow, 1998, 12. [in Russian].
 28. Tarasenko, L. O. (2014). Osoblyvosti kumulyatsiyi vazhkykh metaliv v orhanizmi ryb [Features of heavy metals cumulation in fish]. *Scientific bulletin LNUVMBT imeni Stepana Gzhytskoho*, 16, 3 (60), part 2, 411-415 [in Ukrainian].
 29. Fedonenko, E. V., SHaramok, T. S., Esipova. N. B. (2007). Raspredelenie svinca i kadmiya v ehkosisteme samarskogo rybovodnogo pruda [Distributing of lead and cadmium in ecosystem of the Samara fish-breeder pond]. *Bulletin of VN Karazin Kharkiv National University. Series: Biology*, 788(6), 104-108 [in Russian].
 30. YAnin, E. P. (2004). Tekhnogennye ily v rekah Moskovskoj oblasti (geohimicheskie osobennosti i ehkologicheskaya ocenka) [Technogenic silt in the rivers of the Moscow region (geochemical features and ecological assessment)]. Moscow : IMGRE, 94 [in Russian].

Надійшла до редколегії 24.01.2018

УДК 628.51:796.02:502

О. І. ЦИГАНЕНКО, д-р. мед. наук, проф., **І. В. УРЯДНІКОВА**, канд. техн. наук, доц.,
Я. В. ПЕРШЕГУБА, канд. мед. наук, **Н. А. СКЛЯРОВА**
Національний університет фізичного виховання і спорту України
Вул. Фізкультури, 1, 02000, Київ, Україна,
e – mail: Sportmedkafedra@gmail.com

ПЛАНУВАННЯ ЕКОЛОГІЗАЦІЇ СПОРТИВНИХ ОБ'ЄКТІВ ДЛЯ ЗБЕРЕЖЕННЯ ДОВКІЛЛЯ ТА ЖИВОЇ ПРИРОДИ: ПРОБЛЕМИ, ШЛЯХИ ВИРІШЕННЯ

За результатами досліджень визначені основні шляхи екологізації галузі спорту, розроблена методологія планування проведення екологізації спортивних об'єктів з урахування їх категорії впливу на довкілля. Визначені розділи (етапи) планування екологізації спортивних об'єктів, розроблені положення громадського обговорення (консультацій), запланованих екологічних заходів з екологізації спортивних об'єктів, рекомендовано використання інформаційних комп'ютеризованих технологій збирання та аналізу екологічної інформації, підготовлені рекомендації з підготовки фахівців екологічних спеціалізацій для екологізації галузі спорту на базі магістратури за спеціальністю 017 Фізична культура і спорт, спеціалізація «Екологія спорту».

Ключові слова: екологізація, спорт, довкілля, спортивні об'єкти

Tsyganenko O. I., Uriadnikova I. V., Persheguba Y. V., Sklyarova N. A.
National University of Physical Education and Sports of Ukraine

PLANNING THE ENVIRONMENTAL SPORT OBJECTS FOR ENVIRONMENT AND LIVING NATURE: PROBLEMS, WAYS TO SOLVING

According to the results of the research, the main ways of ecologizing of the sports industry are identified: the unification of the sectoral interests of sports activities with the interests of maintaining a good state of the environment, wildlife and human health, including athletes, planning the ecologization of sport at all levels, including directly on sports objects, the development of the system of environmental education in the sports sector, the holding of public hearings on the ecologization of sports, the rational use of natural resources in the construction and the operation of sports complexes and sports parks, practical implementation in practice of implementing the provisions and rules of environmental safety in the sports sector for the environment, human health and wildlife. A methodology for planning the ecologization of sports objects was developed, taking into account the category of their impact on the environment. The sections (stages) of planning the ecologization of sports objects are defined: the definition of goals and objectives of ecologization, the selection and identification of an environmentally sound strategy and tactics for the implementation of ecologization, the development and planning of a budget for carrying out measures for ecologization involving relevant specialists, primarily environmental specialties, hearings on measures for greening, carrying out of ecologization and an estimation of the received results. The provisions of public discussion (consultations) of environmental measures for the ecologization of sports objects have been developed, the use of computerized information technologies for the collection and analysis of environmental information has been recommended, recommendations have been made on training specialists in environmental specializations for the ecologization of the sports industry on the basis of a master's program specialty 017 Physical Culture and Sport, specialization "Ecology of Sports".

Key words: ecologization, sport, environment, sports objects

Цыганенко О. И., Урядникова И. В., Першегуба Я. В., Склярова Н. А.
Национальный университет физического воспитания и спорта Украины

ПЛАНИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЗАЦИИ СПОРТИВНЫХ ОБЪЕКТОВ ДЛЯ СОХРАНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ЖИВОЙ ПРИРОДЫ: ПРОБЛЕМЫ, ПУТИ РЕШЕНИЯ

По результатам исследований определены основные пути экологизации отрасли спорта, разработана методология планирования проведения экологизации спортивных объектов с учетом категории их влияния на окружающую среду. Определены разделы (этапы) планирования экологизации спортивных объектов, разработаны положения общественного обсуждения (консультацій) экологических мероприятий по экологизации спортивных объектов, рекомендовано использование информационных компьютеризованных технологий сбора и анализа экологической информации, сделаны рекомендации по подготовке специалистов экологических специализаций для экологизации отрасли спорта на базе магистратуры по специальности 017 «Физическая культура и спорт», специализация «Экология спорта».

Ключевые слова: экологизация, спорт, окружающая среда, спортивные объекты

© Циганенко О. І., Уряднікова І. В., Першегуба Я. В., Склярова Н. А., 2018

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2018-29-10>

Вступ

Екологізацію визначають як процес впровадження на всіх рівнях положень та принципів екології в усі сфери життєдіяльності сучасного суспільства та їх розповсюдження на наступні покоління людської цивілізації. Екологізація суспільства та його життєдіяльності є одним з фундаментальних положень екології та неоекології, її розглядають в сучасних екологічних науках як один з основних механізмів переходу до суспільства сталого розвитку [1-3,5,6,10-12,15,16,22].

Екологізація відповідної галузі є невід'ємною, фундаментальною складовою наукових напрямків всіх галузевих екологій, в тому числі і такої нової екологічної науки як екологія спорту. В принципі, екологізацію спорту та спортивної діяльності можна розглядати і як проблематику таких спеціальних екологічних наук, як екологія людини та медична екологія [2,6,10,11,15,22,24].

В свою чергу, екологізацію спорту можна визначити як процес впровадження принципів і положень екології і, відповідно, екології спорту в спортивну галузь. Вона повинна стати науковою основою (базою) природоохоронної діяльності у галузі спорту. Екологізація спортивної галузі у практичному відношенні може проводитися на різних рівнях: глобальному, державному, регіональному та об'єктовому [14,24].

Актуальність проблеми. Проведений аналіз наукової, науково-методичної літератури, а також інших джерел інформації показав, що екологізацію розглядають як одну з найактуальніших проблем сьогодення, як один з основних механізмів становлення суспільства сталого розвитку, а дослідження з проблем екологізації підпадають під напрямок – фундаментальні дослідження (дослідження фундаментального характеру) [1-3,5,6,10-12,16,22].

Екологізація як процес на сьогодні охоплює, насамперед, галузі виробництва (промисловість, сільське господарство, енергетичну галузь). Серед сфери обслуговування в плані масштабів проведення екологізації виділяються туристична галузь, галузь освіти, стосовно яких є багато наукових та науково-методичних публікацій, матеріалів у засобах масової інформації (ЗМІ), Інтернеті тощо. При цьому екологізація по-

чала охоплювати і інші галузі та сфери обслуговування. До таких галузей необхідно віднести і галузь спорту.

При плануванні екологізації спортивних об'єктів основними повинні стати спортивні центри з їх зеленими зонами та спортивні парки. Крім того, до поняття екологізації спорту відносять і екологізацію підприємств, які займаються випуском продукції для спортивної галузі і які можуть виступати у ролі суттєвих забруднювачів довкілля.

Пріоритетним напрямом в екологізації спорту повинна стати охорона довкілля, насамперед, живої природи. Спортивна галузь значно менше в порівнянні з промисловою, аграрною та енергетичною галузями впливає на стан забруднення основних об'єктів довкілля (атмосферне повітря, вода водойм, ґрунт). Проте, суттєво може впливати на стан живої природи, як на території спортивних об'єктів, так і на прилеглих до нього територіях. Особливо це стосується спортивних комплексів (насамперед, гірськолижних), які розташовані в гірській місцевості за умов нестійких до антропогенного впливу гірських екосистем, і в яких культивуються зимові види спорту. І до цього треба додати, що все це відбувається за умов глобальної зміни клімату. В Україні ці положення стосуються, у першу чергу, гірських екосистем Українських Карпат з розташованими в їх межах гірськолижними комплексами.

Однак, ще не розроблені положення та питання визначення шляхів (напрямків) екологізації галузі спорту, методології планування проведення екологізації спортивних об'єктів, що робить таку розробку дуже актуальною.

Мета дослідження – на основі теоретичного аналізу літератури та інших джерел інформації визначити основні шляхи екологізації галузі спорту, методологію планування проведення екологізації спортивних об'єктів.

Методи дослідження. Проведений системний аналіз наукової, науково-методичної літератури та інших джерел інформації. Використовувалися методи теоретичного аналізу літератури: узагальнення, синтез, формалізація, абстрагування [8].

Результати дослідження та їх обговорення

Проведений аналіз наукової, науково-методичної літератури, екологічного законодавства України та інших джерел інформації показав, що при визначенні переліку спортивних об'єктів для проведення планування процесу екологізації насамперед необхідно враховувати положення екологічного законодавства України стосовно їх значення (категорії) як джерел впливу на довкілля.

Так, згідно Закону України «Про оцінку впливу на довкілля» №2059-VIII від 23.05.2017 р., статті 3 «Сфера застосування оцінки впливу на довкілля», такі об'єкти (сфера туризму, рекреації та спорту), як лижні траси, канатні витяги, канатні дороги з загальною площею об'єкту 5 га і більше та тематичні парки (до категорії яких відносяться і спортивні парки) з площею 1 га і більше відносять до другої категорії впливу на довкілля. І відповідно ці об'єкти потребують спеціальних заходів з охорони довкілля зі складанням спеціального звіту з оцінки впливу об'єкта господарювання на довкілля (замість проведення державної екологічної експертизи об'єктів, як це передбачалося раніше) [4].

Процедура оцінки впливу об'єкту господарювання на довкілля передбачає підготовку суб'єктом господарювання звіту з оцінки впливу на довкілля, проведення його громадського обговорення та надання уповноваженим органом мотивованого висновку на оформлений звіт [4].

При організації проведення обговорення рекомендується враховувати положення документу «Порядок залучення громадськості до обговорення питань щодо прийняття рішень, які можуть впливати на стан довкілля», який був затверджений Постановою Кабінету Міністрів України від 29 червня 2011 р. №771, положення «Конвенції про доступ до інформації, участі громадськості у процесі прийняття рішень та доступі до правосуддя з питань, що стосуються навколишнього середовища» (Орхуська конвенція). Конвенція була прийнята на четвертій Конференції міністрів - «Навколишнє середовище для Європи» (Орхус, Данія, 1998 р.) та вступила в дію в 2001 році [18].

Громадське обговорення звіту повинно базуватися на таких принципах: своєчасності, якості процедури, достатньої під-

готовленості учасників до проведення, публічності, ясності мети та задач, доступності для присутніх, повноти розгляду, конкуренції позицій, врахування досвіду попередніх обговорень, відкритість до дискусії всіх учасників, спрямованість на якісний результат [18].

Громадське обговорення звіту може бути доповнене публікаціями (статтями) у ЗМІ, такими як, наприклад «Заява про екологічні наслідки діяльності» (ТОВ «ІНКО-ЛОП УКРАЇНА»; газета «Метро». - 2017р. - №93(496) - С.3) суб'єкта господарювання, де вказувалася назва, адреса, та загальна площа території об'єкту господарювання, характер та кількість шкідливих викидів до атмосфери, кількість і шляхи утилізації рідких та твердих відходів і, в тому числі, окремо харчових (при їх наявності), гарантія відшкодування збитків, які були нанесені довкіллю та живій природі суб'єктом господарювання при будівництві та експлуатації об'єктів тощо.

В цілому планування екологізації галузі спорту повинно передбачати такі основні напрями (шляхи) проведення екологічних заходів:

- поєднання галузевих інтересів спортивної діяльності з інтересами збереження доброго стану навколишнього середовища, живої природи та здоров'я людини, в тому числі і спортсменів;
- планування екологізації спорту на всіх рівнях, в тому числі на спортивних об'єктах;
- розвиток системи екологічної освіти в галузі спорту;
- проведення громадських слухань (обговорень) з питань екологізації спорту, в тому числі і спортивних об'єктів;
- максимальне збереження природних ресурсів, насамперед живої природи, в процесі спортивної діяльності;
- раціональне природокористування при будівництві та експлуатації спортивних комплексів, при створенні та експлуатації спортивних парків (як одного з видів тематичних, спеціалізованих парків);
- практична реалізація виконання положень та правил екологічної безпеки у галузі спорту, для довкілля, живої природи і людини.

Для проведення екологізації спортивного об'єкту попередньо складають план

його екологізації (спортивний комплекс, спортивний парк тощо). До планування процесу екологізації повинно входити і визначення переліку заходів з його громадського обговорення (консультацій).

Необхідність проведення екологізації конкретного спортивного об'єкта визначається, насамперед, його віднесенням згідно законодавчим положенням до другої категорії впливу (дії) на довкілля.

При проведенні планування заходів з екологізації спортивних об'єктів та їх інфраструктури можуть використовуватися два основні види планів: поточний (базовий) та перспективний [15,16].

Поточні плани розробляють зазвичай на 3-5 років, щоквартально корегують і щомісячно уточнюють. Перспективні плани розробляють на перспективу (перспективне планування) як продовження у подальшому заходів поточного планування (поточних планів).

Для повноцінного планування проведення екологізації об'єкта та його інфраструктури необхідне системне збирання та аналіз екологічної інформації. Існують два основні напрями збирання екологічної інформації:

- внутрішній – за рахунок власних ресурсів суб'єкта господарювання;

- зовнішній – шляхом збирання інформації з використанням зовнішніх джерел інформації.

Внутрішній напрямок збирання екологічної інформації передбачає насамперед збирання даних стосовно екологічного стану спортивного об'єкту (екологічний стан території, спортивних споруд та інфраструктури спортивного об'єкту тощо) з використанням власних матеріально - технічних та кадрових ресурсів і їх фінансування. У разі потреби для оцінки екологічного стану спортивного об'єкту та його інфраструктури за умов оплати за рахунок замовника можуть залучатися і сторонні екологічні організації (фірми), які мають ліцензії на проведення екологічних досліджень.

Зовнішній напрямок збирання екологічної інформації передбачає використання даних державних екологічних інспекцій (екологічний моніторинг стану довкілля), гідрометеорологічної служби тощо.

Існують ще найменше чотири різних, проте взаємодоповнюючих підходів до збирання екологічної інформації:

- первинне дослідження стану довкілля та живої природи, стану здоров'я людини;

- вторинні матеріали: публікації в ЗМІ, в Інтернеті та в науковій і науково-методичній літературі тощо;

- матеріали проведених наукових та науково-практичних заходів – наукових та науково-практичних конференцій, форумів, семінарів тощо;

- неформальні канали – особисте спілкування тощо.

Зібрана екологічна інформація підлягає аналізу, в тому числі, з використанням інформаційних комп'ютеризованих систем збирання та аналізу екологічної інформації рівня – професійні [8,9,20].

Екологічні інформаційні комп'ютеризовані системи (технології комп'ютерного супроводу) професійного рівня повинні відповідати таким основним вимогам:

- мати у комп'ютерній програмі (базі даних) достатню кількість показників, нормативних даних для можливості прийняття користувачем обґрунтованих рішень;

- видавати користувачу об'єктивну, систематизовану, статистично достовірну інформацію;

- мати сервісні послуги для їх поточного обслуговування та, в перспективі, можливості корекції їх роботи розробником системи, в тому числі і згідно мотивованих побажань користувача;

- надавати можливість до проведення прогнозування екологічної ситуації;

- бути доступними для користувачів за вартістю.

В практичному відношенні планування екологізації спортивного об'єкту та його інфраструктури здійснюється з урахуванням його особливостей: спеціалізація, місце розташування, комунальне забезпечення, наявності у безпосередній близькості джерел забруднення довкілля, кліматичних особливостей території, наявності біля об'єкту автомагістралей тощо. Це стосується як безпосередньо змісту плану, так і тривалості його виконання, послідовності розроблення та безумовно самого процесу організації планування.

При проведенні заходів з екологізації необхідно враховувати і ступінь екологічного ризику та необхідності забезпечення екологічної безпеки на території розташування спортивного об'єкту [23,25].

В цілому поточний план екологізації спортивного об'єкту повинен складатися з таких основних розділів:

- визначення мети та задач проведення екологізації;
- відбір та визначення екологічно обгрунтованої стратегії та тактики проведення екологізації;
- розробка та планування бюджету для проведення заходів з екологізації з залученням до роботи відповідних фахівців, насамперед екологічних спеціальностей;
- аналіз передбачуваних обсягів заходів з екологізації та їх матеріально-технічного, кадрового, фінансового та методологічного забезпечення.

Визначення мети та задач екологізації повинно передбачати їх обгрунтування з відбором адекватної стратегії та тактики для їх реалізації на практиці та аналізу попередньо зібраної екологічної інформації. Розробка та планування бюджету повинні базуватися на реальній можливості фінансування всіх передбачених планом заходів з екологізації, можливістю залучення фінансових ресурсів спонсорів тощо.

Перспективні плани екологізації мають таку ж структуру як і поточні. Однак в них ще не передбачається обов'язкова конкретизація реального матеріально - технічного та фінансового забезпечення. Вони складаються на перспективу з можливим забезпеченням фінансування у перспективі.

Проведення екологізації спортивних об'єктів потребує залучення фахівців екологічних спеціальностей обізнаних зі специфікою спортивної діяльності. В цьому плані Національний університет фізичного виховання і спорту України з 2017 року ро-

зпочав підготовку магістрів за спеціальністю 017 - «Фізична культура і спорт», спеціалізація «Екологія спорту». Програма підготовки магістрів основана на використанні найбільш сучасного, інноваційного компетентнісного підходу, який вже достатньо широко почав використовуватися як у вищих так і у середніх навчальних закладах України [7,13,19].

Для набуття фундаментальної компетентності при навчанні в магістратурі визначена дисципліна «Загальна екологія та неоекологія», базової – «Екологія спорту», спеціальної - «Природоохоронна діяльність та екологічне інспектування в спорті», що було доповнене в програмі навчання іншими дисциплінами екологічних спеціалізацій. Окремі положення екології спорту (з елементами екології фізичної культури) були введені і на освітньому рівні бакалавр до дисципліни «Основи екології» для напряму підготовки «Фізична культура і спорт», що разом з освітнім рівнем магістр складає процес неперервної екологічної освіти у закладах вищої освіти (ЗВО) фізичної культури і спорту України, що відповідає положенням та принципам чинної концепції - «Концепція екологічної освіти України» Міністерства освіти і науки (МОН) України [7,17,21].

Що ж стосується підприємств, які виробляють продукцію для галузі спорту, то для них у разі потреби можуть складатися окремі плани екологізації - плани екологізації підприємств. При цьому у них вже рекомендується передбачити застосування поняття DFE (Designed for environment) – «Виробництво для довкілля (без шкоди для довкілля)» [3,5,22].

Висновки

Основними напрямками екологізації галузі спорту необхідно визначити: поєднання галузевих інтересів спортивної діяльності з інтересами збереження доброго стану довкілля, живої природи та здоров'я людини; планування екологізації спорту на всіх рівнях, в тому числі і на спортивних об'єктах; розвиток системи екологічної освіти у галузі спорту; проведення громадських слухань (консультацій) з питань екологізації галузі спорту, в тому числі, і екологізації спортивних об'єктів; максимальне збереження природних ресурсів в процесі спортивної діяльності, насамперед живої природи; раціональне природокористування при будівництві та експлуатації спортивних

комплексів, при створенні та експлуатації спортивних парків; практична реалізація виконання правил та положень екологічної безпеки у галузі спорту.

Методологія екологізації спортивних об'єктів повинна бути основана на врахуванні категорії їх впливу на довкілля, на проведенні громадських слухань (консультацій) стосовно екологічних заходів з їх екологізації, на використанні інформаційних комп'ютеризованих технологіях збору та аналізу екологічної інформації, на підготовці фахівців для проведення екологізації в галузі спорту на базі магістратури за спеціальністю 017 «Фізична культура і спорт», спеціалізації «Екологія спорту».

Література

1. Бондар О.І. «РІО +20» Шлях до сталого розвитку. *Екологічні науки*. 2012. №1. С.6-14.
2. Володин Р.С. Экологизация хозяйственной деятельности организаций как основной механизм перехода общества к устойчивому эколого-сбалансированному типу развития экономики. *Научный вестник Московского государственного горного ун-та*. 2013. №11. С.37-42.
3. Екологічне підприємництво та екологізація підприємництва: теорія, організація, управління: монографія/ За ред. Б.М. Данилишина. Суми: Вид-во «Університетська книга», 2012. 239 с.
4. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» від 23.05.2017 р. №2059 -VIII. *Відомості Верховної Ради (ВВР)*. 2017. №29. Ст.315.
5. Экологизация малых и средних предприятий: пособ. по инструментам природоохранной политики для стран Восточного партнерства ЕС (EaPGEN). Кишинев, Молдова, 2016. 162 с.
6. Игнатъева М.Н., Мочалова Л.А. Экологизация промышленного производства: направления, инструментарий. *Экономика региона*. 2008. №1. С.154 – 166.
7. Імас Є.В., Циганенко О.І., Футорний С.М. Організація та методологія підготовки здобувачів освітнього ступеня магістр спеціальність 017 «Фізична культура і спорт», спеціалізація «Екологія спорту». *Спортивна медицина і фізична реабілітація*. 2017. №1. С.3 – 10.
8. Кліменко М.О., Петрук В.Г., Мокін М.Б., Вознюк Н.М. Методологія та організація наукових досліджень (екологія): підручн. Херсон: Вид-во «Олді плюс», 2012. 474 с.
9. Крайнюков О.М., Некос А.Н.. Моніторинг довкілля (Моніторинг нафтогазових територій): підручн. Х.: Фолю, 2015. 203 с.
10. Морозова Н.В. Экологизация образования как средство формирования экологической культуры. *Фундаментальные исследования*. 2012. №3(часть 2). С.300 – 304.
11. Нездойминов С.Г. Экологизация туризма как фактор устойчивого развития туристических регионов // Региональные исследования. 2014. №1. С.133 – 139.
12. Некос В.Ю., Некос А.Н., Сафранов Т.А. Загально екологія та неоекологія: підручн. Х.: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2011. 596 с.
13. Некос А.Н., Цехмістрова Ю.В. Компетентнісний підхід особисто - орієнтованого напряму при викладанні екології в середніх навчальних закладах. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2016. - №1-2(25). С.88 – 93.
14. Полиевский С.А. Спортивная экология: учебн. М.: Изд-во «Инфра-М», 2007. 254 с.
15. Польовська В.Т., Туниця Ю.Ю. Екологізація планування маркетингу на підприємствах. *Науковий вісник НЛТУ*. – 2005. – Вип.15.7. – С.196 - 205.
16. Прокопенко О.В. Екологізація інноваційної діяльності. Суми: Вид-во «Університетська книга, 2008. 392 с.
17. «Про концепцію екологічної освіти в Україні». Рішення Колегії МОН України №13/6-9 від 20.12.2001. *Інформаційний збірник МОН України*. 2002. 7. С.3.
18. Постанова Кабінету Міністрів України про «Порядок залучення громадськості до обговорення питань щодо прийняття рішень, які можуть впливати на стан довкілля» від 29 червня 2011 р. №771.
19. Рудь М.В. Компетентнісний підхід в освіті. *Вісник Львівського ун-ту. Серія: Педагогіка*. 2006. Вип.21. ч1. С.73 – 82.
20. Солошич І.О., Почтовюк С.І. Забезпечення інформаційно-комп'ютерного супроводу викладання дисциплін екологічного спрямування. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2016. №3-4(26). С.141 – 145.
21. Футорний С.М., Циганенко О.І., Першегуба Я.В., Склярова Н.А. та інші. Методологічні положення викладання екології фізичної культури і спорту як складової системи освіти у вищих фізичного виховання і спорту України. *Науковий часопис Національного педагогічного ун-ту ім. М.П. Драгоманова. – Серія 15 «Науково-педагогічні проблеми фізичної культури»/ Фізична культура і спорт*. 2017. Вип. 9(91)17. С.121 – 125.
22. Харичков С.К., Николаев Ю.О.. Экологизация научно - технического развития. Одесса: Институт проблем рынка и экономика – экологических исследований НАН Украины, 2003. 120 с.
23. Цыганенко О., Склярова Н., Путро Л., Оксамытная Л. Научные основы концепции экологической безопасности спортивной деятельности в олимпийских видах спорта. *Наука в олимпийском спорте*. – 2009. №1. С.55 – 61.
24. Цыганенко О.И., Склярова Н.А. Экология физической культуры и спорта как наука и перспективы ее преподавания в вузах физического воспитания и спорта. *Физическое воспитание студентов*. 2012. №5. С.109 – 114.
25. Uryadnikova Inga. Risk management in water treatment systems to improve the environmental safety of operation of thermal power facilities. Banska Bystrica, Slovakia: Bratia Sabovci, s. r. o. Zvolen, 2011. 102 p.

References

1. Bondar, O.I. (2012). «RIO +20» Shljah do stalogo rozvytku. ["RIO +20" Path to Sustainable Development]. *Ecological sciences*, 1, 6-14. [In Ukrainian].

2. Volodin, R.S. (2013) EHkologizaciya hozyajstvennoj deyatel'nosti organizacij kak osnovnoj mekhanizm perekhoda obshchestva k ustojchivomu ehkologo-sbalansirovannomu tipu razvitiya ehkonomiki [Ecologization of the economic activity of organizations as the main mechanism for the transition of society to a sustainable eco-balanced type of economic development]. Scientific Bulletin of the Moscow State Mining University, 11, 37-42. [In Russian].
3. Danylyshyn, B.M. (2012). Ekologichne pidpryjemnyctvo ta ekologizaciya pidpryjemnyctva: teoriya, organizaciya, upravlinnja [Ecological Entrepreneurship and Environmentalization of Entrepreneurship: Theory, Organization, Management]. Monograph, Sumy: View "University Book", 239. [In Ukrainian].
4. Zakon Ukrainy «Pro ocinku vplyvu na dovykillja» vid 23.05.2017 r. №2059 –VIII. (2017). [Law of Ukraine "On Environmental Impact Assessment" dated May 23, 2017, No. 2059 -VIII]. Bulletin of the Verkhovna Rada (VVR), 29, 315. [In Ukrainian].
5. EHkologizaciya malyh i srednih predpriyatij. (2016). [Ecologization of Small and Medium Enterprises]. A Handbook on Environmental Policy Tools for the Eastern Partnership Countries (EaPGEN). Chisinau, Moldova, 162. [In Russian].
6. Ignat'eva, M.N., Mochalova, L.A. (2008). EHkologizaciya promyshlennogo proizvodstva: napravleniya, instrumentarij. [Ecologization of industrial production: directions, tools] Economy of the region, 1, 154 - 166. [In Russian].
7. Imas, Je.V., Cyganenko, O.I, Futornyj ,S.M. (2017). Organizaciya ta metodologija pidgotovky zdobuvachiv osvity n'ogo stupenja magistr special'nist' 017 «Fizychna kul'tura i sport», specializaciya «Ekologija sportu». [Organization and methodology of training for graduates of the educational field, master's degree specialty 017 "Physical Culture and Sport", specialization "Ecology of Sport"]. Sports medicine and physical rehabilitation, 1, 3 - 10. [In Ukrainian].
8. Klimenko, M.O., Petruk, V.G., Mokin, M.B., Voznjuk, N.M. (2012). Metodologija ta organizaciya naukovyh doslidzhen' (ekologija). [Methodology and organization of scientific research (ecology)]. Textbook, Kherson, View of "Oldi Plus", 474. [In Ukrainian].
9. Krajnjukov, O.M., Nekos,A.N. (2015). Monitoryng dovykillja (Monitoryng naftogazovyh terytorij). [Environmental monitoring (Monitoring of oil and gas territories)]. Textbook, Folio, 203. [In Ukrainian].
10. Morozova ,N.V. (2012). EHkologizaciya obrazovaniya kak sredstvo formirovaniya ehkologicheskoy kul'tury. [Ecologization of Education as a Means of Formation of Ecological Culture]. Fundamental research, 3 (2), 300 - 304. [In Russian].
11. Nezdojminov ,S.G. (2014). EHkologizaciya turizma kak faktor ustojchivogo razvitiya turisticeskikh regionov. [Ecologization of tourism as a factor of sustainable development of tourist regions]. Regional Studies, 1, 133 – 139. [In Russian].
12. Nekos, V.Ju. , Nekos, A.N., Safranov, T.A. (2011). Zagal'no ekologija ta neoekologija. [General ecology and neoecology]. Textbook, KhNU them. V.N. Karazin, 596. [In Ukrainian].
13. Nekos ,A.N., Cehmistrova, Ju.V. (2016). Kompetentnisnyj pidhid osobysto - orijentovanogo naprjamu pry vykladanni ekologii' v serednih navchal'nyh zakladah. [Competency approach of personally oriented direction in teaching ecology in secondary schools]. Man and the environment. Problems of neoecology, 1-2 (25), 88 - 93. [In Ukrainian].
14. Polievskij,S.A. (2007). Sportivnaya ehkologiya. [Sports Ecology]. A Textbook, Moscow, Publishing house "Infra-M", 254. [In Russian].
15. Pol'ovs'ka ,V.T., Tunycja, Ju.Ju. (2005). Ekologizaciya planuvannja marketyngu na pidpryjemstvah.[Ecologization of marketing planning at enterprises]. Scientific Bulletin of NLTU,15.7, 196 - 205. [In Ukrainian].
16. Prokopenko,O.V. (2008). Ekologizaciya innovacijnoi' dijal'nosti. [Ecologization of innovation activity], "University Book", 392. [In Ukrainian].
17. «Pro koncepciju ekologichnoi' osvity v Ukraini». Rishennja Kolegii' MON Ukrainy №13/6-9 vid 20.12.2001. (2002).["On the Concept of Environmental Education in Ukraine". Decision of the Collegium of the Ministry of Education and Science of Ukraine No. 13/6-9 dated December 20, 2001]. Informational collection of the Ministry of Education and Science of Ukraine, 7, 3. [In Ukrainian].
18. Postanova Kabinetu Ministriv Ukrainy pro «Porjadok zaluchennja gromads'kosti do obgovorennja pytan' shhodo pryjnjattja rishen', jaki mozhut' vplyvaty na stan dovykillja» vid 29 chervnja 2011 r. (2011). .[Resolution of the Cabinet of Ministers of Ukraine on "The Procedure for Involving the Public to Discuss Questions Concerning Decision Making that May Affect the State of the Environment" dated June 29, 2011]. 771. [In Ukrainian].
19. Rud', M.V. Kompetentnisnyj pidhid v osviti. (2006). [Competency Approach in Education]. Visnyk of Lviv University . Series: Pedagogics, 21(1), 73 - 82. [In Ukrainian].
20. Soloshych, I.O., Pochtovjuk, S.I. (2016). Zabezpechennja informacijno-komp'juternogo suprovиду vykladannja dyscyplin ekologichnogo sprjamuvannja. [Provision of informational and computer support of teaching of disciplines of ecological direction]. Man and the environment. Problems of neoecology, 3-4 (26), 141 - 145. [In Ukrainian].
21. Futornyj, S.M., Cyganenko,O.I., Persheguba, Ja.V., Skljjarova, N.A. ta insh. Metodologichni polozhennja vykladannja ekologii' fizychnoi' kul'tury i sportu jak skladovoi' systemy osvity u vyshah fizychnogo vyhovannja i sportu Ukrainy. (2017). [Methodological provisions of the teaching of the ecology of physical culture and sport as a component of the education system at the higher educational institutions of the physical education and sport of Ukraine]. Scientific journal of the National Pedagogical University named after. M.P. Drahomanov. Series 15

- "Scientific and Pedagogical Problems of Physical Culture". *Physical Culture and Sport*, 9 (91) 17, 121 - 125. [In Ukrainian].
22. Harichkov, S.K., Nikolaev, YU.O. (2003). *EHkologizaciya nauchno - tekhnicheskogo razvitiya*. [Ecologization of scientific and technological development]. Institute for Market and Economic and Environmental Studies of the National Academy of Sciences of Ukraine, Odessa, 120. [In Russian].
23. Cyganenko, O., Sklyarova, N., Putro, L., Oksamytnaya, L. (2009). *Nauchnye osnovy koncepcii ehkologicheskoy bezopasnosti sptivnoj deyatel'nosti v olimpijskih vidah sporta*. [Scientific foundations of the concept of ecological safety of Olympic activities in Olympic sports]. *Science in the Olympic sport*, 1, 55 - 61. [In Russian].
24. Cyganenko, O.I., Sklyarova, N.A. (2012). *EHkologiya fizicheskoy kul'tury i sporta kak nauka i perspektivy ee prepodavaniya v vuzah fizicheskogo vospitaniya i sporta*. [Ecology of physical culture and sport as a science and prospects for its teaching in the universities of physical education and sports]. *Physical education of students*, 5, 109 - 114. [In Russian].
25. Uryadnikova, Inga. (2011). *Risk management in water treatment systems to improve the environmental safety of operation of thermal power facilities*. Monograph, Bratia Sabovci, s. r. o. Zvolen, Slovakia, 102. [In English].

Надійшла до редколегії 28.01.2018

УДК 504.05:504.062

Ю. В. БУЦ¹, канд. геогр. наук, доц., О. В. КРАЙНЮК², канд. техн. наук, доц.,
В. В. БАРБАШИН³, канд. техн. наук, доц., В. Г. КОБЗІН¹, канд. техн. наук

¹Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця.

проспект Науки, 9А, Харків, 61000

e-mail: butsyura@ukr.net

²Харківський національний автомобільно-дорожній університет.

вул. Ярослава Мудрого, 25, Харків, 61000

e-mail: alenauvarova@ukr.net

³Харківський національний університет міського господарства імені О.М. Бекетова.

вул. Маршала Бажанова, 13, Харків, 61000

e-mail: barbachyn@rambler.ru

ПРОГЕННИЙ ВПЛИВ НА ГЕОХІМІЧНУ МІГРАЦІЙНУ ЗДАТНІСТЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Мета. Дослідження динаміки геохімічної міграційної здатності важких металів внаслідок дії техногенного навантаження пірогенного походження. **Методи.** Аналітичні: атомно-абсорбційний аналіз, рН-метричний; діапазон осадження гідроксидів і області переважання розчинних гідросококомплексів вивчені за допомогою побудови концентраційно-логіфімічних діаграм (КЛД). **Результати.** Проведені дослідження щодо концентрації важких металів у ґрунтах вказують на трансформацію їхніх міграційних властивостей. Відзначено різноманітність та різнобічність поведінки хімічних елементів у компонентах довкілля після ураження пожежами. У різних екологічних умовах можна спостерігати широкий діапазон кількісних значень геохімічної міграції або акумуляції конкретного хімічного елементу. Аналітичні результати доводять, що за вмістом елементів-мігрантів, величин рН, ділянки згарищ, які знаходяться приблизно в однакових умовах, але пройдені низовою або верховою пожежею розрізняються досить відчутно. Важкі метали, що потрапили у довкілля, можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Крім того, у ґрунтового розчині є ймовірність утворення металами гідросококомплексів з різною кількістю гідроксид-іонів. **Висновки.** Отримані розрахунки рекомендуються використовувати для прогнозування геохімічної міграції важких металів у ґрунтах після техногенних наслідків надзвичайних ситуацій пірогенного походження.

Ключові слова: природні пожежі, міграційна здатність хімічних елементів

Buts Yu. V.¹, Krainyuk O. V.², Barbashin V. V.³, Kobzin V. G.¹

¹Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics

²Kharkiv National Automobile and Highway University

³O.M.Beketov National University of Urban Economy in Kharkiv

PYROGENIC INFLUENCE ON GEOCHEMISTRY MIGRATION ABILITY OF HEAVY METAL

Purpose. Investigation of dynamics of geochemical migration ability of heavy metals as a result of the effect of man-made loading of pyrogenic origin. **Methods.** Analytical: atomic absorption analysis, pH-metric; the range of precipitation of hydroxides and the region of predominance of soluble hydroxocomplexes have been studied by constructing concentration-logarithmic diagrams (CRLs). **Results.** The results indicate the transformation of their migration properties. The diversity and versatility of behavior of chemical elements in environmental components after the fire was noted. In different ecological conditions, it is possible to observe a wide range of quantitative values of geochemical migration or accumulation of any particular chemical element.

Analytical results show that the contents of migrant elements, pH values, areas of incidents, which are approximately in the same conditions, but passed by the grass or upper fire differ quite tangibly.

Heavy metals that hit the environment can form difficult soluble hydroxides. In addition, in the soil solution, there is a probability of the formation of hydroxocomplexes with different amounts of hydroxide ions by metals. The range of precipitation of hydroxides and the region of predominance of soluble hydroxocomplexes have been studied by constructing concentration-logarithmic diagrams.

On the basis of the calculations it can be argued that the influence of the technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals takes place. Compounds Fe^{3+} at the pH = 4.5-14, Cu^{2+} at pH = 7-14, Cr^{2+} at pH = 7-9, Zn^{2+} at pH= 8-11, Ni^{2+} at pH = 8-14 have the lowest migration potential. Compounds Pb^{2+} at pH = 9-12, Fe^{2+} - pH = 9.5-14 have the lowest migration potential also. In a more acidic

environment, soluble substances are formed, but at a pH increase of only 0,5-1, they can decrease their mobility by an order of magnitude, which contributes to their concentration in the soils after the fire.

In a neutral soil reaction, most of the heavy metals (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) are in a slightly soluble form (in the form of hydroxides), with their migration capacity insignificant, which leads to the accumulation of these chemical elements in the soil .

In a separate group it is necessary to allocate heavy metals moving in a neutral environment (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Any increase in pH values contributes to their fixation. **Conclusions.** The obtained calculations can be used to predict the geochemical migration of heavy metals in soils after the man-made consequences of emergencies of pyrogenic origin.

Key words: natural fires, migration ability of chemical elements

Буц Ю. В.¹, Крайнюк Е. В.², Барбашин В. В.³, Кобзин В. Г.¹

¹Харьковский национальный экономический университет имени Семена Кузнецца

²Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет

³Харьковский национальный университет городского хозяйства имени А.Н. Бекетова

ПИРОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ГЕОХИМИЧЕСКУЮ МИГРАЦИОННУЮ СПОСОБНОСТЬ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Цель. Исследование динамики геохимической миграционной способности тяжелых металлов в результате действия техногенной нагрузки пирогенного происхождения. **Методы.** Аналитические: атомно-абсорбционный анализ, рН-метрический; диапазон осаждения гидроксидов и области преобладание растворимых гидроксокомплексов изучены с помощью построения концентрационно-логарифмических диаграмм (КЛД). **Результаты.** Проведены исследования концентрации тяжелых металлов в почвах указывают на трансформацию их миграционных свойств. Отмечено разнообразие и разносторонность поведения химических элементов в компонентах окружающей среды после поражения пожарами. В различных экологических условиях можно наблюдать широкий диапазон количественных значений геохимической миграции или аккумуляции любого конкретного химического элемента. Аналитические результаты доказывают, что по содержанию элементов-мигрантов, величин рН, участки пожарищ, которые находятся примерно в одинаковых условиях, но пройденные низовым или верховым пожаром различаются весьма ощутимо. Тяжелые металлы, попавшие в окружающую среду, могут образовывать труднорастворимые гидроксиды. Кроме того, в почвенном растворе есть вероятность образования металлами гидроксокомплексов с разным количеством гидроксид-ионов. **Выводы.** Полученные расчеты рекомендуется использовать для прогнозирования геохимической миграции тяжелых металлов в почвах после техногенных последствий чрезвычайных ситуаций пирогенного происхождения.

Ключевые слова: природные пожары, миграционная способность химических элементов

Вступ

Науковим дослідження спрямованим на вивчення геохімічної міграційної здатності хімічних елементів під впливом техногенного навантаження приділяється суттєва увага у зв'язку з небезпечною дією, наприклад, важких металів (ВМ). Проте, на наш погляд, недостатньо виявлена роль пожеж, у тому числі в природних екосистемах, на динаміку поведінки важких металів у компонентах довкілля, зокрема у ґрунтах.

Однозначного пояснення причин, що впливають на поведінку мікроелементів, зокрема, ВМ, під дією техногенного навантаження, не існує. Аналіз літературних даних дозволяє відзначити різноманітність та різнобічність поведінки хімічних елементів у компонентах довкілля після ураження пожежами. У різних екологічних умовах можна спостерігати широкий діапазон динаміки кількісних показників геохімічної

міграції або акумуляції будь-якого конкретного хімічного елементу [1]. Наприклад, концентрація ртуті у ґрунті після низової пожежі складає від +27,3% до 64,3%. Розбіжність – майже у 2,36 рази [2].

Як показують багаторічні дослідження, горіння лісів супроводжується, з одного боку, залученням в повітряну емісію групи важких металів і штучних радіонуклідів, з іншого боку, пасивним накопиченням в згарищах ряду металів [3]. На поведінку хімічних елементів впливають: їх геохімічні характеристики, особливості розподілу в лісових горючих матеріалах, тип пожежі, погодні умови та інші фактори [4].

Розміри згарищ нерідко досягають десятків тисяч га. Наслідком лісової пожежі є зміна геохімічних характеристик ґрунтів не тільки на вигорілих площах, але і на прилеглих до них територіях. Однак в деяких випадках атмосферне перенесення

окремих елементів може складати тисячі кілометрів.

Зміна геохімічного фону вигорілих ґрунтів не може не позначитися на рослинному покриві. Тому вивчення хімічного складу рослин на згарищі має велике значення з екологічної точки зору, оскільки серед них можуть бути вживані у їжу гриби, ягоди і лікарські види трав.

Окремі ланки трофічних ланцюгів, у тому числі рослини і ґрунти, активно беруть участь в стабілізації екосистем, виступаючи як в ролі геохімічних бар'єрів, так і в якості природних депо хімічних елементів. При цьому, наприклад, Cd, Pb, Hg не входять до числа необхідних елементів для рослин, однак активно, але часто з різною інтенсивністю поглинаються їх кореневою та надземною системами. Незважаючи на активний вплив людини на природу, хімічний склад рослин в основному визначається середовищем їхнього життя [5].

У результаті пожежі будь-якого типу (верховій чи низовій) підвищується зольність ґрунтів, що призводить до зниження кислотності (підвищення показника рН). Оскільки тепловий градієнт низової пожежі не викликає кардинальних змін мінеральної частини і утворення золи відбувається за рахунок згорання рослинних компонентів, зниження кислотності у даному випадку є незначним. рН ґрунтів фонової і горілої поверхні склала 5,5 і 5,8 відповідно [4]. Зі зміною фізико-хімічних показників ґрунтового покриву пов'язана і різна поведінка окремих хімічних елементів.

У дослідженнях Журкова И.С., Щербова Б.Л. порівняно вміст у ґрунтовому покриві фонових і вигорілих площ [3]. Результати порівняння виявили дві групи елементів, що розрізняються характером поведінки при пожежі: мігранти (Hg, Cd, Pb, Mn, Zn і 137Cs) і пасивні акумулянти, що накопичуються у ґрунтах згарищ (Al, Fe, Na, Cr, V, Mg, Ba). Показники рН, зольності і щільності ґрунтів після пожежі підвищилися. Виведен тенденція: чим нижче температура кипіння елемента, тим вище ймовірність його міграції у складі димового шлейфу; і чим вище температура кипіння елемента, тим вище ймовірність пасивного його накопичення у вигорілій площі згарища [6].

Переважає маса залучених у атмосферну емісію ВМ (Hg, Cd, As, Pb та ін.) мігрує

у складі пилу і аерозолів. Але коли мова йде про поодинокі випадки незначної міграції рудних елементів (Cr, Ni, Co, Mg та інших), які найчастіше все-таки пасивно акумулюються у літогенній основі згарищ або прилеглих до них землях, то тут слід визнати роль крупніших пилових частинок [7].

До групи активних повітряних мігрантів входять Hg, Cd, Pb, As, Sb, Se, Mn, Zn, U, 90Sr, 137Cs, 239,240Pu, до групи пасивних - Cr, Ni, Co, V, Th, Mg, K, Na, Ca, Al і деякі інші. Це спричиняє зміни хімічного складу ґрунтового-рослинного покриву не лишена вигорілих землях, але і на прилеглих до них [8].

Регулярне вигорання призводить до значного зміщення реакції середовища у лужну область (рН= 6,8-7,1) а також підвищення вмісту катіонів Ca, Mg, K, Na у поверхневих горизонтах пірогенних ґрунтів [5]. Виявлено внутрішньо-ґрунтову міграцію зольних елементів вниз по схилу. Ґрунти акумулятивної частини ландшафту концентрують зольних елементів у 1,2-2,3 рази вище ніж вміст цих хімічних елементів у ґрунтах схилів і вододілів [5].

Аналіз постпірогенного ґрунтового покриву підтверджує, що вогнем порушена, головним чином, його верхні горизонти. При низових пожежах відбувається інтенсивніша втрата органічних речовин, ніж при верхових. Однак, при верхових пожежах збільшується ймовірність водної ерозії ґрунтового покриву [9].

У ґрунтах лісових згарищ, відбуваються втрати органічних речовин у верхніх горизонтах ґрунту до глибини 20-30 см, що пов'язано з безпосередніми руйнуванням їх під впливом високих температур (згорання гумусу) [10]. У рослинному угрупованні після лісової пожежі відбувається збільшення чисельності рудеральних видів рослин, внаслідок надмірного освітлення і появи вільних ніш у фітоценозі.

Звичайно, на динаміку міграційної здатності хімічних елементів впливає тип пожежі, її інтенсивність. Чим вище потужність вогню, тим вище кількісна оцінка повітряної міграції хімічних елементів. Цілком очевидно, що існують також інші чинники, які визначають поведінку ВМ при пожежах в екосистемах [11].

Отримані аналітичні результати досліджень продемонстрували, що за вмістом

елементів-мігрантів (мг/кг), величин рН, ділянки згарищ, які знаходяться приблизно в однакових умовах, але пройдені низовою або верховою пожежею розрізняються досить відчутно [12].

При повальній верховій пожежі ряд хімічних елементів, наприклад ртуть, кадмій, селен і штучні радіонукліди виносяться поза зону території пожеж, їх вміст складає 30-45% від їх концентрації на ділянках низової пожежі [1]. Величина рН підвищується на 6-10%. Безсумнівно, це пов'язано зі збільшенням кількості золи, яка має лужну реакцію, проте вона могла бути частково видалена з ґрунтового покриву згарища еоловими або гідрологічними процесами. З цієї причини коректне встановлення залежності між кількістю золи і величиною рН на згарищах через певний час після пожежі не представляється можливим. Наведені приклади процесів динамічності геохімічної міграції з переконливістю свідчать про те, що окрім типу пожежі, як чинника міграції хімічних елементів зі згарищ суттєву роль відіграє і стан легкогорючих матеріалів, а саме – вологість лісової підстилки. Це дозволяє сформулювати ще одну причину, від якої залежить поведінка ВМ при лісових пожежах: фізичний стан наземних лісових горючих матеріалів також слугує одним з чинників, що визначають геохімічну міграцію при природній пожежі.

Відомо, що різні рослини по-різному акумулюють різні мікроелементи. Тобто, варто враховувати і характер розподілу важких металів у наземних частинах рослин. Від цього залежать кількісні показники геохімічної міграційної здатності хімічних елементів при пожежі. Найбільш характерним є радіальний розподіл більшості ВМ у ґрунтовому розрізі, включаючи верхні ґрунтові горизонти з прошарками повсті та лісової підстилки. І у цьому випадку існує суттєва флуктуація концентрацій ВМ у радіальній диференціації у ґрунтовому профілі [13].

Вигорання верхніх частин степової повсті, мохів, лишайників і лісової підстилки супроводжується слабкою емісією мікроелементів-мігрантів не лише тому, що верхні прошарки наземних горючих матеріалів висихають швидше, ніж нижні, але ще й тому, що у цих горизонтах їх підвищений вміст знаходиться у нижніх прошарках, а не в верхніх.

Отже, слід підкреслити, що, комплексна взаємодія хімічних елементів один з одним, стан наземних горючих матеріалів і розподіл елементів у ґрунтових вертикальних розрізах відповідають за динамічну поведінку хімічних елементів при пожежах у екосистемах [14].

У безвітряну погоду, під час поширення пожежі у екосистемі, хімічні елементи, що утримуються вогняним конвекційним потоком, мігрують майже вертикально у вищі атмосферні шари і в міру його охолодження осідають на території згарища. Вітер сприяє поширенню димового шлейфу за межі пірогенно ураженої площі. Це дозволяє визнати також за погодними умовами роль одного з факторів, що визначають міграцію хімічних елементів зі згарищ. Проте, на наш погляд, цей чинник можна застосувати лише до невеликих пожеж, оскільки повальні верхові пожежі супроводжуються утворенням вихрових повітряних потоків, що затягують холодні маси повітря з прилеглих до пожежі земель. А горизонтальний адвекційний рух димового шлейфу при таких пожежах можна не лише передбачити, але і практично неможливо урахувати під час пожежі. Водночас, суха і тепла погода будуть сприятливі для атмосферної міграції, а туманна і дощова сприятиме швидкому вимиванню і осадженню пилових і аерозольних часток димового шлейфу. Вся представлена проаналізована інформація дозволяє стверджувати існування ще одного фактора, від якого залежить поширення димового шлейфу при пожежі в екосистемі: погодні умови, що впливають на міграцію або акумуляцію окремих хімічних елементів у межах уражених вогнем земель.

Немає сумніву у тому, що горіння та трансформація степової повсті, лісової підстилки, мохів, лишайників, тощо у різні продукти горіння (золу, вугілля, пил, аерозолі та т.д.) під впливом високих температур природних пожеж повинні впливати на всі хімічні елементи.

Доведено, що у компонентах природних комплексів хімічні елементи знаходяться у різних станах: це і сорбція, і абсорбція, і складні органічно-мінеральні сполуки і т.і. Але, оскільки мова йде про природні пожежі, а, отже, і про високі температури, Алексєнко І.В. [2] розглядає їх поведінку в залежності від температур їх кипіння і випарову-

вання. Активну міграцію кадмію і ртуті він пов'язує з низькою температурою кипіння, тоді як у таких ВМ, як мідь, хром, нікель, кобальт вона на порядок вище, а саме вони мають тенденцію до геохімічної акумуляції літо генної основи згарища (°C): Hg – 357, As – 610, Cs – 690, Cd – 765, Zn – 907, Mg – 1107, Pb – 1744, Mn – 2151, Sr – 1384, Cr – 2482, Cu – 2595, Ni – 2732, V и Co – 3000.

З наведеної тенденції випадають марганець. Маючи високу температуру кипіння він легко мігрує. З іншого боку, низькою виявляється міграція миш'яку, хоча вже при температурі 610°C відбувається сублимація цього хімічного елементу. Причиною низьких значень цього показника може бути знаходження його у мінеральній частині лісової підстилки і виражений тісний зв'язок із залізом. Не відповідає даній закономірності і поведінка натрію і калію, які накопичуються у ґрунтах згарищ, але мають низький температурний градієнт.

Таким чином, аналіз наведених вище даних дозволяє зробити висновок про те, що динамічна поведінка важких металів при пожежах в екосистемах залежить від багатьох причин, головними з яких є: тип пожежі, стан лісових горючих матеріалів, метеоумови, геохімічні властивості хімічних елементів і характер їх розподілу у компонентах екосистеми [14].

Метою є дослідження динаміки геохімічної міграційної здатності важких металів внаслідок дії техногенного навантаження пірогенного походження.

Метою є дослідження динаміки геохімічної міграційної здатності важких металів внаслідок дії техногенного навантаження пірогенного походження.

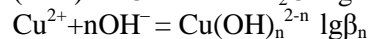
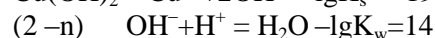
Результати та їх аналіз

Під час пожеж першочерговому впливу високої температури піддаються верхні кілька сантиметрів ґрунту, тому найбільш кардинальні зміни відбуваються у підстилці і верхній частині гумусового горизонту. У процесі горіння відбувається значна втрата органічної речовини ґрунту. Під впливом високих температур під час пожежі більша частина карбону з органічної речовини окислюється до газоподібних форм (в основному CO₂) і випаровується. Під час інтенсивних пожеж відбувається знищення органічної речовини надґрунтових горизонтів і верхньої частини гумусового горизонту, а також утворення великої кількості карбонатних сполук лужних і лужноземельних елементів, що викликає збільшення реакції рН. Зміна кислотності ґрунтів після пожежі може бути дуже істотною, зафіксовані випадки від рН=5,7...5,9 до пожежі і до рН=8,7 після проходження низової пожежі. Через два місяці після пожежі, рН поверхневого горизонту дорівнює 8,0, і лише на ділянках згарищ десятирічної давнини реакція верхніх органогенних горизонтів відновлюється. Крім необхідних для рослин мікроелементів, що надходять у ґрунт після проходження пожежі, велика кількість Fe, Al, Zn, Mn та інших важких металів надходить разом із золою [15].

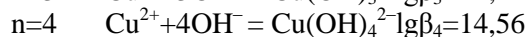
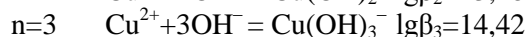
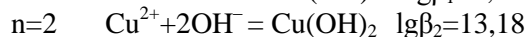
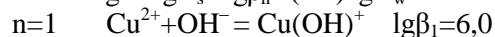
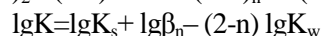
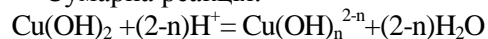
Розглянемо докладніше умови утворення рухомих форм важких металів у ґрунті, що дозволить зробити висновок про їх

міграцію або акумуляцію у геохімічному середовищі.

Важкі метали, що потрапили у доквілля, можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Крім того, у ґрунтового розчині є ймовірність утворення металами гідроксокомплексів з різною кількістю гідроксид-іонів [1]. Діапазон осадження гідроксидів і області переважання розчинних гідроксокомплексів вивчені за допомогою побудови концентраційно-логіфімічних діаграм (КЛД). Розчинення гідроксиду металу (на прикладі утворення гідроксиду купруму) і утворення його комплексних сполук описується трьома основними реакціями:

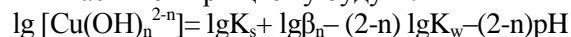


Сумарна реакція:



Для розрахунку константи рівноваги сумарної реакції використовувалися логарифми добутоків розчинності гідроксидів і констант стійкості комплексів металів з гідроксид-іонами (табл. 1).

Рівноважні концентрації металвмісних частинок при цьому будуть:



$$n=0 \lg [Cu^{2+}] = \lg K_s - 2\lg K_w - 2pH = 8,34 - 2pH$$

$$n=1 \lg [Cu(OH)^+] = \lg K_s + \lg \beta_1 - \lg K_w - pH = 0,34 - pH$$

$$n=2 \lg [Cu(OH)_2] = \lg K_s + \lg \beta_2 = -6,48$$

$$n=3 \lg [Cu(OH)_3^-] = \lg K_s + \lg \beta_3 + \lg K_w + pH = -19,24 + pH$$

$$n=4 \lg [Cu(OH)_4^{2-}] = \lg K_s + \lg \beta_4 + 2\lg K_w + 2pH = -33,1 + 2pH$$

Таким чином, з наведених залежностей (рис. 1) можна чітко визначити області максимального осадження гідроксидів ме-

талів (рис. 2).

Умовою осадження Me^{z+} вважаємо досягнення його концентрації у ґрунтового розчині порядку 10^{-5} моль/л. Таким чином (рис. 1), до $pH \leq 6,8$ купрум знаходиться у розчиненому стані, при більш високих значеннях pH купрум осідає у вигляді гідроксиду $Cu(OH)_2$, а при дуже великих значеннях $pH > 13$ утворюються гідросокомплекси

Таблиця 1

Логарифми констант стійкості комплексів з гідроксид іонами

Катіон	K_s	$\lg \beta_1$	$\lg \beta_2$	$\lg \beta_3$	$\lg \beta_4$
Al^{3+}	-32	9,0	18,7	27	33
Cd^{2+}	-13,7	6,08	8,70	8,38	8,42
Co^{2+}	-14,7	4,4	9,2	10,5	
Cr^{3+}	-30,18	10,1	17,8	24	29,9
Cu^{2+}	-19,66	6,0	13,18	14,42	14,56
Fe^{2+}	-15,0	5,56	9,77	9,67	8,56
Fe^{3+}	-37,42	11,87	21,17	30,67	-
Mg^{2+}	-9,2	2,60	16,3	-	-
Mn^{2+}	-12,7	3,90	5,8	8,3	7,7
Ni^{2+}	-18,06	4,97	8,55	11,33	12
Zn^{2+}	-17	6,31	11,19	14,31	17,70
Hg^{2+}	-25,44	10,59	21,82	20,89	10,67
Pb^{2+}	-14,9	6,29	10,87	13,39	-

$Cu(OH)_3^-$, але їх концентрація дуже незначна, можна зробити висновок про високу міграційну здатність сполук купруму до нейтрального середовища і їх фіксації при $pH \geq 6,8$. Зроблені розрахунки і діаграми для цілого ряду металів (рис. 1-6).

Розраховані за допомогою концентраційно-логарифмічних діаграм (КЛД) інтервали осадження гідроксидів добре узгоджуються з експериментальними даними Ю.Ю. Лур'є.

У нейтральному ґрунті більшість металів (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Co, Ni) знаходяться у важкорозчинній формі (у вигляді гідроксидів), при цьому їх міграційна здатність незначна, що призводить до накопичення хімічних елементів у ґрунті (рис. 2). У таких умовах важкі метали не вимиваються з ґрунту, не засвоюються рослинами, відбувається їх акумуляція у ґрунті.

Якщо відбувається значна зміна pH , поведінка сполук купруму зміниться кардинальним чином. При $pH=5,7$ до пожежі концентрація $[Cu^{+2}]=0,01$ моль/л, при $pH=8,7$ після пожежі весь купрум у нероз-

чинній формі буде накопичуватися у ґрунті (рис. 1).

Іони Fe^{2+} легко мігрують у кислому, нейтральному та навіть у слабко лужному середовищі до $pH=9,5$, лише у сильно лужному середовищі утворюється гідроксид $Fe(OH)_2$ (рис. 2).

Зовсім інакше ведуть себе іони феруму (III). У сильно кислому середовищі вони присутні у вигляді Fe^{3+} та $Fe(OH)^{2+}$, вже при $pH > 5$ утворюється нерозчинний гідроксид $Fe(OH)_3$. Тобто при збільшенні pH після пожежі ферум (III) завжди буде накопичуватися у ґрунті (рис. 3).

Сполуки цинку ведуть себе у різному середовищі наступним чином (рис. 4): у кислому та нейтральному середовищі присутні іони Zn^{2+} , при $pH=8-11,5$ утворюється нерозчинний гідроксид $Zn(OH)_2$ і у сильно лужному середовищі цинк знову стає рухомим у вигляді гідросокомплексів $Zn(OH)_2^{2-}$.

Тобто, при кислотності до пожежі $pH=5,7...5,9$ концентрація рухливого цинку може бути до $\lg[Zn^{2+}]=-1$, тобто до 0,1

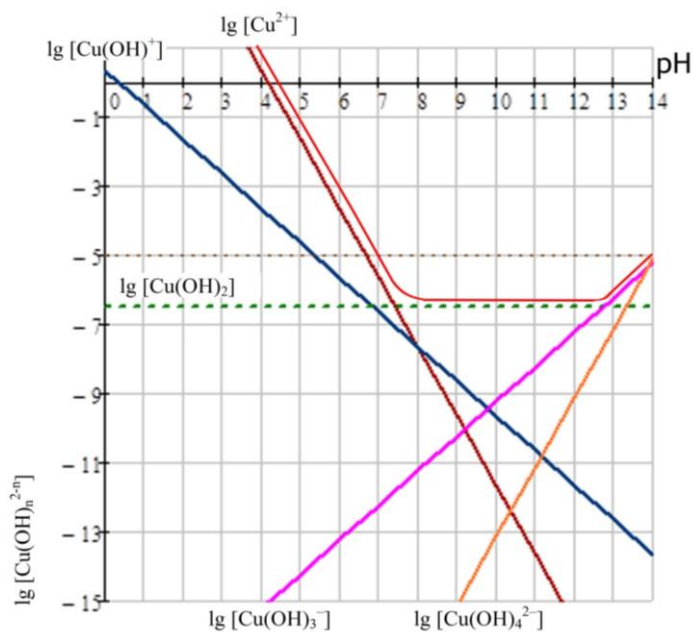


Рис. 1 – Утворення гідроксокомплексів купруму

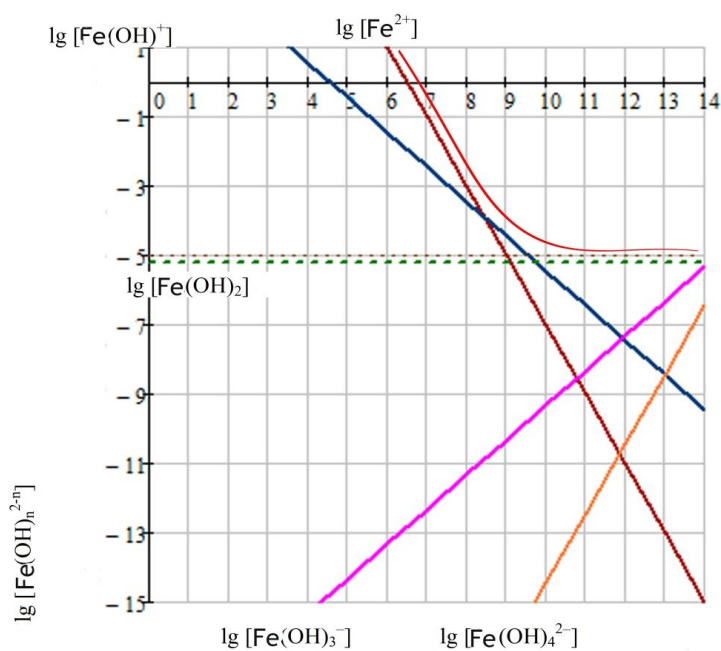


Рис. 2 – Утворення гідроксокомплексів феруму (II)

моль/л, а при $pH=8,7$ після пожежі $lg[Zn^{2+}]=-4$, тобто рухомої форми у ґрунтового середовищі буде лише 0,0001 моль/л, тобто цинк переходить у нерозчинні форми і буде накопичуватися.

Для сполук нікелю спостерігаємо наступну залежність (рис. 5): у кислому та нейтральному середовищі переважають рухомі форми сполук нікелю, однак при зміні pH , наприклад, всього від 5,5 до 6,0 кількість рухомих форм нікелю зменшується у 10 разів з $lg[Ni^{2+}]=-1$ до $lg[Ni^{2+}]=-2$, тобто

концентрація іонів Cu^{2+} змінюється з 0,1 моль/л до 0,01 моль/л при збільшенні pH з 5,5 до 6,0. При $pH>8$ сполуки нікелю будуть знаходитися у нерозчинній формі.

Свинець при $pH<9$ перебуває у рухомій формі, лише у лужному та сильно лужному середовищі можуть переважати нерозчинні комплекси та гідроксид (рис. 6). При збільшенні pH концентрація рухомих форм свинцю різко зменшується.

Сполуки хрому (III) будуть поводити

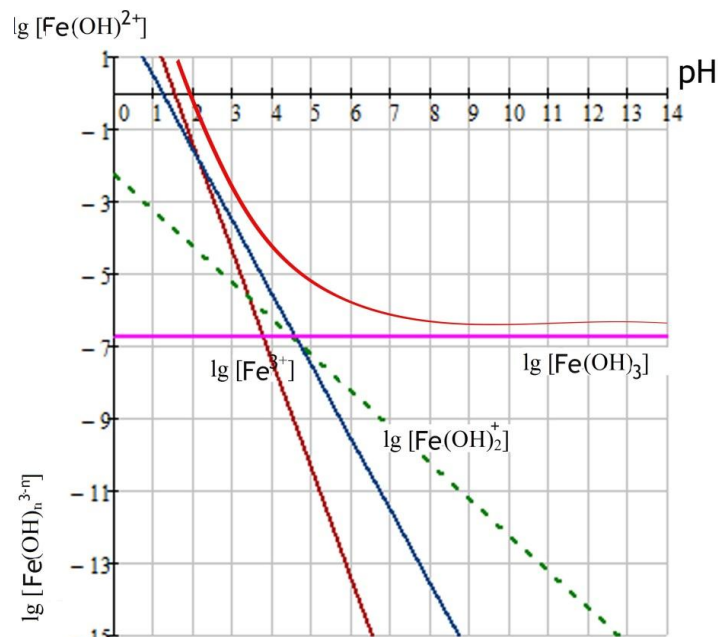


Рис. 3 – Утворення гідроксокомплексів феруму (III)

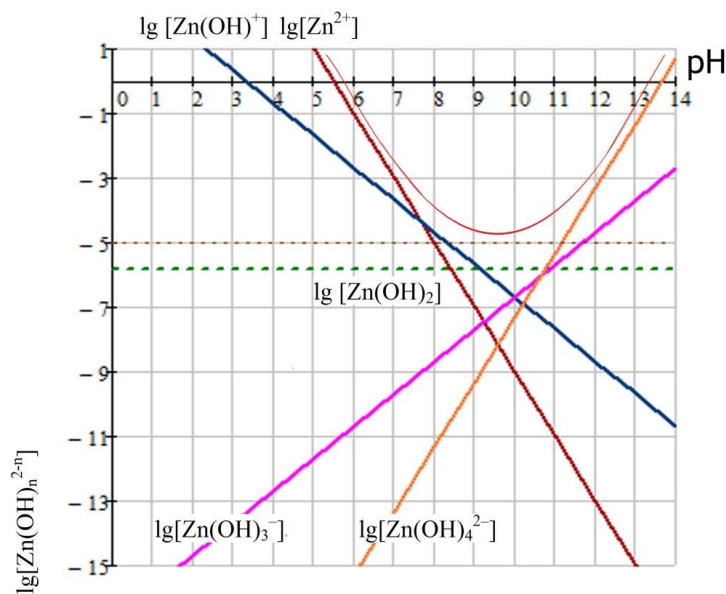


Рис. 4 – Утворення гідроксокомплексів цинку

себе наступним чином (рис. 7): у кислому середовищі переважають розчинні, тобто рухомі форми Cr^{3+} , але їх концентрація при збільшенні pH різко зменшується. Наприклад, якщо при $\text{pH}=5$, концентрація рухомих форм хрому може становити 0,01 моль/л, при $\text{pH}=5,7$ вже 0,001 моль/л. Тобто при дії пожежі хром буде накопичуватися у ґрунтах. У нейтральному середовищі хром утворює нерозчинний гідроксид, у лужному середовищі при $\text{pH}=8,5\text{--}9$ починають утворюватися розчинні гідроксокомплекси $\text{Cr}(\text{OH})_4$.

На підставі розрахунків можна стверджувати, що має місце вплив техногенного навантаження пірогенного походження на динаміку геохімічної міграційної здатності важких металів. Найменшу міграційну здатність мають сполуки Fe^{3+} при $\text{pH}=4,5\text{--}14$, Cu^{2+} – при $\text{pH}=7\text{--}14$, Cr^{2+} – при $\text{pH}=7\text{--}9$, Zn^{2+} при $\text{pH}=8\text{--}11$, Ni – при $\text{pH}=8\text{--}14$, Pb^{2+} – при $\text{pH}=9\text{--}12$, Fe^{2+} – При $\text{pH}=9,5\text{--}14$. У більш кислому середовищі утворюються розчинні речовини, але їх при збільшенні pH всього на 0,5–1 може на порядок зменшити їх динаміку, що сприяє їх концентрації у ґрунтах після пожежі.

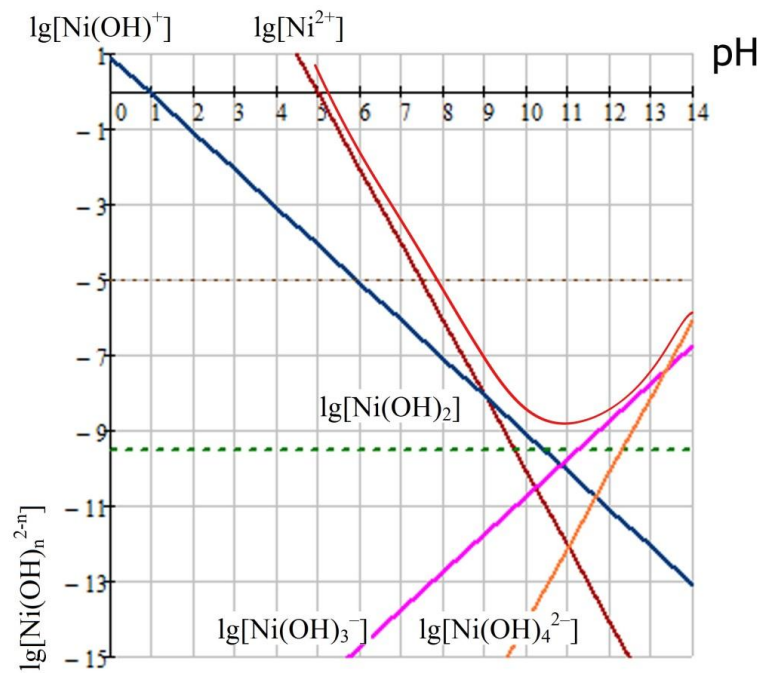


Рис. 5 – Утворення гідроксокомплексів нікелю

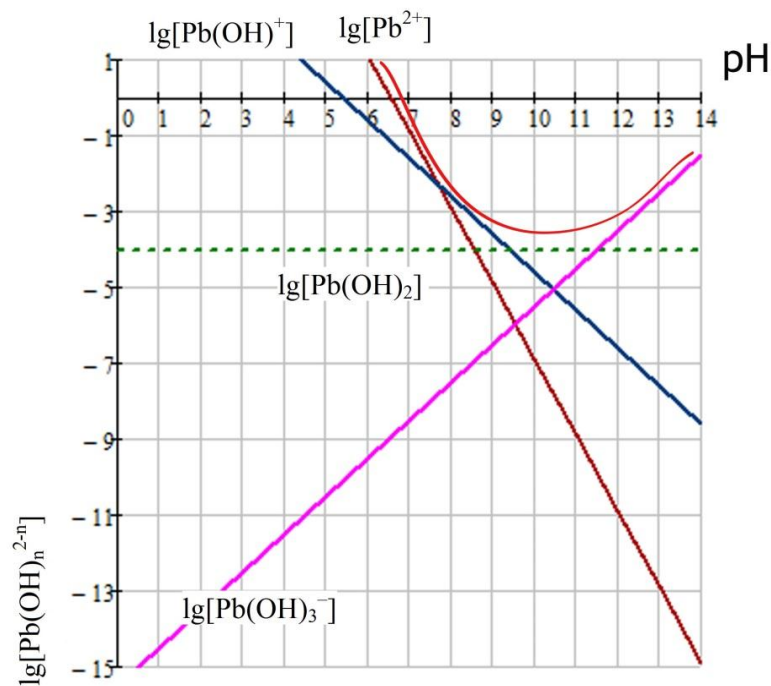


Рис. 6 – Утворення гідроксокомплексів свинцю

У нейтральному за реакцією ґрунті більшість важких металів (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) знаходяться у важкорозчинній формі (у вигляді гідроксидів), при цьому їх міграційна здатність незначна, що призводить до

аккумуляції цих хімічних елементів у ґрунті. В окрему групу слід виділити важкі метали рухомі у нейтральному середовищі (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Будь-яке підвищення значень pH сприяє їх фіксації.

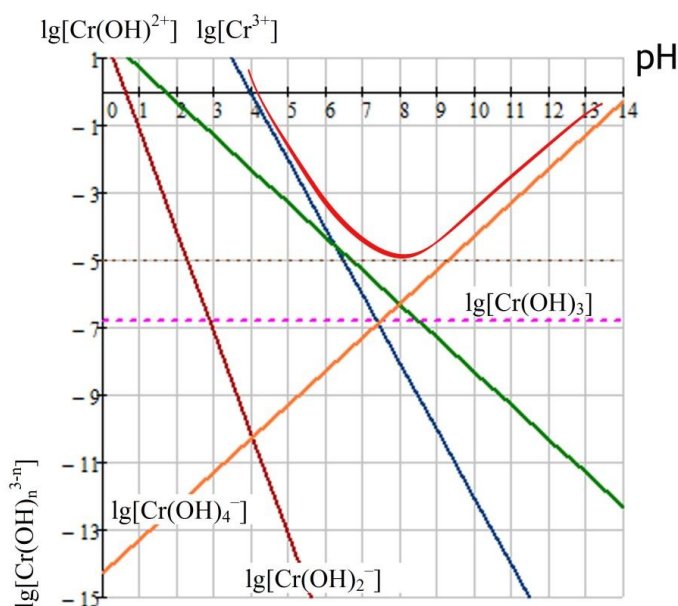


Рис. 7 – Утворення гідроксокомплексів хрому

Висновки

Аналітичні результати доводять, що за вмістом елементів-мігрантів, величин рН, ділянки згарищ, які знаходяться приблизно в однакових умовах, але пройдені низовою або верховою пожежею розрізняються досить відчутно.

Важкі метали, що потрапили у довкілля, можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Крім того, у ґрунтового розчині є ймовірність утворення металами гідроксокомплексів з різною кількістю гідрок-

сид-іонів. Діапазон осадження гідроксидів і області переважання розчинних гідроксокомплексів вивчені за допомогою побудови концентраційно-логірифічних діаграм (КЛД).

Отримані розрахунки можна використувати для прогнозування геохімічної міграції важких металів у ґрунтах після техногенних наслідків надзвичайних ситуацій пірогенного походження.

Література

1. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Геохімічна трансформація міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження. *Екологічна безпека*. 2017. №2(24). С. 95–100.
2. Алексеенко И.В., Гамова Н.С. Влияние лесных пожаров на свойства почв таёжных ландшафтов хребта Хамар-Дабан. *Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии* (в двух томах). Барнаул. 2015. Т. 1. С. 171-174.
3. Журкова И.С., Щербов Б.Л. Миграция химических элементов при лесном низовом пожаре (Алтайский край). *Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о Земле*, 2016. Т.16. С. 30-41.
4. Щербов Б. Л., Лазарева Е. В., Журкова И. С. Лесные пожары и их последствия. Новосибирск : ГЕО, 2015. 154 с.
5. Брянин С.В. Миграция и аккумуляция зольных элементов в лесных ландшафтах под влиянием периодических пожаров на Амуро-Зейской равнине // *Фундаментальные исследования*. 2014. №8. С. 859-863.
6. Мартынюк Т.А., Половинкина Т.С., Деменкова Л.Г. Постпирогенные изменения лесного почвенного покрова. *Инновационные технологии: сборник трудов VIII Международной научно-практической конференции*. Юргинский технологический институт. Юрга. 2017. С. 235-238.
7. Тарасов П.А., Гайдукова А.Ф., Иванов В.А. Послепожарные изменения гидротермических параметров почв балгазынского бора и проблема его восстановления. *Хвойные бореальной зоны*. 2013. Т. XXXI. № 5-6. С. 15-21.
8. Журкова И.С. Влияние низового пожара на перераспределение химических элементов. *Геология и*

- минерально-сырьевые ресурсы Сибири*. 2014. №3. С. 11-13.
- 9 Щербов Б.Л., Журкова И.С. Лесные пожары - важный фактор рассеяния и концентрирования химических элементов в ландшафтах Сибири. *Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири*. 2014. №3. С. 37-40.
10. Щербов Б.Л. Поведение тяжелых металлов и искусственных радионуклидов при лесных пожарах // Тяжелые металлы в окружающей среде: материалы II Международной школы молодых ученых. Новосибирский государственный аграрный университет. 2017. С. 183-199.
11. Горбунова Ю. С., Девятова Т. А., Григорьевская А. Я. Влияние пожаров на почвенный и растительный покров лесов центра русской равнины. *Вестник ВГУ, Серия: химия. биология. фармацевтика*, 2014, № 4. с. 52-56.
12. Buts Yu. Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems // *Securitologia : Zeszyty Naukowe European association for security*. 2013, № 1(17). – P.13-17
13. Буц Ю.В., Некос А.Н. Проблема дослідження впливу пірогенних процесів на компоненти геосистем // Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій : Матеріали ІХ Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої 15-річчю створення Національного природного парку «Сколівські Бескиди». – Львів: ЗУКЦ, 2014. – С. 21-25.
14. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Геохімічні трансформації ґрунтового покриву внаслідок впливу пірогенного чинника. Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України: матер. міжнародної наук. конф. (ДНУ ім. О. Гончара 25-27 жовтня). – Дніпро: Ліра, 2016. С. 14–15.
15. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Оптимізація процесів постпірогенної релаксії у різних типах ПТК після ландшафтних пожеж. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія Екологія*. 2016. Вип. 15. С. 75-80

References

1. Buts, Yu.V., Krainyuk, O.V. (2017) Geohimichna transformatsiya migratsiynih vlastivostey vazhkih metaliv pid vplivom tehnogennoho navantazhennya pirogennoho pohodzhennya [Geochemical transformation of migration properties of heavy metals under the influence of technogenic loading of pyrogenic origin]. *Ekologichna bezpeka*. 2(24). 95–100. [In Ukrainian]
2. Alekseenko, I.V. Gamova, N.S. (2015) Vliyanie lesnyh pozharov na svoystva pochv tayozhnyh landshaftov hrebta Hamar-Daban [Influence of forest fires on the properties of soils of taiga landscapes of the Khamar-Daban ridge]. *Biogeochemistry of technogenesis and modern problems of geochemical ecology*. 1. 171-174. [In Russian].
3. Zhurkova, I.S., Scherbov, B.L. ZHurkova, I.S., SHCHerbov, B.L. (2016) Migratsiya himicheskikh ehlementov pri lesnom nizovom pozhare (Altajskij kraj) [Migration of chemical elements in forest grassland fires (Altai Territory)]. *Proceedings of the Irkutsk State University. Series: Earth Sciences*. 16. 30-41. [In Russian].
4. SHCHerbov, B. L., Lazareva, E. V., ZHurkova, I. S. (2015) Lesnye pozhary i ih posledstviya [Forest fires and their consequences]. Novosibirsk: GEO. 154. [In Russian].
5. Bryanin ,S.V. (2014) Bryanin Migratsiya i akumulyatsiya zol'nyh ehlementov v lesnyh landshaftah pod vliyaniem periodicheskikh pozharov na Amuro-Zejskoj ravnine [Migration and accumulation of ash elements in forest landscapes under the influence of periodic fires on the Amur-Zeisk plain]. *Fundamental studies*. 8. 859-863. [In Russian].
6. Scherbov, B.L., Zhurkova ,I.S. (2014) Lesnye pozhary - vazhnyj faktor rasseyaniya i koncentrirovaniya himicheskikh ehlementov v landshaftah Sibiri [Forest fires - an important factor in the scattering and concentration of chemical elements in the landscapes of Siberia]. *Geology and mineral resources of Siberia*. 3. 37-40. [In Russian].
7. Scherbov, B.L. (2017) Povedenie tyazhelyh metallov i iskusstvennyh radionuklidov pri lesnyh pozharah [Behavior of heavy metals and artificial radionuclides in forest fires]. *Heavy metals in the environment: materials of the II International School of Young Scientists*. Novosibirsk State Agrarian University. 183-199. [In Russian].
8. Tarasov, P.A., Gajdukova, A.F., Ivanov, V.A. (2013) Poslepozharne izmeneniya gidrotermicheskikh parametrov pochv balgazynskogo bora i problema ego vosstanovleniya [Post-fire changes in the hydrothermal parameters of the soils of the Balgashin boron and the problem of its restoration]. *Coniferous boreal zone*. 31(5-6). 15-21. [In Russian].
9. Martynyuk, T.A., Polovinkina, T.S., Demenkova, L.G. (2017) Postpirogenne izmeneniya lesnogo pochvennogo pokrova [Post-pyrogenic changes in forest cover]. *Innovative Technologists: a collection of works of the VIII International Scientific and Practical Conference*. Yurginskiy Technological Institute. 235-238. [In Russian].

10. Gorbunova, Yu. S., Devyatova, T. A., Grigorevskaya, A. Ya. (2014) Vliyanie pozharov na pochvenniy i rastite-lnyiy pokrov lesov tsentra russkoy ravniny [Influence of fires on the soil and vegetation cover of forests of the center of the Russian plain]. *Vestnik VSU, Serie: Chemistry. biology. pharmacy*. 4. 52-56. [In Russian].
11. Zhurkova, I.S. (2014) Vliyanie nizovogo pozhara na pereraspredelenie himicheskikh elementov [Influence of grass fire on the redistribution of chemical elements]. *Geology and mineral resources of Siberia*. 3. 11-13. [In Russian].
12. Buts, Yu. (2013). Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems. *Securitologia : Zeszyty Naukowe European association for security*. 1(17). 13-17. [In English].
13. Buts, Yu.V., Nekos, A.N. (2014) Problema doslidzhennya vplivu pirogennih protsesiv na komponenti geosi-stem [The problem of the study of the influence of pyrogenic processes on components of geosystems]. *Preservation and reproduction of biodiversity of protected areas: Materials of the IX International Scientific and Practical Conference*. 21-25. [In Ukrainian]
14. Buts, Yu.V., Kraynyuk, O.V. (2016) Geohimichni transformatsiyi gruntovogo pokrivu vnaslidok vplivu piro-gennogo chinnika. *Ecological researches of forest biogeocoenoses of the steppe zone of Ukraine: materials of the international scientific conference*. 14-15. [In Ukrainian]
15. Buts, Yu.V., Kraynyuk, O.V. (2016) Optimizatsiya protsesiv postpirogennoi relaksii u riznih tipah ptk pislya landshaftnih pozhezh [Geochemical transformations of the soil due to the influence of the pyrogenic factor]. *Visnyk of VN Karazin Kharkiv National University Series Ecology*, 15. 75-80 [In Ukrainian]

Надійшла до редколегії 05.04.2018

УДК 504+628.381.1

С. В. СКРИЛЬНИК¹, д-р с-г. наук, с.н.с., **Н. В. МАКСИМЕНКО²**, канд. геогр. наук, доц.,
Я. С. РИЖКОВА¹, канд. с-г.наук, **В. А. РИЖКОВ²**

¹Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського»,
вул. Чайковська, 4, м. Харків, Україна, 61024

e-mail: orgminlab@gmail.com

²Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна
майдан Свободи, 6, м. Харків, Україна 61022

e-mail: nadezdav08@gmail.com

АГРОЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД М. ХАРКОВА

Високі темпи урбанізації в другій половині минулого століття привели не тільки до зростання міського населення, але і як наслідок – до збільшення обсягів відходів техногенного походження. При вирішенні завдань з очищення міських стічних вод неминуче виникає проблема утилізації осадів, що утворюються. **Мета.** Надати агроекологічне обґрунтування можливості застосування осадів стічних вод м. Харкова у аграрному секторі. **Методи.** Аналітичні, лабораторно-модельні і статистичні. **Результати.** Надана агрохімічна та екологічна оцінка ОСВ з комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова та встановлена їх відповідність вимогам нормативних документів з обґрунтуванням можливості застосування у аграрному секторі. **Висновки.** Встановлено, що ОСВ містять достатньо високий вміст органічної речовини (більше 52 %) та основних елементів живлення (загальних форм азоту і фосфору), а також допустиму концентрацію мікроелементів та важких металів за вимогами нормативних документів, що обумовлює перспективи їх застосування як добрива.

Ключові слова: агрохімічні показники, біотестування, фітотоксичність, важкі метали, мікроелементи

Skrylnyk Ye.V.¹, Maksymenko N. V.², Ryzhkova Ya.S.¹, Ryzhkov V.A.²

¹National Scientific Center «Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O.N. Sokolovsky»

²V. N. Karazin Kharkiv National University

AGROECOLOGICAL CHARACTERIZATION OF SEWAGE SLUDGE OF KHARKOV

The high rate of urbanization in the second half of the last century led to not only to the growth of urban population, but also as a result to increasing of amount of production wastes. During solving problems with municipal wastewater treatment inevitably the problem of disposal of sewage sludges is arised. **Purpose** is to provide agroecological substantiation of possibility of application of sewage sludge of Kharkov in the agricultural sector. **Methods.** Analytical, laboratory modeling and statistics. **Results.** Agrochemical and ecological assessment of sewage sludge of WWTP "Bezlutskiy" at Kharkov are given, compliance with the requirements of normative documents and substantiation of possibility of application of sewage sludge in the agricultural sector are established. **Conclusions.** It is found that sewage sludge contain sufficiently high amount of organic matter (more than 52 %) and major nutrients (total nitrogen and phosphorus) as well as acceptable concentrations of micronutrients and heavy metals according to the requirements of normative documents. Prospects of sewage sludge application as fertilizer is established.

Key words: sewage sludge, agrochemical properties, phytotoxicity, heavy metals and trace elements

Скрыльник Е. В.¹, Максименко Н. В.², Рыжкова Я. С.¹, Рыжков В. А.²

¹Національний науковий центр «Інститут почвознавства та агрохімії імені А.Н. Соколовського»

²Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

АГРОЕКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД Г. ХАРЬКОВА

Высокие темпы урбанизации во второй половине прошлого века привели не только к росту городского населения, но и как следствие - к увеличению объемов отходов техногенного происхождения. При решении задач по очистке городских сточных вод неизбежно возникает проблема утилизации образующихся осадков. **Цель.** Предоставить агроэкологическое обоснование возможности применения осадков сточных вод г. Харькова в аграрном секторе. **Методы.** Аналитические, лабораторно-модельные и статистические. **Результаты.** Дана агрохимическая и экологическая оценка ОСВ из комплекса биологической очистки «Безлюдовский» г. Харькова, и установлено их соответствие требованиям нормативных документов с обоснованием возможности применения в аграрном секторе. **Выводы.** Установлено, что ОСВ

содержат достаточно высокое содержание органического вещества (более 52%) и основных элементов питания (общих форм азота и фосфора), а также допустимую концентрацию микроэлементов и тяжелых металлов по требованиям нормативных документов, что обуславливает перспективы их применения в качестве удобрения.

Ключевые слова: агрохимические показатели, биотестирование, фитотоксичность, тяжелые металлы, микроэлементы

Вступ

Обсяги накопичення осадів стічних вод (ОСВ) значні: у США утворюється 7 млн т ОСВ, в Японії – 2,3 млн т [1]. В Україні утворюється близько 1,8 млн т сухої речовини ОСВ на рік [2]. Вони займають значні приміські території.

У м. Харків комплекси з обробки стічних вод і осаду "Диканівський" (КБОД) і "Безлюдівський" (КБОБ) є найбільшими в Україні [3]. Кількість ОСВ вологістю 97 – 98 %, яка щорічно утворюється на обох станціях – більше 1 млн м³. На комплексах розташовані три ділянки мулових майданчиків, площею більше 120 га (за потреби 260 га), де відбувається природне зневоднення та підсушування ОСВ, оскільки не оснащені ні дренажною системою, ні покриттям від опадів, ні системою з уловлювання летючих сполук тощо. Такий процес зневоднення є застарілим і вимагає постійного розширення мулових майданчиків [3].

За більш ніж п'ятдесят років функціонування КБОБ, на мулових майданчиках

накопичився значний обсяг ОСВ, що створює екологічну та соціальну напруженість на прилеглих територіях. Сухий осад розповсюджується вітром на сусідні угіддя та ділянки рекреації поблизу р. Уди, продукти згоряння в результаті численних пожеж викидаються в атмосферу.

З іншого боку, дослідженнями доведено значний потенціал ОСВ для впровадження у сільське господарство. Доведено позитивну дію ОСВ на покращення водно-фізичних, фізико-хімічних та агрохімічних показників, підвищення біологічної активності ґрунтів [4, 5, 6]. Крім цього, ОСВ характеризуються високим вмістом органічної речовини, що говорить про перспективу його використання для поповнення запасів гумусу та покращення його якості у ґрунті, тим самим збільшуючи секвестрацію вуглецю, що сприятиме поліпшенню екологічного стану навколишнього природного середовища.

Методика дослідження

Дослідження виконували у Національному науковому центрі «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського» у лабораторії органічних добрив і гумусу (свідоцтво про атестацію №100-154/2014).

Аналіз осадів стічних вод проводили за діючими нормативними документами: відбір та підготування до аналізування за ГОСТ 26712–85 [7]; визначення гравіметричним методом масової частки сухої речовини за ГОСТ 26713-85 [8]; визначення масової частки золи за ГОСТ 26714-85 [9]; визначення титриметричним методом сумарної масової частки азоту та масової частки амонійного азоту за ДСТУ 7911:2015 [10]; визначення фотометричним методом масової частки загального фосфору за ГОСТ 26717-85 [11]; визначення полум'янофотометричним методом масової частки загального калію за ДСТУ 7949:2015; водний показник рН за ГОСТ 27979-88 [12]; визначення

термогравіметричним масової частки органічної речовини за ДСТУ 8454:2015 [13]; визначення вмісту мікроелементів та важких металів атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі Сатурн-4 після озонення з послідовним розчиненням у солянокислій витяжці (10 % HCl) [14].

Визначення фітотоксичності ОСВ проводили методом біотестування в лабораторно-модельних умовах [15]. У водних витяжках з ОСВ (співвідношення речовина : розчин - 1 : 10) замочували на добу насіння крес-салату (*Lepidium sativum L.*). Потім у чашках Петрі розміщували по 25 насінин на фільтрувальному папері, попередньо зволоженому дистильованою водою та пророщували 5 діб за температури 22-24 °С. Повторність досліду шестикратна. Тест-параметри для оцінки токсичності: схожість насіння, морфометричні параметри проростків та їх загальна маса. Фітотоксичний

ефект (ФЕ) визначали у відсотках до довжини кореневої системи за формулою [16] :

$$\hat{\text{ФЕ}} = \frac{L_0 - L_x}{L_0} \times 100,$$

де L_0 – середня довжина кореня рослини, що вирощена на контрольному середовищі, см;

Результати дослідження

За отриманими аналітичними даними щодо складу осадів стічних вод (ОСВ) з мулових майданчиків комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова можна зробити висновок, що достатньо високий вміст органічної речовини (більше 52 %) та основних елементів живлення (загальних форм азоту, фосфору) обумовлює перспективи застосування досліджуваних ОСВ як добрива. Низька вологість зразків (42 %) є дуже важливим фактором для економії витрат на транспортування та значно спрощує агроприйоми щодо внесення ОСВ у ґрунт.

L_x – середня довжина кореня рослини, що вирощена під впливом токсичного фактора, см.

Нетоксичними вважали проби, в яких пригнічення росту коренів не перевищувало 20 % відносно контролю [6].

Агрохімічні показники досліджуваних ОСВ відповідають вимогам чинного ДСТУ 7369:2013 [17]. Однак, відзначено низькій вміст калію, що притаманно для цього виду відходів, та має наступні шляхи вирішення: додавання калійних добрив до ОСВ (сульфат калію, хлористий калій тощо), застосування на ґрунтах з високою забезпеченістю калієм (чорноземі), або позиціонування ОСВ як азотно-фосфорного добрива з необхідністю додаткового внесення калію до ґрунту. Агрохімічний склад ОСВ з комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова наведено у таблиці 1.

Таблиця 1

Агрохімічний склад осадів стічних вод з мулових майданчиків комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова

Показники	Фактичний вміст, % на суху речовину		
	1	2	середнє
Масова частка сухої речовини	44,93	39,68	42,31±5,25
Масова частка <i>органічної речовини</i>	54,00	51,50	52,75 ±2,50
Масова частка <i>загального вуглецю, С_{заг}</i>	24,53	19,21	21,87 ±5,32
Масова частка загального <i>азоту, N</i>	3,65	2,89	3,27±0,76
Масова частка загального <i>фосфору, P₂O₅</i>	3,85	5,10	4,47±1,25
Масова частка загального <i>калію, K₂O</i>	0,22	0,37	0,29±0,15
<i>pH_{вод}</i>	6,2	6,9	6,6±0,7
<i>Співвідношення C:N</i>	7	7	7

Більшість авторів [18, 19] вказують, що найбільшою перешкодою на шляху використання ОСВ у сільському господарстві є підвищені концентрації ВМ. Відмічається значна варіабельність складу ОСВ за вмістом мікроелементів і важких металів.

Установлено, що вміст важких металів (**Pb** – 7 г/т; **Cr** – 63 г/т; **Cd** – 16,7 г/т) у досліджуваних ОСВ з комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова не перевищує допустимих концентрацій згідно ДСТУ 7369:2013 [17]. Відповідно до груп, виділених на основі вмісту важких металів в ОСВ досліджувані осади відносяться до першої (за вмістом свинцю та хрому) та до

третьої (за вмістом кадмію) групи, що не зобов'язує проводити переробку або очистку та дозволяє застосовувати ОСВ у сільському господарстві з обов'язковою регламентацією періодичності та доз внесення (табл. 2).

З 1 т сухих ОСВ з мулових майданчиків комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова у ґрунт може бути внесено у середньому 746,9 г міді, 17148,7 г заліза, 1093,9 г цинку, 8,9 г кобальту, 64,5 г нікелю, 625,7 г марганцю. Під час удобрення сільськогосподарських культур ОСВ можуть розглядатися як джерело мікроелементів.

Порівняльний аналіз агрохімічних показників ОСВ, який використовували у

Таблиця 2

Відповідність вимогам нормативних документів осадів стічних вод з мулових майданчиків м. Харкова за вмістом мікроелементів та важких металів

Елемент	Вміст, мг/кг	ГДК, ЄС [20]	Допустимі величини вмісту ВМ в ОСВ, Україна [17]		
			Група 1 ¹	Група 2 ²	Група 3 ³
Cd	16,7	20-40	3-5	5-15	15-30
Co	8,9	-	5-20	20-50	50-100
Cr	63,0	-	100-400	400-600	600-750
Cu	746,9	1000-1750	100-300	300-700	700-1500
Mn	625,7	-	250-750	750-1500	1500-2000
Ni	64,5	300-400	50-75	75-150	150-200
Pb	7,0	750-1200	100-200	400-600	600-750
Zn	1101,9	250-4000	300-1000	1000-2000	2000-2500

Таблиця 3

Нормативи агрохімічних показників у складі ОСВ за використання їх як добрива

Назва показника	Норма за ДСТУ 7369	Фактичний вміст в ОСВ
Масова частка органічної речовини, % на суху речовину, не менше	40	59,1
Реакція середовища (рН)	6,5 - 7,5	6,9
Масова частка загального азоту (N), % на суху речовину, не менше	1,5	3,27
Масова частка загального фосфору (P ₂ O ₅), % на суху речовину, не менше	0,7	4,47

дослідженнях, з вимогами чинних нормативних документів України [17] та ЄС [20] у галузі використання їх як добрива довело відповідність цим вимогам, майже за всіма показниками (табл. 3). Слід відмітити, що європейською директивою ці показники не обмежуються конкретним рівнем, існують тільки рекомендації щодо контролю агрохімічних властивостей ОСВ, які використовують для удобрення сільськогосподарських культур

Вміст органічної речовини, загальних форм азоту і фосфору в досліджуваних ОСВ відповідає вимогам ДСТУ 7369 : 2013 [17].

Санітарно-гігієнічне нормування ОСВ проводиться за наявністю бактерій групи кишкової палички і патогенної мікрофлори. Заборонено внесення ОСВ, що містять патогенні мікроорганізми, зокрема сальмонели, життєздатні яйця геогельмінтів

та, якщо індекс бактерій групи кишкової палички перевищує 50000 од./дм³. Відповідні аналізи потрібно проводити для кожної партії ОСВ. Знезараження може бути досягнуто шляхом витримки ОСВ на мулових майданчиках протягом трьох років (для кліматичної зони І, до якої відноситься територія комплексу експлуатації очисних споруд каналізації лівого берега) або за допомогою цілого ряду різних методів. В дослідженнях використовували зразки ОСВ тривалого зберігання на мулових майданчиках, що згідно [21] забезпечило стабілізацію санітарно-бактеріологічних та санітарно-паразитологічних параметрів добрива.

Для оцінки рівня екологічної безпеки у сучасній концепції нормування якості об'єктів довкілля велике значення надається біотичним показникам. Отримати загальну токсикологічну оцінку компонентів приро-

дного середовища дозволяють методи біотестування [22, 23]. Серед найпоширеніших біологічних методів оцінки стану довкілля є фітоіндикація. В основі методу лежить чутливість рослин до екзогенного впливу, що виявляється в зміні морфологічних характеристик. Біотестування на рослинах тест-культури - крес-салату (*Lepidium sativum* L.) дозволяє оцінити рівень токсичності як у разі забруднення ґрунту важкими металами, вуглеводнями, радіоактивними речовинами тощо, так і в разі дії комплексного забруднення

[15], крім цього метод дозволяє оцінити дію цілого комплексу токсинів.

Відомо, що крес-салат *Lepidium sativum* L., як тест-культура, характеризується високими показниками схожості (близько 100 %), що які знижуються під впливом токсинів у процесі біотестування [15].

Результати впливу витяжок з ОСВ з комплексів біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова на схожість насіння крес-салату, морфометричні параметри проростків та їх масу з обчисленням фітотоксичного ефекту наведено у таблиці 4.

Таблиця 4

Вплив осадів стічних вод з комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова на схожість насіння та морфометричні параметри проростків тест-культури (крес-салат)

Варіант	Схожість, %	Довжина коріння, см	Довжина проростка, см	Маса рослини, г	ФЕ, %
	середнє з 6-ти повторень				
Контроль (дистильована вода)	99	3,1±0,5	1,1±0,3	2,4±0,2	-
Витяжка з ОСВ з комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова (співвідношення речовина: вода 1 : 10)	97	2,8±0,3	1,1±0,3	2,3±0,1	9

Відомо, що ОСВ токсичну дію можуть проявляти важкі метали, які містяться в підвищених концентраціях, але на думку деяких дослідників [15], фітотоксичність ОСВ зазвичай не виявляється, тому що органічні сполуки, що містяться в ОСВ, зв'язують метали у форми із низькою біодоступністю.

Встановлено, що досліджувані зразки характеризуються слабо вираженим фітотоксичним ефектом, адже для досліджуваного варіанту досліду, пригнічення росту коренів крес-салату не перевищувало 20 % порівняно з контролем. Лабораторний метод біотестування показав, що досліджувані ОСВ не містять фітотоксичних сполук та їх застосування не завдасть шкоди рослинам.

Висновки

За отриманими аналітичними даними щодо складу осадів стічних вод (ОСВ) з мулових майданчиків комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова доведено, що вони містять достатньо високий вміст органічної речовини (більше 52 %) та основних елементів живлення (загальних форм азоту, фосфору) і це обумовлює перспективи застосування досліджуваних ОСВ як добрива.

Основним фактором, який обмежує використання ОСВ в якості добрива, є вміст

в їх складі солей важких металів. Установлено, що вміст важких металів (**Pb** – 7 г/т; **Cr** – 63 г/т; **Cd** – 16,7 г/т) у досліджуваних ОСВ з комплексу біологічної очистки «Безлюдівський» м. Харкова не перевищує допустимих концентрацій згідно ДСТУ 7369:2013. Лабораторний метод біотестування показав, що досліджувані ОСВ не містять фітотоксичних сполук та їх застосування не завдасть шкоди рослинам.

Література

1. Никовская Г. Н., Калиниченко К. В. Биотехнология утилизации осадков муниципальных сточных вод. // *Biotechnologia Acta*. 2014. № 3. С. 21–32.
2. Нездойминов В. И., Чернышева А. В. Миграция ионов тяжелых металлов при использовании осадков городских сточных вод в качестве удобрения. // *Вісник Донбаської нац. академії будівництва і архітектури*. 2010. № 2. С. 150 – 157.

3. Сучкова Н. Г. Анализ состояния проблемы рекультивации иловых площадок очистных сооружений городов и перспективы для Харьковского региона. // ЭТЭВК–2007: Экология, технология, экономика водоснабжения и канализации: междунар. конгресс, 22–26 мая 2007 г.: сб. докладов – Ялта, 2007. С. 279 – 284.
4. Барановский И. Н., Гладких Д. П. Осадок сточных вод в земледелии Нечерноземной зоны. / Тверь: «АГРОСФЕРА», 2007. 98 с.
5. Дрозд Г. Я., Зотов Н. И. Осадки сточных вод как удобрение для сельского хозяйства // Водоснабжение и санитарная техника. 2001. №12. С. 33–35.
6. Иванов И. А., Иванова В. Ф., Кравчук Е. И. [и др.] О возможности использования осадка городских сточных вод в качестве органического удобрения // Агрохимия. 1996. № 3. С. 85–91.
7. Удобрения органические. Общие требования к методам анализа: ГОСТ 26712–85. – [Введ. 1987-01-01]. – М.: Изд-во стандартов, 1986. – 3 с. – (Государственный стандарт Союза ССР).
8. Удобрения органические. Метод определения влаги и сухого остатка: ГОСТ 26713-85. – [Введ. 1987-01-01]. – М.: Изд-во стандартов, 1986. – 3 с. – (Государственный стандарт Союза ССР).
9. Удобрения органические. Метод определения золы: ГОСТ 26714-85. – [Введ. 1987-01-01]. – М.: Изд-во стандартов, 1986. 2 с. – (Государственный стандарт Союза ССР).
10. Добрива органічні та органо-мінеральні. Метод визначення сумарної масової частки азоту та масової частки амонійного азоту: ДСТУ 7911:2015. - [Чинний від 2016–07–01]. – ДП «УкрНДНЦ», 2016. 12 с. – (Національний стандарт України).
11. Удобрения органические. Метод определения общего фосфора: ГОСТ 26717-85. – [Введ. 1987-01-01]. – М.: Изд-во стандартов, 1986. 6 с. – (Государственный стандарт Союза ССР).
12. Удобрения органические. Метод определения pH: ГОСТ 27979-88. – [Введ. 1990–01–01]. – М.: Изд-во стандартов, 1990. 7 с. – (Государственный стандарт Союза ССР).
13. Добрива органічні. Метод визначення органічної речовини: ДСТУ 8454:2015.- [Чинний від 2017–07–01]. – К.: ДП «УкрНДНЦ», 2015. – 16 с. – (Національний стандарт України).
14. Методики визначення складу та властивостей ґрунтів / [упорядкув. С. А. Балюк, В. О. Баракхтян, М. Є. Лазебна] Кн. 2. Харків: Друкарня № 13, 2005.– 224 с.
15. Рыбакова З. П. Методы отбора микробов – стимуляторов по их влиянию на семена: [методические рекомендации] / З. П. Рыбакова– Ленинград: РАН, 1982. С. 31–35.
16. Терехова В. А. Биотестирование в оценке безопасности искусственных почвогрунтов из органосодержащих отходов. // Экология производства. 2010. – № 2. – С. 56–59.
17. Стічні води. Вимоги до стічних вод і їхніх осадів для зрошування та удобрення: ДСТУ 7369:2013 – [Чинний від 2014–01–01]. – К. : Мінекономрозвитку України. 2014. 7 с. (Національний стандарт України).
18. Котюк Ф. А. Технология удаления тяжелых металлов из осадков городских сточных вод // Научный вестник строительства. 2005. № 32. С.104–108.
19. Tsadilas C., Matsi T., Barbayiannis N. [and other] Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions // Communications in Soil Science and Plant Analysis ,1995. № 15. P. 2603–2619.
20. Council Directive of 12 June 1986 concerning the protection of the environment and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture: Directive 86/278/EEC.– Official Journal. 1986. 6 с.
21. Пахненко Е. П. Осадки сточных вод и другие нетрадиционные органические удобрения. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2007. 311 с.
22. Бешлей С. В., Баранов В. І., Ващук С. П. Оцінка токсичності субстратів відвалів вугільних шахт методом біотестування. //Научный вестник Нац. лісотехнічного ун–ту України. 2011.– № 21. С. 98–102.
23. Крайнюкова А. М., Ульянова І. П. Біотестування в охороні довкілля від токсичного забруднення: нові розробки та перспективи розвитку. // Проблеми охорони навколишнього середовища та техногенної безпеки. Харків, 2001. С.105–139.

References

1. Nikovskaya, G. N., Kalinichenko, K. V.(2014). Biotechnologiya utilizacii osadkov municipal'nyh stochnyh vod. [Biotechnology of municipal wastewater sludge utilization]/ Biotechnologia Acta, 3, 21–32.
2. Nezdoinov V. I., Chernysheva A. V. (2010). Migraciya ionov tyazhelyh metallov pri ispol'zovanii osadkov gorodskih stochnyh vod v kachestve udobreniya. [Migration of heavy metal ions from municipal sewage sludge in case its using as a fertilizer]. Visnik Donbas'koї nac. akademii budivnictva i arhitekturi, 2, 150 – 157.
3. Suchkova, N. G. (2007). Analiz sostoyaniya problemy rekul'tivacii ilovyh ploschadok ochistnyh sooruzhenij gorodov i perspektivy dlya Har'kovskogo regiona [Analysis of the state of the problem of re-cultivation of sludge treatment facilities and prospects for the Kharkiv region]. ЕНТЕНВК-2007-Еhkologiya, tekhnologi-

- ya, ehkonomika, vodosnabzheniya i kanalizacii- International Congress-22-26 March 2007- Yalta, 279 – 284.
4. Baranovskij, I. N., Gladkih, D. P. (2007). Osadok stochnyh vod v zemledelii Nechernozemnoj zony. [Sewage sludge in agriculture of non-Chernozem zone]. Tver. AGROSFERA. 98.
 5. Drozd, G. YA., Zotov, N. I. (2001). Osadki stochnyh vod kak udobrenie dlya sel'skogo hozyajstva. [Sewage sludge as fertilizer for agriculture]. Vodosnabzhenie i sanitarnaya tekhnika. 12, 33–35.
 6. Ivanov, I. A., Ivanova, V. F., Kravchuk, E. I.(1996). O vozmozhnosti ispol'zovaniya osadka gorodskih stochnyh vod v kachestve organicheskogo udobreniya [About possibility of use of municipal sewage sludge as organic fertilizer]. Agrohimiya, 3, 85–91.
 7. Udobreniya organicheskie. Obshchie trebovaniya k metodam analiza: GOST 26712–85. (1986). [Organic fertilizers. General requirements for analysis methods: GOST 26712-85]. [intr. with 1987–01–01]. – M.: Publishing Standards, 3.
 8. Udobreniya organicheskie. Metod opredeleniya vlagi i suhogo ostatka: GOST 26713-85. (1986). [Organic fertilizers. Method for determination of moisture and dry residue: GOST 26713-85]. [intr. with 1987–01–01]. – M.: Publishing Standards, 3.
 9. Udobreniya organicheskie. Metod opredeleniya zoly: GOST 26714-85. (1986). [Organic fertilizers. Method for ash determination: GOST 26714-85]. [intr. with 1987–01–01]. – M.: Publishing Standards, 2.
 10. Dobryva orhanichni ta orhano-mineralni. Metod vyznachennia sumarnoi masovoi chastky azotu ta masovoi chastky amoniinoho azotu. DSTU 7911:2015.. (01.06.2016) [Organic and organo-mineral fertilizers. Method of total mass part and mass part ammonium nitrogen determination: DSTU 7911:2015], Kyiv: DP «UkrNDNTs»..
 11. Udobreniya organicheskie. Metod opredeleniya obshchego fosfora: GOST 26717-85. (1986). [Organic fertilizers. Method for determination of total phosphorous: GOST 26717-85]. [intr. with 1987–01–01]. – M.: Publishing Standards, 6. .
 12. Udobreniya organicheskie. Metod opredeleniya rN: GOST 27979-88.(1990). [Organic fertilizers. pH determination method: GOST 27979-88.] [intr. with 1990–01–01]. – M.: Publishing Standards, 7.
 13. Dobryva orhanichni. Metod vyznachennia orhanichnoi rechovyny. DSTU 8454:2015. (01.01.2015) [Organic fertilizers. Method for determination of organic matter: DSTU 8454:2015. [intr. with 2017–07–01]. Kyiv: DP «UkrNDNTs»..
 14. Baliuk , S.A., Barakhtian , V.O., Lazebna, M.Y. (2005). *Metodyky vyznachennia skladu ta vlastyivostei gruntiv Kn. 2. Methods for determining the composition and properties of soils] book 2, Harkiv – Drukarnya 13, 224.*
 15. Rybakova, Z. P. (1982). Metody otbora mikrobov – stimulyatorov po ih vliyaniyu na semena: [metodicheskie rekomendacii]. [Methods for the selection of microbial stimulants on their impact on seed: [metodicheskie rekomendacii]. – Leningrad, RAS, 31–35.
 16. Terekhova V. A. The bioassay as safety assessment of artificial soils from organic waste / V. A. Terekhova // *Ekologiya proizvodstva*. – 2010. – № 2. – С. 56–59.
 17. Stichni vody. Vymohy do stichnykh vod i yikhnykh osadiv dlia zroshuvannia ta udobriuvanniany . DSTU 7369:2013 . (01.01.2014) [Waste water. Requirements for waste water and its sediments for irrigation and fertilization DSTU 8454:2015].Kyiv: Minekonomrozvytku Ukrainy.
 18. Terekhova, V. A. (2005). Biotestirovanie v ocenke bezopasnosti iskusstvennyh pochvogruntov iz organosoderzhashchih othodov. [Technology for removal of heavy metals from municipal sewage sludge]. *Naukovij vysnik budivnictva*, 32,104–108.
 19. Tsadilas, C., Matsi, T., Barbayiannis, N. (1995). Influence of sewage sludge application on soil properties and on the distribution and availability of heavy metal fractions . *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 15, 2603–2619.
 20. Council Directive of 12 June 1986 concerning the protection of the environment and in particular of the soil when sewage sludge is used in agriculture: Directive 86/278/EEC. (1986). *Official Journal*, 6.
 21. Pahlenko, E. P. (2007). Osadki stochnyh vod i drugie netradicionnye organicheskie udobreniya. [Sewage sludge and other non-traditional organic fertilizers]. M. BINOM Laboratoriya znaniy, 311.
 22. Beshlei, S.V., Baranov, V.I., & Vashchuk , S.P. (2011). Otsinka toksychnosti substrativ vidvaliv vuhil-nykh shakht metodom biotestuvannia. [Evaluation of the toxicity of substrates of coal mine waste dumps method of biotesting]. *Scientific Bulletin of National University of forestry of Ukraine*, 21, 98–102.
 23. Krainiukova, A.M., Ulianova, I.P. (2001). Biotestuvannia v okhoroni dovkillia vid toksychnoho zabrudnennia: novi rozrobky ta perspektyvy rozvytku [Biotesting in environmental protection from toxic contamination: new developments and prospects].. *Problemy okhorony navkolyshnoho seredovyscha ta tekhnolohnoi bezpeky.*, Kharkiv, 105-139.

Надійшла до редколегії 02.04.2018

Наукове видання екологічного факультету Харківського національного університету «Людина та довкілля. Проблеми неоекології» є науковим журналом, який включено до Переліку фахових видань ВАК, де публікуються основні результати дисертаційних робіт на здобуття наукового ступеня доктора і кандидата географічних наук.

До публікації приймаються статті, які написані українською, російською або англійською мовами згідно за правилами для авторів і отримали позитивні рекомендації рецензентів.

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРІВ

Електронна версія оформляється у форматі Microsoft Word, шрифт Times New Roman, розмір 11, міжрядковий інтервал 1,0, всі поля по 2,5 см. Жирним шрифтом виділяються підзаголовки у статті; курсив допускається лише у виняткових випадках.

Ілюстрації, включаючи графіки і схеми, мають бути розміщені безпосередньо в тексті. Ілюстрації подаються чорно-білими. Скрізь, де можливо, доцільніше використовувати графіки, а не таблиці. Усі рисунки підписувати як **Рис. 1** – Назва рисунку (розмір 10). Таблиці також оформляти 10 розміром. Слово **Таблиця 1** (жирним, праворуч), на наступному рядку назва таблиці – жирним, по центру, розмір 10..

Орієнтація сторінок – книжкова. Вирівнювання – по ширині. Абзац – 0,63 см.

Для статей необхідно вказати УДК (ліворуч, розмір 11), **ініціали та прізвище автора** (розмір 11, жирним, прописними, по центру), науковий ступінь та звання (розмір 11), повну назву установи (розмір 10, курсив) та її адреса, e-mail (розмір 9, по центру). **Назва статті** (жирними прописними, по центру, 11 розмір)

Далі подати розширену анотацію (не менше 500 знаків) та ключові слова (5-8) мовою статті: розмір 10, інтервал 1,0. Для експериментальних статей подати структуроване резюме, де має бути вказані слова: **Мета. Методи. Результати. Висновки.**

Через інтервал також подати прізвище, організацію, назву статті, розширену анотацію та ключові слова англійською (не менше 1800 знаків) й російською (не менше 500 знаків) мовами: розмір 10, міжрядковий інтервал 1,0. Анотація повинна бути побудована як реферат у реферативних журналах та відражати суть експериментів, основні результати та їх інтерпретацію. Для експериментальних статей подати структуровані резюме де має бути вказані слова: **Purpose (Цель). Methods (Методы). Result (Результаты). Conclusion (Выводы).**

Статті друкуються українською, російською та англійською мовами.

Текст експериментальної статті повинен складатися з наступних розділів: «Вступ», «Методика» («Об'єкти та методи дослідження»), «Результати», «Обговорення» (можливий об'єднаний розділ «Результати та обговорення»), «Висновки», «Література».

Розділ «Вступ» повинен містити постановку проблеми у загальному вигляді та її зв'язок з важливими науковими або практичними завданнями; короткий аналіз останніх досліджень і публікацій, у яких розпочато рішення даної проблеми, виділення конкретних невирішених питань, яким присвячена стаття, формулювання мети роботи.

Розділ «Методика» повинен містити відомості про об'єкт (об'єкти) дослідження, умови експериментів, аналітичні методи, прилади та реактиви.

У розділі «Результати досліджень» надаються отримані результати та повинно відображувати закономірності, які витікають з отриманих даних. Отриману інформацію необхідно порівняти з наявними літературними даними та показати її новизну.

У розділі «Висновки» надається узагальнення та інтерпретація результатів, аналіз причинно-наслідкових зв'язків між виявленими ефектами, і повинно завершуватись відповіддю на питання, яке поставлено у вступі.

Література обов'язково оформляється за ДСТУ 8302:2015, повинна містити також і джерела, що опубліковані за останні 5 років: розмір 10, міжрядковий інтервал 1,0. Кількість посилань має бути не менше 15. Також список літератури, як References, має бути поданий за стандартом APA (транслітерація української та російської мови). Посилання на літературу у тексті подаються у квадратних дужках з вказуванням номера у списку літератури.

Адреса редакції: екологічний факультет, 4 поверх, к. 473а,
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,
Майдан Свободи, 6, Харків, Україна, 61022

тел. 057 / 707-56-36, 057 / 707-53-86 моб. 068-612-40-69 e-mail: ecology.journal@karazin.ua
Сайт журналу: <http://ludovk.univer.kharkov.ua/> <http://periodicals.karazin.ua/humanenviron/about>

Наукове видання

ЛЮДИНА ТА ДОВКІЛЛЯ. ПРОБЛЕМИ НЕОЕКОЛОГІЇ

№ 1 – 2 (29)

Українською, російською та англійською мовами

Макетування та комп'ютерне верстання
Баскакова Л. В.

Макет обкладинки
Дончик І. М.

Підписано до друку 11.05.18
Формат 60x84/8
Ум. друк. арк. 11,3. Обл.-вид. арк. 11,9.
Наклад 100 пр. Зам.

61022, м. Харків, майдан Свободи, 6.
Харківський національний університет
імені В. Н. Каразіна
Видавництво

Надруковано ХНУ імені В. Н. Каразіна
61022, Харків, майдан Свободи, 4. Тел. 705-24-32
Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 3367 від 13.01.09