

ISSN 2306-9716

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

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2(21)

КИЇВ – 2018

УДК 502+504
ББК 20.1

*Друкується за рішенням Вченої Ради Державної
екологічної академії післядипломної освіти та
управління (№ 6-18 від 13.06.2018 р.)
Свідоцтво про державну реєстрацію
КВ № 15768-4240 р.*

Екологічні науки : науково-практичний журнал / Головний редактор О.І. Бондар. – К. : ДЕА, 2018. – № 2(21). – 236 с.

Головний редактор:

Бондар О.І., член-кореспондент НААНУ, д.б.н., проф.

Науковий редактор:

Машков О.А., д.т.н., проф.

Заступник головного редактора:

Нагорнева Н.А.

Відповідальний редактор:

Сікачина В.Г.

Відповідальний секретар:

Жук Ю.І.

Редакційна колегія:

Аверін Г.В., д.т.н.; Азаров С.І., д.т.н.;

Азасков В.М., д.т.н.; Антонов А.В., д.т.н.;

Барабаш О.В., д.т.н.; Барановська В.Є., к.е.н.;

Белецкий В.М., д.т.н. (Республіка Польща);

Білявський Г.О., д.г.-м.н.;

Богдасаров М.А., д.г.-м.н. (Республіка Білорусь);

Бондаренко О.А., д.б.н.; Будзяк О.С., д.е.н.;

Вашенко В.М., д.ф.-м.н.; Галушкіна Т.П., д.е.н.;

Гавриленко В.В., д.т.н.; Глушков О.В., д.ф.-м.н.;

Дутов О.І., д.с.-г.н.; Захматов В.Д., д.т.н.;

Зубова Л.Г., д.т.н.; Ільїн В.М., д.б.н.;

Ільїн О.Ю., д.т.н.; Іващенко Т.Г., к.т.н.;

Козелков С.В., д.т.н.; Коростіль Ю.С.

(Республіка Польща), д.т.н.;

Костишин С.С., д.б.н.; Кравченко Ю.В., д.т.н.;

Крайнов І.П., д.т.н.; Кутлахмедов Ю.О., д.б.н.;

Лапшин Ю.С., д.т.н.; Левченко О.М., д.е.н.;

Леонієць В.О. к.е.н.; Мальований М.С., д.т.н.;

Машков В.А. (Чеська Республіка), д.т.н.;

Машков О.А., д.т.н.; Мокін В.Б., д.т.н.;

Москаленко А.М., к.е.н.; Моргун В.А., д.і.н.;

Неділько С.М., д.т.н.; Пашков Д.П., д.т.н.;

Пекло А.М., к.б.н.; Петриашвили Г., д.т.н.

(Республіка Польща);

Петрук В.Г., д.т.н.; Рудько Г.І., д.т.н., д.г.-м.н., д.г.н.;

Саталкін Ю.М., к.т.н.; Соколов Ю.М., д.т.н.;

Тимошенко М.М., к.т.н.; Третяк А.М., д.е.н.;

Трофимчук О.М., д.т.н.; Тупкало В.М., д.т.н.;

Христо Атанасов Крагунов (Республіка Болгарія),

PhD, професор;

Улицький О.А., д.т.н.;

Чумаченко С.М., д.т.н.; Шматков Г.Г., д.б.н.;

Юрченко А.Д., к.е.н.;

Prof.Dr. Clemens Walther (Німеччина);

Prof.Dr. Jan-Willem Vahlbruch (Німеччина);

Prof.Dr. Stefan Bister (Німеччина).

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

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

ЗМІСТ

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ.....	6
Бондар О.І., Шевченко Р.Ю., Машков О.А., Пашков Д.П. Екологічна безпека довкілля в акваторії каскаду озер Опечень міста Києва.....	6
Савцова О.В., Бабіч О.В., Зінченко І.В., Топчий В.Л., Цитлішвілі К.О. Захист скломатеріалів від біокорозії як фактор екологічної безпеки.....	12
Клименко Т.К. Чужорідні види рослин у складі фітоценозів міста Кам'янського.....	17
ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО.....	22
Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Напрями удосконалення системи екологічного моніторингу з застосуванням дистанційно-пілотованих літальних апаратів.....	22
Новосельська Л.П., Іващенко Т.Г. Екотоксичні властивості бенз(а)пірена – типового забруднювача навколишнього природного середовища.....	30
Чумак В.В., Коваленко М.А., Коваленко І.Я. Аналітичний огляд електромеханічних перетворювачів енергії для вітрової енергетики.....	36
Ганошенко О.М., Голік Ю.С. Аналіз проблеми утворення та утилізації відходів автотранспортного комплексу.....	40
Гого В.Б., Сыроватченко В.А., Михайлов А.И., Патокин Р.В. Экологические проблемы поверхностных комплексов угольных шахт.....	46
Жовтянський В.А., Петров С.В., Орлик В.М., Якимович М.В., Вакілов І.М., Назаренко В.Г., Вабіщевіч М.С., Волошинюк І.М., Якубишин Ю.А. Переробка небезпечних і радіоактивних відходів із використанням плазмових технологій.....	50
Кулик М.П., Кравець Т.Ю., Семерак М.М. Аналіз наявних технологій розділення повітря для підвищення ефективності спалювання палива в теплоенергетиці.....	59
Гончар С.Ф. Аналіз впливу на екологію стану кібербезпеки об'єктів критичної інфраструктури	65
ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ.....	69
Міхно П.Б., Хохлов О.Г. Функціональне моделювання в еколого-економічному обґрунтуванні сівозмін.....	69
Сараненко І.І. Створення бази даних екологічного стану ґрунтів у Microsoft Access.....	74
ТЕОРЕТИЧНА ЕКОЛОГІЯ.....	81
Риженко Н.О. Наукові основи оцінки фітотоксичності металів (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn).....	81
Лапшин Ю.С. О возможности использования энергетического потенциала атмосферы значительных высот.....	92
Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Серeda Ю.П. Комплексна методика дослідження суб'єкта господарської діяльності як еколого-економічної системи.....	97
Василенко О.М., Онищук І.П. Особливості трофіки ставковиків підроду <i>Corvusiana</i> (<i>Mollusca: Pulmonata</i>) за дії різних концентрацій іонів кадмію.....	101
ЗМІНА КЛІМАТУ.....	107
Бондар О.І., Ващенко В.М., Шпиг В.М., Лоза Є.А., Кордуба І.Б., Патлашенко Ж.І., Банніков О.О., Кризька Ю.М. Смерчі на території України та їх екологічна небезпека.....	107
Таран Н.Ю., Футорна О.А., Ольшанський І.Г., Тищенко О.В., Бойченко С.Г., Баданіна В.А., Светлова Н.Б. Перспективи подолання негативного впливу проявів кліматичних змін на урболандшафти Київського мегаполісу на основі підбору стрес-толерантних видів рослин світової флори.....	114

ЕКОЛОГІЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ.....	119
Шаманський С.Й., Бойченко С.В. Нормування гранично допустимих скидів біогенних елементів у водні об'єкти зі стічними водами в Україні.....	119
Карлюк А.А. Водний та хімічний баланс озера Чайка та Личове (Зміївський район, Харківська область).....	127
Кватернюк С.М., Петрук В.Г. Мультиспектральний екологічний контроль інтегральних параметрів забруднення водних об'єктів.....	133
Мельников А.Ю. Акумуляція важких металів у біоценозах дельти Дунаю.....	138
БІОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА.....	143
Гейна К.М. Морфо-біологічна характеристика плоскирки (<i>Blicca bjoerkna</i> , L., 1758) Дніпровсько-Бузької гирлової системи.....	143
Григорова Н.В. Вміст магнію в панкреатичних острівцях, тимусі та лімфоцитах крові тварин в умовах моделювання діабету та стресу.....	149
Гуменюк І.І., Грузінський С.Ю., Бровко І.С., Чабанюк Я.В. Пошук аборигенних бактерій <i>bradyrhizobium</i> з ґрунту.....	153
Курбатова І.М., Захаренко М.О., Чепіль Л.В. Морфологічний склад крові коропа (<i>scirpinus caprio</i> l.) за дії сульфаніламідів та хлортетрацикліну.....	157
Мустафаєва Г.А., Мирзоева Н.Б., Мустафаєва И.Э., Асланова Гюльнара Мирза-бала. О некоторых видах кокциnellид (coleoptera, coccinellidae), регулирующих численность равнокрылых насекомых в Азербайджане (hemiptera, coccoidea, aphidoidea).....	161
РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ.....	166
Зайцева І.О., Опанасенко В.Ф., Красовський В.В., Соковніна Н.Х. Проекти організації території Хорольського ботанічного саду та ботанічного саду Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара як стратегія розвитку природно-заповідної галузі в системі містобудування.....	166
Крецул Н.І., Ярова О.А. Созологічна оцінка рослинного покриву території Національного природного парку «Білоозерський».....	175
Літвак О.А. Екологічні аспекти розвитку туристично-рекреаційного потенціалу Миколаївської області.....	179
Шевцова Л.В., Шевцова Н.Л., Глуховський П.В. Застосування функціонального зонування природоохоронних територій для збереження біорізноманіття.....	186
ЕКОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В КОНТЕКСТІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ УКРАЇНИ.....	192
Шоповалов Є.Б., Салавор О.М., Якименко І.Л. Порівняльний аналіз законодавства ЄС та України в галузі охорони атмосферного повітря.....	192
ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ.....	198
Забулонов Ю.Л., Ольшевський С.В., Зубчик О.О. НВЧ-реактор із композитною активною зоною для утилізації рідкофазних органічних відходів.....	198
ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА.....	204
Laryga I.V. Perspectives using bpms-tools for ecological competences' formation at the students economic specialties.....	204
Шахман І.О. Екологічна освіта: досвід науково-освітньої співпраці ДВНЗ «ХДАУ» на шляху сталого розвитку.....	208
СТОРІНКА МОЛОДОГО ВЧЕНОГО.....	212
Білявський С.А., Сарахман Р.Б., Галиш В.В., Трус І.М. Оптимізація технології одержання сорбентів із відходів рослинного походження.....	212

Гулько С.О. Застосування ГІС технологій в оцінюванні розповсюдження кадмію в ґрунтах м. Кам'янське.....	218
Василенко В.І. Енерго-екологічні критерії при оптимізації техноценозу житлово-комунального господарства.....	224
Довгопола К.А., Гаркава К.Г. Вплив умов зростання на вміст біологічно активних компонентів <i>Plantago major</i> L.	229
ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ	233

ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

УДК 504:711:528

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ДОВКІЛЛЯ В АКВАТОРІЇ КАСКАДУ ОЗЕР ОПЕЧЕНЬ МІСТА КИЄВА

Бондар О.І., Шевченко Р.Ю., Машков О.А., Пашков Д.П.
Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035, м. Київ
202907@ukr.net

Наукові дослідження присвячені проблемам рекультивації технологічних водойм столиці України. Найбільшим каскадом штучних озер м. Києва є Опечень, які, за ствердженнями киевознавців, знаходяться в палеобасейні літописної ріки Почайна. Мета дослідження – проведення еколого-географічного польового рекогносцювання озер, колекторів та каналів, аналіз матеріалів фізико-хімічного аналізу довкілля урочищ. У результаті доведено, що каскад озер Опечень – це ставкова система технологічних водойм, поєднаних дренажем із метою збору та виведення талих та стічних вод, виявлені джерела ендегенного та екзогенного забруднення прилеглих урочищ. Проаналізовані результати лабораторних фізико-хімічних заборів проб повітря, води та ґрунту в урочищах, що примикають до каскаду озер. Проаналізований матеріал про результати аерокосмічного зондування каскаду озер з метою гідрогеоекологічного моніторингу. Міській владі та громадським організаціям представлені рекомендації утриматися від будівництва паркових та рекреаційних територій до повної віталізації патогенних факторів довкілля. *Ключові слова:* рекогносцювання, екологічна безпека, каскад озер, антропогенні трансформації, фактори забруднення, безпека природокористування.

Экологическая безопасность окружающей среды в акватории каскада озер Опечень города Киева. Бондар О.И., Шевченко Р.Ю., Машков О.А., Пашков Д.П. Научные исследования посвящены проблемам рекультикации технологических водоемов столицы Украины. Наибольшим каскадом искусственных озер м. Киева является Опечень, которые, по утверждениям киевоведов, находятся в палеобассейне летописной реки Почайна. Цель исследования – проведение эколого-географической полевой рекогносцировки озер, коллекторов и каналов, анализ материалов физико-химического анализа окружающей среды урочищ. В результате доказано, что каскад озер Опечень – это прудовая система технологических водоемов, соединенных дренажем с целью сбора и вывода талых и сточных вод, обнаружены источники эндогенного и экзогенного загрязнения прилегающих урочищ. Проанализированы результаты лабораторных физико-химических заборов проб воздуха, воды и почвы в урочищах, примыкающих к каскаду озер. Проанализирован материал о результатах аэрокосмического зондирования каскада озер с целью гидрогеоекологического мониторинга. Городской власти и общественным организациям представлены рекомендации воздержаться от строительства парковых и рекреационных территорий в полной витализации патогенных факторы окружающей среды. *Ключевые слова:* рекогносцировка, экологическая безопасность, каскад озер, антропогенные трансформации, факторы загрязнения, безопасность природопользования.

Environmental safety of the environment in the water area of the cascade of lakes Opechen of the city of Kyiv. Bondar O.I., Shevchenko R.Yu., Mashkov O.A., Pashkov D.P. Scientific research is devoted to problems of reclamation of technological reservoirs of the capital of Ukraine. The largest cascade of artificial lakes in the city of Kyiv is Opechen, which, according to the statements of the Kievologists, are in the paleobasins of the lithographic Pochaina River. The purpose of the research: to conduct ecological and geographical field reconnaissance of lakes, collectors and canals; to analyze the materials of physicochemical analysis of the environment of tracts. As a result, it was proved that the cascade of the Opechen lakes is a pond system of technological reservoirs connected by drainage for the purpose of collecting and discharging thawed and sewage waters, sources of endogenous and exogenous contamination of adjoining tracts were found. The results of laboratory physical and chemical sampling of air, water and soil samples in the tracts adjacent to the cascade of lakes are analyzed. The material on the results of aerospace sounding of the cascade of lakes is analyzed with the aim of hydrogeological monitoring. The recommendations of the city authorities and public organizations are refrained from building the park and recreational areas in the complete vitalization of pathogenic environmental factors. *Key words:* reconnaissance, ecological safety, cascade of lakes, anthropogenic transformations, pollution factors, environmental management safety.

Постановка проблеми. Забруднення навколишнього середовища м. Києва сягає масштабів екологічної катастрофи. Місто перетворилося на одне з найнебезпечніших місць життєдіяльності в Європі [6].

26 квітня 2016 р. прийняте рішення, відповідно до якого річку Почайна як гідронім занесено у «Рестр адрес, вулиць та інших поіменованих об'єктів м. Києва» [8]. Виникає потреба комплексного еколого-географічного вивчення, підтвердження або

спростування топо- і гідрографічної реальності ріки Почайни в контексті еколого-лімнологічного дослідження місцевості, проведення моніторингу урочищ навколо каскаду озер та каналізованого, промислового (технологічного), колекторно-дренажного каналу і визначення безпекових аспектів життєдіяльності та можливості проектування та функціонування рекреаційних зон навколо.

Історичні аспекти лімнологічного природокористування Опечені опубліковані в працях П. Розвадовського та Н. Петрова. Питання екології та географії київських малих річок та водоймищ розглядаються в наукових працях проф. В.І. Вишневецького [11], де досліджується загальна гідрографія київських малих водотоків, їх екологічні проблеми. Проблемам Опечені присвячена невелика частина роботи з конкретизації місцезнаходження озер (топографії та гідрографії), але не досліджені гідроніми, проблеми екології та безпеки життєдіяльності на навколишніх та прилеглих до них територій. Питання захисту довкілля Опечень висвітлюються у публікаціях М. Шарлеманя та П. Доліщінського [13].

Із метою проведення екологічного аудиту урочищ навколо озер, колекторів та каналів запропонований метод еколого-географічного рекогносцювання місцевості. *Рекогносцювання* (визначення німецького лінгвістичного походження «*rekognosierung*», від лат. «*recognosco*» – «оглядаю, обстежую») – методика експедиційного (польового, топографічного) візуального, описового (картографічного у середовищі відкритих геоінформаційних систем, на кшталт Maps.Me) та інструментального уточнення за допомогою супутникового навігатора чи гаджет-додатку GPS Status Professional, що визначає локалізацію унікальних об'єктів природних ландшафтів та міського середовища, які мають значний потенціал включення у рентабельні (економічно вигідні з позиції фінансового обґрунтування) рекреаційні зони.

Значну увагу необхідно приділити фізико-хімічному аналізу повітряного та водного просторів урочищ (камеральне дослідження аналітичних матеріалів екологічних лабораторій), а також матеріалам аерокосмічної зйомки та дистанційного зондування Землі стосовно території озер Опечень.

Виклад основного матеріалу. Визначаємо початковий (реперний) пункт дослідження. За результатами рекогносцювання місцевості, визначений струмок, який починає свій біг із дачного урочища на північ від озера Редькін. GPS-координати витoku: 50° 32' N та 30° 28' E. Завершальними локаціями є місце впадіння колекторного потоку до р. Дніпро, нижче Північного (Московського) мосту. В систему колекторів промзони входить також бетонизований водотік в ур. Наталка, т.зв. струмок Сетомль.

Урочища Опечень з однойменним каскадом штучних озер локалізовані в Оболонському районі м. Києва і простягаються із півночі на південний схід, довжиною 10,3 км. Площа екокоридору становить при-

близно 32 км² із максимальною шириною у 400 м, мінімальною – у 7 м. Екстремальні значення глибин в озерах коливаються від 1 до 17 м [9].

Гідроніми штучного каскаду озер-ставків під загальною назвою «Опечень» становлять (рис. 1): Редькін (Міністерка), Редчене (Мінське), Опечень (Луг), Пташине, Богатирське (Андріївське або Пожежне), Кирилівське (Верхнє), Йорданське (Нижнє) та Вовкувате, які омивають житловий масив Оболонь і які гідрографічно перетворюють урбаністичний ландшафт на міжозер'я. Інформаційні аншлаги, що встановлені за берегами озер, зазначають, що водоймища є штучного походження і є антропогенними промисловими ставками, які не придатні до рекреаційного використання. Відповідна інформація відповідає дійсності: озера – це результат намівних робіт при будівництві житлового масиву Оболонь на початку 1970-х рр. Лише два озера є природними і є залишками палеоруслу зниклої річки Почайна: Кирилівське та Йорданське, хоча в минулому це було одне озеро Довге Кирилівське, про що стверджують плани м. Києва [2; 8; 12]. Озера Вербне (Дзеркалка) та Біле не входять до каскаду озер Опечень і є колишніми гідронамивними кар'єрами.

При дешифруванні каскаду озер на космічному геозображенні на картографічному сервісі Інтернету Wikimapia прослідковується умовна симетрія гідрографічного візерунку водних просторів Опечені на Оболоні з відповідним каскадом таких самих за походженням намівних озер колишнього Вигурівського струмка на Троєщині.

Порівнюючи сучасну гідрографічну мережу каскаду озер зі станом місцевості на плані міста 1991 р. [10] доходимо висновку, що деякі озера протягом 1990-х – 2000-х рр. були осушені і зникли: на їх місці уздовж проспекту С. Бандери збудовані торговельні комплекси та розважальні заклади: «Metro Cash&Carry», «Блокбастер», «Блокбастер-Мол». Також деякі невеличкі заплавні озера зникли в районі промзони на вулиці Богатирській.

Навколишні та прилеглі урочища включають розгалужену мережу струмків та річок, серед яких необхідно зазначити такі великі водотоки: р. Сирець із своєю притокою – струмком Курячий Брід, окремо Кирилівський струмок (впадають до оз. Кирилівського), струмки Коноплянка, Западинка, Княжиха (впадають до оз. Луг), струмок Мушанка (до оз. Редчене), струмок Водиця (до оз. Редькін), струмок Конічинка (до оз. Пташине).

Ріка Сирець розпочинає свою течю з Придніпровської височини м. Києва в районі Рубежівського парку «Нивки». У верхній течії ріка протікає у глибокому яру, до якого впадають струмки Кам'янка та Рогостянка, вкриті деревною рослинністю. На окремих ділянках Сирець тече у бетонному колекторному руслі, подекуди – у колекторі під землею. Ріка Сирець впадає із заходу до оз. Кирилівське біля станції метро «Оболонь». Під землею у пластах протікають

струмки Крива Почайна (під вулицями Приозерна та Йорданська) [2] та струм. Юрковиця, що впадає у Притику. Враховуючи вищевикладене, фактична площа водозбору (басейну) ріки включає ще й значну частину Подільського та Шевченківського районів столиці. До гідрографії озер Оболонського району належать намівні озера Оболоні – Біле (Центральне), Лукове та Верблюд.

В Екологічному атласі Києва водотік, що впадає до оз. Кирилівського, яке колекторно поєднано з Андріївським, Пташиним та Йорданським, вважається продовженням р. Сирець, що і впадає у р. Дніпро у зат. Вовкувате. Таким чином, на денну поверхню в районі промзони виходить не р. Почайна, а р. Сирець [1]. Активісти відродження р. Почайної навіть у назві публікації не акцентують на титульному іменуванні ріки, а вивчають її історико-екологічні трансформації у розрізі природокористування оболонської місцевості та лімнології озер Опечень [3].

Палеогідрологічні дані стверджують, що місця впадіння р. Почайної до р. Дніпро формували дельту

із трьох рукавів, а саме: на півдні ур. Наталка виходить рукав № 1 (північний рукав р. Почайної), т.зв. струмок Сетомль, який тече по зливному каналізаційному колектору; другий рукав – це бетонний водоспуск, розташований у правобережній затоці р. Дніпро дещо нижче Північного (Московського) мосту у затоці Вовкувата; третя ділянка дельти у вигляді підземних палеструмків (стародавніх русел) впадає до Гавані-Притики [5].

Розгалужена гідрографічна мережа й активний гідрологічний режим басейну урочища впливає на рівні водоносних горизонтів і на кількість бюветів артезіанської води на території житлового масиву Оболонь, яких налічується понад двадцять два джерела чистої питної води. На порівняння, на Троєщині їх – 12, Лісовому масиві – 5, Харківському – 15 [7]. Перша колонка чистої артезіанської води почала працювати з 1970-х рр. і функціонувала до кінця 2000-х рр. Причини закриття водогону не відомі, але пов'язані з будівельними роботами у відповідному урочищі.

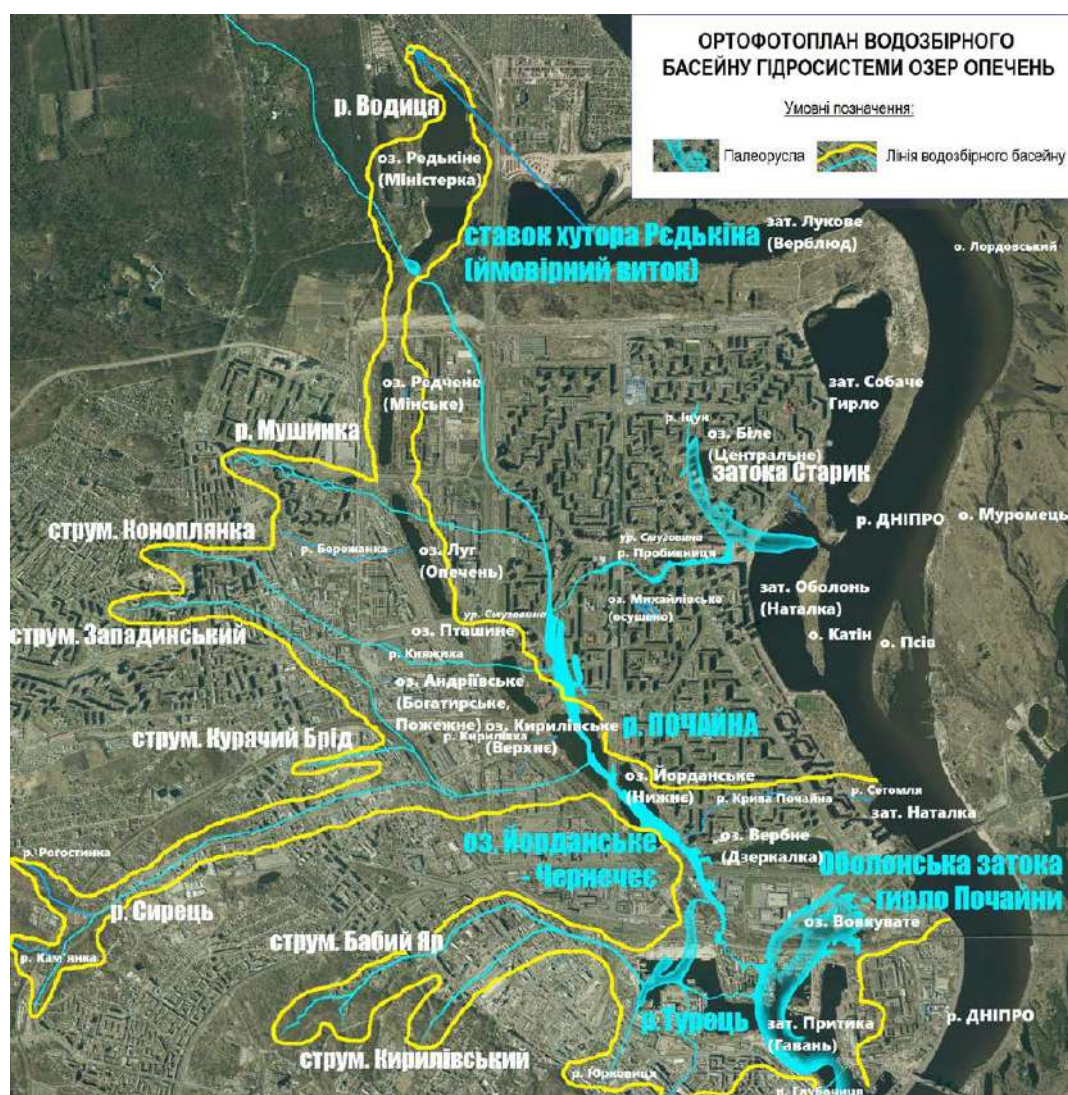


Рис. 1. Космічне зображення ділянки досліджень (підложка – ГО «Почайна»)

Гідрологічні особливості урочищ впливають на специфіку метеорологічної та синоптичної картини, що іноді набуває ознак надзвичайних ситуацій. Так, протягом 2002–2004 рр. в акаторії Кирилівського озера спостерігалися смерчі. Значна кількість аномальних атмосферних явищ має місце увечері після спекотного дня у повітрі над оз. Вовкувате, як раз над місцями геологічних розломів, відповідно до карти, що укладена І. Чудо [14].

Із геоморфологічної точки зору, урочища Опечень складається з алювіальних відкладів заплав і полювіальних балок (піски, супіски, суглінки), які і формують Поліську Оболонську низовину Київського Полісся.

У земельно-територіальному плані каскад наливних озер Опечень розташовується між промисловими зонами власне Почайни, Плаского, Куренівки, Пріорки та великим житловим масивом Оболонь. Ширина пойми каскаду озер дає змогу лише спроектувати еколого-рекреаційну рекультивацію природно-урбанізованого комплексу, яка матиме низку серйозних обмежень (лімітуючих факторів), а саме: в урочищах, що примикають до Кирилівського озера, виявлені фітобіологічні забруднювачі (рослина ехіноцистис шипуватий), а уздовж відкритого каналізованого каналу за ТРЦ «Плазма» локалізовані центхрус довгоколюнковий та болиголов. Ці рослини отримали першість за негативним впливом на населення як адвентивні й отруйні, що викликають алергічні загострення. Також необхідно зазначити, що наявність поряд із каналом північного напівкілця залізної дороги підвищує рівні шумового забруднення і створює потенційну небезпеку для потенційних відвідувачів проектного парку культури та відпочинку «Почайна», що створений розпорядженням Київської міської ради у лютому 2016 р. [4].

Забруднювати довкілля урочищ долини р. Почайна, що існувала до 30-х рр. ХХ ст. почали ще задовго до доби індустріалізації. Першим задокументованим антропогенним фактором впливу був аеродром, де Ігор Сікорський випробував свої літальні апарати. Литовище розташовувалося із складами ГСМ між Кирилівським озером та ур. Куренівка.

Антропогенних трансформацій зазнало єдине озеро Йорданське при будівництві синьої гілки метрополітену, коли вон було поділено дамбою на два дренажних озера: Кирилівське (Верхнє) та власне Йорданське (Нижнє). Проектом будівництва планувався вихід лінії метро на денну поверхню, для цього була запроектована широка ділянка Оболонського проспекту, але тунель пустили під землею. Це підтверджується рухом складу вагонів метро від станції «Почайна» до станції «Оболонь», коли відчувається з початку різкий підйом, а потім – різкий спад.

У безпосередній близькості до басейну озер знаходяться промислові забруднювачі акваторії і навколишніх урочищ: суднобудівний завод та його тепло-

енергоцентр (оз. Вовкувата та Гавань-Притика), асфальтовий завод, склотарний завод, ПАТ «Генератор», ПАТ «Лакма» (оз. Опечень (Луг), Пташине).

Вагомим фактором забруднення вод є розгалужена мережа вулично-дорожньої сітки та щільна локалізація автозаправних станцій на розі Оболонського проспекту та проспекту С. Бандери, уздовж узбіччя вул. Богатирської. Взимку 2016–2017 рр. на проспекті С. Бандери над підземним бетонним водотоком між Йорданським озером та каналом збудували АЗС, незважаючи навіть на те, що станція розташовується у санітарній зоні навколо державного природного іхтеологічного заказника «Озеро Вербне».

Після закриття цілої низки промислових підприємств Почайнинського промвузлу у 1990-х рр. рівень забруднення знизився, але новими джерелами забруднення стали торговельні комплекси та стихійні ринкові території, надзвичайна висока кількість транспортних засобів, які спричиняють багатокілометрові затори. Недарма територія ур. Пласке (історична назва – топонім сучасної Почайни) є однією з найзабруднених в м. Києві. Протягом 1970–1980-х рр. в озера каскаду скидалися відходи у вигляді смоли без очищення і переробки. Сталася навіть техногенна аварія на асфальтовому заводі, наслідком якої є чорний мул під шаром 2–3 см піску на оз. Вербному, Йорданському та Кирилівському, що залишається на донних шарах й до сьогодні.

Північні озера каскаду Опечень зазнають патогенного антропогенно-промислового впливу снігоплавильного заводу, ПАТ «Пивзавод Оболонь», «ГлобалФіш», роботи залізничного перегону «Зеніт-Вишгород». Після запуску в експлуатацію ТЦ «Епіцентр» забруднюється оз. Редчене (Мінське).

Наступним фактором забруднення басейну є підземна мережа водовідведення (каналізаційна мережа), яка несе всі нечистоти в озера Кирилівське, Йорданське, Опечень (Луг). Відповідні дренажі, які прокладені під вулицею О. Архипенка, Оболонським проспектом, частково пролягають під проспектом Героїв Сталінграду, вулицями Богатирською, Йорданською, З. Гайдай, Героїв Дніпра, Малиновського та Тимошенка. Вони збирають талу, дощову та забруднену воду. Особливо небезпечний рівень забруднення підвищують самотпливні мережі навесні та під час сильних злив влітку. Часто створюються стихійні звалища сміття. У деяких місцях річка захаращена, зокрема, гілками та стовбурами дерев (оз. Луг та Пташине). Значний рівень біогенного забруднення створюють стихійні кладовища домашніх тварин (уздовж Йорданського озера, берегів р. Сирець та оз. Кирилівського).

У прилеглих до озер урочищах відсутні гідрологічні пости для моніторингу стану довкілля (створи спостереження за забрудненням води). Стан атмосферного повітря моніторить одна станція-пост атмосферного контролю, що знаходиться за адресою: проспект Оболонський, 14 (ПСЗ № 17). За останніми

даними спостережень, відсоток забруднення повітря урочищ формальдегідами становить 20%, бензапіреном – 45%, оксидом вуглецю – 5%, діоксиду азоту – 25% та фенолу – 5%, і ці показники неуклібно підвищуються щороку з незначними сезонними коливаннями [5].

Не краща ситуація із забрудненням ґрунтів акваторії важкими металами. Забруднення ртуттю басейну ріки має підвищений вміст у районі озер Редчене, Опечень (Луг) та Пташине. Вміст Hg коливається від 0,05 до 0,1 мг/кг(л). Частково забруднена ртуттю відкрита долина почайнинського колектору в районі Почайнинської промзони. Плями забруднення свинцем виявляються в акваторії озер Пташиного та Опечень (Луг) (60–100 мг/кг(л)) та в районі оз. Вовкувате (130–160 мг/кг(л)). Таким чином, сумарне забруднення басейну каскаду та навколишніх урочищ – середнє з епіцентрами небезпечних рівнів у таких локаціях: Притика-Почайна-Вовкувата (Cu-40 – Sn-20 – Ag-10 – Pb-6 – Zn-5 – Hg-3), Кирилівське-Опечень (Луг) (Sn-25 – Cu-20 – Zn-10 – Pb-4 – Hg-3).

Є й небезпечні показники: радіоактивне забруднення Cs-137 визначається дискретними плямами з рівнем 0,5–1,0 Кі/км². До забруднених Cs-137 належать озера: Редчене (частково), Опечень (частково), Андріївське та Кирилівське. Але його концентрація щороку значно знижується до безпечних показників [1].

Іншою, не менш важливою геоекологічною проблемою Опечені, на думку науковця В.Є. Філіповича (ДУ «Науковий центр аерокосмічних досліджень Землі ІГН НАН України», Київ, Україна), є підтоплення ґрунтовими водами і просідання ґрунтів, викликане тим, що палеорусло р. Почайна законсервоване під пластами намівного піску і патогенно впливає внаслідок ліквідації природного стоку ґрунтових вод, т.зв. дренів. Також виявлено, що не все історичне русло р. Почайни залишилося в межах сучасних озер Опечень. Частина русла, разом із повноводними старицями, знаходиться під намівними ґрунтами житлового масиву. Все це провокує підняття природних ґрунтових вод по всій площі масиву Оболонь.

Цей процес також провокується побудовою висотних будинків із заглибленими фундаментами та підземними паркінгами в поймах палеорусел, що може викликати періодичне підтоплення підвалів [15], наслідком чого є деформації несучих інженерних конструкцій будинків та постійні аварії на тепломережах.

У кінці 1980-х р., на півночі Оболоні була спроба осушення оз. Білого (Центрального) (рис. 1), наслідком якого стало підняття ґрунтових вод і затоплення підвалів у найближчих шістнадцятиповерхівках. Процес осушення водойми тоді був призупинений і після обстеження гідргеоекологічних умов заборонений. Нині навколо озера побудована екозона.

Відповідні осередки підтоплення житлового масиву проявляються на матеріалах теплового космічного зондування Оболоні.

Підвищена задуха на території району влітку викликана заміною природного ґрунтового покриву, забудованими і заасфальтованими територіями, що практично виключила з водного балансу випаровування з поверхні ґрунту [15], внаслідок чого в теплий період року мешканці Оболоні відчують запах гару в повітрі, який спровокований автомобільним смогом, що не розсіюється, а зависає над житловим масивом, формуючи антропогенну духоту (т.зв. метеорологічний ефект «нульової» розу вітрів).

Таким чином, басейн каскаду озер Опечень має значні і визначені нами еколого-географічні, гідргеоекологічні, біотичні та абіотичні проблеми та небезпеки, які потребують вирішення різними шляхами рекультивації та ревіталізації території.

Головні висновки. Окремої природної гідроекосистеми під назвою «ріка Почайна» не існує. Функціонує лише дренажний водоскидний канал із каскаду озер, що забезпечує гідравлічну стабільність рівнів природних та промислових вод Оболонського району. Відсутній гідрорежим, притаманний річкам.

Повернення гідронімії Почайної (Почайнинського каналу – лише так можна іменувати т.зв. «русло») на план м. Києва в контексті повернення природно-гідронімічної спадщини вважаємо позитивним, але лише як історичної пам'яті.

Довкілля каскаду озер Опечень та Почайнинський канал із навколишніми урочищами визначається буферністю і концентрацією зелених насаджень загального користування та наявністю потенційних об'єктів природно-заповідного фонду.

Головними причинами потенційних надзвичайних ситуацій є затоплення, що пов'язані зі штучним рельєфом Оболоні і порушенням природної фільтрації ливневих вод внаслідок щільної антропогенної забудови. Основний внесок у розвиток ділянок підтоплення роблять баражі на шляхах ґрунтових вод похованої гідромережі. Тому необхідно зміцнювати підземні комунікації, підвальні приміщення та фундаменти житлових будинків.

Перспективи використання результатів дослідження. На відміну від патогенних природних факторів, що заважають поки, на нашу думку, створенню паркової території «Літописна Почайна», у майбутньому є можливість перетворення урочищ на респектабельний столичний історико-культурний та екологічний публічний простір із визначними об'єктами сакрально-культової архітектури, як-от каплиця та церква Ікони Божої Матері «Неопалима купина», Хрест Симона Петлюри на березі Кирилівського озера, Покровський собор із внутрішньою каплицею на честь Покрови Божої Матері на березі оз. Редчене, історико-сакральні му-

рали уздовж Почайнинського каналу, знак «Почайна», пам'ятниками-скульптурами неподалік озера Богатирського (Андріївського, Пожежного), як-от Героям-рятівникам, пожежникам із чашею «Вічного вогню», стела Героям Чорнобиля (площа Телятникова), алея дерев, висаджених зірками українського шоубізу, та музей пожежної техніки, що стане окремим напрямом дослідження – еколого-рекреаційне безпекове киевознавство.

Лише після повної еколого-хімічної, геоботанічної і радіоекологічної дезактивації і рекультивації можна влаштовувати парк культури та відпочинку та інстальовувати інші екологічні та рекреаційно-релаксаційні зони. Поряд із цим небезпечні вищепераховані фактори довкілля акваторій озер, колекторів, каналу та навколишніх урочищ дещо знижують еколого-рекреаційний та екскурсійно-красназничий потенціал відповідної історичної місцевості.

Література

1. Екологічний атлас Києва / кер. проекту Сидоренко О.А., ред.-уклад. Приходько В.Ф.; Київська міська рада, Управління охорони навколишнього природного середовища виконавчого органу Київради (Київської міської державної адміністрації) [Текст]. К.: Агенство «Інтермедія», 2006. 60 с.
2. Вортман Д.Я. Північно-західні околиці Києва у середині XVIII ст. на картах монастирських володінь. Вісник геодезії та картографії: наук.-техн. та вироб. журн. 2015. № 4. С. 38–43.
3. Моріна, А. Легендарні озера. Оболонський вісник. 2017. Червень. С. 3–4.
4. Про створення парку культури і відпочинку «Парк Почайна» на земельній ділянці орієнтовною площею 10,10 га, що розташована вздовж річки Почайна до затоки Вовковата між проспектом Степана Бандери та вулицею Електриків в Оболонському районі м. Києва: Рішення Київської міської ради III сесії VIII скликання № 838/1842 від 10.02.2017 р. URL: http://kmr.ligazakon.ua/SITE2/1_docki2.nsf/alldocWWW/484C42EE87B11F9EC22580D1006E07C2?OpenDocument
5. Шевченко Р.Ю. Екологія довкілля ріки Почайна та прилеглих урочищ міста Києва. Моя Оболонь: портал, посвящений Оболонському району г. Києва. URL: <http://my-obolon.kiev.ua/stati/ekolog%D1%96ya-dovk%D1%96llya-r%D1%96ki-pochajna-ta-prileglix-urochishh-m%D1%96sta-ki%D1%94va.html>.
6. Київ – найбрудніше місто Європи. URL: <http://fakty.ictv.ua/ua/ukraine/suspilstvo/20120114-1439255/>.
7. Бюветні комплекси м. Києва. URL: <https://vodokanal.kiev.ua/ua/buvets>.
8. Нові назви на карті Києва: Почайна повертається. URL: <https://ua.112.ua/statji/novi-nazvy-na-karti-kyieva-pochaina-povertaietsia-391512.html>.
9. Вікіпедія. Озера Опечень. URL: <https://uk.wikipedia.org/>.
10. Схема пассажирского транспорта Киева 1991 год (масштаб 1:37 000). URL: http://photo.kievjournal.com/images/gallery/megasize/kiemaptrans1991-side_A.jpg.
11. Вишневський, В. І. Малі річки Києва: монографія. К.: «Інтерпрес ЛТД», 2007. 28 с.
12. Борьба за Почайну: как активисты вернули на карты Киева летописную реку. URL: <https://styler.rbc.ua/rus/zhizn/missiya-ostatsya-zhivyyh-letopisnaya-reka-1465375800.html>.
13. Шарлемань М. Збережемо Почайну! / М. Шарлемань, П. Доліщінський. Вечірній Київ. К., 1967.
14. Чудо І. Карта геопатогенних зон Києва. URL: <http://www.bio-lavka.kiev.ua/fons/kiiev2a.jpg>.
15. Філіпович В.Є. Використання космічної інформації для прогнозу розвитку небезпечних геологічних процесів (підтоплення та затоплення) на прикладі окремих районів м. Києва. Український журнал дистанційного зондування Землі. 2015. № 7. С. 58–63.

ЗАХИСТ СКЛОМАТЕРІАЛІВ ВІД БІОКОРОЗІЇ ЯК ФАКТОР ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Саввова О.В.¹, Бабіч О.В.¹, Зінченко І.В.¹,
Топчий В.Л.², Цитлішвілі К.О.¹

Науково-дослідна установа

¹«Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»

вул. Бакуліна, 6, 61166, м. Харків

savvova_oksana@ukr.net

lenysjababich@ukr.net

iz5454@mail.ru

soroka.soroka2@gmail.com

Національний технічний університет

²«Харківський політехнічний інститут»

вул. Кирпичева 2, 61002, м. Харків

t_v_l2010@ukr.net

Визначено необхідність захисту від біокорозії об'єктів життєдіяльності людини в аспекті захисту навколишнього середовища від забруднень. Проаналізовано комплексний підхід до вирішення проблеми біологічних пошкоджень силікатних матеріалів у процесі їх експлуатації. Визначено особливості біокорозії скломатеріалів та способи їх захисту від біоуражень мікроорганізмами. Встановлено токсичну дію плівок на основі оксидів цинку та стануму на поверхні скломатеріалів на мікроорганізми *Asp. Niger*. Оцінка біостійкості композиційних матеріалів дала змогу встановити їх стійкість до руйнування мікроорганізмами. Встановлена перспективність застосування розроблених скломатеріалів для зниження техногенного навантаження на екосистему.

Защита стекломатериалов от биокоррозии как фактор экологической безопасности. Саввова О.В., Бабич Е.В., Зинченко И.В., Топчий В.Л., Цитлишвили Е.А. Определена необходимость защиты от биокоррозии объектов жизнедеятельности человека в аспекте защиты окружающей среды от загрязнений. Проанализирован комплексный подход к решению проблемы биологических повреждений силикатных материалов в процессе их эксплуатации. Определены особенности биокоррозии стекломатериалов и способы их защиты от биозагрязнений микроорганизмами. Установлено токсическое действие пленок на основе оксидов цинка и олова на поверхности стекломатериалов на микроорганизмы *Asp. Niger*. Оценка биостойкости композиционных материалов позволила установить их устойчивость к разрушению микроорганизмами. Установлена перспективность применения разработанных стекломатериалов для снижения техногенной нагрузки на экосистему.

Protection of glassmaterials from biocorrosia as a factor of environmental safety. Savvova O.V., Babich O.V., Zinchenko I.V., Topchyi V.L., Tsytlshvili K.O. The necessity of protection against biocorrosity of human life objects in the aspect of environmental protection from pollution is determined. The complex approach to solving the problem of biological damage of silicate materials in the process of their exploitation is analyzed.

Specifics of biocorrosion of glass materials and methods of their protection against biocontamination by microorganisms are determined. Are established the toxic effect of films on the zinc and tin oxides basis on the surface of glass materials to the microorganisms *Asp. Niger*. Evaluation of the biostability of composite materials allowed to establish their resistance to biodestruction. Are established the prospects of using the developed glass materials to reduce the technogenic load on the ecosystem.

Постановка проблеми. Нині наростання техногенного впливу призводить до трансформації природних екосистем, яка сприяє активізації забруднення навколишнього середовища і зміни механізму дії організмів в екосистемі. В аспекті вказаної проблеми особливе місце посідає інтенсифікація дії організмів-деструкторів, які ушкоджують матеріали шляхом біологічної корозії. Заселення і розвиток бактерій, грибів становить серйозну небезпеку як безпосередньо для конструкцій будівель і обладнання, так і загалом для навколишнього середовища.

Поняття про необхідність і достатність протикорозійного захисту матеріалів мають корегуватися з урахуванням забезпечення екологічної безпеки. Корозійні пошкодження часто виявляються причиною великомасштабних забруднень навколишнього середовища. З іншого боку, на швидкість корозійних процесів впливає екологія та клімат. Лідерами техногенних небезпек є нафтовидобуток, транспорт нафтопродуктів, нафтохімічна і хімічна промисловості. Варто зазначити, що небезпека і інтенсивність біокорозії і забруднень різних будівель та споруд неухильно зростає, насамперед, для міст, у межах

яких знаходяться великі промислові підприємства. Вона ускладнюється зневагою до екологічних норм при будівництві будівель і споруд, невиконанням норм при їх експлуатації, а також середовищем, в якому вони експлуатуються [1].

Підходи до вирішення комплексної проблеми біологічних пошкоджень мають базуватися на загальних законах біології і хімії, матеріалознавчих і природознавчих дисциплін. Вибір раціональних способів захисту від біокорозії має проводитися з урахуванням екології організмів-деструкторів, фізико-хімічних властивостей матеріалів і умов експлуатації споруд, питань природовикористання та необхідності захисту навколишнього середовища від забруднень [2].

Розроблений М. Халлом і Д. Боуменом [3] комплекс заходів захисту матеріалів від біокорозії, який спрямовано на підвищення якості середовища існування людини, передбачає: створення композиційних матеріалів із фотокаталітичними покриттями, розробку технологій виділення біоцидної складової частини, яка містить сполуки важких металів, із твердих відходів окремих виробництв, розробку технологій включення біоцидів до складу композиційних матеріалів, біологічний контроль якості на всіх етапах розробки технологій.

Найчастіше біокорозії підлягають силікатні матеріали на основі тугоплавких неметалевих і силікатних матеріалів. На силікатних матеріалах, що містять мінеральні компоненти, здатні розмножуватися мікроорганізми, які продукують окислювальні ферменти – пероксидазу і каталазу, глюкозооксидазу і поліфенолоксидазу [4]. Біопшкодження силікатних матеріалів і конструкцій є одним з основних факторів, що визначають швидкість зносу будівель, інших інженерних споруд і спеціальної техніки, нині належить до числа серйозних проблем, які здатні негативно вплинути на безпечність та ефективність експлуатації об'єктів. При цьому можуть вивільнятися шкідливі речовини: іони металів, селеніди, фториди. Значні ризики для навколишнього середовища має використання наноматеріалів. Так, зі зменшенням розмірів частинок питома площа поверхні зростає, в результаті чого збільшується частка поверхневих атомів або молекул. Такі атоми чи молекули можуть бути хімічно або біологічно активними і значно посилити ефекти, що негативно впливають на здоров'я [4]. Поряд із руйнуванням структури матеріалів розмноження грибів та водоростей на їх поверхні сприяє розвитку та поширенню небезпечних вірусів і бактерій.

Біокорозія силікатних матеріалів різного складу та структури має свої особливості. Так будівельні силікатні матеріали з розвиненою поруватою структурою найбільш схильні до біокорозії. Силікатні стекла, які мають нульову пористість, характеризуються достатньо високою хімічною стійкістю до мінеральних і органічних кислот та їх солей та підлягають незначному біоруйнуванню завдяки високій

структурній міцності. Тому серед силікатних матеріалів скломатеріали відрізняються особливостями включення біоцидних компонентів до їх складу та ефективністю їх дії, зважаючи на високий ступінь зв'язаності кремнекисневого каркасу стекл. Тому важливим екологічним аспектом захисту від біокорозії скломатеріалів є встановлення особливостей їх стійкості до біоагентів.

Особливості біокорозії скломатеріалів та способи їх захисту від біоуражень мікроорганізмами

В умовах негативного атмосферного впливу (кислотні опади, руйнування озонового шару та ін.) скломатеріали підлягають біокорозії та втрачають свої експлуатаційні властивості, такі як блиск, світлопрозорість та механічна міцність. В основній проблемі ушкодження скломатеріалів мікроорганізмами важливе місце займає біокорозія оптичних стекл для лінз біноклів, фотоапаратів, мікроскопів та ін., яка відбувається не лише в умовах вологого тропічного клімату, а й помірного клімату [5].

Загалом для скломатеріалів спостерігається протіканням біокорозії шляхом асиміляційної біодеградації завдяки вмісту в їх складі елементів С, Н, Р, О, S, які необхідні для живлення біоагентів [6]. Із метою зниження інтенсивності біодеградації силікатних скломатеріалів до їх складу вводять компоненти, які підвищують хімічну стійкість: оксиди алюмінію, бору, цинку титану або літію. Одним з ефективних методів підвищення структурної міцності є направлена кристалізація кристалічних фаз у структурі матеріалів. У результаті протікання вказаного процесу формується зміцнена тонкодисперсна об'ємноакристалізована (ситалізована) структура. При цьому важливим аспектом забезпечення високої стійкості до дії органічних кислот є наявність у складі матеріалу хімічностійких кристалічних фаз (кордієрит, анортит, сподумен, дисилікат літію та ін.) [7].

Забезпечення захисту від біокорозії скломатеріалів може бути реалізовано двома шляхами: введенням до складу скломатеріалів оксидів або солей важких металів або нанесенням плівок на основі важких металів на поверхню стекл.

При одержанні біоцидних стекл широкого застосування набули катіони металів, які за зростанням інгібуючого ефекту розміщуються у наступному порядку: $Ag^+ > Hg^{2+} > Cd^{2+} > Cu^{2+} > Au^{3+} > Ni^{2+} > Zn^{2+}$. Окрім вищезазначених іонів, при одержанні скломатеріалів, що інгібують ріст мікроорганізмів, можуть бути використані іони літію, магнію, стануму, феруму, кобальту, церію та молібдену [8]. Відомо, що максимальною стійкістю до ураження цвілими грибами характеризуються стекла, які вміщували такі олігодинамічні оксиди, мас. %: $Ag_2O - 0,25$; $CuO - 2,0$; $CdO \leq 8,0$; $As_2O_3 - 0,9$; $TiO_2 - 3,0$; $ZnO \leq 17,0$; $PbO - 8,5$ [9].

Нині найпоширенішим методом забезпечення біоцидних властивостей стекл є нанесення на їх

поверхню плівок. Так, відомі антибактеріальні стекла *Glaverbel* виробництва *AGC Flat Glass Europe*, антимікробна дія яких заснована на бактерицидних властивостях плівок на основі аргентуму [10], TiO_2 , $\text{AgO} - \text{TiO}_2$ [11] та Cu/SiO_2 [12].

Для склопокриттів по металах, які контактують із водою (водонагрівачі, труби для транспортування води) проблема швидкого розмноження бактерій та появи плісняви пов'язана із застоєм води. Вченими Інституту силікатів м. Фраунховер (Німеччина) вивчено характеристики аргентумвмісних матеріалів та їх вплив на розвиток біоплівки [13]. Встановлено, що для досягнення інгібуючої дії склопокриттів до мікроорганізмів необхідне забезпечення рівномірного розподілу іонів аргентуму, особливо в приповерхневому шарі, що досягається завдяки введенню нанопорошків *Fraunhofer IFAM*. Компаніями *Eisenwerke Düker GmbH and CoKG* (Німеччина) [Raether F.] *RIESS* (Італія) [14], *BAT «Кіровський завод» (РФ)* [15] підтверджено ефективність використання аргентуму для пригнічення життєдіяльності мікроорганізмів при одержанні емальованої продукції.

Втім, дослідження впливу аргентуму на живі організми вказують на наявність для нього кумулятивного ефекту, який полягає в ускладненому виведенні цього елемента з організму навіть у невеликих концентраціях. Крім цього, аргентум виявляє вибірково активність щодо збудників різних захворювань [16]. У зв'язку з цим необхідним є пошук альтернативних денатуруючих агентів, які характеризуються високою бактерицидною та фунгіцидною активністю щодо широкого спектру патогенних мікроорганізмів та не викликають побічної негативної дії на живі організми.

Вітчизняними науковцями [17] створено комплексну методику оцінки структури, фізико-хімічних властивостей і експлуатаційних характеристик та ефективності біоцидної дії композиційних склопокриттів на основі силікофосфатної скломатриці на наповнювачів – солей катіонів важких металів та механізм їх біоцидної дії.

Встановлено, що фунгіцидний ефект щодо грибів *A.Niger* та *C.Albicans* склопокриттів становить 85÷95% впродовж 14 діб і реалізується завдяки синергетичній дії кристалічних фаз $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ і Zn_2TiO_4 в їх структурі. Це дає змогу вважати розроблені склопокрита матеріалами з пролонгованою дією щодо грибів та стійкістю до органічних кислот як продуктів життєдіяльності мікроорганізмів. Варто підкреслити, що введення сполук цинку до складу розроблених склопокриттів дало б змогу забезпечити такі ж або вищі біоцидні властивості щодо грибів, як і при введенні AgNO_3 [16]. Однак використання титанату цинку як наповнювача при отриманні прозорих скломатеріалів є неефективним, оскільки може призвести до втрати їх світлопроникності. Вирішенням вказаної проблеми може бути

використання плівок на основі оксидів стануму та цинку, які також широко використовуються як струмопровідні, хімічно- та механічно стійкі покриття при отриманні скляних виробів [18]. Розроблені наукові засади та технологія одержання біоцидних композиційних склопокриттів для захисту сталевих панелей із забезпеченням високої біоцидної дії щодо патогенних мікроорганізмів дають змогу обґрунтувати вибір ефективних способів захисту прозорих скломатеріалів від біокорозії з урахування екологічного аспекту їх використання. Так, ефективність використання оксидів цинку та олова як бактерицидних наповнювачів у складі склоемалевих покриттів, за виключенням їх токсичного впливу на організм людини, яка підтверджена авторами [19], дає змогу припустити перспективність їх використання при отриманні прозорих скломатеріалів стійких до біокорозії.

Встановлення ефективності захисту склокристалічних матеріалів від біокорозії в аспекті підвищення рівня екологічної безпеки і є метою роботи.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Токсичність дослідних матеріалів оцінювали за зміною дегідрогеназної активності (ДГА) біотестової культури (далі біотест) *Asp. Niger* як найбільш поширеної при фунгіцидному зараженні об'єктів життєдіяльності людини.

Метод ДГА заснований на контролі активності роботи ферментативної системи біотестів при їх контакті з дослідними матеріалами. Контроль активності ферментативної системи мікроорганізмів проводили за визначенням дегідрогеназ – групи окисно-відновних ферментів, що локалізуються у мітохондріях цитоплазми клітин і характеризуються високою чутливістю до дії токсинів, у присутності яких їх активність знижується. Визначення ДГА біотестів ґрунтується на здатності дегідрогеназ відновлюватися шляхом дегідрування субстрату безбарвного трифенілтетразолійхлориду (ТТХ) до формазану (трифенілформазану), що має темно-червоний колір. Кількість утвореного формазану (показник інтенсивності забарвлення) є пропорційною активності дегідрогена: чим більше ферменту дегідрогенази, тим інтенсивніший червоний колір дослідної проби. Кількість відновлених дегідрогеназ мікроорганізмів ТТХ визначали за оптичною щільністю розчину за допомогою колориметрування, а показник ДГА розраховували за калібрувальною кривою.

З метою виконання вимірювань використовували реактиви:

- 1) розчин солі тетразолію (ТТХ) 0,05 мас.%;
- 2) розчин пептону 0,5 мас. %;
- 3) розчин формазану (для побудови калібрувальної кривої).

Вимірюючи оптичну щільність розчинів на фотоелектроколориметрі (КФК-2), будували калібрувальну криву залежності оптичної щільності від концентрації формазану, мг/л.

Концентрацію формазану розраховували за формулою:

$$C_x = (41,224 \cdot D + 0,0362) \cdot 25 / V_{\text{пр}},$$

де C_x – концентрація формазану, мг/л; D – оптична щільність; $V_{\text{пр}}$ – об'єм проби, мл.

Загальну ДГА (мг / л) розраховували за формулою:

$$\text{ДГА} = C \cdot P,$$

де C_x – концентрація формазану, мг/л; P – розведення (приймається $P = 1$).

У живильне середовище – м'ясо-пептонний бульйон (МПБ) поміщували біотести та дослідні зразки матеріалів. Підготовлені пробірки встановлювали в термостат на інкубацію при $37 \pm 1^\circ\text{C}$. Для порівняння, за тих самих умов інкубували пробірки з чистими біотестами в МПБ (без контакту зі зразками) – контрольні проби. Для чистоти експерименту інкубували пробірки з МПБ і зразками (без додавання біотестів), які використовували як еталонні проби. Через 24 години експозиції визначали життєздатність біотестів за їх ДГА, як у контрольних, так і в дослідних пробах. Для експерименту готували суспензію біотестів із концентрацією $C_{\text{вих}} = 10^4 - 10^5$ кл/мл.

Оцінку біостійкості матеріалів, яка виражається як ступінь обростання мікроскопічними грибами та виражається в балах, проводили згідно із ГОСТ 9.048-89.

Хімічну стійкість матеріалів визначали згідно із ГОСТ 10134.1-2017, допустимі концентрації міграції (ДКМ) іонів металів згідно з діючими методиками (МВВ № 081/12-0413-07, СЭВ «Унифицированные методы исследования качества вод») відповідно до ДСанПіН 42-123-4240.

Плівки оксидів цинку та стануму були отримані методом магнетронного напылення «мішені» на основі вказаних оксидів при постійному струмі в середовищі аргону і кисню. Плівки напыляли на підкладку із прозорого склокристалічного матеріалу, який був попередньо очищений хімічним способом.

Експериментальна частина

В основу створення склокристалічних матеріалів стійких до біокорозії покладена ідея поєднання поліфункціональності склокристалічних матеріалів

(ситалів) та плівок із фунгіцидною дією катіонів важких металів.

Із метою отримання ситалів стійких до біокорозії як олігодинамічні компоненти нами були вибрані катіони Zn^{2+} і Sn^{4+} , які проявляють токсичну дію щодо патогенних мікроорганізмів у концентраціях, що не перевищують допустимих кількостей міграції (ДМК) для людини і навколишнього середовища.

Як основу було обрано прозорий ситал із маркуванням СЛ-12 на основі літійсилікатного скла, який отримано в умовах низькотемпературної короткотривалої термічної обробки. Розроблений ситал із вмістом кристалічної фази дисилікату літію характеризується високими механічними властивостями, світлопроникністю та хімічною стійкістю.

На поверхню ситалів були нанесені прозорі плівки на основі оксидів стануму та цинку та отримано композиційні скломатеріали з маркуванням СЛ-12Sn та СЛ-12Zn.

Виклад основного матеріалу. Дослідження токсичного впливу плівок на поверхні прозорого ситалу на біотести дали змогу встановити наведене нижче.

Після інкубування впродовж 1 та 5 діб дослідні композиційні скломатеріали характеризуються біоцидними властивостями щодо мікроскопічних грибів *Asp. Niger* (табл.).

Дослідження фунгіцидних властивостей дослідних матеріалів показало, що вони стримують ріст мікроскопічних грибів *Asp. Niger*. При цьому найбільший вплив, який виражено в затримці росту і розвитку мікроскопічних грибів, визначається при контакті з матеріалом СЛ-12Zn завдяки інтенсивному пригнобленню активності ферментативного апарату мікроорганізмів. Впродовж 1 доби показник ДГА суспензії біотестів із матеріалом СЛ-12Zn знижується в 3,4 раза при порівнянні з початком культивування (0 годин) і впродовж наступних 5 діб не змінюється. У контрольному варіанті за цей період показник ДГА мікроскопічних грибів збільшується удвічі (табл. 1).

Показник ДГА мікроскопічних грибів *Asp. niger* при взаємодії з матеріалом СЛ-12Sn не змінюється при порівнянні з початком культивування упродовж

Таблиця 1

Оцінка зміни дегідрогеназної активності суспензії біотестів у присутності дослідних зразків та без них (контроль)

Дослідні зразки	Оптична щільність			ДГА, мг формазану в 1 см ³ суспензії біотестів		
	Тривалість витримки, діб			Тривалість витримки, діб		
	0	1	5	0	1	5
Біотест <i>Asp. Niger</i>						
СЛ-12Sn	0,07	0,07	0,07	2,922	2,922	2,922
СЛ-12Zn	0,07	0,02	0,02	2,922	0,861	0,861
<i>Asp. Niger</i> (контроль)	0,07	0,09	0,14	2,922	3,747	5,807

наступних 1 та 5 діб випробування, що свідчить про прояв матеріалом фунгістатичного ефекту.

У результаті взаємодії з суспензією біотесту *Asp. Niger* на поверхні покриття СЛ-12Zn при огляді під мікроскопом ріст пліснявих грибів не спостерігається (0 балів); на поверхні покриття СЛ-12 Sn спостерігаються спори, які проросли, та незначно розвинутий міцелій у вигляді гіф, які не розгалужені (1 бал).

З урахуванням необхідності захисту навколишнього середовища від забруднень металами було визначено їх ДКМ іонів металів, який знаходиться на екологічно безпечному рівні.

Отже, нанесення на поверхню прозорих ситалів плівок на основі оксидів цинку або стануму дасть змогу значно знизити швидкість протікання процесу

мікробіологічної корозії на поверхні скломатеріалів як важливого фактору екологічної небезпеки.

Головні висновки. Проаналізовано токсичну дію плівок на основі оксидів цинку та стануму на *Asp. Niger*. Визначено, що нанесення на поверхню прозорих ситалів плівок на основі оксидів цинку або олова дасть змогу забезпечити їх фунгіцидний ефект із пролонгованою дією та стійкістю до корозії мікроскопічними грибами з урахуванням допустимих концентрацій міграції катіонів цинку та олова на екологічно безпечному рівні.

Впровадження розроблених скломатеріалів під час розробки спеціальної техніки дасть змогу суттєво підвищити рівень екологічної безпеки шляхом зниження техногенного навантаження на навколишнє середовище.

Література

1. Кузнецова Ю.Н. Экологические аспекты биокоррозии строительных силикатных материалов в условиях урбанизированных территорий. Молодой ученый. 2015. № 21. С. 56–57.
2. Методы исследования и оценки биоповреждений, вызываемых микроорганизмами: Учебно-методическое пособие / Н.С. Карамова, Г.В. Надеева, Т.В. Багаева. Казанский университет, 2014. 36 с.
3. Нанотехнологии и экология: риски, нормативно-правовое регулирование и управление / М. Халл, Д. Боумен; пер. с англ. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013. 344 с.
4. Токач Ю.Е., Рубанов Ю.К., Василенко М.И., Гончарова Е.Н. К решению вопроса о создании строительных композиционных материалов с высокой активной защитой от микробиологического воздействия Белгородский государственный технологический университет им. В.Г. Шухова / Проектная часть государственного задания по заданию № 14. 24.06.2014/К. С. 58.
5. Пехташева Е.Л. Биоповреждения и защита непродовольственных товаров / Под ред. А. Н. Неверова. М.: Мастерство, 2002. 224 с.
6. Беляков А.В. Коррозионная стойкость тугоплавких неметаллических и силикатных материалов. Москва: РХТУ им. Менделеева Д.И., 2008. 160 с.
7. Структура та властивості склокристалічних матеріалів: монографія / Л.Л. Брагіна, О.В. Савцова, О.В. Бабіч, Ю.О. Соболев. Харків: ООО «Компанія СМІТ», 2016. 253 с.
8. Пат. 681406445 США. Antibacterial sol-gel coating solution, method for preparing antibacterial sol-gel coating solution, antibacterial articles, and method and equipments for preparing antibacterial articles / Wang Dexian, Lei, Zhenyu (США); № 10/243678; заявл. 01.05.2005; опубл. 10.14.2007. 3 с.
9. Безбородов М.А. Химическая устойчивость силикатных стекол. Минск: Наука и техника, 1972. С. 160–168.
10. Применение антибактериального стекла в борьбе с распространением больничных инфекций. Verre AGC Flat Glass Europe. Belgium: Glass Unlimited. 2007. № 5. С. 34–35.
11. Titania and silver–titania composite films on glass—potent antimicrobial coatings / K. Page, R.G. Palgrave, I.P. Parkin, M. Wilson, S.L.P. Savin and A.V. Chadwick. J. Mater. Chem. 2007. Vol. 17. P. 95–104.
12. Trapalis C.C. Study of antibacterial composite cu/sio2 thin coatings C.C. Trapalis, M. Kokkoris, G. Perdikakis and G. Kordas. Surface and Coatings Technology. 2003. Vol. 26. № 1–3. P. 1213–1218.
13. Raether F. Characterization of silver-modified materials for the development of biofilm-inhibiting surfaces. Antimicrobial enamels. Annual report Fraunhofer ISC. Fraunhofer: Fraunhofer-Institut für Silicatforschung ISC. 2005. P. 52–53.
14. Chopra I. The increasing use of silver-based products as antimicrobial agents: a useful development or a cause for concern. Journal of Antimicrobial Chemotherapy. Oxford: British Society for Antimicrobial Chemotherapy. 2007. № 59(4). P. 587–590.
15. Пат. 2207992 Российская Федерация, С 03 С 8/08. Состав стекловидной силикатной эмали / Соболев В.М., Смирнов М.Ю., Цыганков С.В., Козина Н.А., Малахова В.В.; Открытое акционерное общество «Кировский завод». № 2001124710; заявл. 07.09.2001; опубл. 10.07.2003. 4 с.
16. Грушко Я.М. Вредные неорганические соединения в промышленных сточных водах. Л.: Химия, 1979. 161 с.
17. Савцова О.В. Исследование биоцидных свойств стеклокристаллических покрытий на основе стекол системы $R_2O - RO - TiO_2 - P_2O_5 - R_2O_3 - SiO_2$ / О.В. Савцова, Л.Л. Брагіна. Стекло и керамика. 2012. № 1. С. 20–25.
18. Солинов В.Ф. Некоторые особенности современных защитных стекол. URL: http://www.secuteck.ru/articles2/broneavto/nekotorie_osobennosti/
19. Савцова О.В. Влияние оксидов цинка и олова на бактерицидные свойства стеклоэмалевых покрытий. Стекло и керамика. 2014. № 7. С. 37–40.

ЧУЖОРІДНІ ВИДИ РОСЛИН У СКЛАДІ ФІТОЦЕНОЗІВ МІСТА КАМ'ЯНСЬКОГО

Клименко Т.К.

Дніпровський державний технічний університет
вул. Дніпробудівська, 2, 51918, м. Кам'янське, Дніпропетровська область
kugeltat@gmail.com

Досліджено видове різноманіття чужорідної рослинності урбофітоценозів м. Кам'янського. Проведено таксономічний та біоморфологічний аналіз адвентивного компоненту. Проаналізовано біологічні особливості розмноження та життєвого циклу рослин-адвентів, шляхи їх інтродукції. Вивчено структуру адвентивної флори та визначено її особливості, зокрема вихідний ареал рослин-адвентів, час занесення та способи їх проникнення у вторинний ареал. Проаналізовано спектр рослин-чужинців за відношенням до багатства субстрату, режимів освітлення та зволоження та спектр ценоморф. *Ключові слова:* чужорідні рослини, адвентивні види, біологічні інвазії, урбофітоценози, урбоєкосистеми.

Чужеродные виды растений в составе фитоценозов города Каменского. Клименко Т.К. Исследовано видовое разнообразие чужеродной растительности урбофитоценозов г. Каменское. Проведен таксономический и биоморфологический анализ адвентивного компонента. Проанализированы биологические особенности размножения и жизненного цикла растений-адвентов, пути их интродукции. Изучена структура адвентивной флоры и выявлены ее особенности, в том числе исходный ареал, время заноса и способы проникновения во вторичный ареал. Проанализирован спектр чужеродных растений по отношению к богатству субстрата, режимов освещения и увлажнения, а также спектр ценоморф. *Ключевые слова:* чужеродные растения, адвентивные виды, биологические инвазии, урбофитоценозы, урбоэкосистемы.

Alien Plant Species in Phytocenosis of Kamianske. Klymenko T.K. The article is dedicated to research of alien species of urban phytocenosis in Kamianske city. Research is based on analysis of biological features of reproduction, life cycle, and ways of introduction of the alien plants. The structure of adventive flora and its features (as its initial area, period of introduction and ways of infiltration into secondary area) is studied. The spectre of alien plants is analysed due to richness of the soil, lightening and humidification and the spectre of cenomorfa. *Key words:* alien plants, alien species, biological invasions, urban phytocenosis, urban ecosystems.

Постановка проблеми. У процесі урбанізації відбуваються значні зміни у структурі фітоценозів. Природний фітоценотичний покрив руйнується і замінюється на культурні і рудеральні фітоценози [1]. Загалом у флористичному складі урбанізованих територій присутні представники автохтонної рослинності, адвентивні (заносні) види та інтродуценти (переважно у складі керованих рослинних угруповань) [2; 3].

Умови місцезростань на території міста значно відрізняються, тому неоднорідність рослинного покриву в різних районах міста – звичайне явище. Щільна забудова, «запечатанність» асфальтом, інтенсивні транспортні потоки, тобто ті чинники, які характеризують центральну частину міста, є найбільш значущими для формування урбофітоценозів цієї зони. Тут у числі видів-урбанofilів зустрічаються так звані «зламники асфальту» – специфічна група рослин, здатних пробивати асфальтове покриття (кульбаби, подорожники, пирій, осот, сходи тополі) [3].

Урбофітоценозам притаманна спрощена вертикальна будова: одноярусність газонних трав'яних угруповань [4], замість багоярусного травостою луків, відсутність підліску та підросту, а також підстилки в міських деревних насадженнях [5–7].

Антропогенний вплив призвів до суттєвих змін рослинного покриву м. Кам'янського. Ці зміни про-

являються в збідненні видового складу, заміні корінних рослинних угруповань похідними і синантропними, заміщенні стенотопних видів евриотопними, автохтонних – алохтонними. Спостерігається уніфікація рослинності, зменшується стабільність і продуктивність фітоценозів.

Флора міста є динамічною за видовим складом; на її динаміку впливають процеси розширення забудови, міський благоустрій, розвиток промисловості та транспорту. Однак основному ядру видів притаманна порівняна сталість. Це переважно синантропні види, які присутні в рослинності міст різних природних зон, так звані види-космополіти. Взагалі синантропізація міської рослинності розглядається як адаптація популяцій в урбоєкогенезі. Проявом синантропізації в міській рослинності є заміщення вузькопоширених видів космополітами, стенотопів – евриотопами, гігрофіти – ксерофітами. Загалом процес синантропізації призводить до загального збіднення та уніфікації флори міста [6; 8].

Антропофіти, які характеризуються більшою витривалістю до несприятливих факторів середовища, в урбоєкосистемах із високим рівнем антропогенних навантажень за чисельністю та щільністю значно переважають над апофітами. Саме антропофіти формують в урбоєкосистемах так звані рудероценози, які формуються спонтанною флорою. Рудероценози схожі з природними за певними озна-

ками – стабільністю та динамічністю, проте позбавлені ландшафтоформуєчих, захисних і естетичних якостей.

Наслідки розвитку промисловості та загальних процесів урбанізації в м. Кам'янському створюють сприятливі умови для біологічних інвазій чужорідних видів рослин, зокрема таких агресивних видів-оселенців, як *Ambrosia artemisiifolia* L., *Salsdago canadensis* L., *Cyclachaena xanthiifolia* (Nutt.) Fresen., *Erigeron canadensis* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Echinocystis lobata* (Michx.) Torr. et Gray, *Oenotera biennis* L., *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle та *Acer negundo* L., які поширені по всій території міста. Ефективний контроль інвазій чужорідних видів рослин обов'язково має включати моніторингові дослідження заносних видів, зокрема аналіз масштабів вторгнення та динаміку їх поширення в екосистемах. Чужорідна фракція флори міста потребує постійного контролю, саме тому ці дослідження є надзвичайно актуальними.

Об'єктом дослідження є адвентивний компонент спонтанної флори урбоекосистеми м. Кам'янського, предметом дослідження – біолого-екологічні особливості чужорідних видів рослин.

Методологічне або загальнонаукове значення. Ця робота містить матеріали польових досліджень, які проводилися протягом 2012–2017 рр. Флористичними обстеженнями було охоплено різні функціональні зони міста з урахуванням типу та інтенсивності антропогенних навантажень. Передусім вивчалася спонтанна рослинність порушених місцезростань та рекреаційних зон міста, але певна увага приділялася і газонній рослинності. Камеральна обробка матеріалів проводилася на базі кафедри екології та охорони навколишнього середовища Дніпровського державного технічного університету. Окрім того, було опрацьовано гербарну колекцію флори міста, яка була зібрана співробітниками кафедри і студентами. Проведено структурний аналіз адвентивного компоненту флори міста з використанням загальноприйнятих методик. Список

Таблиця 1

Спектр родин адвентивних рослин урбофітоценозів м. Дніпродзержинська

Родина	Кількість родів	Кількість видів	Частка від загальної кількості видів, %
<i>Aceraceae</i>	1	1	1,2
<i>Amaranthaceae</i>	1	3	3,6
<i>Apiaceae</i>	1	1	1,2
<i>Asclepiadaceae</i>	1	1	1,2
<i>Asteraceae</i>	19	26	31,0
<i>Balsaminaceae</i>	1	1	1,2
<i>Boraginaceae</i>	1	2	2,4
<i>Brassicaceae</i>	7	9	10,7
<i>Caryophyllaceae</i>	1	1	1,2
<i>Chenopodiaceae</i>	3	5	6,0
<i>Cucurbitaceae</i>	1	1	1,2
<i>Cuscutaceae</i>	1	1	1,2
<i>Euphorbiaceae</i>	1	1	1,2
<i>Elaeagnaceae</i>	1	2	2,4
<i>Fabaceae</i>	4	5	3,6
<i>Lamiaceae</i>	2	2	2,4
<i>Malvaceae</i>	2	3	3,6
<i>Oleaceae</i>	1	2	2,4
<i>Onagraceae</i>	1	1	1,2
<i>Oxalidaceae</i>	1	1	1,2
<i>Papaveraceae</i>	1	1	1,2
<i>Portulacaceae</i>	1	1	1,2
<i>Rosaceae</i>	1	1	1,2
<i>Salicaceae</i>	2	2	2,4
<i>Simarubaceae</i>	1	1	1,2
<i>Solanaceae</i>	3	3	3,6
<i>Vitaceae</i>	1	1	1,2
<i>Hydrocharitaceae</i>	1	1	1,2
<i>Poaceae</i>	5	6	7,2

рослин-адвентів формувалася з використанням робіт Протопопової із співавторами [9–10] та інших джерел [11–12].

Виклад основного матеріалу. На території міста було виявлено 84 види рослин-адвентів, які належать до 66 родів та 29 родин. Таксономічний аналіз дає змогу виявити ступінь схожості та відмінності адвентивного компоненту м. Кам'янське з таким компонентом в інших регіонах. Найбільш представленими є 5 родин – *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Chenopodiaceae*, *Fabaceae* та *Poaceae*, які разом об'єднують понад 60% визначених видів. 3 родини представлені трьома видами, 5 – двома, а інші 16 родин – лише одним видом (табл. 1). Найбільшим числом видів (по 3) представлені роди *Amaranthus*, *Artemisia* та *Xanthium*.

Біоморфічний аналіз адвентивного компоненту є важливою складовою частиною комплексного аналізу флори, оскільки ці дані дають певну інформацію про еколого-ценотичні та кліматичні умови району досліджень. Для адвентивних фракцій урбанофлор характерним є істотне переважання трав'янистих рослин над іншими біоморфами, в м. Кам'янське також більшість виявлених адвентів належить до цієї групи (рис. 1).

Переважають однорічних монокарпиків у спектрі життєвих форм (рис. 2) є типовим для антропогенно навантажених територій, до яких належить м. Дніпродзержинськ.

Тип вегетативної рухливості рослин дає змогу оцінити здатність виду до розширення життєвого простору і, відповідно, характеризує стійкість виду у фітоценозі. Більшість визначених адвентів (понад 85%) належить до групи вегетативно нерухомих рослин. Також переважають рослини, які запилюються комахами (62%), вагомою також є частка анемофілів – 29%. За типом дисемінації більшість рослин належить до таких груп діаспорохор: балістів, анемохорів та барохорів.

Хроноелементний аналіз дає змогу дослідити інтенсивність процесу адвентизації флори міста. Частка археофітів (видів, які були занесені до XVI ст.) серед виявлених адвентивних рослин становить 31%, тобто неофіти значно переважають за чисельністю (рис. 3). Серед неофітів кількість видів еуконофітів є дещо меншою за групу кенофітів.

Оскільки важко визначити спосіб занесення археофітів, характеристика адвентів за способом занесення дана лише для неофітів (табл. 2). Переважає частка ксенофітів, вона становить 52% від кількості адвентів-неофітів. Оскільки серед досліджуваних рослин дуже багато видів, які культивуються у цьому регіоні, частка ергазіофітів є досить вагомою, більшість із них поступово дичавіє і часто їх можна зустріти у спонтанних угрупованнях. Виявлено лише 4 види ксеноергазіофітів.

Досить цікавим є спектр вихідних ареалів адвентивних рослин міста. Як і в інших регіонах України,

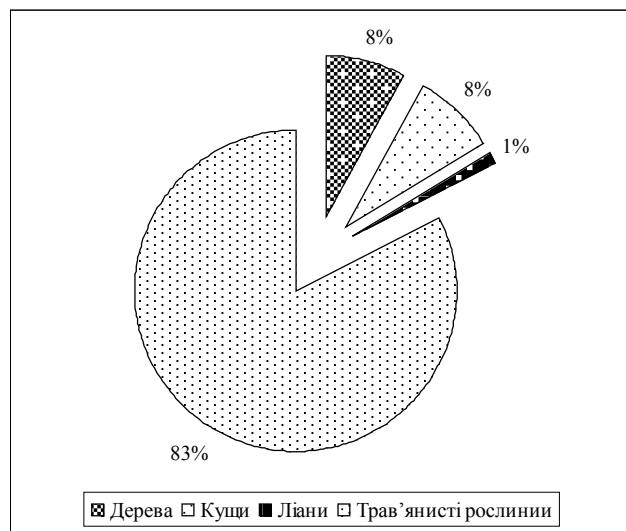


Рис. 1. Життєві форми адвентивних рослин м. Кам'янського

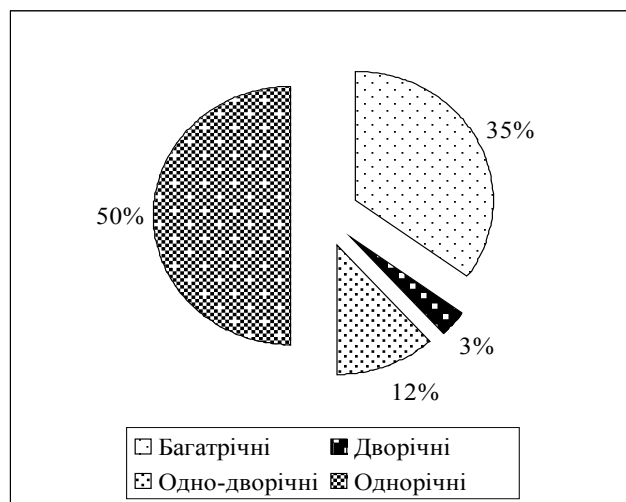


Рис. 2. Тривалість життєвого циклу адвентивних рослин м. Дніпродзержинська

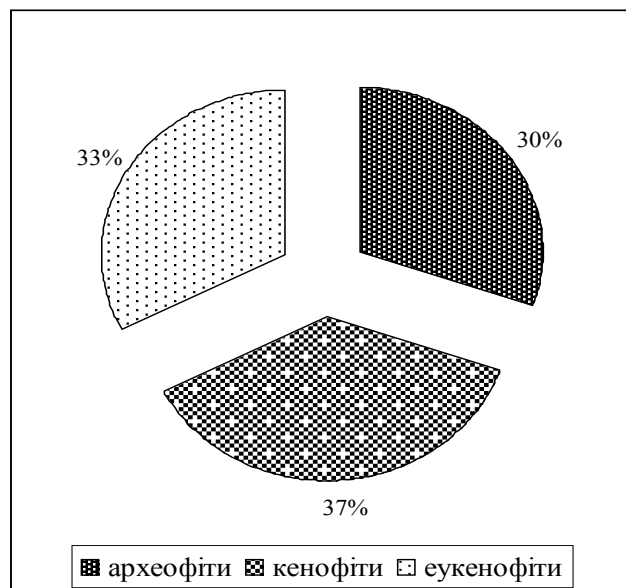


Рис. 3. Розподіл адвентивних видів за хроноелементом

Таблиця 2

Розподіл адвентивних видів-неофітів м. Кам'янського за способом проникнення

Група	Характеристика	Кількість видів	Частка від загальної кількості, %
Ксенофіти	Випадково занесені	33	52
Ксеноергазіофіти	Культивуються в інших регіонах і випадково занесені в цей регіон	4	6
Ергазіофіти	Введені в культуру в цьому регіоні	27	42

Таблиця 3

Спектр вихідних ареалів адвентивних рослин м. Кам'янського

Регіон походження	Кількість видів	Частка від загальної кількості, %
Північноамериканський	32	38,4
Середземноморський (в т.ч. східно-, західно- та північносередземноморський)	17	19,8
Середземноморсько-ірано-туранський	14	16,3
Ірано-туранський	6	7,0
Східноазіатський	4	4,7
Південноамериканський	4	4,7
Західноєвропейський	2	2,3
Центральноевропейський	2	2,3
Понтичний	1	1,2
Сибірський	1	1,2
Не визначений	2	2,3

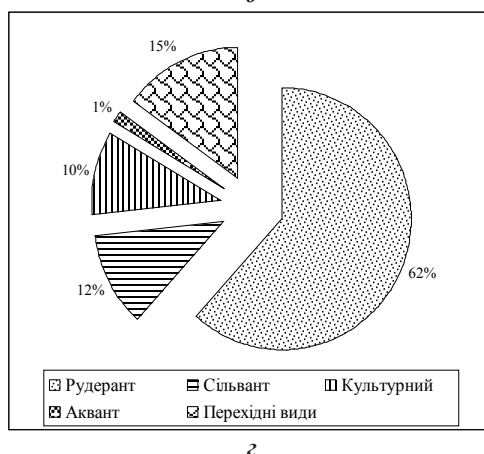
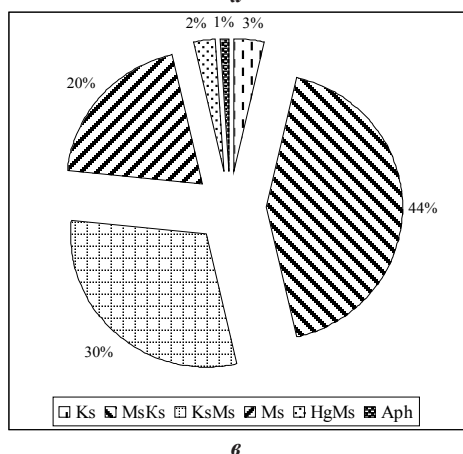
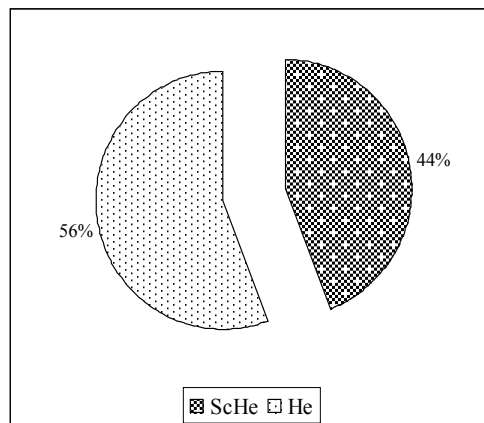
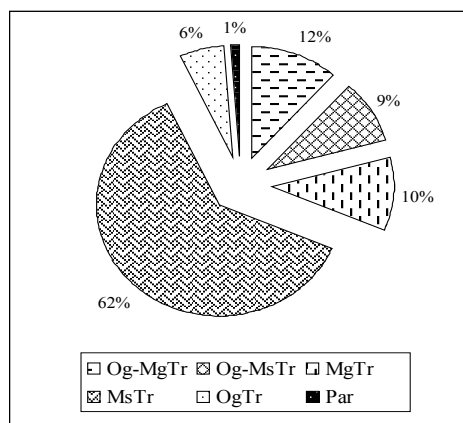


Рис. 4. Спектр адвентивних рослин за відношенням до багатства субстрату (а), освітлення (б), режиму зволоження (в) та спектр ценоморф (г)

першу позицію за чисельністю видів займає група північноамериканських рослин (табл. 3). Частка видів, які мають південне походження, становить понад 50%, що є, з одного боку, свідченням аридизації кліматичних умов, а з іншого – проявом загальної специфіки урбосередовища, де зазвичай спостерігається ксерофітизація рослинності.

Серед досліджуваних рослин найбільше спостерігалось видів, які є помірно вибагливими до багатства ґрунтів (рис. 4а). П'ята частина всіх видів характеризується більш-менш вираженою евритрофністю. Виявлено 4 види-кальцієфіли та один вид-паразит.

Всі виявлені адвенти є світлолюбними рослинами (рис. 4б). Спостерігається широке різноманіття адвентивних рослин за відношенням до вологозабезпечення – від посухостійких ксерофітів до водних рослин-гідрофітів (рис. 4в).

Найбільш вагомою еколого-ценотичною групою адвентивних рослин, як і очікувалося, є група рудерантів (рис. 4г). Високий рівень антропогенного навантаження у промислово розвиненому місті, а також забруднення міського середовища токсикантами створюють несприятливі умови для зональної аборигенної рослинності, що, своєю чергою, знижує тиск конкуренції для адвентивних бур'янів.

Головні висновки. Адвентивний компонент займає вагому частку у складі рослинності м. Кам'янське. Рослини-чужнці урбофитоценозів міста характеризуються різноманіттям за біоморфологічними та екологічними показниками. Оскільки процес синантропізації урбофитоценозів є явищем безперервним і його масштаби з часом тільки збільшуються, список адвентивних рослин є неостаточним і потребує подальшого доповнення та уточнення.

Література

1. Загрязнение воздуха и жизнь растений / Под ред. М. Трешю. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 501 с.
2. Кучерявий В.П. Урбоекологія. Львів: Світ, 1999. 360 с.
3. Горышина Т.К. Растение в городе. Л.: Изд-во Ленингр. ун-та, 1991. 152 с.
4. Марутяк С.Б. Особливості формування газонів в умовах Львівщини: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук. Львів, 2002. 17 с.
5. Кучерявий В.П. Озеленення населених місць. Львів: Світ, 2005. 456 с.
6. Хмелев К.Ф., Безруцкий М.А. Состояние и тенденции развития флоры антропогенно-трансформированных экосистем. Журнал общ. биологии. 2001. Т. 62. № 4. С. 339–351.
7. Ильминских Н.Г., Шмидт В.М. Специфика городской флоры и ее место в системе других флор. Тр. совещ. «Актуальные проблемы сравнительного изучения флор». СПб., 1994. С. 261–269.
8. Ильминских Н.Г. Особенности флорогенеза в условиях урбанизированной среды. Состояние и перспективы исследования флоры средней полосы европейской части России: мат. совещ. М., 1984. С. 56–57.
9. Протопопова В.В. Синантропна флора України и пути ее развития. Київ: Наук. думка, 1991. 204 с.
10. Протопопова В.В., Мосякін С.Л., Шевера М.В. Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє. Київ: Інститут ботаніки НАН України, 2002. 32 с.
11. Екофлора України / відпов. ред. Я.П. Дідух. Київ: Фітосоціоцентр, 2002, 2004, 2007. Т. II–III, V.
12. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської і Запорізької областей. Видання 2-е, доп. та вип. Дніпропетровськ: Ліра, 2012. 296 с.

ЕКОЛОГІЯ І ВИРОБНИЦТВО

УДК 504:3703;502;541;553

НАПРЯМИ ВДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ ДИСТАНЦІЙНО ПІЛОТОВАНИХ ЛІТАЛЬНИХ АПАРАТІВ

Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В.

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, 03035, м. Київ
dei2005@ukr.net

Розглядаються питання застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів у системі екологічного моніторингу. Пропонується здійснювати моніторинг навколишнього середовища за допомогою створення аналітично-інформаційної системи, яка виконує такі системні функції: спостереження за станом навколишнього середовища та за факторами, які впливають на окремі елементи навколишнього середовища з використанням аерокосмічних технологій; оцінку й аналіз фактичного стану всіх складників навколишнього середовища; прогнозування стану навколишнього середовища та оцінку цього стану, оцінку екологічних загроз і ризиків; забезпечення науково-інформаційної підтримки прийняття управлінських рішень. *Ключові слова:* аерокосмічні технології, дистанційно пілотовані літальні апарати, екологічна безпека, екологічні загрози, моніторинг навколишнього природного середовища, небезпечні відходи, система мобільного екологічного моніторингу.

Направления совершенствования системы экологического мониторинга с использованием дистанционно пилотируемых летательных аппаратов. Машков О.А., Мамчур Ю.В., Жукаускас С.В. Рассматриваются вопросы применения дистанционно пилотируемых летательных аппаратов в системе экологического мониторинга. Предлагается осуществлять мониторинг окружающей среды посредством создания аналитически-информационной системы, которая выполняет следующие системные функции: наблюдение за состоянием окружающей среды и за факторами, влияющими на отдельные элементы окружающей среды с использованием аэрокосмических технологий; оценку и анализ фактического состояния всех элементов окружающей среды; прогнозирование состояния окружающей среды и оценку этого состояния, оценку экологических угроз и рисков; обеспечение научно-информационной поддержки принятия управленческих решений. *Ключевые слова:* аэрокосмические технологии, дистанционно пилотируемые летательные аппараты, экологическая безопасность, экологические угрозы, мониторинг окружающей среды, опасные отходы, система мобильного экологического мониторинга.

Directions for improving the system of environmental monitoring using remotely piloted aircraft. Mashkov O., Mamchur Yu., Zhukauskas S. The problems of using remotely piloted aircraft in the system of environmental monitoring are considered. It is proposed to monitor the environment by creating an analytical information system that performs the following systemic functions: monitoring the state of the environment and factors that affect individual elements of the environment using aerospace technologies; assessment and analysis of the actual state of all elements of the environment; forecasting the state of the environment and assessing this state, assessing environmental threats and risks; providing scientific and information support for the adoption of managerial decisions. *Key words:* aerospace technologies, remotely piloted aircraft, environmental safety, environmental threats, environmental monitoring, hazardous wastes, mobile environmental monitoring system.

Постановка проблеми. Сьогодні порядок здійснення державного моніторингу навколишнього природного середовища визначається Кабінетом Міністрів України (Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» від 30 березня 1998 р. № 391). Відповідно до п. 4 цієї постанови моніторинг довкілля здійснюється відповідними центральними органами виконавчої влади, їх територіальними органами, а також підприємствами, установами та організаціями, що належать до сфери їх управління, які є суб'єктами системи моніторингу за загальнодержавною й

регіональними програмами реалізації відповідних природоохоронних заходів [1; 2].

Саме наявність великої кількості суб'єктів моніторингу верхнього рівня за недостатності координації взаємодії між ними утворює основну проблему функціонування державної системи моніторингу довкілля.

Однією з ключових проблем ефективності функціонування системи моніторингу під час взаємодії із суб'єктами є незадовільний стан інформаційного обміну. Інформація моніторингу довкілля не систематизована, організація спостережень не має чіткого регламенту, який відповідав би потребам системи моніторингу за низкою позицій, таким як частота

відбору проб і виконання аналітичних досліджень, якість виконання процедури відбору та достовірність отриманих результатів, можливість зіставлення результатів спостережень різних відомств і регіонів, інформаційна сумісність задокументованих результатів, дублювання місць спостережень, відсутність геопросторової інформації тощо.

Відсутні стандартизовані формати й системи збереження, а отже, зберігання первинних моніторингових даних, отриманих у мережі спостережень, проводиться суб'єктами моніторингу безсистемно.

Як результат, на основі отриманої моніторингової інформації в такому вигляді, як є, неможливо визначити пріоритетність фінансування природоохоронних заходів в умовах обмежених ресурсів, за винятком аварійних ситуацій, коли цілі більш-менш очевидні та необхідне термінове реагування.

Ситуацію обтяжує те, що проведення моніторингу окремих середовищ та/або факторів проводиться за допомогою наявних у суб'єктів приладів та устаткування, що морально застарілі, і повною мірою не відповідає сучасним вимогам до якості інформації й оперативності її одержання. Відсутні уніфіковані методики забезпечення відбору проб, їх лабораторного аналізу та статистичної обробки отриманих даних.

Окрім того, майже відсутні спостереження на територіях, віддалених від промислових центрів, що не дає можливості провести якісне зіставлення результатів та оцінити реальний техногенний вплив на навколишнє середовище через відсутність належних фонових показників.

Створення й підтримка систем моніторингу локального рівня у сфері діяльності, пов'язаної з об'єктами підвищеної небезпеки, в умовах обмежених ресурсів у минулому була перешкодою належного та сталого фінансового забезпечення моніторингової діяльності.

Указом Президента України «Про рішення Ради національної безпеки і оборони України від 25 квітня 2013 року «Про комплекс заходів щодо вдосконалення проведення моніторингу довкілля та державного регулювання у сфері поводження з відходами» від 18 жовтня 2013 р. № 572 підсумований аналіз стану Державної системи моніторингу довкілля. Зокрема, зазначеним рішенням Ради національної безпеки і оборони України визнано не досить ефективними діяльність Кабінету Міністрів України із забезпечення проведення державної політики у сфері поводження з відходами та впровадження дієвих механізмів державного регулювання в цій сфері, а також роботу Міністерства екології та природних ресурсів України щодо організаційної інтеграції суб'єктів державної системи моніторингу довкілля, методологічного й метрологічного забезпечення об'єднання її складових частин і компонентів.

У програмі, зазначеній в Указі Президента України від 18 жовтня 2013 р. № 572, передбачені, зокрема, такі завдання:

– удосконалення та забезпечення уніфікації науково-методичного й технічного забезпечення єдиної державної системи моніторингу довкілля;

– удосконалення проведення спостережень за станом довкілля шляхом упровадження новітніх геоінформаційних технологій, методик та обладнання відповідно до стандартів Європейського Союзу;

– запровадження єдиних підходів до формування суб'єктами єдиної державної системи моніторингу довкілля інформаційних ресурсів про стан навколишнього природного середовища;

– забезпечення створення та ведення єдиної електронної бази даних про стан природних і природно-антропогенних об'єктів, яка передбачала б автоматизований обмін даними між суб'єктами єдиної державної системи моніторингу довкілля на основі уніфікованого програмно-методичного забезпечення;

– удосконалення методики комплексної оцінки та прогнозування змін стану навколишнього природного середовища, у тому числі із застосуванням геоінформаційних технологій, технологій дистанційного зондування Землі, геопросторового аналізу даних, тематичного картографування й прогнозування.

Моніторинг навколишнього середовища в сучасному розумінні можна розглядати як аналітично-інформаційну систему, яка охоплює такі основні напрями:

1) спостереження за станом навколишнього середовища та за факторами, які впливають на окремі елементи навколишнього середовища;

2) оцінка й аналіз фактичного стану всіх складників навколишнього середовища;

3) прогнозування стану навколишнього середовища та оцінка цього стану;

4) забезпечення науково-інформаційної підтримки прийняття управлінських рішень.

Універсальним підходом до визначення структури системи моніторингу антропогенних змін навколишнього природного середовища є його поділ на основні блоки, такі як спостереження, оцінка фактичного стану, прогноз стану навколишнього середовища, оцінка прогнозованого стану та підтримка прийняття управлінських рішень.

Особливість системи екологічного моніторингу полягає в тому, що виконання вимог порядку проведення моніторингу є обов'язковим для суб'єктів господарювання, які володіють і користуються об'єктами або здійснюють види діяльності, передбачені Переліком видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку, затвердженим Постановою Кабінету Міністрів України від 27 липня 1995 р. № 554. Першим пунктом цього переліку встановлено атомну енергетику та атомну промисловість (у тому числі видобування й збагачення руди, виготовлення тепловиділяючих елементів для атомних електростанцій, регенерацію відпрацьованого ядерного палива, зберігання чи утилізацію радіоактивних відходів).

Як зазначено в «Національній доповіді про стан навколишнього природного середовища у 2015 році», сьогоднішню екологічну ситуацію на території України загалом можна охарактеризувати як напружену. Наявний рівень екологічної безпеки зумовлений переважно надзвичайно високим техногенним навантаженням на території України [1].

Низьким сьогодні залишається рівень застосування інноваційних, ресурсозберігаючих і природоохоронних технологій, у тому числі технологій переробки, утилізації та знищення відходів. Накопичення відходів стало одним із найвагоміших чинників забруднення навколишнього середовища, негативного впливу на всі його компоненти. Тому обмеження обсягів утворення відходів, розширення сфери, пов'язаної з їх утилізацією, знешкодженням та екологічно безпечним видаленням і послідовним зменшенням їх накопичень, повинні стати одними з найважливіших завдань [1; 2].

Атомні електростанції є одним із найбільших виробників радіоактивних відходів. На майданчиках атомних електростанцій здійснюється їх первинна переробка та тимчасове зберігання.

Основне навантаження на навколишнє середовище в промисловому секторі створюють підприємства хімічної, металургійної, гірничодобувної галузей та електроенергетики.

Потенційно екологічно небезпечні об'єкти, раптове виникнення надзвичайних ситуацій, які можуть завдати істотної екологічної шкоди, складають питому вагу в структурі промисловості держави. Основними джерелами їх забруднення є сільське господарство, промисловість і транспорт.

Окрему проблему становить великомасштабне нафтохімічне забруднення підземних вод і ґрунтів [2].

Аварії на промислових підприємствах та пов'язана з ними проблема попередження погіршення екологічної обстановки зумовлені здебільшого низьким рівнем безпеки виробництва, недостатньою підготовкою кадрового ресурсу, застарілими технологіями або недостатнім забезпеченням виконання технологічних регламентів тощо. У результаті промислових аварій виникають антропогенні зміни екосистем, які довгостроково впливають на здоров'я й добробут людей, а також на стан природного середовища.

Удосконалення системи забезпечення екологічної безпеки, яка існує в Україні, має стати сьогодні одним із пріоритетних напрямів державної політики на основі системного аналізу та з урахуванням процесів трансформації в економіці й державному управлінні.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Згідно з концепцією Наукового комітету з проблем навколишнього середовища (англ. SCOPE) систему повторних спостережень одного й більше компонентів довкілля в просторі та в часі з певними цілями

й відповідно до попередньо підготовленої програми було запропоновано називати моніторингом.

Термін «моніторинг» (від лат. *monitor* – той, хто спостерігає) виник перед проведенням Стокгольмської конференції ООН з навколишнього середовища (Стокгольм, 5–16 червня 1972 р.). Основні елементи моніторингу як системи вперше описані в роботі Р. Манна (R. Mann) у 1973 р.

Формуванню наукових основ сучасного моніторингу навколишнього середовища присвячені роботи академіка І.П. Герасимова (1975 р. та 1976 р.) і професора Ю.А. Израеля (1984 р.), у яких розроблені основні принципи формування системи екологічного моніторингу, а також частково відображені міжнародні аспекти глобальної системи моніторингу.

Професор Ю.А. Израель вважав, що термін «моніторинг» з'явився на противагу терміну «контроль», який включав не тільки спостереження та отримання інформації, а й елементи активних дій, тобто елементи управління (англ. *control* означає як контроль, так і управління). У нашій науково-технічній літературі термін «контроль» передбачає тільки отримання й аналіз інформації та не передбачає активні дії.

Аналіз літератури показав, що на сьогодні напрацьовано різні методи, механізми, принципи й методики визначення стану навколишнього середовища під час проведення екологічного моніторингу з використанням аерокосмічних технологій. Це підтверджується проведеними дослідженнями в галузі застосування аерокосмічних технологій для завдань екології й природокористування таких учених, як С.І. Азаров, Г.В. Аверін, Г.О. Белявський, В.І. Богом, О.І. Бондар, А.Н. Бугор, Б.С. Бусигін, В.М. Ващенко, В.І. Волошин, А.Б. Востоков, Л.Д. Вульфсон, С.В. Гарбук, В.Є. Гершензон, Г.Б. Гонін, В.П. Горбулін, В.А. Горелов, С.К. Гош, А.В. Гречища, Ю.І. Гришин, В.Й. Драновський, Н.А. Ємець, А.П. Завалишин, Л.Г. Зубова, Я.Г. Кац, Н.П. Козлов, І.М. Копачевський, Ю.В. Костюченко, О.Л. Котляр, С.С. Кохан, Г.Я. Красовський, А.А. Лебедев, Ю.А. Лихачов, В.І. Лялько, О.А. Машков, В.Б. Мокін, С.П. Мосов, О.П. Нестеренко, Д.П. Пашков, В.Г. Петрук, В.А. Петросов, М.О. Попов, В.І. Присяжний, Ю.К. Ребрин, Г.І. Рудько, А.І. Сахацький, Ю.М. Соколов, С.А. Станкевич, В.А. Стрільців, О.Г. Тараріко, О.Д. Федоровський, А.Я. Ходоровський, А.М. Чандра, С.М. Чумаченко, А.Г. Шапар, В.М. Шмандій, Г.Г. Шматков, Я.С. Яцків та інші.

Метою статті є дослідження особливостей побудови систем мобільного екологічного моніторингу навколишнього середовища з використанням аерокосмічних технологій, а також аналіз сучасних інформаційних технологій, які можуть використовуватися при цьому для оцінки стану навколишнього середовища.

Виклад основного матеріалу дослідження. Головним завданням на найближчу перспективу є мінімізація рівня антропогенного впливу на навко-

лишнє середовище. При цьому заміна технологій і технічне переоснащення підприємств вимагає значних капіталовкладень.

Основними загрозами в екологічній сфері сьогодні є такі явища:

- значне антропогенне порушення й техногенна перевантаженість території України, зростання ризиків виникнення надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру;

- нераціональне, виснажливе використання мінерально-сировинних природних ресурсів (як відновлюваних, так і невідновлюваних);

- негативні соціально-екологічні наслідки Чорнобильської катастрофи;

- погіршення екологічного стану водних басейнів, загострення проблеми транскордонних забруднень та якості води;

- загострення техногенного стану гідротехнічних споруд каскаду водосховищ на р. Дніпрі;

- неефективність заходів щодо подолання негативних наслідків та іншої екологічно небезпечної діяльності;

- посилення впливу шкідливих генетичних ефектів у популяціях живих організмів, у тому числі генетично змінених організмів, та біотехнологій;

- застарілість і недостатня ефективність комплексів з утилізації токсичних та екологічно небезпечних відходів [1–5].

Згідно зі світовою та європейською практикою передбачається розвиток уже існуючих і впровадження нових механізмів регулювання екологічної безпеки, зокрема таких:

- а) ідентифікації небезпечних видів діяльності як основного критерію під час оцінки стану екологічної безпеки;

- б) ліцензування небезпечних видів діяльності як інструменту регулювання рівня безпеки під час роботи з небезпечними речовинами й процесами;

- в) страхування екологічних ризиків;

- г) здійснення екологічного аудиту як одного з можливих інструментів оцінки рівня безпеки;

- г) застосування поняття «ризик» як інтегрального показника можливих екологічних загроз.

У 2014 р. в промисловому комплексі України функціонувало близько 1 тис. об'єктів, на яких зберігалися або використовувалися у виробництві небезпечні хімічні речовини в кількості понад 219 тис. т (зокрема, близько 4 тис. т хлору, 117 тис. т аміаку та близько 99 тис. т інших небезпечних хімічних речовин) [1]. Серед цих об'єктів найбільш небезпечними є об'єкти з виробництва вибухових речовин та утилізації непридатних боєприпасів, підприємства хімічної й нафтопереробної промисловості, об'єкти, що використовують хлор та аміак (холодильні установки, установки з очищення води тощо), склади пестицидів та агрохімікатів, аміакопроводи.

Усього в зонах можливого хімічного зараження потенційно небезпечних об'єктів проживає зна-

чна частина населення України. Найбільша кількість хімічно небезпечних об'єктів зосереджені в Донецькій, Дніпропетровській, Луганській і Харківській областях [1].

Забезпечення екологічної безпеки на потенційно небезпечних об'єктах вимагає технічного переоснащення виробництва з упровадженням новітніх ресурсо- й енергозберігаючих технологій, посилення нагляду за неухильним виконанням вимог промислової безпеки на потенційно небезпечних об'єктах, забезпечення комплексної переробки, утилізації, вивезення й захоронення відходів виробництва.

Як показує практика, для правильної організації управління якістю навколишнього природного середовища необхідною умовою є формування повноцінної системи моніторингу [5–13].

Система моніторингу передбачає чітку технічну вимогу автоматизованого обміну інформацією між суб'єктом господарювання та оператором регіональної автоматизованої системи моніторингу. При цьому об'єктами спостереження визначаються не тільки складові елементи навколишнього середовища, а й промислові відходи та транспортні засоби (а отже, і вантажі).

Суб'єкти автоматизованої системи моніторингу визначаються на загальнодержавному (оператор загальнодержавної автоматизованої системи моніторингу), регіональному (оператори регіональної автоматизованої системи моніторингу) та локальному (суб'єкти господарювання) рівнях.

Можливі два системні варіанти вдосконалення системи екологічного моніторингу.

Перший варіант передбачає наявність великої кількості суб'єктів моніторингу верхнього рівня та координацію їх взаємодії через підсистему (відновлену) моніторингу довкілля (міжвідомча комісія).

Другий варіант – це визначення єдиного оператора верхнього рівня системи моніторингу (інформаційно-аналітичного центру), підпорядкованого Міністерству екології та природних ресурсів України. Перевагами такого структурного рішення є можливість ефективного вирішення завдань, що визначені в меті програми відповідно до Указу Президента України від 18 жовтня 2013 р. № 572, насамперед щодо уніфікації, стандартизації та об'єднання інформаційних ресурсів Державної системи моніторингу довкілля.

Система моніторингу має бути структурованою за державним, регіональним та об'єктовим рівнями з відповідним розподілом повноважень, відповідальності й фінансування. Інші суб'єкти системи моніторингу повинні виконувати функції моніторингу забруднення об'єктів навколишнього середовища, що належать до сфери їх діяльності, мати власні інструментальні засоби екологічного моніторингу, інформаційно-аналітичні системи та бази даних стану (об'єктів) навколишнього середовища. Водночас усі результати моніторингу також мають

передаватися у визначеному порядку до загальної бази даних моніторингу навколишнього середовища, а організація – оператор верхнього рівня здійснюватиме повний моніторинг навколишнього середовища з використанням доступу до даних як власної, так і відомих мереж моніторингу.

У системі екологічного моніторингу можна виділити три основні функціональні блоки отримання необхідної інформації:

- моніторинг джерел та рівнів антропогенних навантажень (викидів і скидів шкідливих речовин, утворення відходів тощо);

- моніторинг стану навколишнього середовища (якості повітря, води й ґрунту);

- моніторинг впливів змін у стані навколишнього середовища на біоту (здоров'я людей, біорізноманіття тощо).

З огляду на вимоги щодо збору даних і звітності, встановлені в національних законах та нормативних актах, планах дій і програмах із довкілля, а також вимоги, що постають із міжнародних зобов'язань, варто розробити пріоритети з моніторингу навколишнього середовища. Необхідно регулярно проводити огляд систем моніторингу навколишнього середовища на основі оцінки їх внеску в підтримку прийняття рішень, пріоритетних потреб у новій інформації та економічної оцінки їх витрат.

Удосконалення системи екологічного моніторингу передбачає отримання таких результатів:

- 1) функціонування оновленої структури системи моніторингу на основі інтеграції елементів відомих мереж у єдиній системі;

- 2) ведення стандартизованих інформаційних ресурсів системи моніторингу як для збирання й накопичення, так і для надання доступу та використання отриманої інформації;

- 3) використання для цілей моніторингу уніфікованої нормативно-правової та методичної бази функціонування системи моніторингу з урахуванням міжнародних зобов'язань України щодо гармонізації зі стандартами Європейського Союзу;

- 4) пріоритетне запровадження автоматизованих систем збору й передачі інформації щодо стану природного та виробничого середовища з метою підвищення оперативності і якості отриманої інформації;

- 5) удосконалення приладово-технічного оснащення та метрологічного забезпечення робіт у мережах спостережень системи моніторингу;

- 6) розроблення й запровадження стандартизованих рекомендацій щодо прийняття управлінських рішень на основі даних моніторингу стосовно дотримання вимог екологічної безпеки, збереження природного середовища та раціонального природокористування.

Особливість пропонованої системи екологічного моніторингу полягає в тому, що контактні методи спостережень і контролю за станом природного середовища доповнюються неконтактними (дис-

танційними), заснованими на використанні двох властивостей полів зондування (електромагнітних, акустичних, гравітаційних) – здійснювати взаємодію з контрольованим об'єктом та передавати отриману інформацію до датчика.

Об'єкти спостереження мають широкий набір інформативних ознак і володіють різноманітністю ефектів взаємодії з речовиною об'єкта контролю. Принципи функціонування засобів неконтактного контролю умовно поділяють на пасивні та активні. У першому випадку здійснюється прийом зондувального поля, що виходить від самого об'єкта контролю, а в другому проводиться прийом відбитих, минулих або таких, що зазнали перевипромінювання, зондувальних полів, створених джерелом.

Неконтактні методи спостереження й контролю представлені двома основними групами методів – аерокосмічними та геофізичними. Основними видами аерокосмічних методів дослідження є оптична фотозйомка, телевізійна, інфрачервона, радіотеплова, радіолокаційна, радарна та багатозональна зйомка. Неконтактний контроль атмосфери здійснюється за допомогою радіоакустичного й лазерних методів.

Спочатку радіохвилі були використані для аналізу стану іоносфери (за відображенням і заломленням хвиль), потім сантиметрові хвилі застосували для дослідження опадів, хмар, турбулентності атмосфери. Сфера використання радіоакустичних методів обмежена порівняно локальними обсягами повітряного середовища (близько 1–2 км у радіусі) і допускає їх функціонування в наземних умовах та на борту повітряних суден.

Однією з причин появи відбитого акустичного сигналу є дрібномасштабні температурні неоднорідності, що дає змогу контролювати температурні зміни, профілі швидкості вітру, верхню межу туману.

Принцип лазерного зондування полягає в тому, що лазерний промінь розсіюється молекулами, частками, неоднорідностями повітря, поглинається, змінює свою частоту, форму імпульсу, у результаті чого виникає флуоресценція, яка дає змогу якісно або кількісно судити про такі параметри повітряного середовища, як тиск, щільність, температура, вологість, концентрація газів, аерозолів, параметри вітру. Перевага лазерного зондування полягає в монохроматичності, когерентності та можливості змінювати спектр, що дає змогу вибірково контролювати окремі параметри повітряного середовища. Головний недолік – обмеженість межі зондування атмосфери із Землі впливом хмар.

Основними методами неконтактного контролю природних вод є радіояркостний, радіолокаційний, флуоресцентний.

Радіояркостний метод використовує діапазон хвиль зондування від видимого до метрового для одночасного контролю хвилювання, температури й солоності.

Радіолокаційний (активний) метод полягає в прийомі та обробці (амплітудній, енергетичній, частотній, фазовій, поляризаційній, просторово-часовій) сигналу, відбитого від схвильованої поверхні. Для дистанційного контролю параметрів нафтового забруднення водного середовища (таких як площа покриття, товщина, приблизний хімічний склад) використовується лазерний відбивний, лазерний флуоресцентний методи й фотографування в поляризованому світлі.

Флуоресцентний метод заснований на поглинанні оптичних хвиль нафтою та відмінності спектрів світіння легких і важких фракцій нафти. Оптимальний вибір довжини збудливої хвилі дає змогу за амплітудою та формою спектрів флуоресценції ідентифікувати типи нафтопродуктів.

Геофізичні методи досліджень застосовуються для вивчення складу, будови й стану масивів гірських порід, у межах яких можуть розвиватися ті чи інші небезпечні геологічні процеси. До них належать магніторозвідка, електророзвідка, терморозвідка, візуальна зйомка (фото-, теле-), ядерна геофізика, сейсмічні та геоакустичні методи тощо.

У програму інструментальних спостережень у системі моніторингу включаються такі території:

- райони розміщення техногенно небезпечних об'єктів промислового й цивільного будівництва;
- промислові зони, у яких ведеться видобуток корисних копалин, відкачування (закачування) підземних вод, розсолів (промислових стоків), місця складування відходів тощо;
- території, зайняті паливно-енергетичними комплексами;
- території осідання земної поверхні;
- території, зайняті промисловими підприємствами, на яких виконуються прецизійні роботи в різних сферах виробничої діяльності;
- території з несприятливою та напруженою екологічною обстановкою.

Основним видом безпосереднього вивчення небезпечних екологічних процесів і явищ за допомогою аерокосмічних систем (дистанційно пілотованих літальних апаратів) є комплексна інженерно-геологічна зйомка. Методика комплексної інженерно-геологічної зйомки на сьогодні досить добре відпрацьована. Методи отримання моніторингової інформації в ході зйомки добре розроблені та включають у себе комплекс підготовчих, польових, лабораторних досліджень. Екологічний моніторинг передбачає використання аерокосмічних засобів, а також формування інфраструктури регіональних центрів збору й прийому аерокосмічної інформації. Існують декілька космічних систем дистанційного зондування, які можна застосувати для спостережень за розвитком небезпечних природних процесів і явищ. Зображення із супутників передаються на Землю в реальному часі. Можливість вільного прийому супутникової інформації наземними стан-

ціями забезпечується Всесвітньою метеорологічною організацією згідно з концепцією «Відкритого неба». На наземних станціях прийому супутникової інформації проводяться прийом, демодуляція, первинна обробка й підготовка супутникових даних до введення в персональний комп'ютер станції. Супутникові дані дистанційного зондування дають змогу вирішувати такі завдання контролю стану навколишнього середовища:

- 1) визначення метеорологічних параметрів, таких як вертикальні профілі температури, інтегральні характеристики вологості, характер хмарності;
- 2) контроль динаміки атмосферних фронтів, ураганів, отримання карт великих стихійних лих;
- 3) визначення температури підстильної поверхні, оперативний контроль і класифікація забруднень ґрунту та водної поверхні;
- 4) виявлення великих або постійних викидів промислових підприємств;
- 5) контроль техногенного впливу на стан лісопаркових зон;
- 6) виявлення великих пожеж і виділення пожежо-небезпечних зон у лісах;
- 7) виявлення теплових аномалій і теплових викидів великих виробництв та теплоелектроцентралей у мегаполісах;
- 8) реєстрацію димних шлейфів від труб;
- 9) моніторинг і прогноз сезонних паводків та розливів річок;
- 10) виявлення й оцінку масштабів зон великих повеней;
- 11) контроль динаміки снігових покривів і забруднень снігового покриву в зонах впливу промислових підприємств.

Система моніторингу навколишнього середовища розглядається як система спостережень, збору, обробки, передачі, збереження та аналізу інформації про стан навколишнього середовища, прогнозування його змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки.

За допомогою системи моніторингу виявляються критичні ситуації, виділяються критичні фактори впливу та найбільш чутливі до дії елементи біосфери [2].

Безпілотний літальний апарат (далі – БПЛА) – це літальний апарат, який призначений для польоту без екіпажу на борту. Раніше ці апарати об'єднували поняттям безпіотної авіації (літаки, управління (пілотування) яких здійснюється без пілота, за допомогою приладів різних систем, що засобами радіо (радіолокації, телебачення) подають команди на автопілот; елементи системи управління містяться поза літаком та можуть бути на землі, на воді й у повітрі, на місці старту, на маршруті польоту).

Залежно від принципу управління БПЛА поділяють на безпілотні некеровані, безпілотні автоматичні,

безпілотні дистанційно пілотовані літальні апарати (далі – ДПЛА) [7–11].

БПЛА прийнято ділити за такими взаємопов'язаними параметрами, як маса, час, дальність і висота польоту. Виділяють такі класи апаратів:

1) «мікро» (умовна назва) – масою до 10 кг, час польоту близько 1 години та висотою до 1 км;

2) «міні» – масою до 50 кг, часом польоту декілька годин та висотою 3–5 км;

3) середні («міді») – до 1 т, часом польоту 10–12 годин і висотою до 9–10 км;

4) важкі – з висотами польоту до 20 км і часом польоту 24 години й більше.

Для визначення координат і земної швидкості сучасні БПЛА, як правило, використовують супутникові навігаційні приймачі (GPS або ГЛОНАСС). Кути орієнтації та перевантаження визначаються з використанням гіроскопів та акселерометрів.

Як керуюча апаратура використовуються, як правило, спеціалізовані обчислювачі на базі цифрових сигнальних процесорів або комп'ютери формату PC/104, MicroPC під управлінням операційних систем реального часу (QNX, VME, VxWorks, XOboron). Програмне забезпечення пишеться зазвичай мовами високого рівня, такими як C, C++, Модуль-2, Оберон SA або Ада95.

Для передачі на пункт управління відеоданих, отриманих із бортових сенсорів БПЛА, використовується радіопередавач, що забезпечує радіозв'язок із прийомним устаткуванням. Залежно від формату зображень і ступеня їх стиснення пропускна здатність цифрових радіоліній передачі даних може становити одиниці чи сотні Мбіт/с. До складу бортових радіозасобів БПЛА повинні входити радіопередавач, приймач команд управління, передавач службової (телеметричної) інформації.

БПЛА зазвичай застосовують для вирішення широкого кола завдань, виконання яких пілотованими літальними апаратами з різних причин недоцільне. Такими завданнями є моніторинг повітряного простору, земної й водної поверхні, екологічний моніторинг, управління повітряним рухом, контроль морського та річкового судноплавства, розвиток систем зв'язку.

Ведуться розробки декількох типів БПЛА злітною вагою від 5 до 150 кг різного призначення.

Активний розвиток «безпілотників» для вирішення завдань екології й природокористування зумовлений низкою їх важливих переваг. Це насамперед відносно невелика вартість БПЛА, малі витрати на їх експлуатацію, великі тривалість та економічність польоту, а також інші переваги порівняно з пілотованою авіацією [2–13].

Станом на початок XXI ст. понад 50 фірм у різних країнах розробляли й випускали БПЛА понад 150 типів. Підсумки широкомасштабного використання безпілотних літальних апаратів дають змогу виявити тенденції подальшого застосування БПЛА

в різних умовах. Однією з таких тенденцій є групове застосування дистанційно пілотованих літальних апаратів для завдань екологічного моніторингу.

При цьому виникає низка наукових завдань, зокрема синтез структури групового комплексу та алгоритмів його функціонування, вибір бортової апаратури для спостережень тощо [6].

Під час синтезу ефективного ситуаційного управління польотом групи ДПЛА доцільно врахувати такий фактор, як динамічні синергетичні процеси в атмосфері (турбулентність повітряного середовища). Як показує аналіз досвіду застосування ДПЛА, турбулентність повітряного середовища викликає зміна їх аеродинамічних сил і моментів. Це істотно впливає на ефективність управління безпілотними літаками, особливо у випадках одночасного використання груп ДПЛА [6; 7].

Як відомо, динамічні процеси, що відбуваються в атмосфері, мають синергетичний характер і залежать від величезної кількості чинників. Основні із цих факторів – географічне розташування місцевості польоту, тип підстильної поверхні, висота польоту, пора року та навіть час доби [8; 10; 11]. Облік впливу турбулентності повітряного середовища необхідно здійснювати з використанням моделей ДПЛА, що являють собою рівняння, які описують динаміку руху кожного апарата, роботу силових установок і сервоприводів. Це дасть змогу синтезувати алгоритми синергетичного ситуаційного управління польотом групи ДПЛА.

Провідна роль під час аерокосмічного моніторингу повинна відводитися знімкам, отриманим в оптичному діапазоні спектра з огляду на їх максимум корисної інформації.

Дистанційне зондування Землі забезпечує можливість оперативного збору даних у глобальному масштабі з високим просторовим і часовим дозволом, що й визначає значні інформаційні можливості аерокосмічних систем, можливість їх господарського, природно-екологічного, наукового й військового застосування та потенційну економічну ефективність. Аерокосмічні знімки надають точну й реальну інформацію про об'єкт моніторингу. При цьому ставляться такі завдання: а) оцінка еколого-санітарного стану об'єктів (виявлення джерел забруднення, контроль динаміки поширення); б) інвентаризація змін, визначення інтенсивності та масштабів процесів, реєстрація змін; в) визначення динаміки (як сезонної, так і літньої) і контроль коливань змін.

Об'єднані класифіковані зображення за різні періоди дають змогу створити карти, які містять зміни за цей період часу, а також карти екологічного забруднення, зон безпеки, карти прогнозованого стану навколишнього середовища. Тому аерокосмічний моніторинг для оцінки й прогнозування майбутнього стану довкілля є складовою частиною масштабної багатофункціональної програми екологічного управління. Використання передових

засобів автоматизованого збору, обробки й подання інформації забезпечує більш високий рівень наукових досліджень унаслідок можливості зіставлення різноманітної інформації та комплексного підходу до вивчення природних явищ. Інформаційне забезпечення наукових досліджень є визначальним фактором їх ефективності, актуальності результатів, узгодження зусиль різних наукових груп.

Висновки і пропозиції. Таким чином, аналіз існуючого науково-методичного апарату оцінки параметрів екологічного моніторингу показав його недосконалість без системного використання екологічної інформації космічних, повітряних, наземних комплексів, які дають змогу підвищити якість проведення екологічного моніторингу, визначити зони екологічних ризиків.

Існуючі системи моніторингу навколишнього середовища й техногенних екологічно небезпечних об'єктів не дають змогу визначити зміну зон екологічного ризику для оцінки екологічної безпеки екосистем. Використання аерокосмічних технологій, а також комплексна обробка інформації з різних джерел дає можливість підвищити достовірність та інформаційні можливості моніторингу із застосуванням геоінформаційних та аерокосмічних технологій.

Одним із перспективних методів проведення екологічного моніторингу є дистанційний, який базується на основі комплексного використання косміч-

них, повітряних і рухливих наземних комплексів спостереження систем спостереження. Як повітряні комплекси розглядаються безпілотні літальні апарати та дистанційно пілотовані літальні апарати.

Підвищення ефективності функціонування екологічного моніторингу доцільно здійснювати на основі застосування екологічних комплексів космічного, повітряного, наземного базування. Запропоновано нове вирішення наукового завдання, яке полягає в удосконаленні методики, пов'язаної з побудовою зон екологічного ризику під час проведення багатокритеріальної оцінки екологічної безпеки екосистем.

Система моніторингу повинна в інформаційному плані забезпечити організацію необхідних інформаційних потоків і поліпшити спостереження за основними процесами та явищами в біосфері. Для прийняття раціональних управлінських рішень щодо екологічних ризиків і загроз необхідною умовою є наявність якісного інформаційного забезпечення за динамікою різних показників, що характеризують стан навколишнього середовища.

Перспективи подальших досліджень. Актуальним науковим завданням є обґрунтування теоретико-методологічних засад розвитку державної системи моніторингу навколишнього природного середовища й техногенно небезпечних об'єктів та поводження з небезпечними відходами з використанням аерокосмічних і геоінформаційних технологій.

Література

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році / Міністерство екології та природних ресурсів України. Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2017. 308 с.
2. Моніторинг навколишнього середовища / О.І. Бондар, І.В. Корінко, В.М. Ткач, О.І. Федоренко; за ред. О.І. Федоренко. К.: ДЕІ-ГТІ, 2005. 126 с.
3. Машков О.А., Аль-Тамімі Р.К.Н., Ламі Д.Д.Х. Застосування інформаційних аерокосмічних технологій для оцінки транскордонних екологічних конфліктів. Науково-технічний журнал «Інформаційні процеси, технології та системи на транспорті». К.: НТУ, 2015. № 2. С. 136–147.
4. Машков О.А., Аль-Тамімі Р.К.Н., Ламі Д.Д.Х. Використання даних аерокосмічного моніторингу для оцінки транскордонних екологічних конфліктів. Інтелектуальні системи прийняття рішень та проблеми обчислювального інтелекту: матеріали Міжнародної наукової конференції (25–28 травня 2015 р.). Залізний порт: ХНТУ, 2015. С. 96–106.
5. Машков О.А., Аль-Тамімі Р.К.Н., Ламі Д.Д.Х., Косенко В.Р. Науково-технічне супроводження аерокосмічних технологій для екологічного моніторингу та прогнозування стану природного середовища. Сучасні інформаційно-телекомунікаційні технології: матеріали Міжнародної науково-технічної конференції (17–20 листопада 2015 р.). К.: ДУТ, 2015. Т. III. С. 27–29.
6. Машков О.А., Коробчинский М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Теоретические основы создания функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом беспилотных летательных аппаратов экологического мониторинга. Моделирование та інформаційні технології: збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці. 2012. Вип. 66. С. 215–223.
7. Машков О.А., Васильев В.Э., Фролов В.Ф. Методы и технические средства экологического мониторинга. Научно-практический журнал «Экологические науки». К.: ДЕА, 2014. № 1(5). С. 57–67.
8. Машков О.А., Коробчинский М.В., Щукін А.Н., Ярема О.Р. Исследование свойств функционально-устойчивого комплекса управления групповым полетом БПЛА экологического мониторинга. Моделирование та інформаційні технології: збірник наукових праць Інституту проблем моделювання в енергетиці. 2012. Вип. 65. С. 202–214.
9. Mashkov O., Vasilyev V., Frolov V. Geoinformation and aerospace technologies for information from satellite processing: environmental monitoring. Научно-практический журнал «Экологические науки». К.: ДЕА, 2013. № 2(4). С. 107–113.
10. Беспилотный летательный аппарат «Беркут». URL: <http://eizvestia.com/armiya/full/285-besplotnyj-letatelnyj-apparat-berkut>.
11. Беспилотный летательный аппарат «А-12 Ураган». URL: <http://eizvestia.com/armiya/full/456-besplotnyj-letatelnyj-apparat-a-12-uragan>.
12. Бондар О.І., Машков О.А., Щукін О.М. Системний підхід до синтезу управлінських рішень з метою модернізації системи природокористування України. Научно-практический журнал «Экологические науки». К.: ДЕА, 2013. № 3. С. 5–26.
13. Щукін О.М., Бондар О.І., Машков О.А. Інноваційний розвиток та модернізація системи природокористування України (реперні точки розвитку галузі і шляхи її реалізації). Трансфер технологій та інновації: інноваційний розвиток та модернізація економіки: матеріали VI Міжнародного форуму (Київ, 20–21 грудня 2012 р.). К., 2013. С. 236–252.

ЕКОТОКСИЧНІ ВЛАСТИВОСТІ БЕНЗ(А)ПІРЕНА – ТИПОВОГО ЗАБРУДНЮВАЧА НАВКОЛИШНЬОГО ПРИРОДНОГО СЕРЕДОВИЩА

Новосельська Л.П., Іващенко Т.Г.

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

Розглянуто бенз(а)пирен (БП) як індикатор стану навколишнього природного середовища, представника поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ). Висвітлено його екотоксичність. *Ключові слова:* суперекотоксиканти, міграція, метаболізм, про канцероген.

Экотоксичные свойства бенз(а)пирена – типичного загрязнителя окружающей среды. Новосельская Л.П., Иващенко Т.Г. Рассмотрен бенз(а)пирен (БП) как индикатор состояния окружающей природной среды, представитель полициклических ароматических углеводородов. Показана его экотоксичность. *Ключевые слова:* супертоксичность, миграция, метаболизм, про канцероген.

Ecotoxic properties of benz(a)pyrene – a typical environmental pollutant. Novoselska L.P., Ivashchenko T.H. Benz(a)pyrene (BP) is considered as an indicator of the state of the surrounding environment, a representative of polycyclic aromatic hydrocarbons. Its ecotoxicity is shown. *Key words:* super-toxicity, migration, metabolism, procarcinogen.

Постановка проблеми. Серед органічних речовин, що забруднюють атмосферу, ґрунти і природні водойми, особливе місце займають поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ). Як супер-екотоксиканти 1-го класу небезпеки, ці сполуки мають мутагенні та канцерогенні властивості. Типовим і найбільш вивченим представником ПАВ є бенз(а)пирен (БП). Через високу чутливість різних організмів до БП, його використовують як індикатор стану навколишнього природного середовища [1]. БП відрізняється найбільш вираженою біологічною, зокрема, проканцерогенною активністю, яка варіюється від 40 до 90% порівняно з іншими ПАВ; між концентрацією БП і загальним вмістом ПАВ та їх канцерогенною активністю існують статистично значущі лінійні залежності з високими коефіцієнтами кореляції (0,90-0,99) [2].

Постановка завдання. Визначення ПАВ у природних об'єктах належить до складних аналітичних задач, і для їх вирішення застосовують сучасні методи аналізу: хромато-мас-спектрометрія та високоефективна рідинна хроматографія.

Виклад основного матеріалу. Встановлено гранично допустимі концентрації (ГДК) БП практично для всіх об'єктів середовища: атмосферне повітря – 0,1 мкг/100 м³; ґрунт – 0,02 мг/кг; поверхневі води – 5 нг/дм³; донні відкладення – 0,02 мг/кг. Так, у повітрі робочої зони допускається БП не більше 0,15 мкг/м³, у той час як ГДК для іншого поширеного забруднювача атмосфери – сірчистого газу становить 500 мкг/м³. Тобто ГДК на БП у півмільйона разів

менше, ніж на SO₂. Необхідно враховувати, що в біосфері БП, як і всі хімічні речовини, не може існувати тривалий час окремо, а взаємодіє з іншими поліюгантами, що веде до утворення структур, токсичність яких може бути вищою за вихідні речовини.

Головною умовою утворення БП є температура 800–10 000 °С. Тому основними антропогенними джерелами забруднення є промислові викиди від нафтопереробних, металургійних, коксохімічних та інших виробництв, підприємства теплоенергетики, наземний транспорт, авіація і водний транспорт. Досліджено, що тільки за 1 хвилину роботи газотурбінний двигун сучасного літака викидає в атмосферу 2–4 мг БП [3; 4]. Вміст досліджуваного канцерогену в повітрі великих міст сягає максимального значення взимку, а мінімального – влітку.

Глобальна емісія БП у природне середовище становить понад 20 000 т/рік. Причому 61% – припадає на спалювання вугілля, 20% – виробництво коксу, 4% – спалювання деревини, 8% – відкрите спалювання лісу і сільськогосподарських культур, 1% – на транспорт і лише 0,09% і 0,06% – на спалювання нафти і газу відповідно [5].

ПАВ у складі відпрацьованих газів промислових підприємств і транспорту представлені БП, піреном, антраценом та іншими сполуками.

Міграція бенз(а)пірену. БП включається в біосферний кругообіг речовин, переходить із повітря в ґрунт, із ґрунту в рослини, з останніх – в корми для тварин і в продукти харчування. Аналіз результатів спостережень протягом більш ніж 20-річного періоду

[6] свідчить, що рівень умісту канцерогенних сполук в атмосферному повітрі України зростає з укрупненням (територіальним збільшенням) населеного пункту, але головну роль тут відіграють характер промислового розвитку та щільність промислових джерел викидів. Як правило, в усіх середовищах БП зв'язується з іншими забруднювачами (в повітрі – з твердими частинками атмосферного пилу, у воді – з різними поверхневими компонентами). Саме в приземних шарах атмосфери, що містять велику частину забруднень, поширення БП визначається дисперсністю часток, на яких він сорбується, віддаленістю джерела викиду від поверхні землі і такими кліматичними факторами, як вітер, вологість, температура, атмосферні опади. Мількодисперсний пил залишається у верхніх шарах атмосфери, в той час як частки середньої дисперсності (1–10 мкм) тривало персистують у зоні дихання людини, тварин і рослинних організмів. Більші частинки (розміром понад 10 мкм) внаслідок седиментації з опадами випадають із повітря і переходять у ґрунт, рослини, воду [7; 8]. За даними Інституту гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМНУ, у 2007–2011 рр., як і раніше, в усіх населених пунктах України спостерігалось стабільне забруднення атмосферного повітря комплексом речовин канцерогенної дії (табл. 1).

На основі даних табл. 1, можна стверджувати, що серед хімічних сполук в атмосферному повітрі

в досліджуваних містах пріоритетною речовиною є БП. Це зумовлено його найбільшою стійкістю і поширеністю серед інших забруднювачів атмосферного повітря.

Онкологічні захворювання найбільшим ступенем зумовлені впливом на населення забрудненого атмосферного повітря, в якому є такі канцерогенні речовини, як БП, діоксини, формальдегід, сполуки важких металів. На рис. 1 і 2 показано динаміку забруднень повітря та залежність онкозахворювань населення від них у містах Києві і Дніпропетровську.

В усіх об'єктах навколишнього природного середовища одночасно відбуваються процеси накопичення канцерогенних речовин та трансформації БП. У повітрі деградація БП здійснюється завдяки впливу УФ-випромінювання і різних фотооксидантів, перш за все, озону, а також оксидів азоту, формальдегіду, акролеїну, органічних перекисів, що накопичуються в міській атмосфері.

У ґрунт БП надходить з атмосферними опадами. Максимальний його вміст спостерігається переважно в поверхневих шарах ґрунтів. Це пов'язано з тим, що гумусові горизонти, які містять найбільшу кількість органічних речовин, мають вищу сорбційну здатність щодо БП.

Деградація БП в ґрунті відбувається як під впливом ультрафіолету (поверхневий шар), так і ферментних систем мікроорганізмів [3].

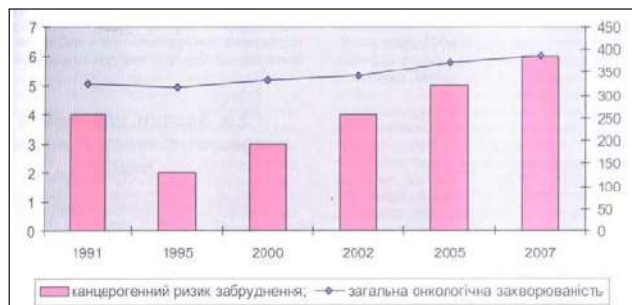


Рис. 1. Динаміка забруднення повітря і загальної онкологічної захворюваності населення в м. Дніпропетровську в 1991–2007 рр. (Матеріали Національної доповіді Міністерства екології про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 р.)

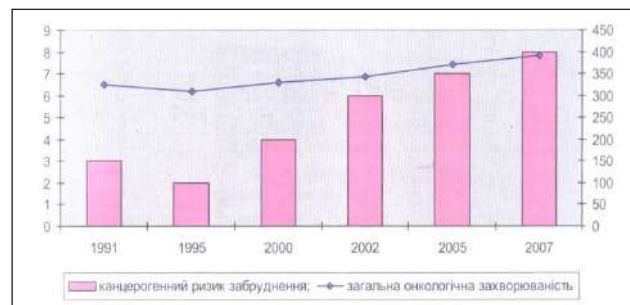


Рис. 2. Динаміка забруднення повітря і загальної онкологічної захворюваності населення в м. Києві в 1991–2007 рр. (Матеріали Національної доповіді Міністерства екології про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 р.)

Таблиця 1

Внесок окремих компонентів у сумарне забруднення атмосферного повітря хімічними канцерогенами (в %) в містах Кривому Розі, Дніпродзержинську, Дніпропетровську, Києві: (нітрозодиметиламін (НДМА), нітрозодіетиламін (НДЕА), бенз(а)пірен (БП), важкі метали – нікель, хром. (Матеріали національної доповіді Міністерства екології про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 р.).

Місто	Хімічні канцерогени, % НДМА / НДЕА / БП	Важкі метали, % Нікель / Хром
Кривий Ріг	10 / 1 / 85	1 / 3
Дніпродзержинськ	7 / 1 / 82	4 / 6
Київ	27 / 1 / 70	1 / 1
Сільська місцевість	31 / 3 / 66	

Зазвичай вміст БП у поверхневому шарі ґрунтів сільських районів, що знаходяться далеко від індустріальних центрів, не перевищує 5–8 нг/г сухої маси. Найбільше забруднені землі БП у регіонах, які насичені нафто-промислами і нафтопереробними підприємствами, а також у місцях аварій на нафтопроводах та АЗС. Запропоновано рівні оцінки ступеня забруднення ґрунтів БП: помірна – до 20–30 нг/г, значна – 31–100 нг/г, висока – понад 100 нг/г [9–10]. Тривалість самовідновлення ґрунту при середньому рівні забруднення оцінюється періодом від 10 до 15 років.

На думку дослідників, при надходженні БП у ґрунт змінюється весь комплекс властивостей, що характеризують його родючість: погіршується водно-повітряний режим, різко знижується вміст рухомих сполук азоту та фосфору, розвивається солонцевий процес [11]. Потрапляючи в ґрунт, БП опускається вертикально вниз під впливом гравітаційних сил і поширюється вшир під дією поверхневих та капілярних сил. Таке проникнення призводить до порушення сформованого геохімічного балансу в екосистемі. Швидкість просування БП у ґрунті залежить від його властивостей та співвідношення БП, повітря і води. У забруднених ґрунтових горизонтах зменшується кислотність ґрунтового розчину, різко змінюється інтенсивність окисно-відновних ферментативних реакцій. Із цими біологічними процесами пов'язаний розпад БП у ґрунті, найважливішими деструкторами залишків якого у ґрунтових мікроорганізмів є ферменти каталази і дегідрогенази. У ґрунтах сильно забруднених БП відбувається зниження їх активності через надлишок органічної речовини, збагаченої сіркою і сірководнем, які є інгібіторами цих ферментів.

Багато ґрунтових мікроорганізмів виявилися високочутливими до дії БП, що змінює сформовані мікробіоценози і впливає на біологічну продуктивність ґрунту [12]. Так, при внесенні в ґрунт БП у концентраціях 40–100 мкг/кг різко пригнічується ріст сапрофітних мікроорганізмів, але стимулюється розмноження кишкової палички та грибів, переважно актиноміцетів. Внаслідок малодоступності БП до ґрунтових бактерій процес його руйнування відбувається дуже повільно. Тому БП може акумулюватися рослинами, шляхом надходження в підземні органи з ґрунту і в надземні частини рослин – з атмосфери. Виявлено, що в індустріальних районах вміст у рослинах БП значно вище, ніж у тих самих видів, зібраних у «чистих» районах, і перевищує фоновий рівень.

У водному середовищі транслокація БП включає як його перерозподіл між окремими об'єктами (вода, планктон, донні відкладення тощо), так і акумуляцію живими організмами і поширення з водою. БП під час надходження у водойму разом із промисловими стоками і атмосферними опадами швидко розтікається по її поверхні, утворює емульсію, змінює фізи-

ко-хімічні показники води. Навіть найтонша плівка БП ізолює воду від кисню повітря, що призводить до погіршення газообміну, підвищення температури поверхневого шару води. Деяка частина БП, випаровуючись із водою, може потрапляти в атмосферне повітря. Основна ж частина сорбованих на середньо- і великодисперсних частках БП осідає на дно і, формуючи рівень забруднення донних відкладень, надходить у рослини. Відповідно, концентрація БП у верхніх шарах води істотно нижче, ніж у донних відкладеннях. Крім того, останні є своєрідним депо для вторинного забруднення води БП. Поступаючи в рослини і фітопланктон, БП акумулюється в них і потрапляє в інші водні організми. Таким чином, концентрація БП у верхніх шарах прісноводних донних відкладень значно залежить від близькості водойм до індустріальних центрів і обсягів спалювання палива, а також від інтенсивності транспортного руху.

Численні види водних тварин і рослин здатні акумулювати БП. Наприклад, прісноводні і морські молюски (перлівниця, устриці, мідії) через те, що в них не відбувається (або відбувається дуже повільно) метаболізм БП, здатні його накопичувати в своєму організмі у великій кількості. В експерименті із внесенням у воду акваріумів БП у концентрації 0,1 мкг/л у тканинах чорноморських мідій *Mutilus galloprovincialis* цей індикатор ПАВ виявлявся через 60–120 днів у 20–30 разів у більших кількостях, ніж у контрольних молюсків. У мідіях накопичується до 55, а в устрицях – до 90 мкг/кг БП. Це дає змогу використовувати молюсків-фільтраторів як біоіндикатори забрудненості водного середовища ПАВ. Промислові риби є найбільш оптимальними індикаторами нафтового забруднення і накопичення техногенних ПАВ. Накопичення БП в основному відбувається в печінці, зябрах, кістках, м'язах, а риби, які ведуть придонний спосіб харчування, і риби зі значним умістом ліпідів більшою мірою його акумулюють. На прикладі чорноморських риб показано, що за ступенем накопичення БП види риб можна ранжувати: глоса > султанка > смарида > горбиль > хамса > ставрида > мерланка. У свіжій рибі, виловленій у забрудненій ПАВ акваторії, вміст БП сягає 15 мкг/кг. Середній вміст БП у морській рибі перебуває в діапазоні 0,1–0,2 мкг/кг. Виняток становлять вугор (1,1 мкг/кг) і лосось (5,96 мкг/кг). У річковій рибі вміст БП також залежить від ступеня забруднення водойми. Наприклад, при концентрації бенз(а)пірена в донному мулі 2,1–4,3 мкг/кг у плотві було знайдено 0,03–3,04 мкг/кг, а в окуні – 0,02–1,9 мкг/кг БП [13].

Біологічні ефекти бензапірена. Здатність БП до акумуляції в різних об'єктах навколишнього природного середовища зумовлює можливість забруднення ним харчових продуктів і кормів, а потім потрапляння в організм тварин та людини. Подеколи небезпеку забруднювача оцінюють за його порівняною токсичністю [14]. Наприклад, про токсичність

компонентів вихлопних газів автотранспорту судять за токсичністю СО, яка приймається за одиницю, а саме:

СО	1
вуглеводні	2
оксид азоту (NO)	41
діоксид азоту (NO ₂)	75
бенз(а)пірен	3000000
діоксид сірки (SO ₂)	60
формальдегід	100
сажа	60.

Найбільш токсичним серед названих сполук є БП. Навіть малі дози деяких отрут (і радіонуклідів), що мають кумулятивні властивості (тобто накопичуються в клітинах), при тривалому або хронічному впливі є дуже небезпечними для організму, оскільки, зрештою, вони дають соматичний (переродження клітин) або/і генетичний (вплив на майбутні покоління) ефекти.

Вважають, що у геномі людини та багатьох видів ссавців є онкогени, тобто гени, відповідальні за розвиток ракових пухлин. У нормі функція онкогенів у здоровій клітині заблокована. Але при uszkodженні геному хімічними речовинами (або випромінювачем) онкогени можуть активізуватися. Існує думка, що для трансформації (переродження) нормальних клітин у ракові достатньо виникнення uszkodження в одному зі 100–1 000 генів, що відповідає 1 молекулі канцерогену, який зв'язується з ДНК [14–17]. Припускають також, що uszkodження ДНК є причиною активізації ендегенної генетичної інформації онкогенних вірусів С-типу. В механізмі канцерогенезу істотне значення має не тільки uszkodження молекул ДНК, але й uszkodження ядерних мембран і ядерного матриксу. Тому при комбінованому впливі деякі канцерогенні чинники uszkodжуватимуть ДНК, інші – мембрану, треті – матрикс. Саме така комбінація різноспрямованої дії фактично і визначає синергійний ефект, який отримується від одночасного комплексного впливу на організм багатьох шкідливих речовин. Наприклад, виявлено, що при аплікації БП на поверхню тіла планарії виникали утворення, які можуть бути витлумачені по-різному – як прояви тератогенного, органогенного або канцерогенного ефектів [15]. Взагалі, оскільки канцерогенну дію ПАВ було виявлено порівняно рано (ще в ті часи, коли чисті речовини цієї групи не були виділені або синтезовані), то саме пухлиноstimулюючу дію БП як одного зі складників ПАВ найбільш досліджено. За оцінкою експертів МАІР (Міжнародне агентство з вивчення раку), прямі епідеміологічні докази про канцерогенність ПАВ для людини відсутні і індикаторна речовина цього класу сполук БП належить до групи 2А, тобто до категорії потенційно небезпечних. Одночасно багато фахівців вважають БП належним до групи 1 – безумовним канцерогеном для людей. У розряд канцерогенів групи 1 включені також виробничі процеси і галузі промисловості,

де певні групи робітників піддаються експозиції до ПАВ. У багатьох експериментах показано, що БП сприяє утворенню пухлин, вражає дихальну і нервову системи [16]. У дослідях на мишах потрапляння спиртового розчину БП на шкіру викликає розвиток пухлини протягом 90–100 діб. Внутрішньо м'язова ін'єкція призводить до швидкого розвитку саркоми. Крім того, що БП провокує виникнення низки онкологічних захворювань, він також сприяє зміні складу крові, призводить до порушення нервової діяльності.

Пошкодження ДНК і репарація. БП здатний проникати через ядерну мембрану і потрапляти до ДНК. На рис. 3 показано хімічний зв'язок БП із нуклеотидом молекули ДНК з утворенням аддукту.

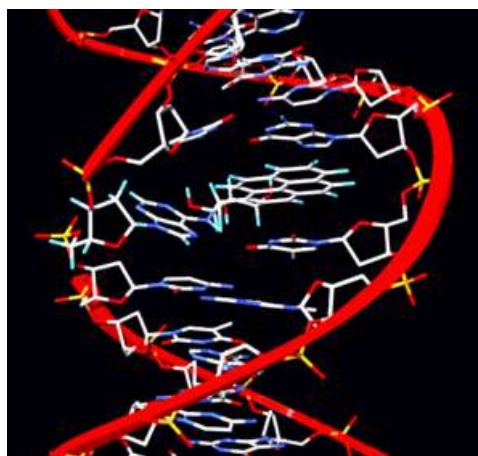


Рис. 3. Схема зв'язування бенз(а)пірена з нуклеотидом ланцюга ДНК

Незалежно від позиції, такий аддукт порушує комплементарне спарювання азотистих основ між ланцюгами і порушує спіральну структуру ДНК, причому ці порушення впізнаються апаратом репарації. У процесі еволюції з'явилося багато різних механізмів репарації, які виправляють деякі пошкодження ДНК. Поява пошкоджень у ДНК зупиняє реплікацію і транскрипцію, доки пошкоджені ділянки не будуть відновлені. Механізм репарації здійснює корекцію помилково вбудованих азотистих основ при реплікації молекули ДНК, яка знову синтезується. Тому пошкодження в молекулі ДНК має бути ліквідовано перед синтезом дочірніх ланцюгів ДНК. Системи репарації ДНК можна вважати найважливішими засобами підтримки еволюції та природного добору живих організмів. На рис. 4 зображена спрощена схема механізму репарації ДНК [17].

Вона починається з виявлення і вирізання пошкодженого компонента за допомогою фермента ДНК – глікозидази. Фермент ендонуклеаза розпізнає і вирізає пошкоджений ланцюг ДНК, видаляє олігонуклеотидний фрагмент розміром у 30 основ. Частку ланцюга ДНК, якої бракує, добудовує ДНК-полімераза з урахуванням компліментарності іншої,

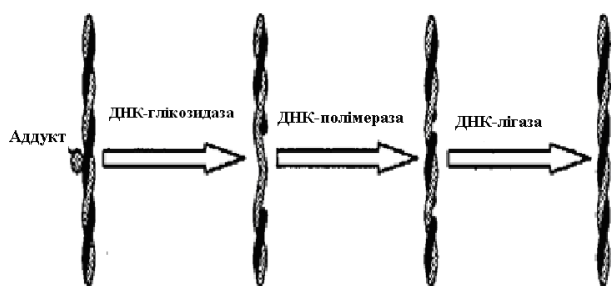


Рис. 4. Спрощена схема механізму репарації ДНК після ковалентного зв'язування генотоксичного агента (аддукта) [17]

не пошкодженій частині ланцюга. Закінчує добуудову «надрізу» ДНК-лігаза.

Метаболізм ксенобіотиків. Метаболізм ксенобіотиків зазвичай призводить до зниження їх активності — дезактивації, яку в разі токсичних речовин називають детоксикацією. Однак у деяких (і не рідкісних) випадках метаболіти ксенобіотиків стають, навпаки, більш активними (активація) і навіть більш токсичними (токсифікація).

Перша фаза метаболізму. У цій фазі найбільш важливою є локалізована в основному в мембранах ендоплазматичної мережі (ЕРС) система цитохрому Р-450, що називається монооксигеназною системою [18]. Деякі різновиди цит. Р-450 локалізуються в мітохондріальній мембрані. У різних біологічних об'єктах та тканинах виявлено більше 300 різновидів цит. Р-450. Ця група ферментів в еволюційному плані нараховує майже 3 млрд років. Поліспецифічність мікосомального окислення пояснюється властивостями основного компонента монооксигеназної системи цит. Р-450, який функціонує у вигляді різних ізоформ — гемпротейнів. Вони мають загальну будову активного центру, який вміщує гемове залізо, а різняться своєю субстратною

специфічністю та особливостями первинної структури білкової частини ферментів.

Ізоформи цит. Р-450 знайдені в тканинах печінки, легень, селезінки, нирок, шкіри та формених елементів крові (крім безядерних еритроцитів). Вони здатні метаболізувати не тільки гідрофобні ксенобіотики (наприклад, БП та його похідні, діоксини, фурани), а також штучно синтезовані сполуки — пестициди. Ізоформи цит. Р-450 є додатковими до системи імунного захисту («друга імунна система»), яка протидіє надходженню в організм чужорідних високомолекулярних сполук. Ця поліспецифічність дає змогу зробити припущення, що різновиди цит. Р-450 можуть синтезуватися після потрапляння в організм нових сполук подібно до того, як синтезуються специфічні антитіла у відповідь на потрапляння в організм антигенів. Отже, основною функцією першої фази метаболізму ксенобіотиків є утворення в молекулі гідрофільних функціональних груп із детоксикацією десятків тисяч речовин. Важливими перевагами системи є локалізація і висока потужність на головних шляхах надходження ксенобіотиків в організм — харчовому (печінка і шлунково-кишковий тракт) і дихальному (легені) — та різноманітність шляхів метаболізму: гідроксилування (бензол, фенол, поліциклічні ароматичні вуглеводні — ПАВ), епоксидування (ПАВ). Однак цій системі властиві серйозні обмеження і навіть недоліки:

- слабкість або відсутність у багатьох життєво важливих органах (серце, головний мозок);
- менший захист організму при інших шляхах проникнення (слизові, рани, ін'єкції);
- токсифікація деяких речовин.

Наприклад, система цитохрому Р-450 перетворює хлороформ, хороший засіб для загального наркозу, на бойову отруйну речовину фосген, що пояснює високу токсичність хлороформу. ПАВ (бенз(а)пірен) перетворюється на канцерогенний метаболіт дигідроксиепоксид. Отже, бенз(а)пірен є тільки проканцерогеном, а істинним канцерогеном він стає після токсифікації системою цитохрому Р-450.

Друга фаза метаболізму. Основні функції цієї фази ті самі, що й першої: збільшення гідрофільності і зниження токсичності ксенобіотиків. Найбільш важливі ферменти другої фази належать до класу трансфераз. До цієї фази належать і деякі інші ферменти. Наприклад, епоксидгідролаза (епоксидгідратаза) приєднує воду до епоксидів (бензолу, бенз(а)пірену та ін.) і перетворює їх на діоли [19].

Функціонування всіх ферментів другої фази обмежується тим, що вони метаболізують тільки ті речовини, які мають функціональні групи. Саме тому ці ферменти частіше включаються після утворення або звільнення функціональних груп ферментами першої фази, тобто в другій фазі метаболізму ксенобіотиків. Однак трансферази мають важливі переваги: вони є у всіх клітинах; функціонують за будь-яких шляхів надходження ксенобіотиків в орга-

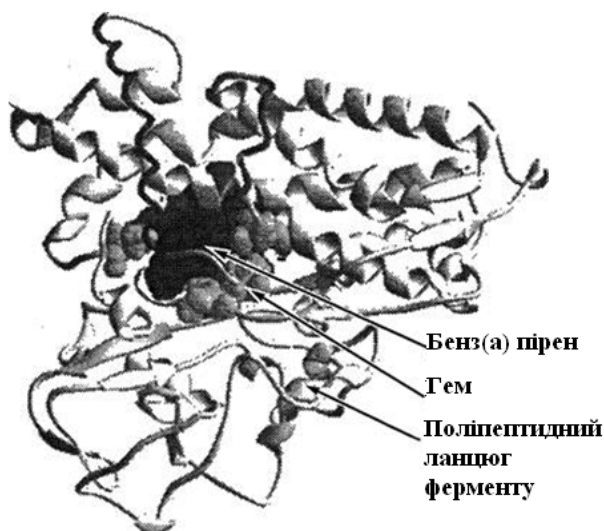


Рис. 5. Зв'язок бенз(а)пірена з гемом молекули цитохрому Р-450 [17]

нізм; здійснюють або завершують детоксикацію, а іноді виправляють помилки першої фази. Так, вони знешкоджують токсичні метаболіти ПАВ (канцерогени), хлороформу (фосген). Але нині виявлено, що ці ферменти можуть також токсифікувати деякі ксенобіотики, але це зустрічається рідше, ніж для системи цитохрому Р-450 [20; 21].

Висновки. Таким чином, зважаючи на убиквітарність БП у середовищі проживання людини, його здатність до акумуляції, присутність у різних ланках

трофічного ланцюга, а також різноманіттю біологічних ефектів, цей поллютант можна вважати належним до найбільш пріоритетного екологічно небезпечного фактору, який ініціює злякисне переродження клітин та інших патологічних процесів організму.

Під час проведення екологічного аудиту територій, ТЕЦ, АЗС, підприємств, населених пунктів тощо обов'язковою умовою є визначення БП у повітрі, ґрунтах та водоймах – важливого індикатора стану навколишнього середовища.

Література

1. Бондар О.І. Антропогенні чинники довкілля та їх вплив на здоров'я людини: Підручник / О.І. Бондар, О.І. Тимченко, О.Г. Тараріко та ін. За заг. ред. О.І. Бондаря. К.: Інрес, 2006. 288 с.
2. Ровинский Ф.Я. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов / Ф.Я. Ровинский, Т.А. Теплицкая, Т.А. Алексеева. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 224 с.
3. Белых Л.И. Оценка составляющих погрешности отбора проб газопылевых организованных выбросов в атмосферу при определении бенз(а)пирена / Л.И. Белых, Ю.М. Малых, А.Н. Смагунова. Журнал аналитической химии. 2003. Т. 58. № 7. С. 746–753.
4. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды / Под. ред. Исаева Л.К. СПб.: Эколого-аналитический информационный центр «Союз», 1998. 896 с.
5. Филиппов С.П. Экспериментальное определение выбросов сажи и ПАУ котельными и домовыми печами / С.П. Филиппов, П.П. Павлов, А.В. Кейко и др. Известия Академии наук. энергетика. 2000. № 3. С. 107–117.
6. Національна доповідь Міністерства екології та природних ресурсів про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році.
7. Мониторинг качества атмосферного воздуха для оценки воздействий на здоровье человека. Региональные публикации ВОЗ, Европейская серия. № 85, ВОЗ. Копенгаген, 2001. 293 с.
8. Белых Л.И. Закономерность распределения бенз(а)пирена в объектах окружающей среды города с расположенным на его территории алюминиевым заводом / Л.И. Белых, А.Н. Киреева, Э.Э. Пензина и др. Экологическая химия. 2000. Т. 9. Вып. 4. С. 246–259.
9. Базарбеков К.У. Изменение основных свойств почвы, загрязненной нефтепродуктами / К.У. Базарбеков, А.П. Бондаренко. Экология и здоровье человека: Материалы международной научно-практической конференции. Павлодар, 2002. С. 297–301.
10. Химическое загрязнение почв и их охрана. М.: Агропромиздат, 1991. 303 с.
11. Белых Л.И. Количественное определение бенз(а)пирена в почвах с помощью низкотемпературной люминесценции / Л.И. Белых, А.Н. Киреева, А.Н. Смагунова и др. Аналитика и контроль. 2000. Т. 4. № 1. С. 24–30.
12. Рыбак В.К. Микрофлора почвы, загрязненной нефтью / В.К. Рыбак, Е.П. Овчарова, Э.Э. Коваль. Микробиологический журнал. 1984. Т. 46. № 4. С. 29–32.
13. Ильин Г.В. Современные уровни химического загрязнения промышленной ихтиофауны. Экология промысловых рыб Черного моря. Изд-во КНЦ РАН, 2001. С. 296–217.
14. Корабльова А.І. Вступ до екологічної токсикології. Навч. посібник / А.І. Корабльова, Л.Г. Чесанов, А.Г. Шапар. Дніпропетровськ: Поліграфіст. 2003. 306 с.
15. Nisbet I.C., La Goy P.K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Regulatory Toxicology and Pharmacology. 1992. V. 16:3. P. 290–300.
16. Ракитский В.Н. Мутагенная и канцерогенная активность химических соединений / В.Н. Ракитский, В.С. Турусов. Вестник РАМН. 2005. № 3. С. 7–9.
17. Стожаров А.Н. Медицинская экология: Учебное пособие. Минск: «Высшая школа», 2007. 368 с.
18. Арчаков А.И. Микросомальное окисление. М.: Наука, 1975. 327 с.
19. Саприн А.Н. Успехи биол. химии. 1991. Т. 32. С. 146–175.
20. Кулинский В.И., Колесниченко Л.С. Обмен глутатиона. Успехи биол. химии. 1990. Т. 31. С. 157–179.
21. Кулинский В.И. Биологическая роль глутатиона / В.И.Кулинский, Л.С. Колесниченко / Успехи соврем. биол. 1990. Т. 51, вып. 1(4). С. 20–33.

АНАЛІТИЧНИЙ ОГЛЯД ЕЛЕКТРОМЕХАНІЧНИХ ПЕРЕТВОРЮВАЧІВ ЕНЕРГІЇ ДЛЯ ВІТРОВОЇ ЕНЕРГЕТИКИ

Чумак В.В., Коваленко М.А., Коваленко І.Я.

Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
пр. Перемоги, 37, 03056, м. Київ
chumack_kpi@ukr.net
kovalenko_ma@i.ua
2048141@ukr.net

Проведено аналіз існуючих конструктивних виконань електромеханічних перетворювачів енергії для вітроенергетики, а саме для вітрогенераторів. Аналіз виконано на основі літературно-патентного пошуку, в т.ч. і в закордонних виданнях із метою показу актуального стану проблеми та розвитку цієї галузі науки і техніки. *Ключові слова:* вітрогенератор, електрогенератор, перетворення енергії.

Аналитический обзор электромеханических преобразователей энергии для ветровой энергетики. Чумак В.В., Коваленко М.А., Коваленко И.Я. Проведен анализ существующих конструктивных исполнений электромеханических преобразователей энергии для ветроэнергетики, а именно для ветрогенераторов. Анализ выполнен на основе литературно-патентного поиска, в т.ч. и в зарубежных изданиях с целью показать актуальное состояние проблемы и развития данной отрасли науки и техники. *Ключевые слова:* ветрогенератор, электрогенератор, преобразования энергии.

Analytical review of electromechanical energy converters for wind power. Chumak V.V., Kovalenko M.A., Kovalenko I.Ya. An analysis of existing design modifications of electromechanical energy converters for wind power engineering, specifically for wind turbines, has been carried out. The analysis was performed on the basis of a literary-patent search, including and in foreign publications in order to show the actual state of the problem and the development of this branch of science and technology. *Key words:* wind generator, electric generator, energy conversion.

Використання нетрадиційних та відновлювальних джерел енергії нині є актуальним напрямом розвитку сучасної науки і техніки. Запаси природних ресурсів (нафти, газу та вугілля) зменшується щороку, а використання збільшується. Цим напрямом займаються провідні вчені, дослідники та ентузіасти в багатьох країнах світу. Особливий інтерес до нетрадиційних джерел енергії виявляє населення, особливо та частка, що знаходиться в зонах, віддалених від центрального електропостачання, іншими словами, в зонах без електрифікації. Енергію, що отримується при роботі альтернативних джерел енергії, можна використовувати як для постійного енергопостачання, так і для резервного енергопостачання, що особливо зручно для котеджних селищ, невеликих населених пунктів або стратегічних об'єктів.

Україна є однією з країн, що має значний відновлювальний потенціал, у тому числі і енергією вітру. Застосування енергії вітру останнім часом отримує дедалі більше поширення як у роботах вітчизняних вчених, так і в розробках зарубіжних винахідників.

Тому актуальним є використання енергії вітру для побутових та промислових потреб. Для цього використовуються вітрогенератори, основу енергоперетворення яких становить електричний

генератор. У цій статті проведено аналіз типів електричних генераторів, що використовуються в вітроустановках із метою виявлення актуального стану досліджень у цій області та вибору найбільш перспективного та високо енергетичного конструктивного виконання електрогенератора для перетворення енергії вітру.

У разі використання класичної теорії електромеханіки (електричних машин) генератори для вітроустановок класифікуються таким чином:

- 1) асинхронні генератори (АГ);
- 2) синхронні генератори (СГ);
- 3) генератори постійного струму (ГПС).

Асинхронні генератори. Приклад АГ показано на рис. 1. Конструктивно АГ не відрізняються від класичного асинхронного двигуна: на статорі розміщені трифазна обмотка, ротор, виготовлений у вигляді білячої клітки, вилитої з алюмінію. Головною умовою для роботи асинхронної машини в режимі генератора є розгін ротора до швидкості, що перевищує швидкість обертання магнітного поля трифазної обмотки статора.

АГ широко використовуються для вітрогенераторів та мікрогідроелектростанцій. АГ мають просту конструкцію, високий ККД (75–88%), не потребують регулярного технічного обслуговування, що визначає



Рис. 1. Асинхронний генератор

їхню високу надійність та безвідмовність у роботі. АГ є безконтактною електричною машиною.

Основним недоліком АГ є те, що для його збудження (створення основного магнітного потоку) необхідна наявність стороннього джерела реактивної потужності. Цю функцію, як правило, виконує батарея конденсаторів. До недоліків АГ належить необхідність монтажу підвищувача редуктора, оскільки для вітроустановок використовуються АГ із номінальною частотою обертання 1 000–3 000 об/хв.

Синхронні генератори. Конструктивно статор СГ не відрізняється від АГ: корпус, шихтоване магнітне осердя, в пазах якого розміщується багатофазна обмотка. Всі відмінності в конструкції СГ, що використовуються для перетворення енергії вітру, визначаються конструктивним виконанням ротора і поділяються на два основних типи: 1) СГ із постійними магнітами на роторі (збудження від постійних магнітів); 2) СГ з обмоткою збудження на роторі (електромагнітне збудження); 3) ГС комбінованого типу, що збуджуються і від постійних магнітів на роторі і використовують додаткову підмагнічуючу обмотку (магнітоелектричні генератори). Варіанти конструктивних виконань СГ показано на рис. 2.

Перший тип СГ є найбільш поширеним і активно використовується при конструюванні вітроустано-

вок. Він відрізняється простотою конструкції, технологічністю, високою надійністю. Головний недолік – відсутність можливості регулювати величину вихідної напруги.

У СГ другого типу на роторі розміщена обмотка, живлення якої відбувається за допомогою контактних кілець зі щітками. Генератори цього типу менш надійні, потребують регламентного технічного обслуговування, але дають змогу регулювати вихідну напругу в широких межах і працювати з будь-яким cosφ.

СГ третього типу є безконтактними генераторами і поєднують у собі переваги першого та другого типу СГ, але мають складнішу конструкцію, технологію виготовлення та вищу вартість.

СГ із постійними магнітами відрізняються високим ККД 60–95%, вони не потребують контролера (на відміну від синхронного двигуна із постійними магнітами), вся потужність, вироблена СГ, випрямляється і використовується для заряджання акумуляторної батареї.

Генератори постійного струму. Конструктивно ГПС не відрізняється від класичної електромашини постійного струму (рис. 3). Статор виконується як з обмоткою збудження, так і зі збудженням від постійних магнітів. Ротор має класичну конструкцію, що являє собою шихтоване магнітне осердя з багатосекційною обмоткою якоря та колектор зі щітковим апаратом. Використання машини постійного струму забезпечує легкий перехід від режиму двигуна до генератора, на виході такого генератора отримується постійний струм із мінімальною пульсацією, це дає змогу відмовитись від випрямляча із фільтром і безпосередньо заряджати акумуляторну батарею.

ГПС здебільшого використовуються для вітроустановок у приватних будинках, що пояснюється їх доступністю та відсутністю необхідності обладнувати таку вітроустановку редуктором. ГПС мають задовільне значення ККД, що знаходиться в межах 70%. Недоліком таких генераторів є наявність щіткового контакту, що знижує надійність та потребує технічного обслуговування.

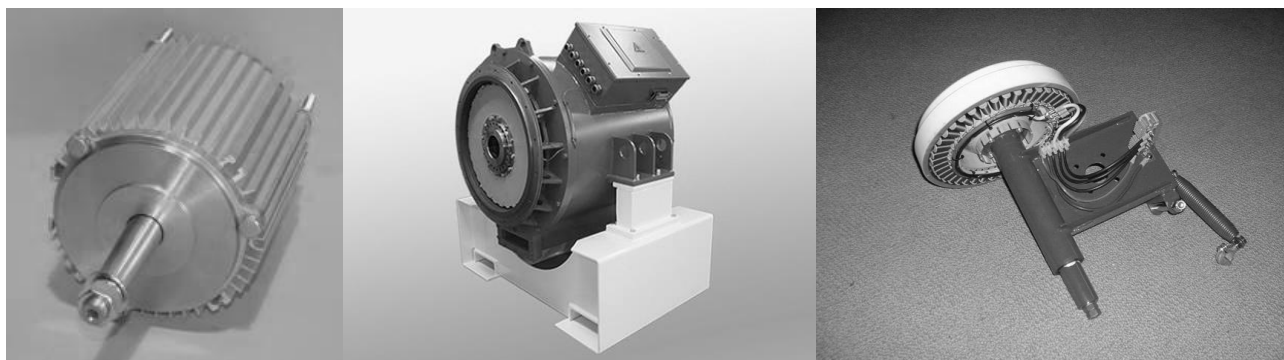


Рис. 2. Конструктивні виконання СГ для вітроустановок



Рис. 3. ГПС для вітрогенератора

Якщо використовувати генетичну класифікацію первинних джерел електромагнітного поля [1], то можна виділити такі типи джерел поля та їхні просторові інтерпретації:

Клас циліндричних генераторів для вітроустановок (ЦЛ 0.0 у; ЦЛ 0.2 у; ЦЛ 2.2 у);

Клас торцевих генераторів для вітроустановок (ТП 0.0 у; ТП 0.2 у; ТП 2.2 у);

Клас плоских генераторів для вітроустановок (ПЛ 0.0 х; ПЛ 2.0 х; ПЛ 2.2 х);

Клас сферичних генераторів для вітроустановок (СФ 0.0 у; СФ 0.0 х; СФ 0.2 у; СФ 2.0 х; СФ 2.2 у; СФ 2.2 х).

У результаті патентного та літературного пошуку знайдено інформацію про електрогенератори для вітроустановок кожного класу та типу [2–6]. Загальний вигляд таких генераторів із зазначенням його класу наведено на рис. 4.

Представлені в літературі та патентах зразки відрізняються конструктивним виконанням та різнома-

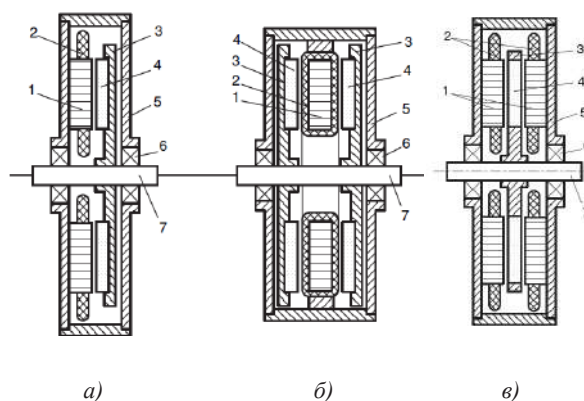


Рис. 5. Конструктивні виконання класу торцевих електрогенераторів (ТП 0.2 у)

1 – осердя статора, 2 – обмотка статора, 3 – ротор, 4 – постійні магніти, 5 – корпус, 6 – підшипникові вузли, 7 – вал

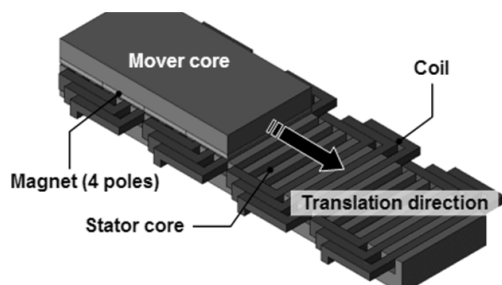
нітними технічними рішеннями, серед яких можна виділити кілька типових виконань, що показані на рис. 5 на прикладі класу торцевих електричних генераторів [3; 4].

На рис. 5а показано одностороннє виконання торцевого генератора; на рис. 5б – двостороннє виконання; рис. 5в – торцевий генератор із дисковим ротором.

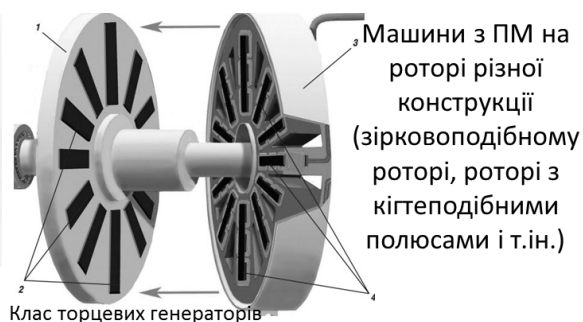
Загальний результат літературного пошуку електромеханічних перетворювачів енергії для вітроустановок показано на рис. 6 у вигляді блок-схеми. Нині як генератори для вітроустановок доцільно використовувати клас циліндричних електричних генераторів та торцевих. Використання торцевого генератора дає змогу відмовитись від застосування редуктора в вітроустановці. Це пояснюється тим, що такі генератори мають порівняно меншу осьову довжину і більший діаметр. У результаті такий гене-



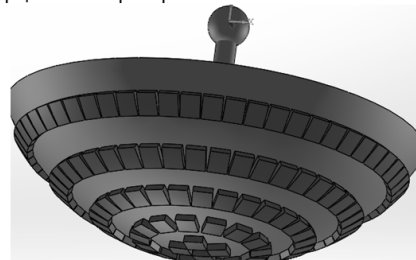
Клас циліндричних генераторів



Клас лінійних генераторів



Клас торцевих генераторів



Клас сферичних генераторів

Рис. 4. Класифікація генераторів для вітроустановок за типом джерела електромагнітного поля

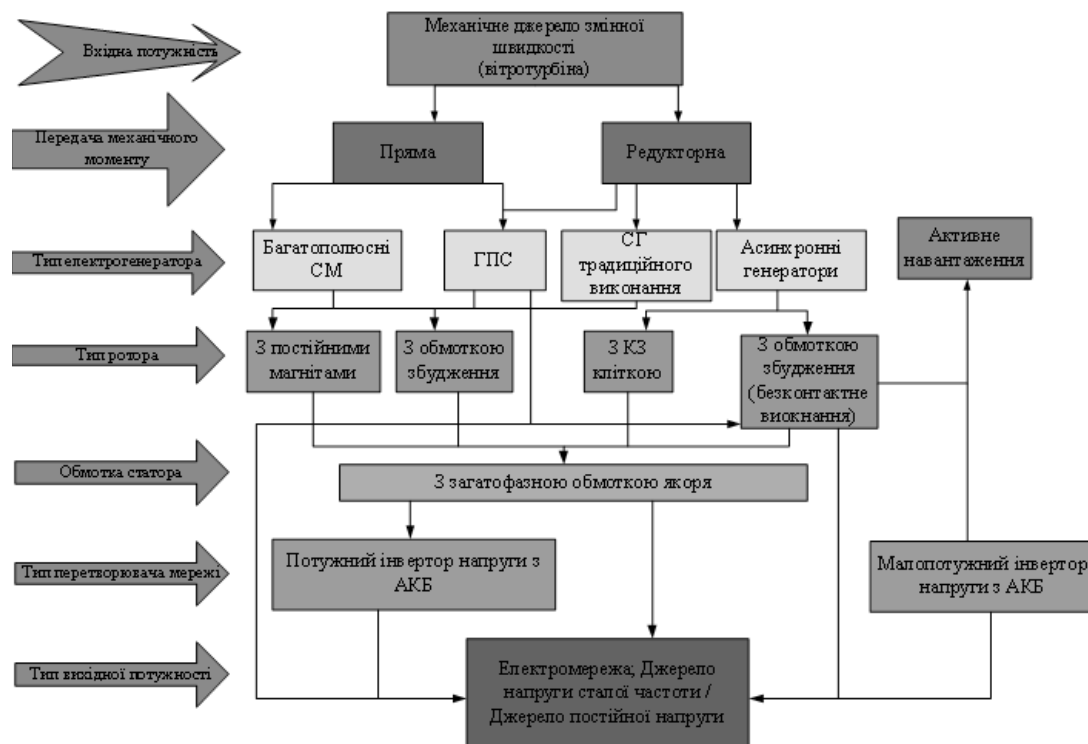


Рис. 6. Різноманітні типи перетворювачів енергії для вітроустановок

ратор проектується в багатополосному виконанні на невисоку швидкість обертання. З метою збудження такого генератора доцільно використовувати постійні магніти на основі рідкоземельних матеріалів. Таке рішення дасть змогу суттєво зменшити габарити такого генератора, підвищити його питому потужність та надійність.

Головні висновки. В результаті літературно-патентного пошуку визначено область існування електромеханічних перетворювачів енергії для систем перетворення енергії вітру. Показано, що економічно доцільно використовувати для таких систем синхронні генератори з постійними магнітами циліндричного або торцевого типу.

Література

1. Шинкаренко В.Ф. Основи теорії еволюції електромеханічних систем. К.: Наукова думка, 2002. 288 с.
2. Чумак В.В. Цепи – полева модель магнітоелектричного синхронного торцевого генератора для автономних енергоустановок / В.В. Чумак, О.Л. Тимошук, Е.А. Монахов. Відродження енергетики. 2015. № 2(41). С. 29–32.
3. Монахов Е.А. Моделирование процесса управления торцевым магнитоэлектрическим генератором / Е.А. Монахов, В.В. Чумак. Вісник Національного технічного університету «ХПІ». 2015. № 42(1151). С. 39–43.
4. Чумак В.В. Исследование вопросов выбора постоянных магнитов в торцевом магнитоэлектрическом генераторе / В.В. Чумак, Е.А. Монахов. Гідроенергетика України. 2015. № 4. С. 35–37.
5. Чумак В.В. Управление магнитоэлектрическим генератором с аксиальным потоком / В.В. Чумак, Е.А. Монахов. Технічна електродинаміка. 2015. № 4. С. 35–37.
6. Чумак В.В. Компактний однофазний синхронний магнітоелектричний мікрогенератор з постійними магнітами для мобільного енергокомплексу, працюючого в польових умовах / В.В. Чумак, Е.А. Монахов. Сучасні проблеми автоматики та електротехніки: Матеріали всеукраїнської науково-технічної конференції з міжнародною участю (Миколаїв, 22–24 квіт. 2015 р.) М-во освіти і науки України, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова. Миколаїв: Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, 2015. С. 34–72.
7. Васильо П.Ф., Брыль А.А., Пекур П.П. Определение технических показателей эффективности использования ветроэлектрических агрегатов в Украине. Энергетика и электрификация. 1995. № 2. С. 48–51.
8. Коханевич В.П., Перминов Ю.Н., Шихайлов Н.А., Марченко Н.В. Разработка и испытание генераторов с постоянными магнитами для ветроустановок на базе серийных асинхронных двигателей. Альтер. енергет. и экология. 2012. № 7. С. 48–55.

АНАЛІЗ ПРОБЛЕМИ УТВОРЕННЯ ТА УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ АВТОТРАНСПОРТНОГО КОМПЛЕКСУ

Ганошенко О.М., Голік Ю.С.

Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка
просп. Першотравневий, 24, 36011, м. Полтава
elena.ganoshenko26@gmail.com

Виконаний аналіз сучасного стану утворення промислових відходів у контексті загальної концепції екологічної безпеки. Розглянуто забруднення навколишнього середовища автомобільним транспортом. Узагальнені результати вітчизняних і зарубіжних досліджень в області проблем екологічної безпеки автотранспортного комплексу. Визначено, що під час вибору пріоритетного способу поводження з автомобільними відходами слід враховувати можливість повторного використання компонентів, що входять до їх складу. Проведений аналіз стану накопичення відпрацьованих автомобільних фільтрів та методів поводження з ними. *Ключові слова:* промислові відходи, автомобільний транспорт, екологічна безпека, утилізація відходів, рециклінг, рівень автомобілізації, відпрацьовані автомобільні фільтри.

Анализ проблемы образования и утилизации отходов автотранспортного комплекса. Ганошенко Е.Н., Голік Ю.С.

Выполнен анализ современного состояния образования промышленных отходов в контексте общей концепции экологической безопасности. Рассмотрено загрязнение окружающей среды автомобильным транспортом. Приведены обобщенные результаты отечественных и зарубежных исследований в области проблем экологической безопасности автотранспортного комплекса. Определено, что при выборе приоритетного способа обращения с автомобильными отходами необходимо учитывать возможность повторного использования входящих в их состав компонентов. Проведен анализ накопления отработанных автомобильных фильтров и методов обращения с ними. *Ключевые слова:* промышленные отходы, автомобильный транспорт, экологическая безопасность, утилизация отходов, рециклинг, уровень автомобилизации, отработанные автомобильные фильтры.

Analysis of the problem of the formation and disposal of waste motor complex. Ganoshenko E., Holik Yu. The analysis of the current state of industrial waste generation is carried out, in the context of the general concept of environmental safety. The pollution of the environment by road transport is considered. The generalized results of national and international research in the field of ecological safety of the motor complex problems. It is determined that when choosing the priority method for handling automotive waste, it is necessary to take into account the possibility of reusing the constituent components. The analysis of the accumulation of waste automobile filters and methods of handling them. *Key words:* industrial waste, automobile transport, environmental safety, waste utilization, recycling, level of motorization, waste automotive filters.

Постановка проблеми. Усвідомлення кризової ситуації утворення відходів, з якою зіткнулося наше суспільство, призвело до того, що управління ними з другорядної проблеми перетворилося в центральне питання. Такий погляд представив англійський професор Робін Мюррей та запропонував термін «Zero Waste», що вже отримав достатнє розповсюдження за кордоном, має два значення: «нуль відходів» і «нуль втрат». В об'єднанні цих двох значень і полягає новий принцип ставлення до відходів виробництва і споживання. У декого перспектива перебудови системи утилізації викликає паніку, але одночасно формується і нове, більш позитивне ставлення до цієї проблеми. У більшості велика готовність розглядати відходи як джерело можливостей і шукати рішення в рамках більш широкого погляду, що охоплює і зміну клімату, і управління ресурсами, і відродження міст [1].

Важливим компонентом навколишнього середовища необхідно відзначити атмосферне повітря. На сьогодні в більшості країнах на перше місце по його забрудненню вийшов автотранспорт. Щорічно

у світі у двигунах внутрішнього згорання спалюється близько 2 млрд. тон нафтового палива, а основною причиною забруднення повітря є неповне та нерівномірне його згорання. Усього 15% витрачається на рух автомобіля, і, відповідно, 85% потрапляє в довкілля. Встановлено, що у відпрацьованих газах двигуна внутрішнього згорання міститься більше 170 шкідливих компонентів, із них близько 160 – похідні вуглеводнів. Тому доцільно розглядати забруднення довкілля автотранспортом переважачою складовою частиною екологічної безпеки країни.

В Україні, як і в багатьох інших державах, існують проблеми у сфері поводження з промисловими відходами. Більшість країн намагається захистити навколишнє середовище шляхом ефективного впровадження сучасних технологій переробки та утилізації відходів для забезпечення екологічного благополуччя і ресурсозбереження, а деякі планують повністю припинити захоронення відходів на полігонах. Європейська та світова практика у сфері поводження з відходами ставить перед собою мету – попередження і зменшення утворення відходів,

а також шкідливого впливу на довкілля і здоров'я людини. Це стане можливим шляхом впровадження належних технологій кінцевої утилізації небезпечних речовин, повторного їх використання в якості ресурсоцінних матеріалів або як джерела теплової енергії.

Формулювання цілей статті. Метою роботи є аналіз проблеми забруднення довкілля відпрацьованими складовими частинами автотранспорту, існуючого досвіду у сфері поводження з ними, а також визначення специфіки накопичення відпрацьованих автомобільних фільтрів у розрізі світу, країн Європи, України, Полтави.

Виклад основного матеріалу. Поглибленим вивченням нагального питання поводження з промисловими та побутовими відходами займалися і займаються велика кількість науковців. Докладно описані технології переробки промислових відходів з отриманням цінної сировини в працях Бобовича Б.Б., Іванова О.П., Когана Б.І. [2; 3]. Представлені матеріали по відходам, що формуються в процесі життєдіяльності суспільства, та показана їх небезпечність для довкілля в праці Гриніна А.С. та Новікова В.М. [4].

Систематизація та аналіз стану утилізації, рекуперації промислових відходів окремих галузей народного господарства, комплексні технології їх знешкодження, а також основні процеси та апарати для технологій переробки відходів висвітлені в сучасних роботах Радовенчика В.М., Гомелі М.Д. [5].

Основи загальної концепції екологічної безпеки викладені в роботах Фролова К.Ф., Данілова-Данільяна В.І., Дорогунцова С.І., Бокова В.А. та інших [6–9]. Останнім часом теоретичні та практичні дослідження із зазначеної проблеми набувають більшого розвитку. Поглиблюються, конкретизуються та деталізуються знання в різних наукових напрямках. Екологічна безпека в рамках держави розглядається як складова частина національної безпеки. Основи управління екологічною безпекою закладено в роботах Лозанського В.Р., Масленнікова І.В., Шмандія В.М. [10–12].

Узагальнені результати вітчизняних і зарубіжних досліджень в області проблем екологічної безпеки автотранспортного комплексу (АТК) представлені в роботах Денисова В.М. та Рогалєва В.О., де проаналізовані основні напрямки негативного впливу на навколишнє середовище і здоров'я населення об'єктів АТК, у тому числі автотранспортних засобів (АТЗ) на всіх стадіях їх життєвого циклу, включаючи етап утилізації та регенерації автотранспортних відходів. Обґрунтовано застосування комплексного підходу, заснованого на результатах моделювання процесів забруднення об'єктів навколишнього середовища (НС) і процедурі оцінки ризику з метою вибору ефективних природоохоронних і санітарно-гігієнічних заходів, спрямованих на зниження техно-

генного впливу АТК на міське середовище і здоров'я населення [13].

Аналіз проблеми забруднення довкілля відпрацьованими складовими частинами автомобільного транспорту дає змогу виділити основні:

- 1) забруднення атмосферного повітря вихлопними газами, що містять велику кількість шкідливих і навіть отруйних речовин;
- 2) забруднення ґрунтів на прилеглих до автодорог територіях;
- 3) у випадку потраплянні відпрацьованих складових частин автотранспорту в довкілля відбувається забруднення атмосферного повітря, ґрунтового покриву забруднюючими речовинами, що в них містяться;
- 4) як наслідок – забруднення поверхневих та підземних вод.

Значна увага приділяється питанням екологізації самого автомобіля за рахунок переходу на більш безпечні двигуни та види палива. Утилізація ресурсоцінних компонентів, що входять до складу автомобільних відходів: корпус – переплавлення металу, шини – переробка резини, відпрацьовані масла – регенерація масел, акумулятори – вилучення та переробка електроліту. Але залишається недостатньо висвітленою проблема утворення відпрацьованих автомобільних фільтрів.

У дослідженнях не завжди враховують усі автомобільні відходи, тому необхідно розглядати це питання комплексно, тобто існує необхідність детального дослідження процесу утилізації відпрацьованих автомобільних фільтрів із метою вилучення ресурсоцінних та повного знешкодження шкідливих компонентів із подальшою їх утилізацією або захороненням.

Першим етапом раціонального поводження з відпрацьованими складовими автомобільного транспорту є його збір. Для регулювання цього питання в країнах запроваджують різного роду стимули та санкції як для підприємств, так і для громадян, які мають знати, як потрібно правильно утилізувати такі відходи.

На сьогодні у світі експлуатується близько 800 млн. авто, а за прогнозами спеціалістів до 2035 року їх кількість зросте до 3 млрд. штук. За міжнародними нормами допустимий термін експлуатації легкових машин складає 10 років, після чого вони повинні направлятися на переробку. Наприклад, у Європейських країнах середній вік автомобілів, що знімаються з реєстрації, – 12-14 років, тому після закінчення цього терміну необхідно не допустити потрапляння мільйонів тон відходів автотранспорту на звалище, забезпечити повну його утилізацію. Адже під час його виготовлення були використані цінні матеріали: чорні та кольорові метали, пластмаси та гумові вироби, скло та кераміка, дерево та картон, текстильні матеріали тощо. Тому автомобіль, що вийшов з експлуатації, може і має стати джерелом вторинних матеріальних ресурсів.

Питання авторециклінгу досліджують досить давно і вдало. Найбільш ефективною і бездоганною є система авторециклінгу, створена в Нідерландах. За результатами 2011 року, коефіцієнт утилізації автомобілів вже складав 96,2%, що є найвищим у світі. Головне, що фінансування цієї системи з кожним роком потребує менше додаткових ресурсів. З покупця беруть утилізаційний податок 45 євро, який входить до вартості нового авто [14].

Основним завданням утилізації автомобілів є зменшення ресурсів, які витрачаються на виготовлення нової деталі. У даний час коефіцієнт вторинної переробки в західних країнах у середньому становить близько 80-85% від маси автомобіля, а коефіцієнт утилізації – 95% з урахуванням спалювання органічних відходів з утилізацією утвореної енергії і тепла. Досвід країн Балтії, Польщі, США, Японії та інших країн висвітлений іноземними спеціалістами Рейнхардом В.А., Кіbartаса А., Збичинським І., Віллером С. [15–18].

В Україні на даний час існує так звана «часткова утилізація», галузь промисловості з утилізації автомобілів лише починає зароджуватися. Організація системи утилізації автотранспортних засобів є актуальною для нашої країни, тому що вона не тільки запобігає утворенню звалищ зношених автомобілів, але і виступає джерелом цінних вторинних ресурсів. Для впровадження такої системи необхідно враховувати ступінь вторинної переробки автомобільних матеріалів і розробляти технології отримання вторинної сировини з автотранспортних відходів.

Під час вибору пріоритетного способу поводження з автомобільними відходами слід враховувати можливість повторного використання компонентів, що входять до складу відходів, а також мінімізувати кількість речовин, які не мають подальшого використання. Тобто під час поводження з автомобільними відходами актуальними є технології рециклінгу. Рециклінг – надання матеріалам необхідних властивостей, які дозволять використовувати їх повторно. Тому автомобіль, що вийшов з експлуатації, має стати джерелом вторинних ресурсів. Закон про авторециклінг прийнятий більш ніж у 50 країнах світу, де вважається, що відповідальність за утилізацію автомобілів повинна бути на підприємствах – виробниках.

Більшість досліджень у галузі поводження з відпрацьованими складовими частинами автотранспорту стосуються вилучення небезпечних складових і ресурсоцінних компонентів. Існують різні методи та підходи вивчення даного питання. Основне практичне питання авторециклінгу вирішується в роботі Трофименко К.Ю., а саме – як в умовах великого міста організувати систему поводження з відходами так, щоб домогтися найбільш раціонального використання ресурсів, що містяться у відпрацьованих автотранспортних засобах (ВАТЗ) і інших автотранспортних відходах (АТВ). Необхідно вдо-

сконалювати процеси управління системою шляхом: введення програмно-цільового планування, законодавчих вимог до технологій, що використовуються на всіх етапах утилізації ВАТЗ (сертифікація та ліцензування), квотування повторного використання матеріалів ВАТЗ; передачі контрольно-наглядових функцій та інших повноважень з управління процесами поводження з ВАТЗ одному представницькому органу [19].

Результати системно проаналізованих основних факторів впливу на навколишнє середовище автомобілем у повному життєвому циклі належать Петрову Р.Л. Виявлено і співставлено найбільш важливі і значущі чинники, що створюють екологічне навантаження на навколишнє середовище в повному життєвому циклі автомобілів. Уперше в практиці вітчизняного автомобілебудування проведені розрахунки, аналізи і порівняння екологічних показників моделей автомобілів ВАЗ для стадій виробництва та утилізації, а також комплексних показників у повному життєвому циклі [20].

Про ефективність функціонування розробленої єдиної еколого-орієнтованої системи управління збором і утилізацією ВАТЗ можна судити на підставі появи сукупності ефектів, що виникають унаслідок функціонування даної системи:

- 1) екологічного ефекту – вираженого в зменшенні величини еколого-економічної шкоди, завданої земельним і водним ресурсам;
- 2) економічного ефекту – зниження навантаження на бюджет за рахунок альтернативного фінансування утилізації;
- 3) соціального – перехід автомобільної промисловості на більш високий рівень розвитку і щодо якості продукції, що випускається, і щодо екологічності.

Впровадження концепції утилізації ВАТЗ дасть можливість переробити їх, не завдаючи шкоди навколишньому середовищу і здоров'ю людей. У результаті експлуатації, а також фізичних і хімічних процесів, що відбуваються в процесі користування автомобілем, його вузли і механізми поступово зношуються, технічний стан погіршується, і, як наслідок, збільшується кількість шкідливих викидів в атмосферу. Деякі його частини, такі як акумулятори, шини, фільтри, мають значно менший термін експлуатації, після закінчення якого вони стають небезпечними відходами. Від того, наскільки правильно і своєчасно відбувається заміна цих елементів, залежить працездатність автомобіля.

Значною мірою ступінь небезпеки таких елементів залежить від можливості потрапляння їх у навколишнє середовище. Особлива увага приділяється вивченню способів утилізації акумуляторів, зношених шин та відпрацьованих масел. Технологічні схеми і методи знешкодження небезпечних сірчано-кислих відходів акумуляторних батарей відображені в багатьох працях Бесера А.Д., Штойка С.Г., Башевої Т.С. та інших авторів [21–23].

Перспективні методи переробки та утилізації зношених шин розглянуті та досліджені Вольфсоном С.І., Казанцевим Т.В., Валуєвим Д.В., Чич С.К., Павловим Г.І., Кочергіним О.В., Ситниковим О.Р., а також нашими співвітчизниками Пляцуком Л.Д., Крещенецьким В.Л. та багатьма іншими науковцями [24–27].

Проблеми екологічної безпеки використання різноманітних типів масел стали невід’ємною складовою частиною утилізації відпрацьованих мастильних матеріалів (ВММ), котрі на сьогодні є найбільш розповсюдженими техногенними відходами, які негативно впливають на всі складові частини навколишнього середовища – атмосферу, воду, ґрунт.

Тому одним із найважливіших моментів у забезпеченні безпеки екосистеми в умовах техногенного навантаження є недопущення потрапляння ВММ до навколишнього середовища, а також розроблення та впровадження нових технологій переробки та утилізації відпрацьованих мастильних матеріалів.

Окремо необхідно виділити конструктивні рішення в питаннях видалення, збору та транспортування відпрацьованих масел, розробку інструментів, апаратів, контейнерів, способів, систем та пристроїв. Конструкцію дренажної платформи, коробки-контейнера для відстоювання, зливу та подальшої утилізації залишкового масла з відпрацьованих автомобільних масляних фільтрів розробили Р. Дивайн, Дж. Р. Макгваєр, Г. Сейдж, Ч. Бритейн [28–30]. Спосіб вилучення залишкового масла з відпрацьованих фільтрів у герметичній камері за допомогою водяної пари запропонували Д.І. Саїнов, Р.В. Мелікова, О.В. Андріанов та ін. [31]. Винахід Г.Д. Макрає забезпечує вилучення та регенерацію відпрацьованих масел, представляє собою систему обробки масляних фільтрів, а також матеріалів, забруднених нафтопродуктами [32].

Що стосується утилізації безпосередньо відпрацьованих автомобільних масляних фільтрів, необхідно відзначити розробки К. Шмідта, І. Богацької, С. Левандовського [33; 34] – способи та системи для утилізації відпрацьованих масляних та паливних фільтрів. К. Шмідт пропонує подрібнювати, а потім зпалювати ВАМФ, І. Богацька, С. Левандовський та інші – після розрізання занурювати в розчинник.

Більш досконалим можна назвати процес рециклінгу масляних фільтрів, який розробив Г. Колтунов, виконаний закаткою корпусу на кришку, що включає розрізання корпусу масляного фільтра, відділення кришки від корпусу, відділення відпрацьованих деталей масляного фільтра, які далі сортують за придатністю для їх використання за призначенням, потім передають на обробку з механічною і/або гідравлічною на них дією, контроль технічних параметрів з подальшою передачею придатних деталей на збирання нових масляних фільтрів, а непридатних – на подальше сортування і утилізацію [35].

У результаті експлуатації автомобілів виникає

велика кількість відпрацьованих матеріалів, де фільтри для очищення масла є відходами, які забруднені нафтовими і мінеральними жировими продуктами (відпрацьовані промаслені фільтри). Небезпечними елементами є: папір, олія, механічні домішки. Одним із найважливіших моментів у забезпеченні безпеки екосистем в умовах протікання природних процесів є недопущення їх забруднення особливо небезпечними речовинами.

Проведений огляд вирішення проблем впливу відходів автотранспортного комплексу демонструє високий рівень вивченості різних аспектів як окремих наукових напрямків. Подальших досліджень потребує питання утилізації окремих небезпечних складових частин відпрацьованих автомобільних масляних фільтрів.

Аналіз стану накопичення відпрацьованих автомобільних фільтрів потребує розгляду таких показників, як рівень автомобілізації та чисельність населення, для визначення кількості машин в тій чи іншій країні.

Рівень автомобілізації – це показник оснащеності легковими автомобілями населення країни, який розраховується як число індивідуальних легкових автомобілів на 1000 жителів. Розраховується за методикою Міжнародної дорожньої федерації (International Road Federation), заснованої на даних національної статистики та міжнародних організацій. Як джерело інформації виступає база даних «World Road Statistics», яка оновлюється щорічно.

Рівень автомобілізації населення вважається одним із важливих показників добробуту населення: чим вищий рівень добробуту людей, тим більша ймовірність придбання ними автомобілів. Підвищення рівня автомобілізації населення призводить до значної зміни громадської інфраструктури, збільшення мобільності людей і поліпшення їх економічного становища. До негативних наслідків автомобілізації відносяться забруднення повітря і землі уздовж автомагістралей, шумове забруднення міського та приміського середовища, збільшується число автомобільних аварій і їх жертв [36].

Загальна чисельність населення планети постійно збільшується, хоча в різних країнах її динаміка суттєво різниться. Згідно з оцінками Фонду Організації Об’єднаних Націй в області народонаселення (UNFPA) сукупне населення планети в жовтні 2011 року становила 7 мільярдів, а якщо сучасна динаміка зростання чисельності і зменшення кількості населення планети не зазнає значних змін, то межу 8 мільярдів чоловік буде подолано приблизно в 2024 році [37].

Маючи данні чисельності населення та рівня автомобілізації різних країн світу, можемо визначити кількість автомобілів, а потім і кількість відпрацьованих автомобільних фільтрів, що утворюються кожного року. Розглянемо залежність кількості автомобільного транспорту та утворення небезпечних

Таблиця 1

Масштаби утворення відпрацьованих фільтрів

№ п/п	Масштаб утворення	Кількість жителів, осіб.	Рівень автомобілізації, шт. /1000 осіб.	Кількість машин, шт.	Фільтрів за рік, шт. /рік
1	Світ	7 432 663 275	135	1 003 409 542	2 006 819 084
2	Країни Західної Європи:	190 827 090	572	109 153 095	218 306 190
	Австрія	8 219 743	529	4 348 244	8 696 488
	Бельгія	10 438 353	489	5 104 355	10 208 710
	Ліхтенштейн	36 713	750	27 534	55 068
	Люксембург	509 074	665	338 534	677 068
	Монако	30 510	732	22 333	44 666
	Нідерланди	16 730 632	466	7 796 475	15 592 950
	Німеччина	81 305 856	517	42 035 128	84 070 256
	Франція	65 630 692	481	31 568 363	63 136 726
	Швейцарія	7 925 517	521	4 129 194	8 258 388
3	США	325 197 000	423	137 558 331	275 116 662
4	Україна	42 414 900	202	8 567 810	17 135 620
5	Полтава	292 469	200	58 534	117 068

відходів у розрізі світу, Європи, України та міста Полтава, на прикладі відпрацьованих автомобільних масляних фільтрів. Розрахункові данні приведені в таблиці 1.

За даними Управління ДАІ ГУ МВС України в м. Полтава, на даний час зареєстровано 58534 тис. одиниць легкових автотранспортних засобів фізичних осіб. Крім того, в місті постійно перебувають автотранспортні засоби, зареєстровані в інших містах. Аналіз умов експлуатації легкових автомобілів фізичних осіб показав: 57% цих автомобілів більше 15 років, біля 50% експлуатується постійними власниками за умови нещоденного використання, а решта, 50% автомобілів, експлуатується одними власниками кожного дня із середнім пробігом 100 км. Після 5-и років експлуатації автомобілі, як правило, продаються іншим власникам і перебувають в експлуатації ще до 15 років із середньорічним пробігом близько 15 тис. км. Заміна комплекту шин 5-ти коліс автомобіля здійснюється в середньому 1 раз на 4 роки, заміна акумулятора – 1 раз на 3-4 роки.

Усі відходи транспортних засобів є небезпечними для довкілля і в той же час мають ресурсоцінний потенціал. Старі кузови автомобілів, відпрацьовані автомобільні фільтри та інші складові частини мають збиратись і перероблятись.

Налагодження системи збору та переробки відходів транспортних засобів, високотехнологічного сміття забезпечить суттєве зменшення забруднення міських територій нафтопродуктами, металами, зокрема важкими, що значно покращить екологічну безпеку та санітарний стан міських територій.

Головні висновки. На підставі проведеного дослідження стає очевидним, що існуючі та розроблені системи поводження з даним видом промислових відходів мають загальні способи утилізації окремих складових частин і не дають можливості стверджувати про їх повну нейтралізацію, як єдину комплексну систему, спрямовану на збереження екосистем, що піддаються техногенному навантаженню.

Усі відходи транспортних засобів є небезпечними для довкілля і в той же час мають ресурсоцінний потенціал. Старі кузови автомобілів, відпрацьовані автомобільні фільтри та інші складові мають збиратись і перероблятись.

Налагодження системи збору та переробки відходів транспортних засобів, високотехнологічного сміття забезпечить суттєве зменшення забруднення міських територій нафтопродуктами, металами, зокрема важкими, що значно покращить екологічну безпеку та санітарний стан міських територій.

Література

1. Мюррей Р. Цель. Zero Waste. (Перев. с англ.). М.: ОМННО «Совет Гринпис», 2004. 232 с.
2. Бобович Б.Б. Переработка промышленных отходов. Учебник для вузов. М.: «СП Интермет Инжиниринг», 1999. 445 с.
3. Иванов О.П., Коган Б.И., Биков О.П. Инженерная экология: Навчальний посібник / Під ред. Б.І. Когана. Новосибірськ: Вид. Новосибірського державного технічного університету, 1994. Кн. 1. 184 с.
4. Гринин А.С. Промышленные и бытовые отходы: Хранение, утилизация, переработка. М.: ФАИР-Пресс, 2002. 336 с.
5. Радовенчик В.М., Гомеля М.Д. Твердые отходы: сбор, переработка, складывания: навчальний посібник для студентів вузів. К.: Кондор, 2010. 550 с.
6. Экологическая безопасность, устойчивое развитие и природоохранные проблемы / под ред. К.Ф. Фролова. М.: МГФ «Знание», 1999. 704 с.
7. Данилов-Данильян В.И. Экологический вызов и устойчивое развитие. М.: Прогресс-Традиция, 2000. 416 с.

8. Дорогунцов С.И. Управление техногенно-экологической безопасностью в контексте парадигмы устойчивого развития: концепция системно-динамического решения. К.: Наукова думка, 2002. 200 с.
9. Боков В.А. Основы экологической безопасности: учебное пособие. Симферополь: СОНАТ, 1998. 224 с.
10. Лозанський В.Р. Екологічне управління в розвинутих країнах світу у порівнянні з Україною. Харків: УкрНДШП, 2000. 68 с.
11. Масленникова И.В. Управление экологической безопасностью. С.-Петербург: Из-во гос. университета, 2001. 130 с.
12. Шмандий В.М. Теоретические основы управления техногенной безопасностью урбосистемы при антропогенных землетрясениях // Проблемы охорони навколишнього середовища та техногенної безпеки: зб. наук праць. Харків: УкрНДІЕП, 2001. Вип. 25. С. 40–50.
13. Денисов В.М., Роголев В.О. Проблемы экологизации автомобильного транспорта. СПб.: МАНЕБ, 2012. 213 с.
14. Утилизация авто: опыт Евросоюза / Авто-центр. 2013. 18 августа. URL: <https://www.autocentre.ua/avtopravo/avtobiznes/utilizatsiya-avto-opyt-evrosoyuza-265694.html>.
15. Райнхард В.А. Переработка старых автомобилей: Европейский опыт. Твердые бытовые отходы. 2007. № 10. С. 70–77.
16. Авторециклинг в странах Балтии. Рециклинг отходов. № 2. 2007. С. 19–21.
17. Виллер С. Опыт США. ЦЕЛЬ – 100 % переработка автомобиля + прибыль. Авто-грин. № 1. 2005. С. 25.
18. Car Recycling Business in Japan. JETRO Japan Economic Report. June-July 2006. 13 pp.
19. Трофименко К.Ю. Повышение эффективности системы утилизации вышедших из эксплуатации транспортных средств «Авторециклинг» в крупном городе: автореф. дис. на соиск. научн. степени канд. техн. наук: спец. 05.22.01 «Транспортные и транспортно-технологические системы страны, ее регионов и городов, организация производства на транспорте». Москва, 2009. 20 с.
20. Петров Р.Л. Экологическая безопасность автомобилей ВАЗ в полном жизненном цикле: автореф. дис. на соиск. научн. степени канд. техн. наук: спец. 05.05.03 «Колесные и гусеничные машины». Москва, 2006. 20 с.
21. Бессер А.Д. Рециклинг реальный путь обеспечения свинцом российской промышленности // Экология и промышленность России, апрель, 2006. С. 12–15.
22. Штойк С.Г. Утилизация отработавших аккумуляторных батарей: практика работы // Экология и промышленность России, апрель, 2008. С. 18–22.
23. Башева Т.С. Екологічно безпечна технологія рециклінгу відходів акумуляторного електроліту: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 21.06.01 «Екологічна безпека». Київ, 2011. 24 с.
24. Вольфсон С.И. Методы утилизации шин и резинотехнических изделий. Вестник Казанского технологического университета. 2001. № 1. С. 74–79.
25. Казанцев Т.В. Рынок использованных покрышек и продуктов из использованных покрышек в странах ЕС, США и РФ. URL: <http://www.waste.ru/modules/section/item.php?itemid=180>.
26. Пляцук Л.Д. Утилізація гумових відходів / Пляцук Л.Д., Гурець Л.Л., Будьонний О.П. Вісник КДПУ ім. М. Остроградського. 2007. № 5(46). Ч. 1. С. 152.
27. Крещенецький В.Л. Шляхи розв'язання проблеми переробки відпрацьованих шин. Вісник Східноукраїнського національного університету ім. В. Даля. 2013. № 5(194). Ч. 1. С. 85–88.
28. Патент US 005611377 A, США, МПК: В 65 В 1/04. Коробка – осушувач масляних фільтрів / Джон Р. Макгваер. 1997.
29. Патент US 005884676 A, США, МПК: В 65 В 3/04. Коробка для зливу відпрацьованого масла / Гарі Сейдж. 1999.
30. Патент US 005653271 A, США, МПК: В 67 С 9/00. Апарат для збору та відділення масла з відпрацьованих масляних фільтрів / Чарльз Брітейн.
31. Патент на полезную модель 51910 РФ, МПК: В09В3/00. Устройство для утилизации отработанных масляных фильтров [Текст] / Саинов Д.И., Меликова Р.В., Андрианов В.А., Сокирко Г.И., Улукпанов Д.А., Федорова Т.В.; патентообладатель Саинов Дамир Ильдарович, Меликова Рита Владимировна, Андрианов Владимир Александрович, Сокирко Геннадий Иванович, Улукпанов Дусемби Ахметкалиевич, Федорова Татьяна Владимировна; № 2005131708/22; заявл. 12.10.2005; опубл. 10.03.2006.
32. Патент US 006425957 B1, США, МПК: В 07 В 7/00. Метод вилучення відпрацьованого масла з фільтра та нафто забруднених матеріалів / Гарелл Джеральд Макрае. 2002.
33. Патент СА 2283928 А1, США, МПК: F 23 G 5/20. Система для утилізації використаних масляних фільтрів / Карл В. Шмідт. 1998.
34. Патент WO 2016068735 A1, Польща, МПК: В 03 С 1/14. Спосіб утилізації масляних і паливних фільтрів після використання / Ізабелла Богацька, Станіслав Левандовський, Бартош Щитовський. 2016.
35. Патент на корисну модель 20424 Україна, МПК: В09В 3/00 Процес рециклінгу масляних фільтрів, виконаний закаткою корпусу на кришку/ Колтунов Г.А.; заявник і власник патенту Київ. український інст. пром. власності. – № 200608913; заявл. 10.08.2006; опубл. 15.01.2007, Бюл. № 1, 2007.
36. Рейтинг стран мира по уровню автомобилизации. Гуманитарная энциклопедия // Центр гуманитарных технологий, 2006–2016 (последняя редакция: 30.10.2016). URL: <http://gtmarket.ru/ratings/passenger-cars-per-inhabitants/info>.
37. Рейтинг стран мира по численности населения. Гуманитарная энциклопедия // Центр гуманитарных технологий, 2006–2016 (последняя редакция: 30.10.2016). URL: <http://gtmarket.ru/ratings/world-population/info>.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ КОМПЛЕКСОВ УГОЛЬНЫХ ШАХТ

Гого В.Б., Сыроватченко В.А., Михайлов А.И., Патокин Р.В.
ГВУЗ «Донецкий национальный технический университет»
пл. Шибанкова, 2, 85300, г. Покровск, Донецкая область
kafe_pn@i.ua

Изложены закономерности возникновения экологических проблем из-за техногенных выбросов пыли в атмосферу поверхностного комплекса угольной шахты, а также определены условия образования теплового пылевого шахтного колпака, создающего негативные и опасные действия на рабочих шахты и окружающую среду. *Ключевые слова:* экология, угольная шахта, поверхностный комплекс, пыль, атмосфера, шахтный пылевой колпак.

Екологічні проблеми поверхневих комплексів вугільних шахт. Гого В.Б., Сыроватченко В.О., Михайлов О.І., Руслан Вячеславович Патокин Р.В. Викладено закономірності виникнення екологічних проблем через техногенні викиди пилу в атмосферу поверхневого комплексу шахти, а також визначені умови утворення теплового пилового шахтного ковпака, що справляє негативні і небезпечні дії на робочих шахти і навколишнє середовище. *Ключові слова:* екологія, вугільна шахта, поверхневий комплекс, пил, атмосфера, шахтний пиловий ковпак.

Environmental problems of surface complexes and their solutions. Gogo V.B., Syrovatchenko V.O., Mykhailov O.I., Patokin R.V. The regularities of the emergence of environmental problems through man-made dust emissions into the atmosphere of the surface complex of the mine are outlined, as well as the conditions for the formation of a thermal dust mine cap, which creates negative and dangerous effects on the working mines and the environment. *Key words:* ecology, coal mine, surface complex, dust, atmosphere, mine dust cap.

Постановка проблемы обусловлена сложной технико-экономической, социальной и научно-технической реальностью, что сложилось в Украине, и негативно влияет на состояние топливно-энергетической отрасли, особенно угольных шахт Северо-Западного Донбасса. Трудности бюджетного финансирования шахт на приобретение современных механизированных очистных и проходческих комплексов, оснащенных средствами подавления пыли, требуют от ученых, конструкторов и технологов решать возникающие от пыли проблемы экологии, безопасности и охраны труда, как для условий горных выработок, так и поверхности шахты.

В связи с этим цель статьи – решение научной задачи выявления закономерностей распространения аэрозольной технологической угольно-породной (рудничной) пыли в атмосфере поверхностного комплекса шахты. Основное задание состоит в описании действия механизмов негативного влияния на экологическую обстановку и условия труда рабочих шахты газопылевых выбросов, а также научно-техническое обоснование эффективных решений этой проблемы, что указывает на актуальность и научно-практическую значимость всего исследования.

Изложение основного материала. Известно, что современная угольная шахта Донбасса в течение суток выбрасывает главным вентилятором вентиляционной системы примерно 1 т аэрозольной пыли и столько же пыли более крупных фракций в составе

рудничного воздуха [1; 2]. Эта пыль, в зависимости от метеоусловий, осаждается на территории поверхности шахты и ближних районов.

Исследуем влияние скорости ветра на процесс осаждения пыли (твердых частиц) на поверхности шахтного комплекса от стационарного источника (S) с известными координатами. Принимаем модель процесса: масса отходящего воздуха содержит пыль, частицы которой одного размера (например, 10^{-5} м) с нулевой начальной скоростью. Скорость ветра на высоте выброса является постоянной по величине и направлению. Необходимо аналитически и графически определить площадь осаждения пыли, ее конфигурацию, а также закономерности происходящего.

Принимаем, что траектории частиц пыли представляют прямые линии, наклон которых к горизонтальной оси, направленной к ветру, равен отношению скорости падения частицы пыли к скорости ветра. Расстояние смещения по горизонтали частицы определим из соотношения:

$$\frac{Z_1}{U} = \frac{x_1}{c}, \quad (1)$$

где Z_1 – высота начального расположения частицы в выбросе;

x_1 – расстояние смещения частицы по горизонтали;

U – скорость падения частицы по вертикали;

c – скорость атмосферного ветра на высоте выброса пыли.

Предполагаем, что исследуемая масса выбросов запыленного воздуха состоит из разнородных частиц, а скорость ветра переменная. Будем считать, что скорость ветра в слое воздуха, в котором происходит выброс, известная и переменная (например, на основе сезонных прогнозов). Учитывая это, принимаем, что атмосферный слой воздуха по вертикали в слое 100 м имеет подслои равной толщины, например по 10 м. В пределах этих подслоев скорость и направление ветра постоянные. Проанализируем процесс оседания твердых частиц пыли с учетом их скорости падения, в зависимости от размеров и высоты выброса.

С позиций кинематики процесса движения частиц, выброшенных в первом воздушном слое, и оседания их на поверхности шахты, они оставят след по направлению вектора скорости атмосферного ветра в этом слое по схеме, приведенной на рис. 1.

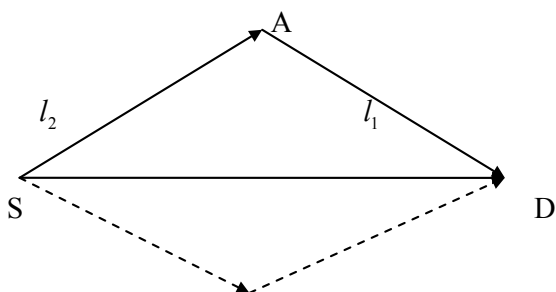


Рис. 1. Схема для определения следа оседания частиц пыли

Тогда длина следа выпавших частиц пыли на поверхности составит:

$$l_1 = c_1 \Delta t_1 = \Delta z_1 \frac{c_1}{u_1}.$$

К концу интервала времени Δt_2 частицы пыли второго слоя сместятся по горизонтали на расстояние, которое будет равным l_2 :

$$l_2 = c_2 \Delta t_2 = \Delta z_2 \frac{c_2}{u_2}.$$

В течение времени Δt_1 частицы пыли второго слоя переместятся по горизонтали в направлении вектора скорости c_1 . К концу интервала времени $(\Delta t_2 + \Delta t_1)$ частицы второго слоя оседут на землю.

Следовательно, чтобы определить положение частиц, осевших на поверхность из второго слоя, нужно сложить векторы $c_2 \Delta t_2$ и $c_1 \Delta t_1$.

Следовательно, вектор $\overline{SD}$ будет равен:

$$\overline{SD} = \overline{c_1 \Delta t_1} + \overline{c_2 \Delta t_2}.$$

Этот же результат получим, если от источника пыли S сначала отложим вектор $\overline{SB}$, а затем сложим его с вектором $\overline{BD}$, т.е.

$$\overline{SD} = c_2 \overline{\Delta t_2} + c_1 \overline{\Delta t_1}.$$

Отметим, что в точке, к примеру, B оседут пылинки, которые находились на верхней границе

первого воздушного слоя. Для определения положения произвольной точки B_i на земной поверхности, в которой оседут другие частицы, находящиеся в начальный момент на верхней границе i -го слоя, необходимо сложить векторы так, чтобы начало первого располагалось в точке, соответствующей центру источника пыли S.

Для частиц пыли иного радиуса направление движения в каждом слое считаем таким же, как и в первом случае. Однако заметим, что вектор следа для более крупной частицы будет уменьшаться по модулю.

Кроме этого, предполагаем, что твердые частицы имеют известные минимальные и максимальные размеры, что отражается через r' и r'' — соответственно, наибольший и наименьший радиусы частиц. Обозначим через u' и u'' , соответственно, скорости выпадения этих частиц. Выбираем слои так, чтобы время выпадения частиц пыли было одинаковым в каждом слое, то есть:

$$\Delta t_1 = \Delta t_2 = \dots \Delta t_i = \Delta t;$$

$$\Delta t'_1 = \Delta t'_2 = \dots \Delta t'_i = \Delta t';$$

$$\Delta t''_1 = \Delta t''_2 = \dots \Delta t''_i = \Delta t''.$$

Очевидно, что $\Delta t \neq \Delta t' \neq \Delta t''$. Перемещение пыли минимального радиуса по горизонтали за время $\Delta t'_i$ равно $c_i \Delta t'_i$. Поскольку вектор $\overline{SB} = l_1$, то будем иметь:

$$c_1 \Delta t' = c_1 \Delta t \frac{\Delta t'}{\Delta t} = \overline{SB} \frac{\Delta t'}{\Delta t}.$$

Увеличивая вектор $\overline{SB}$ в $\frac{\Delta t'}{\Delta t}$ раз, определим положение точки B'_1 , в которой оседут частицы пыли радиуса r' , находящиеся в начальный момент времени на верхней границе слоя Δz_1 .

Аналогичное исследование проведем и для нахождения точек $B'_2, B'_i, \dots B'_i$. Построенная таким образом линия $OB'_1 B'_2 B'_3 \dots B'_i$ характеризует след частиц пыли, выпавших из анализируемого слоя. Изменяя векторы $\overline{SB}$ в $\frac{\Delta t''}{\Delta t}$ раз, получим след $OB'' B''_2 B''_3 B''_4 \dots B''_i$ оставленный частицами максимального радиуса, что отражено на рис. 2.

Изложенная модель позволяет предложить действие механизма оседания пыли на поверхности шахты: площадь выпадения пыли образуется ограниченными линиями следов, которые находились в каждом слое воздуха, а после выпадения на поверхности они расположились, соответственно, по линии $SB''_i B'_i$.

Кроме этого, распределение пыли по территории поверхности шахты в различных направлениях от централизованного источника тесно связано с термодинамическими характеристиками газообразных выбросов — вентиляционных запыленных воздушных масс и дымовых газов. Технологические процессы угольной шахты, связанные с шахтной вентиляцией и котельной, создают над её поверхно-

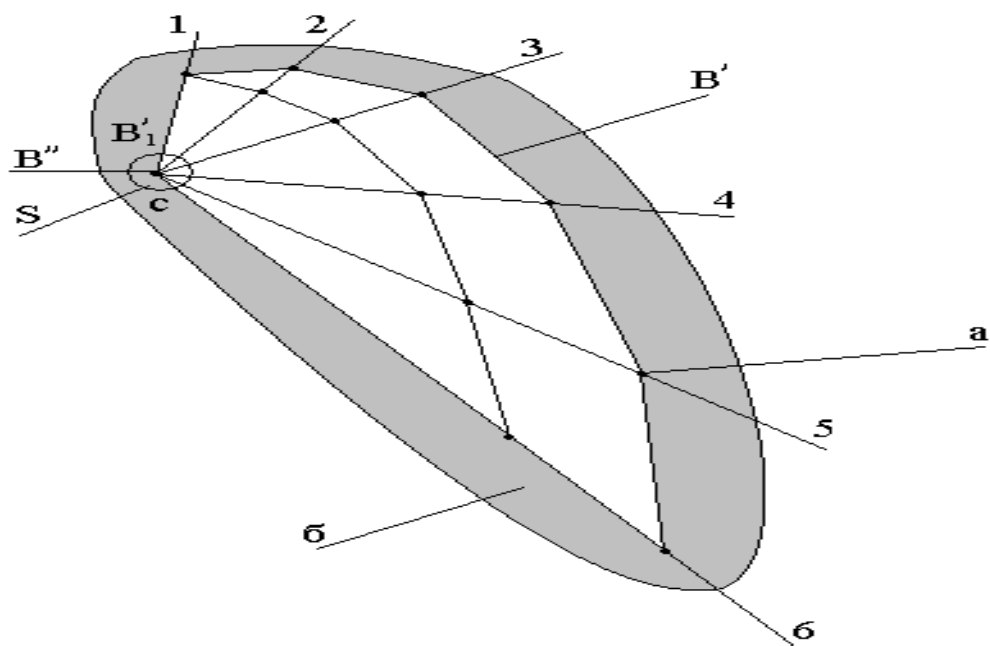


Рис. 2. Схема осаждения частиц пыли на поверхности территории шахтного комплекса от источника пыли (S): а – площадь осаждения пыли, б – площадь осаждения пыли с поправкой на турбулентную диффузию

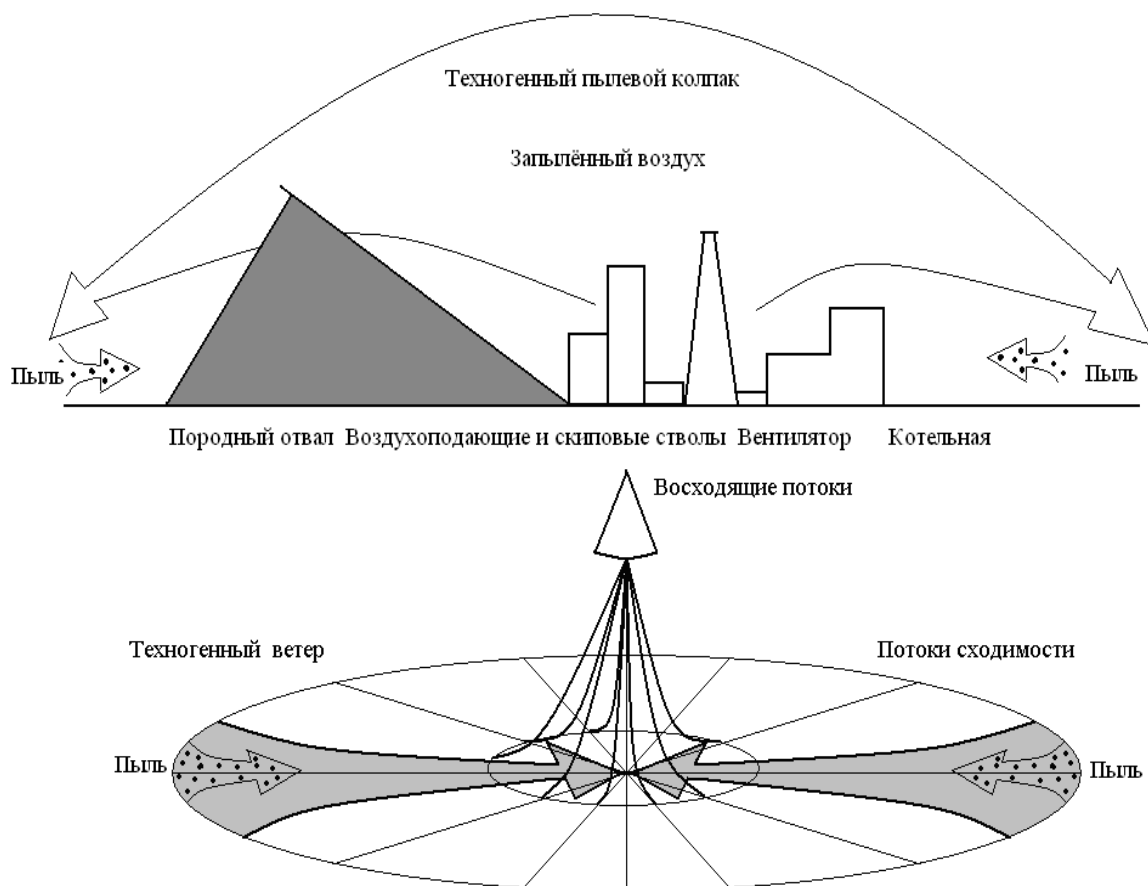


Рис. 3. Схема возникновения потоков техногенного ветра и переноса пыли под пылевым колпаком над поверхностью шахты

стью интенсивные тепловые выбросы. Накопление тепловой энергии над шахтным комплексом создает своеобразный «техногенный остров тепла», который влияет на механизм рассеивания пыли, а также на состояние локального микроклимата.

Прогнозируя распределение частиц пыли, целесообразно разработать модель процесса распространения пыли от тепловых газообразных выбросов. Доля загрязнений, переносимых из одной части атмосферы района шахты в другую, может быть определена как отношение объемов переноса частиц пыли из данной координаты района в другую за установленный интервал времени к объему их перемещений вне района шахты.

Концентрация частиц пыли в газообразных тепловых выбросах шахтных источников специфически изменяется термодинамическими условиями в пространстве и во времени, являясь функцией от температурных характеристик источников и метеорологических состояний атмосферы.

Тепловые пылевоздушные выбросы рудничного воздуха вентиляции (средняя температура 30°C), а также дымовых газов шахтной котельной (130°C) создают локальные вертикальные восходящие потоки воздушных масс. Действующими силами процесса являются силы Архимеда и газодинамических эффектов. При этом в горизонтальной плоскости над поверхностью шахты происходит схождение холодных воздушных течений, т.е. их специфическое движение от периферии к источнику тепловых выбросов. Эти процессы образуют техногенный ветер, скорость которого порядка 1 м/с, а механизм образования потоков показан на схеме, приведенной на рис. 3 [2].

Существенное влияние на изменение концентрации пыли в атмосфере поверхности шахты оказывают турбулентные перемещения запыленных воздушных масс, связанные с атмосферным ветром. Экспериментально определено, что наибольшие концентрации пыли и других газообразных выбросов наблюдаются в зонах расположения источников при скоростях атмосферного ветра в диапазоне (2–4) м/с [2].

Отметим, что возвратные воздушные течения над поверхностью шахты на высотах до 20–30 м являются причиной того, что в ночное время создаваемый техногенный ветер усиливается, так как температура периферийного воздуха ночью снижается больше, чем под тепловым пылевым колпаком шахты. Экспериментально определено, что этот эффект особо проявляется при скоростях атмосферного ветра 3–4 м/с.

Проанализируем особенности возвратного движения запыленных воздушных масс от периферии к источнику над поверхностью шахты под колпаком. В целом это движение носит характер периодических фронтальных тору подобных воздушных волн, у края которых наблюдаются перепады давлений (до 2–3 мм рт.ст.) и температур до (2–3°C). Также наблюдаются пульсации скорости движения потоков воздуха, втекающего в район шахты, в виде более холодных воздушных масс с периферии. Это создает подъем и перенос оседающей пыли с окраины шахты – окраины колпака в её центральную часть к источникам тепловых газообразных выбросов пыли, повышая концентрации вредных выбросов [2; 3].

Поэтому расположение других промышленных объектов на окраинах шахтного района еще сильнее усугубляет решение проблем снижения уровней загрязнений в центральной части шахты. Оседающая пыль по краям техногенного пылевого колпака, закономерно возвращается в его центральную часть, что усложняет мероприятия по обеспечению охраны труда и усиливает общую экологическую напряженность состояния поверхностного комплекса шахты.

Главные выводы. 1. Экологические проблемы, возникающие на поверхности угольной шахты, связаны с образованием техногенного колпака. 2. Распространение пыли и движение воздуха над поверхностью шахты связаны с процессами взаимодействий техногенного пылевого колпака и периферии шахты, при которых создаются возвратные движения пыли к местам их выбросов, к источникам, что обостряет экологическое состояние поверхности шахты.

3. Под шахтным техногенным пылевым колпаком формируется локальная воздушная область, содержащая технологические выбросы пыли и рудничных газов, которые создают при определенных условиях шахтный смог. Проблема усугубляется для территории, накрытой колпаком от нескольких шахт, например, района г. Покровска Донецкой области, где тесно расположены 6 угольных шахт на площади менее 100 кв. км. Тепловые газообразные выбросы этих шахт в осенний и зимний периоды создают региональный смог из конгломератов пыли и капельного аэрозольного конденсата от выбросов источников, накрытых колпаком.

4. Пыль под колпаком в сочетании со спецификой дымовых выбросов окислов серы и углерода шахтных источников, а также горящих терриконов оказывают вредное влияние на здоровье рабочих шахты и населения, что связано с ухудшением качественных характеристик воздуха и образованием негативного техногенного микроклимата.

Литература

1. Литвинский Г.Г. Стратегия развития горной промышленности. Уголь Украины. 2006. № 12. С. 3–6.
2. Гого В.Б. Явление связи сезонной заболеваемости шахтеров с пылегазовыми технологическими выбросами / В.Б. Гого, В.Б. Малеев. Наукові праці Донецького національного технічного університету. 2005. Випуск 101. С. 32–39.
3. Гого В.Б. Стратегия экологической безопасности энергоматериального производства угольных шахт. Прикладные задачи математики и механики. Севастополь: СевНТУ, 2002. С. 97–101.

ПЕРЕРОВКА НЕБЕЗПЕЧНИХ І РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ ІЗ ВИКОРИСТАННЯМ ПЛАЗМОВИХ ТЕХНОЛОГІЙ

Жовтянський В.А.¹, Петров С.В.¹, Орлик В.М.¹,
Якимович М.В.¹, Вакилов І.М.¹, Назаренко В.Г.¹,
Вабищевич М.С.², Волошинюк І.М.³, Якубишин Ю.А.⁴

¹Інститут газу
Національної академії наук України
вул. Дегтярівська, 39, 03113, м. Київ
zhovt@ukr.net

²КП «Івано-Франківськводокотехпром»
вул. Ботанічна, 2, 76011, м. Івано-Франківськ
v.mykola@ukr.net

³ТОВ «ЕКО ІНДІГО»
вул. Максимовича, 15, 76009, м. Івано-Франківськ
vigor7748@gmail.com

⁴Консорціум «СИСТЕМА ЕКО ІННОВАЦІЙ»
вул. Максимовича, 15, 76009, м. Івано-Франківськ
sei777@ukr.net

Представлені напрацювання колективу розробників щодо енергоефективної та екологічно безпечної технології переробки донних мулів станцій аерації, які містять у своєму складі важкі метали, та радіоактивно забрудненої деревини. Її апаратна реалізація включає обладнання для попередньої підготовки донних мулів до кондицій гранульованої сировини та комплекс високотемпературної переробки для отримання висококалорійних продуктів газифікації та вітрифікованого зольного залишку, в якому залишаються інкорпорованими важкі метали, в тому числі радіоактивні. Після системи ретельного очищення охолоджені продукти газифікації можуть бути використані для виробництва електричної та/або теплової енергії чи як цінна хімічна сировина. У випадку переробки радіоактивно забрудненої деревини окремої іммобілізації вимагають залишки фільтрату системи очищення. *Ключові слова:* небезпечні відходи, радіоактивні відходи, газифікація, плазмові технології, синтез-газ, відходи в енергію, важкі метали, вітрифікація.

Жовтянский В.А., Петров С.В., Орлик В.М., Якимович М.В., Вакилов И.М., Назаренко В.Г., Вабищевич М.С., Волошинюк И.М., Якубишин Ю.А. Представлены наработки коллектива разработчиков по энергоэффективной и экологически безопасной технологии переработки донных илов станций аэрации, которые содержат в своем составе тяжелые металлы, и радиоактивно загрязненной древесины. Ее аппаратная реализация включает оборудование для предварительной подготовки донных илов до кондиции гранулированной сырья и комплекс высокотемпературной переработки для получения высококалорийных продуктов газификации и витрификованного зольного остатка, в котором остаются инкорпорированными тяжелые металлы, в том числе радиоактивные. После системы тщательной очистки охлажденные продукты газификации могут быть использованы для производства электрической и / или тепловой энергии или как ценное химическое сырье. В случае переработки радиоактивно загрязненной древесины отдельной иммобилизации требуют излишки фильтрата системы очистки. *Ключевые слова:* опасные отходы, радиоактивные отходы, газификация, плазменные технологии, синтез-газ, отходы в энергию, тяжелые металлы, витрификация.

Processing of hazardous and radioactive waste with the use of plasma technologies. Zhovtianskyi V., Petrov S., Orlyk V., Yakymovych M., Vakilov I., Nazarenko V., Vabishchevych M., Voloshyniuk I., Yakubyshyn Yu. The work of the team of developers concerning energy-efficient and environmentally sound technology of processing of bottom mules of aeration stations containing heavy metals and radioactive contaminated wood is presented. Its hardware implementation includes equipment for preliminary preparation of bottom sediments for the conditions of granulated raw materials and a complex of high-temperature processing for the production of high-calorific products of gasification and the vitrified ash residue, in which heavy metals remain, including radioactive ones). After a thorough cleaning system, the cooled gasification products can be used for the production of electric and / or thermal energy or as a valuable chemical raw material. In the case of the reprocessing of radioactive contaminated wood, a separate immobilization requires a filtrate of the purification system. *Key words:* hazardous waste, radioactive waste, gasification, plasma technologies, synthesis gas, waste energy, heavy metals, vitrification.

Постановка проблеми. У 2007 р. Кабінет Міністрів України виділив кошти Національній академії наук України на реалізацію технологій переробки небезпечних відходів [1; 2]. Фізично така висо-

котехнологічна розробка була успішно виконана того ж року. Проте її доопрацювання вимагало ще багато років в умовах перманентного недофінансування інститутів НАН України [3–5]. Звісно, така складна і

ризикова розробка не могла фінансуватись бізнесом, як це відбувається і в країнах Заходу. На нинішньому етапі одна з основних задач авторів – наблизити розробку за показниками ефективності до рівня, максимально прийнятного для комерціалізації.

Виклад основного матеріалу. Небезпечні відходи та загальні вимоги до їх переробки. У початковому варіанті передбачалась переробка «класичних» небезпечних відходів, у першу чергу – хлорвмісних. Ще 20 років тому відповідною Директивою ЄС було чітко формалізовано як саме означення такого класу відходів, так і вимоги до технологій їхньої безпечної переробки [6]. До них відносяться будь-які відходи, які мають у своєму складі понад 1% мас. галогеновмісних органічних речовини в перерахунку на хлориди. В Україні це, в першу чергу, заборонені до застосування хімічні засоби захисту рослин, відходи гексахлорбензолу в зоні консервації Домбровського кар'єру (м. Калуш, Івано-Франківська область), медичні відходи (зважаючи на значний вміст у них поліхлорвінілових виробів), так звані поліхлоровані дифеніли (входять до складу синтетичних діелектричних рідин для трансформаторів та конденсаторів) і навіть звичайні несортовані тверді побутові відходи. Останнє зумовлене значною популярністю поліхлорвінілових виробів у будівельній сфері, а відтак ніхто не застрахований від згубного впливу діоксинів і фуранів, які активно утворюються в разі їхнього спалювання за умови звичайних температурах горіння. Згадані токсиканти відносяться до найбільш небезпечних; їх максимально допустимий викид в атмосферу в очищених продуктах не повинен перевищувати 10^{-10} г/м³ [6].

Ще один клас особливо небезпечних відходів – радіоактивні. Крім специфічних проблем власне ядерної промисловості [7], в Україні до них можуть бути віднесені, наприклад, залишки так званого Рудого лісу з Чорнобильської зони відчуження [8], який нещодавно нагадав про себе навіть у Києві великою пожежею.

Основна ідея переробки таких відходів полягає в тому, щоб мінімізувати об'єм власне радіоактивної компоненти та іммобілізувати її в розплаві золи в процесі газифікації, а вуглецевмісну складову відходів максимально використати для енергетичних потреб [7].

Під час переробки небезпечних хлорвмісних відходів відповідно до Директиви [6] температура повинна підтримуватися на рівні 1100°C, причому кожен локальний об'єм газу, що одержується під час їх переробки, повинен перебувати при цій температурі ≥ 2 с. У цих умовах згадані токсиканти повністю розкладаються, а хлор присутній у сполуці HCl; вона легко утворює солі в подальших процесах очищення. У подальшому здійснюється швидке заохолодження продуктів газифікації, щоб уникнути повторного утворення токсикантів в їхньому складі. Особливо небезпечною із цієї точки зору є область температур 200-650 °C із піковими показниками при температурі близько 300 °C [10]. Процес охолодження завершується пропусканням цих продуктів через вапняне молоко або розчин соди, в яких хлор зв'язується в стійкі хімічні сполуки.

Установка для переробки хлорвмісних медичних відходів була створена у варіанті газифікатора з використанням паро-плазмового дуття [2]. Її техно-

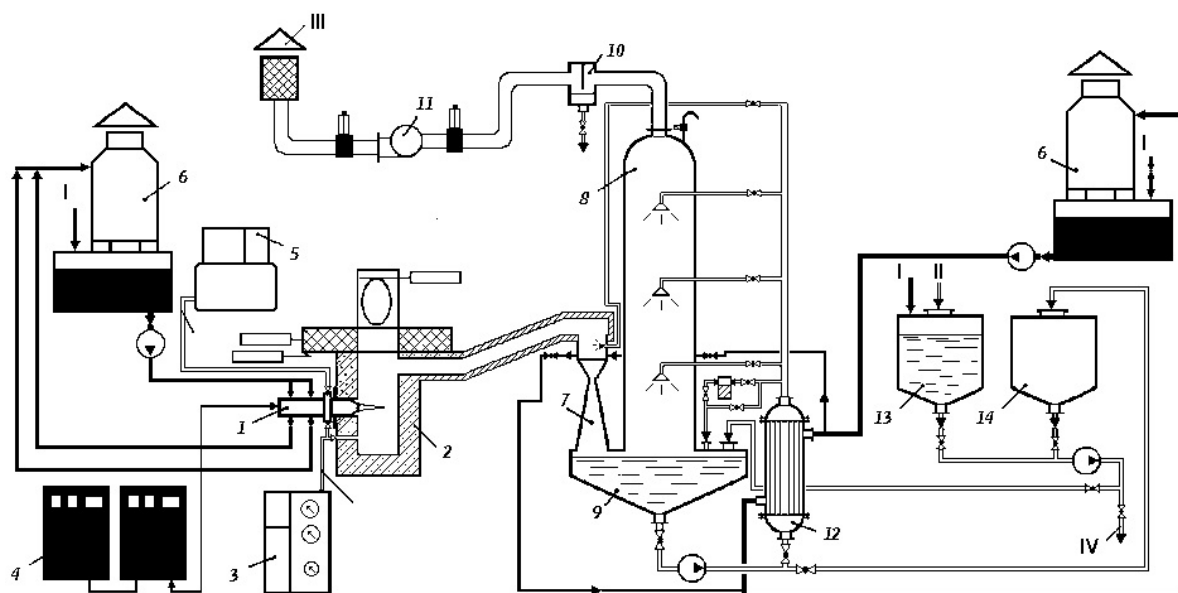


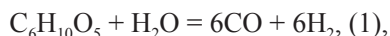
Рис. 1. Технологічна схема паро-плазмової установки: 1 – плазмотрон; 2 – модуль реактора паро-плазмового; 3 – парогенератор; 4 – послідовно з'єднані джерела живлення «Плазма-2»; 5 – компресор; 6 – градирня; 7 – скруббер Вентурі; 8 – система загартовування газів; 9 – підскрубберна ємність; 10 – фільтр-краплеловлювач; 11 – вентилятор (димотяг); 12 – теплообмінник; 13 – бак содового розчину; 14 – бак зі шламом; I – подача води, II – сода, III – синтез-газ, IV – на утилізацію

логічна схема показана на рис. 1, а загальний вигляд паро-плазмового факела потужністю до 160 кВт, що вводиться в реактор, – на рис 2 (тут – у режимі випробувань поза реактором).



Рис. 2. Пароводяний плазмотрон потужністю 160 кВт у режимі налаштування

Значну частину установки, крім власне високотемпературного реактора, складають допоміжні системи – особливо важливою серед них є система очищення відхідних продуктових газів. Вони утворюються згідно з реакцією

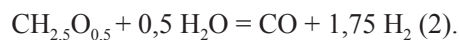


яка записана у варіанті газифікації целюлози – типового компонента медичних відходів або радіоактивно забрудненої деревини. Суміш цих компонентів – H_2 і CO – відома як синтез-газ. Він є цінним хімічним продуктом, у роки 2-ї світової війни масово використовувався для виробництва синтетичних моторних палив у Німеччині, а в пропонувані технології зазвичай спалюється в газодизельних електростанціях або використовується в парових турбінах. Електроенергія отримується для власних енергетичних потреб, а за умов достатньої ефективності процесу переробки – для постачання також зовнішнім споживачам, що сприяє комерціалізації технологій.

Установка з огляду на її специфіку (небезпечні відходи, горючі та отруйні гази) вимагає чіткої координації функціонування всіх її вузлів, що забезпечується системою автоматизації та комп'ютеризації (не показана на рисунку).

Особливості екологічно безпечної переробки донних мулів. Українська історія переробки власне донних мулів як небезпечних відходів розпочалась із семінару, проведеного в Київському національному університеті будівництва та архітектури на базі Інституту післядипломної освіти п'ять років тому, куди був запрошений один із авторів цих рядків. Спроможність плазмового струменя піддати деструкції донні мули із самого початку не викликала сумнівів. Адже температура ядра плазмового стру-

меня на виході плазмотрона складає тисячі градусів, і з точки зору енергетичної це не проблема. Вже перші експерименти дозволили встановити так звану брутто-формулу донних мулів та характер реакції їхньої газифікації [5] (найпростіший варіант):



Інша справа – економічна частина цієї проблеми. Дійсно, донні мули, якщо розглядати їх як некондиційне паливо, характеризуються високою зольністю (зазвичай на рівні 55%), що саме по собі не може не насторожувати з точки зору очікуваної ефективності процесу. Проте ця складова проблеми багатократно помножується значним вмістом важких металів (які є небезпечними токсикантами) в їхньому складі. Це особливо стосується «старих» відходів на Бортницькій станції аерації м. Києва [11]. Нині їх накопичено близько 9 млн. т; фактично це приклад відкладеної цивілізаційної проблеми. Адже в 70-80-х рр. у міську каналізацію скидалися без належного очищення відходи радіотехнічних та гальванічних виробництв. Тепер ця маса по суті «нависає» над Дніпром, створюючи екологічну загрозу отруєння основної водної артерії країни.

Саме з причин високого вмісту важких металів була відкинута також, як в Україні, так і в усьому світі, початкова ідея використовувати донні мули як сільськогосподарське добриво. В останні десятиліття загальноновизнаним стало технологічне рішення, яке передбачає так звану вітрифікацію зольного залишку після термічної переробки донних мулів [12]. Вона включає рідке шлаковидалення в процесі термічної переробки тих, чи інших відходів. Важкі метали залишаються інкорпорованими в лавоподібній масі цього розплаву після його охолодження, а відтак втрачають властивість вилугувуватися в довкілля. Цей матеріал може застосовуватися, наприклад, для відсіпки доріг, оскільки перестає бути екологічно небезпечним. Для процесу вітрифікації потрібен рівень температур понад 1400 °С.

Загалом кажучи, в західній науковій літературі є цілі пласти публікацій щодо переробки донних мулів, починаючи з 70-х рр. минулого століття, коли почалася наукова розробка цієї проблеми. Загальний підхід до їхньої та інших відходів переробки на Заході полягає в реалізації принципу «Waste-to-Energy» («Відходи – в енергію»). Оскільки згаданий вище оптимальний рівень температури для переробки відходів ($\geq 1100^\circ\text{C}$) є також оптимальним для проведення процесів газифікації твердих палив [13], то логіка розвитку технологій переробки небезпечних відходів полягає в тому, щоб, з одного боку, здійснювати її в режимах, наближених до газифікації, а з іншого – організувати цей процес таким чином, щоб небезпечні складники відходів перевести в стан, в якому вони є нейтральними по відношенню до навколишнього середовища. Якщо

дотримуватись також вже згаданого принципу «відходи – в енергію», отримуючи, наприклад, надлишкову понад власні потреби електричну енергію, то процес може стати комерційно привабливим.

Нині ситуація в Україні щодо переробки відходів характеризується глибокою кризою, що, власне, не вимагає особливих обґрунтувань. Проте навіть у цих умовах авторам невідомі приклади успішного використання для цієї мети в нашій державі західних технологій, хоча вони розроблені відповідно до вже згаданого принципу «Відходи – в енергію» і є доволі ефективними у своїх країнах. Ключова проблема полягає в тому, що висока початкова вартість обладнання (600 – 750 USD на тону річної переробки відходів [14]) вимагатиме того ж рівня оплати за переробку цього ресурсу в Україні, що й у західних країнах. Це нині є не підйомним для середньостатистичної української сім'ї.

Як обґрунтування цього твердження авторами виконаний аналіз показників потенційного використання в українських умовах кількох характерних західних технологій:

1) одна з найпростіших – розробка під умовною назвою «Енергія – 2» [15], яка є наступним поколінням сміттєспалювального заводу «Енергія», що донині все ще функціонує в Києві. Циркулює інформація, що в Києві передбачається подальше впровадження саме цієї технології;

2) середнього класу – плазмова технологія переробки відходів відносно невисокої потужності [16];

3) плазмова технологія переробки відходів високої потужності [17];

4) плазмова технологія переробки відходів невисокої потужності розробки Інституту газу НАН України.

Результати цього порівняння зведені в таблиці 1. У ній послідовно для кожної з технологій зверху-вниз визначається, скільки років потрібно для того, щоб за рахунок виробництва електричної енергії для зовнішніх споживачів (з урахуванням українського тарифу на постачання енергії в електричній мережі 1 грн./кВт·год.) потрібно для того, щоб компенсувати початкові інвестиції на будівництво відповідного заводу з переробки відходів. Як впливає з даних останнього рядка, ця величина складає від 62 до 20 років для технологій 1) – 3) навіть без урахування операційних витрат на функціонування заводу. Термін цієї окупності є надто великим, щоб можна було вести мову про їхню ефективність в українських умовах.

Вихід полягає у створенні такого вітчизняного обладнання, яке було б дешевшим, ніж західне, а його енергетична ефективність, навпаки, – більша. Це дозволить компенсувати основну його вартість у процесі експлуатації виробництвом додаткової енергії за рахунок вуглецевмісної компоненти відходів для зовнішніх споживачів (або для інших виробничих потреб).

Таблиця 1

Порівняльна характеристика технологій переробки відходів

Показник	Технологія			
	«Енергія-2» (Брно, Чехія)	Integrated Multifuel Gasification technology (IMG) компанії Bellwether Ltd	Westinghouse Plasma Corporation – AlterNRG Corp.	Інститут газу НАН України
Річний обсяг переробки відходів, тис. т	224	100	534	4
Вироблення та передача електричної енергії споживачам	63 тис. МВт·год/рік	68 тис. МВт·год/рік	427000 МВт·год/рік	4200 МВт·год/рік
Інвестиції	130 млн. €	65 млн. €	307,5 млн. дол. США	1,2 млн. дол. США
Приведені інвестиції, USD на 1 т річної переробки	580	650	575	300
Передача електричної енергії споживачам, кВт на 1 т річної переробки відходів	240	680	800	1050
Окупність (у відсутності операційних витрат), років	61,9	28,7	20	8

Щодо цінового фактора особливих сумнівів не виникає, оскільки в Україні заробітна плата навіть висококваліфікованих науковців (як розробників технології) є на порядок меншою порівняно із середньою заробітною платою в Німеччині.

Для оптимізації енергетичної ефективності був проведений цикл спеціальних термодинамічних досліджень [9], з якого випливає, що найбільш енергетично вигідним є такий режим газифікації відходів, в якому основним джерелом енергії для проведення цього процесу служить вуглеводнева компонента самих відходів у нестехіометричному режимі (їх детальний виклад виходить за межі цієї публікації).

Колектив науковців-розробників цієї технології виграв у 2016–2017 рр. конкурсний науково-технічний проект за державним замовленням «Розроблення паро-плазмової технології переробки донних мулів станцій аерації», який фінансувався Міністерством освіти та науки України. Основним його завданням була розробка проектно-конструкторської документації на низку вузлів обладнання для паро-плазмової переробки небезпечних відходів, у першу чергу – високотемпературної теплоізоляції реактора та вузла видалення шлаків, отримуваних у процесі переробки.

Технологічна лінія для переробки донних мулів створена на базі установки для переробки медичних відходів і, як і в попередньому варіанті, включає у свій склад два основних блоки апаратури: високотемпературний реактор для газифікації донних мулів на основі плазмо-паро-кисневої технології та систему очищення продуктивних газів. Остання з них вимагала лише незначного вдосконалення.

На відміну від цього, конструкція високотемпературного реактора для газифікації вуглецевмісної сировини зазнала істотних змін. У першу чергу це стосується температурного режиму: для забезпечення режиму вітрифікації зольного залишку під

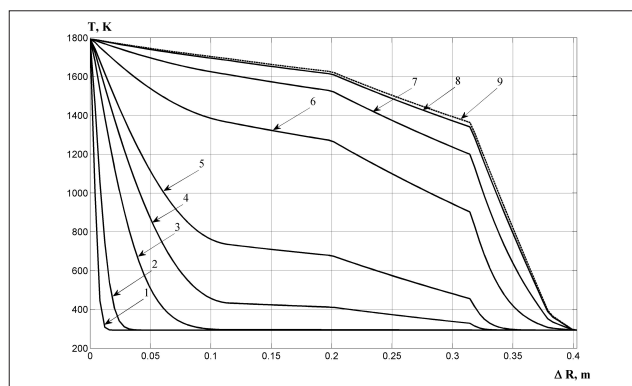
час переробки донних мулів температура в нижній частині реактора повинна сягати понад 1400°C (це забезпечує вітрифікацію зольного залишку під час переробки відходів, які містять важкі метали). Для одночасного забезпечення високої температури відхідних газів понад 1100°C , необхідної для уникнення утворення діоксинів та фуранів під час переробки хлорвмісних відходів, завантаження донних мулів у реактор здійснюється через його бокову стінку. З урахуванням недоліків попередньої розробки [4] істотних змін зазнала також конструкція футерівки, яка повинна забезпечувати надійну теплоізоляцію в широкому діапазоні температур та одночасно механічну стійкість.

Загальний вигляд установки для плазмо-парової переробки вуглецевмісних відходів із боку системи очищення відхідних газів – найбільш важливої для екологічно безпечної роботи установки – показаний на рис. 3.

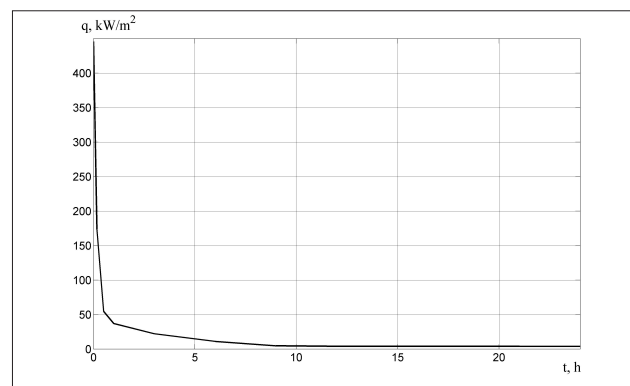


Рис. 3. Загальний вигляд установки для переробки донних мулів із боку системи очищення відхідних газів у процесі випробувань

У цілому ж футерівка прогрівається до стаціонарних значень її температурного просторового розподілу майже добу. Відповідно, значна частина теплової енергії, яка акумулюється в об'ємі реактора, витрачається на цю потребу. Особливо великі зна-



а



б

Рис. 4. Динаміка зміни температури в товщі футерівки реактора в послідовні проміжки часу від 10 с до 24 год після початку її нагрівання (а) та густина потоку енергії з об'єму реактора на внутрішню стінку реактора, що забезпечує нагрівання футерівки в процесі її відпалювання (б)

чення теплового потоку через внутрішню поверхню футерівки фіксуються протягом першої години процесу нагрівання (див. 4,б). У відсутність плазмотрона це означало б, що значна частина теплової енергії в процесі газифікації витрачалась би на нагрівання саме футерівки, а відтак необхідний рівень температури відхідних газів (понад 1100°C) досягався б дуже повільно. Відповідно, не можна було б гарантувати екологічну безпеку переробки відходів у цей початковий перехідний період із точки зору утворення діоксинів та фуранів.

Спеціальна підготовка донних мулів до переробки. Першими зразками відходів із Бортницької станції аерації для переробки були водомулова суміш у вигляді рідкої суспензії темного кольору з вологістю на рівні 95% та донний мул, який за консистенцією мав торфоподібний вигляд. За даними роботи [11], найбільш небезпечними їхніми компонентами є важкі метали. Із початку складування (1973 р.) мулів Бортницької станції аерації вміст цинку виріс у 2400 разів, хрому – 3500, марганцю – 4000, свинцю – 7000 разів. Ці дослідження підтверджують високу забрудненість ґрунтів важкими металами.

Разом із тим вони мають значний вміст вуглецю. Дійсно, суха речовина сирих осадів має такий склад (% маси сухої речовини осаду) [11]: 35,4-87,8 С; 4,5-8,7 Н; 0,2-2,7 S; 1,8-8,0 N; 7,6-35,4 O; суха речовина активного мулу містить, %: 44,0-75,8 С; 5,0-8,2 Н; 0,9-2,7 S; 3,3-9,8 N; 12,5-43,2 O. Зольність цих мулів склала 44%. Після сушіння в лабораторних умовах до рівня вологості 9,5 % мас. вони газифікувались за допомогою пароводяного плазмотрона невеликої потужності [5]. Результати газифікації будуть представлені нижче.

Нині спеціалістами в м. Івано-Франківську вирішена проблема спеціальної підготовки донних мулів до переробки. Вона включає зневоднення осаду мулу стічних вод, використовуючи інфрачервоні (ІЧ) сушильні лінії, та подальшу переробку зневоднених осадів у паливні брикети або гра-

нули. Основою технології зневоднення є здатність молекул води активно поглинати певний спектр ІЧ випромінювання. Воно переважно вибірково поглинається водою, що міститься в сировині. Це дозволяє створити технологію зневоднення з високим ККД [18; 19], яка реалізована в ІЧ-сушильній лінії ЛІСБ-Б «Індіго» (рис. 5). У ній передбачена можливість виробництва як брикетів, так і гранул, а також можливість роботи в мобільному варіанті. Передбачене її масштабування залежно від вимог продуктивності. Додатковому підвищенню ККД сприяє мінімізація теплових втрат на основі рекуперації відпрацьованого повітря.

Серед її переваг: відсутність викидів в атмосферу CO_2 та канцерогенних речовин від згоряння палива (димові гази); знищується патогенна мікрофлора (протеолітичні бактерії та плісняві гриби). Спеціальний дезінтегратор розбиває сировину на мікрочастинки з розмірами 0,04... 0,1 мм, що збільшує твердість брикетів, а відповідно, і їхню теплотворність.

Гранули, продукovanі цією лінією, показані на рис. 6,а; їхній діаметр складає 7 мм. Зольність мулів станції водоочищення м. Івано-Франківська є ще вищою, ніж у випадку Бортницької станції аерації, досягаючи 57%. Їхня вологість після місячного зберігання в неопалюваному приміщенні склала 23%.

Результати плазмо-парової газифікації окремих зразків донних мулів наведені в таблиці 2. Із результатів експериментів випливає, що якість горючої компоненти синтез-газу задовольняє передбачуваним показникам згідно з реакцією (2); це є доброю передумовою для досягнення високої енергетичної ефективності процесу газифікації донних мулів.

Привертає увагу той факт, що у випадку донного мулу, отриманого зі станції водоочищення м. Івано-Франківськ, у складі продуктів газифікації присутня значна кількість азоту. Це пояснюється тимчасовим ручним режимом роботи завантаження сировини, в якому «захоплюється» відносно велика частина



Рис. 5. Сушильна лінія ЛІСБ-Б «Індіго»: вузол завантаження сировини (ліворуч) та загальний вигляд (праворуч)

Таблиця 2

Склад продуктів газифікації донних мулів

Походження сировини		Склад сухого газу, об. %				
		H ₂	CO	CO ₂	CH ₄	N ₂
Бортницька станція аерації	Водомулова суміш	68,9	4,8	25,8	0,5	-
	Донний мул	71,8	3,1	24,7	0,4	-
Донний мул станції водоочищення м. Ів.-Франківська	Проба 1	34,7	19,4	11,6	4,9	29,2
	Проба 2	39,7	20	9,6	8,3	22,3

атмосферного повітря. Склад очищених продуктів газифікації донних мулів Бортницької станції аерації дещо переобтяжений високим вмістом CO₂ унаслідок технологічних особливостей самої лабораторної установки.

Рисунок 6,6 наочно ілюструє ефект вітрифікації донних мулів у процесі газифікації.

Таким чином, результати досліджень свідчать, що в продуктах газифікації цих відходів визначальною компонентою є синтез-газ, істотно збагачений воднем.

Перспектива переробки радіоактивних відходів. Перспектива такої переробки оцінюється тут авторами у зв'язку з недавньою пожежею в Чорнобильській зоні, яка пов'язувалась із горінням радіоактивно забрудненої деревини походженням із Рудого лісу і викликала неабияке занепокоєння киян [8]. Після цього було роз'яснення, що цього лісу як такого вже немає, а спилена деревина захоронена

в ґрунті. Так чи інакше, такий варіант нейтралізації впливу Рудого лісу на довкілля пов'язаний із процесами гниття, а відтак – попадання радіоактивної компоненти в ґрунтові води з наступним забрудненням, знову ж таки, Дніпра.

Переробка радіоактивних відходів, як уже акцентувалось, спрямована на вирішення двох головних завдань: очищення основної маси відходів від радіонуклідів і концентрування останніх у мінімальному обсязі, зручному для подальшої локалізації. Шахтна технологія високотемпературної переробки радіоактивних відходів із використанням плазмових джерел нагрівання була створена для їхньої переробки на Нововоронезької АЕС у зв'язку з виведенням із експлуатації її енергоблоків після вироблення терміну служби [7]. Вона забезпечує газифікацію органічних компонентів. Неорганічна ж частина плавиться з подальшим видаленням із зони переробки у вигляді рідкого шлаку, що утворює під час застигання склоподібну масу. В останній інкорпорується шкідливі неорганічні компоненти; вона має здатність зберігати цілісність під час подальшого поховання в ґрунті на тривалий період часу, що досягає сотень



а



б

Рис. 6. Зразки гранул донних мулів станції водоочищення м. Івано-Франківська до переробки (а) та після їх газифікації та оплавлення (б)

і тисяч років. У результаті випробувань встановлено, що вміст суми діоксинів і фуранів у газах на виході системи газоочистки в п'ять разів нижчий від наведеного вище європейського нормативу для установок спалювання відходів [6; 10]. Концентрація важких металів у технологічних газових викидах в атмосферу також нижча, ніж визначено нормативами в країнах Західної Європи. Публікація [7] є найкращою відповіддю скептикам, які ставлять під сумнів, зокрема, екологічні переваги способів переробки небезпечних відходів із застосуванням плазових технологій.

На відміну від технології [7] для переробки радіоактивної деревини, необхідно забезпечити також іммобілізацію фільтрату системи очищення відхідних газів (див. рис. 1), в якому накопичуватимуться «леткі» радіоактивні компоненти у вигляді тих чи інших сполук.

Проте якщо в умовах атомної електростанції вартість такої переробки не є надто критичною, то для переробки значних масивів радіоактивно забрудненої деревини вона стає істотним фактором. Дійсно, приймаючи, за даними загальнодоступної Вікіпедії, площу цього лісу на рівні 10 000 га з урахуванням середнього запасу деревини на 1 га 240 м³ [20], ідеться про переробку 2,4 млн. м³ «палива». Якщо його вдасться комерціалізувати, то можна сподіватися, що проблема буде вирішеною в досяжному майбутньому. Авторам відомо, що нині ця проблема не є першочерговою для Чорнобильської зони, проте у випадку її успішного вирішення можна було б за допомогою такої ж технології почати паралельно переробку численних на території зони необладнаних стихійних звалищ, що містять радіоактивні відходи.

Повертаючись до Рудого лісу, нагадаємо, що визначальною тут є теплотворність деревини, яка має доволі високе середнє значення порівняно з теплотворністю донних мулів – при вологості деревини 10-12% вона складає 3850 кал/кг або 16 МДж/кг. Це дещо менше, ніж на суху беззольну масу донних мулів, яка складає 22 МДж/кг [9 (част. 3)]. Проте донні мули як паливо мають значний недолік – високу зольність на рівні 50%. Вітрифікація значної маси мінерального залишку (іншими словами – золи) вимагає значних же витрат енергії, величину якої можна оцінити з емпіричного співвідношення [9 (част. 2), 22]:

$$M \text{ (кг)} = 0,35 P \text{ (кВт} \cdot \text{год)}, \quad (3).$$

де M – маса вітрифікованого продукту, а P – споживана електрична енергія. Вона дозволяє визначати енерговитрати, необхідні для процесу вітрифікації, незалежно від термодинамічних розрахунків, пов'язаних із газифікацією вуглецевмісної сировини.

Отже, процес вітрифікації значних обсягів мінеральної маси, оскільки він пов'язаний зі зміною

фазового стану речовини (її плавленням), вимагає значних витрат електричної енергії. В умовах пропонованої технології ці витрати відносяться на власні потреби установки, що зменшує її комерційну привабливість. Переробка деревини, зольність якої складає всього на рівні 3%, згаданого переобтяження власних енергетичних витрат практично позбавлена.

Головні висновки. Створений авторами комплект апаратури є єдиним в Україні повномасштабним пілотним зразком технологічної лінії для переробки небезпечних відходів із дотриманням найвищих екологічних стандартів. Детальний термодинамічний аналіз процесів переробки небезпечних відходів із використанням плазових технологій дозволив забезпечити також найвищі показники енергетичної ефективності процесу газифікації, що створює хороші передумови його комерціалізації.

Пропонована технологія дозволяє також переробляти прострочені пестициди та інші отрутохімікати. Оскільки нині вартість їх переробки за кордоном складає 500-600 Євро/т, то окупність такої вітчизняної технології складе два-три роки.

Попередні оцінки свідчать, що така технологія може бути використаною також для переробки радіоактивних відходів, зокрема радіоактивно забрудненої сировини походженням із Рудого лісу Чорнобильської зони та супутніх необладнаних стихійних звалищ, що містять радіоактивні відходи. В Україні доцільно було б провести додаткові дослідження із цього питання.

Перспективи використання. Основною проблемою щодо перспектив впровадження розробки є відсутність в Україні механізмів фінансування високо-вартісних дослідно-конструкторських робіт (ДКР). До цього часу авторам при загальній оціночній вартості установки на рівні 50 млн. грн. вдавалось вигравати проекти обсягом на рівні одного мільйона по лінії МОН України, які дозволяли фінансувати ДКР на розробку окремих вузлів. Проте створення робочої конструкторської документації вимагатиме її фінансування в повному обсязі.

Автори висловлюють вдячність за корисні консультації директору Інституту проблем безпеки атомних електростанцій НАН України чл.-кор. НАН України, д-ру техн. наук, проф. Носовському А.В.

У поточному році продовження цієї розробки підтримане Міністерством освіти і науки України в рамках конкурсу науково-технічних (експериментальних) розробок за державним замовленням (проект «Розроблення робочої конструкторської документації на виготовлення вузлів установки для паро-плазової переробки небезпечних відходів») та Державним фондом фундаментальних досліджень (проект 55214 «Дослідження процесів сумісної газифікації різних видів небезпечних відходів із використанням плазових технологій»).

Література

1. Патон Б.Е., Чернец А.В., Маринский Г.С., Коржик В.Н., Петров С.В. Перспективы применения плазменных технологий для уничтожения и переработки медицинских и других опасных отходов. Ч. I и II. Современная электрометаллургия. 2005. № 3. С. 54–63. № 4. С. 52–60.
2. Жовтянский В.А., Петров С.В., Коржик В.Н., Маринский Г.С. Применение электродуговой плазмы для конверсии углеродсодержащих материалов // Тез. докл. междунар. научно-практич. конф. «Энергоэффективность-2007» (Киев, 15 – 17 октября 2007 г.). К.: Ин-т газа НАНУ, 2007. С. 49–51.
3. O V Chernets, V M Korzhyk, G S Marynsky, S V Petrov and V A Zhovtyansky. Electric arc steam plasma conversion of medicine waste and carbon containing materials // XVII Int. Conf. on Gas Discharges and their Applications (7th – 12th September 2008, Cardiff, Wales). Proceedings / Ed. J.E.Jones. Cardiff: Cardiff University, 2008. P. 465–468.
4. Жовтянский В.А., Петров С.В., Колесник В.В. и др. Конверсия углеродсодержащего сырья с применением плазменных технологий. Энерготехнологии и ресурсосбережение. 2012. № 5. С. 15–32.
5. Жовтянский В.А., Дудник О.М., Якимович М.В. Одержання синтез-газу з бурого вугілля та мулу з використанням парового плазмотрона. Новини енергетики. 2015. № 4. С. 26–28.
6. Directive 2000/76/EC of the European Parliament and of the Council of 4 December 2000 on the incineration waste. Official Journal of the European Communities L 332, 28/12/2000. P. 91–111.
7. Полканов М.А. Установка «Плутон»: Плазменно-пиролитическая переработка твердых РАО. 2013. С. 5. URL: www.radon.ru/files/images/plazma.pdf.
8. Про радіаційну ситуацію в зоні відчуження в районі пожежі / Інформаційне повідомлення. 2018. URL: <https://menr.gov.ua/news/32442.html>.
9. Жовтянский В.А., Орлик В.М., Петров С.В., Якимович М.В. Загальні принципи переробки відходів з вилученням їхнього енергетичного потенціалу на основі плазмових технологій. Ч. 1–3. Энерготехнологии и ресурсосбережение. 2015. № 4. С. 24–46. 2016. № 3. С. 25–42. 2018. № 2. С. 16–31.
10. Руководящие принципы по наилучшим имеющимся методам и предварительные указания по наилучшим видам природоохранной деятельности применительно к статье 5 и Приложению Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях. UNEP/POPS/COP.1/INF/7. 2005. 371 p.
11. Бондар О.І., Лозовіцький П.С., Машков О.А., Лозовіцький А.П. Екологічний стан накопичених осадів стічних вод м. Києва // Екологічні науки. К.: ДЕА. 2014 № 7. С. 38–53.
12. Cedzynska K., Kolacinski Z., Izdoreczyk M. and Sroczynski W. Plasma vitrification of waste incinerator ashes. International Ash Utilization Symposium. Centre for Applied Energy Research. 1999. 5 p.
13. Шиллинг Г.-Д., Бонн Б., Краус У. Газификация угля. М.: Недра, 1986. 175 с.
14. Ducharme C. Technical and economic analysis of Plasma-assisted Waste-to-Energy processes. Earth Engineering Centre: Columbia University, 2010. 79 p.
15. Technical Overview of the Waste-to-Energy Plant in Brno, Plant for Region with 2 mil. people. 2017. URL: <http://www.sako.cz/page/en/607/waste-to-energy/>.
16. Integrated Multifuel Gasification technology (IMG) of Bellwether Recuperative Gasification Ltd. 2017. URL: <http://bwrs.eu/>.
17. Технология плазменной газификации Westinghouse Plasma Corporation. 2016. URL: http://www.cleandex.ru/articles/2016/03/07/zavody_po_pererabotke_othodov_proizvodstva_i_potrebleniya_v_elektroenergiyu.
18. Волошинюк І.М. Блок нагрівальний інфрачервоний електричний «Індіго» // Патент України № 82659 від 12.08.2013, МПК H05B 3/00.
19. Волошинюк І.М. Сушильна камера барабанного типу з нагрівними інфрачервоними елементами «Індіго» // Патент України № 83222 від 27.08.2013, МПК F26B 11/00, F27B 7/00.
20. Савушик М.П., Попков М.Ю., Полякова Л.В. Особливості лісового фонду державного комітету лісового господарства України. 2003. URL: <https://www.lisportal.org.ua/82/>.
21. Теплотворна здатність дров. 2018. 2 с. URL: <https://bio.ukrbio.com/ua/articles/3335/>.
22. E. Leal-Quiros. Plasma Processing of Municipal Solid Waste. Brazilian Journal of Physics. 2004. 34, № 4B. P. 1587–1593.

АНАЛІЗ НАЯВНИХ ТЕХНОЛОГІЙ РОЗДІЛЕННЯ ПОВІТРЯ ДЛЯ ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ СПАЛЮВАННЯ ПАЛИВА В ТЕПЛОЕНЕРГЕТИЦІ

Кулик М.П.¹, Кравець Т.Ю.², Семерак М.М.²

¹Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу
вул. Карпатська, 15, 76019, м. Івано-Франківськ
m_p_kulik@ukr.net

²Національний університет «Львівська політехніка»
вул. Степана Бандери, 12, 79012, м. Львів
kravetst@ukr.net

Проведений аналіз проблем, пов'язаних зі спалюванням органічного палива в різних галузях промисловості: металургії, теплоенергетиці, комунальній сфері та інших технологічних процесах. Зазначено, що процес спалювання палива здебільшого проходить із коефіцієнтом надлишку повітря, що перевищує його стехіометричне значення. Наявність значної кількості азоту в повітрі є причиною утворення оксидів азоту, які за своєю природою належать до першого класу небезпеки. До переліку таких джерел забруднення навколишнього середовища належать також теплові електростанції.

Проведений аналіз процесів розділення повітря на кисень та азотну фракцію з метою використання повітря, збагаченого киснем, із метою інтенсифікації процесів спалювання. Процеси утворення оксидів азоту є ендотермічними і призводять до пониження загального коефіцієнта корисної дії теплоенергетичного об'єкта. Залишки азотної фракції після відбору кисню пропонується використати для формування робочого тіла газового циклу генерації електричної енергії, зменшити концентрацію оксидів азоту, а також зменшити об'єм димових газів, і загалом знижується валовий об'єм викидів.

Показано, що із трьох найбільш поширених технологій розділення повітря (криогенної, адсорбційної і мембранної) доцільніше використовувати мембранний метод. Крім того, використання в комбінованій парогазовій енергетичній установці парової і газової генерації підвищує маневреність та мобільність вугільних блоків електростанцій, які працюють на вітчизняному вугіллі низької якості. *Ключові слова:* розділення повітря, мембранний модуль, маневреність та мобільність енергетичної установки, підвищення ефективності спалювання палива.

Анализ существующих технологий разделения воздуха для повышения эффективности сжигания топлива в энергетике. Кулик М.П., Кравец Т.Ю., Семерак М.М. Проведен анализ проблем, касающихся сжигания органического топлива в различных отраслях промышленности: металлургии, теплоэнергетике, коммунальной сфере и других технологических процессах. Отмечено, что в большинстве случаев процесс сжигания топлива происходит с коэффициентом избытка воздуха, что превышает его стехиометрическое значение. Наличие чрезмерного количества атмосферного азота является причиной образования окислов азота, которые по своей природе относятся к 1 классу опасности. К числу таких источников загрязнения окружающей среды относятся тепловые электростанции.

Проанализированы также процессы разделения воздуха на кислород та азотную фракцию с целью использования воздуха, обогащенного кислородом, для интенсификации процессов сжигания. Процессы образования окислов азота являются эндотермическими, что приводит к сжижению общего коэффициента полезного действия теплоэнергетического объекта. Оставшуюся часть азотной фракции предложено использовать для формирования рабочего тела газового цикла генерации электрической энергии, что уменьшит концентрацию окислов азота, а также объем димовых газов, и в общем снизится валовый объем выбросов.

Показано, что из трех наиболее развитых технологий разделения воздуха, к которым следует отнести криогенный, адсорбционный и мембранный, больше всего применим мембранный. Кроме того, использование в комбинированной парогазовой энергетической установке паровой и газовой генерации электроэнергии газовой генерации повысит маневренность и мобильность угольных блоков электростанций, работающих на углях низкого качества. *Ключевые слова:* разделение воздуха, мембранный модуль, маневренность та мобільність енергетической установки, повышение эффективности сжигания топлива.

Analysis of existing air separation technologies for efficiency increase of fuel combustion in thermal power engineering. Kulyk M.P., Kravets T.Yu., Semerak M.M. An analysis of the problems associated with combustion of organic fuels in various industries: metallurgy, heat energy, municipal utilities and other technological processes is conducted. It is stated that in most cases the process of fuel combustion happens with an excess air coefficient exceeding its stoichiometric value. Presence of a significant amount of nitrogen in the air causes nitrogen oxides formation, which by their nature belong to the first class of danger. Thermal power plants are also among such environment pollution sources.

An analysis of the processes of air separation into oxygen and nitrogen fraction was conducted to use oxygen-enriched air for intensifying of combustion processes. The processes of formation of nitrogen oxides are endothermic and lead to the overall efficiency decrease of a heat energy object. It is suggested to use the remnants of nitrogen fraction after oxygen withdrawal to form the working body of a gas cycle for electric power generation, to reduce the concentration of nitrogen oxides, volume of flue gases and generally decrease the gross volume of emissions.

It is shown that from the three most advanced technologies of air separation cryogenic, adsorption and membrane, it is more expedient to use a membrane method. In addition, its use in a combined steam and gas power plant increases maneuverability and mobility of power plants' coal units that operate on domestic coal of poor quality. *Key words:* air separation, membrane module, maneuverability and mobility of a power plant, efficiency increase of fuel combustion.

Постановка проблеми. Органічне паливо досить широко використовується в різних галузях промисловості, зокрема в металургії та енергетиці, комунальній сфері, для підігріву різноманітних реагентів у технологічних процесах або для перетворення чи накопичення тепла та виробництва електричної енергії. Більшість процесів спалювання проходить із так званим коефіцієнтом надлишку повітря, частка якого зазвичай є більшою за ту його кількість, яка впливає зі стехіометричного рівняння. Атмосферне повітря, крім кисню як традиційного окислювача, містить майже 79% азоту, що є джерелом утворення так званих швидких, або атмосферних, оксидів азоту. Оксиди азоту за своїми токсичними характеристиками належать до першого класу небезпеки, а за шкідливою дією на довкілля, поряд з іншими (сірчистий та сірчаний ангідрид, а також вуглекислий газ) є причиною формування кислотних дощів.

До переліку великих забруднювачів атмосферного повітря, крім підприємств чорної та кольорової металургії, входять об'єкти теплової енергетики, які в Україні вже на 70–90% вичерпали свій технологічний ресурс, а якість вугілля постійно погіршується. Енергетика України додатково характеризується нестачею маневрових потужностей, а останнім часом для покриття пікових навантажень використовуються вугільні блоки електростанцій, що додатково посилює техногенне навантаження на довкілля.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Суттєво зменшити викиди шкідливих речовин та поліпшити маневрові характеристики вугільних блоків електростанцій, на яких реалізується парова генерація об'єктами теплової енергетики, можна шляхом поєднання в одній енергетичній установці парового та газового способу генерування електричної енергії. А для газового циклу генерації варто не використовувати дороге газотурбінне паливо, а сформувати для газової турбіни робоче тіло, яке нагрівається в міжкорпусному об'ємі циклонного передтопка при спалюванні в ньому частки помеленого вугілля з коефіцієнтом надлишку

повітря, меншим за одиницю. Для процесу спалювання, як у циклонному передтопку, так і в основній топці котельного агрегату, доцільно використовувати атмосферне повітря, збагачене киснем, а у міжкорпусний об'єм циклонного передтопка можна подавати азотну фракцію атмосферного повітря після його розділення на компоненти.

Виклад основного матеріалу. На рис. 1 наведена узагальнена блок-схема комбінованої енергетичної установки, яка має у своєму складі паровий цикл і газовий цикл генерації електричної енергії.

Детально така схема розглянута в роботі «Екологічні та техніко-економічні аспекти спільної роботи парогазотурбінних енергетичних установок» [1], де проаналізовані можливі коефіцієнти корисної дії парової і газової частини. У паровому циклі нараховуються чотири етапи перетворення скритої енергії твердого палива в електричну, а в газовій частині таких етапів лише три. За умови рівності к.к.д. окремих блоків парової та газової частини загальний к.к.д. верхнього ланцюжка для парової генерації буде дещо меншим (чотири множника) від такого самого коефіцієнта нижнього ланцюжка для газової генерації (три множники). Якщо початкові теплові потоки обох ланцюжків будуть приблизно однакові, а така ситуація досягається досить легко, то із врахуванням діапазонів коливання коефіцієнтів корисної дії парової частини (30–45%) та газового циклу генерації (50–55%), загальний коефіцієнт корисної дії комбінованої парогазотурбінної енергетичної установки, як мінімум, буде заходитися в діапазоні 40–50%.

Одна з можливих реалізацій двоступеневого спалювання твердого палива з використанням теплоти, отриманої на першому ступені, для забезпечення роботи газової турбіни запропонована в роботі «Спосіб роботи енергетичної установки» [2]. Принципова блочна схема запропонованої енергетичної установки наведена на рис. 2.

На рис. 2 показані: паровий котел 1 з основною топкою 2 і паровою турбіною 3. Перед топкою 2 у схему включена додаткова топка 4 з оболонкою охолодження для формування робочого тіла газового

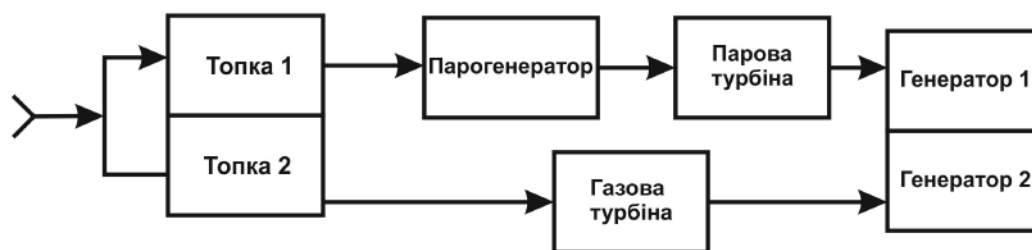


Рис. 1. Блок-схема виробництва електроенергії на базі паротурбінної і газотурбінної установок

циклу генерації, в який включені також компресор 5 та газова турбіна 6 з окремим електричним генератором 7. Особливістю газової генерації електроенергії, запропонованої авторами роботи «Спосіб роботи енергетичної установки» [2] у розвиток пропозиції авторів [3], німецьких інженерів у далекому 1944 р., є заміна звичної камери спалювання дорогого газотурбінного палива оболонкою 8 охолодження циклонного передтопка. В паровій частині генерації ще знаходяться конденсатор 9 відпрацьованої пари та підігрівник 10 котлової води. З метою отримання робочого тіла газової генерації із різних циліндрів парової турбіни беруться відбори пари для подачі у газовий цикл генерації.

А для підвищення ефективності спалювання органічного палива, як показано в роботі «Підвищення ефективності спалювання органічного палива в комбінованих парогазових енергетичних установках» [4], доцільно використовувати не атмосферне повітря з певним коефіцієнтом надлишку, а певну частку його компонентів, збагачену киснем. При цьому азотну фракцію подають у газовий цикл генерації. Блок розділення повітря розміщують між компресором та газовою турбіною, повітря, збагачене киснем, подають у процес спалювання як у циклонний передтопок, так і в топку основного котельного агрегату.

На початковій стадії в оболонці охолодження додаткового циклонного передтопка формується робоче середовище (нагріте і попередньо стиснуте атмосферне повітря) для роботи газової турбіни.

Потоки вугільного пилу можуть перерозподілятися (частина іде в циклонний передтопок і потрапляє в котельний агрегат, інша частина потрапляє в котельний агрегат, минаючи додаткову топку циклонного типу).

Вибір оптимальної технології розділення повітря. У металургії вже досить давно використовуються так зване «кисневе дуття», для якого кисень за місцем споживання отримують кріогенним способом. Однак кріогенне розділення повітря, з огляду на його високі характеристики щодо якості (чистота 99.5–99.85%), є досить дорогим способом отримання промислових газів (кисню, азоту та аргону).

Ще одним із можливих способів отримання кисню є гідроліз води електричним струмом від сонячних та вітрових електростанцій у години зниження споживання від них. Цей спосіб є досить вартісним, а також небезпечним через труднощі у зберіганні водню в очікуванні додаткової генерації шляхом його спалювання у котельних агрегатах. Деякі розвинуті країни Європейського Союзу при цьому повертають кисень назад в атмосферне повітря.

Більш простим та дешевшим способом збагачення киснем атмосферного повітря є його розчинення у звичайній воді, а потім її дегазація. При цьому варто пам'ятати, що обсяги розчинених газів пропорційні парціальним тискам основних компонентів в атмосферному повітрі. Відповідно до наближених розрахунків у 100 об'ємах води може розчинитися, при заданих умовах, 0.8 обсягів кисню і 1.6 обсягів

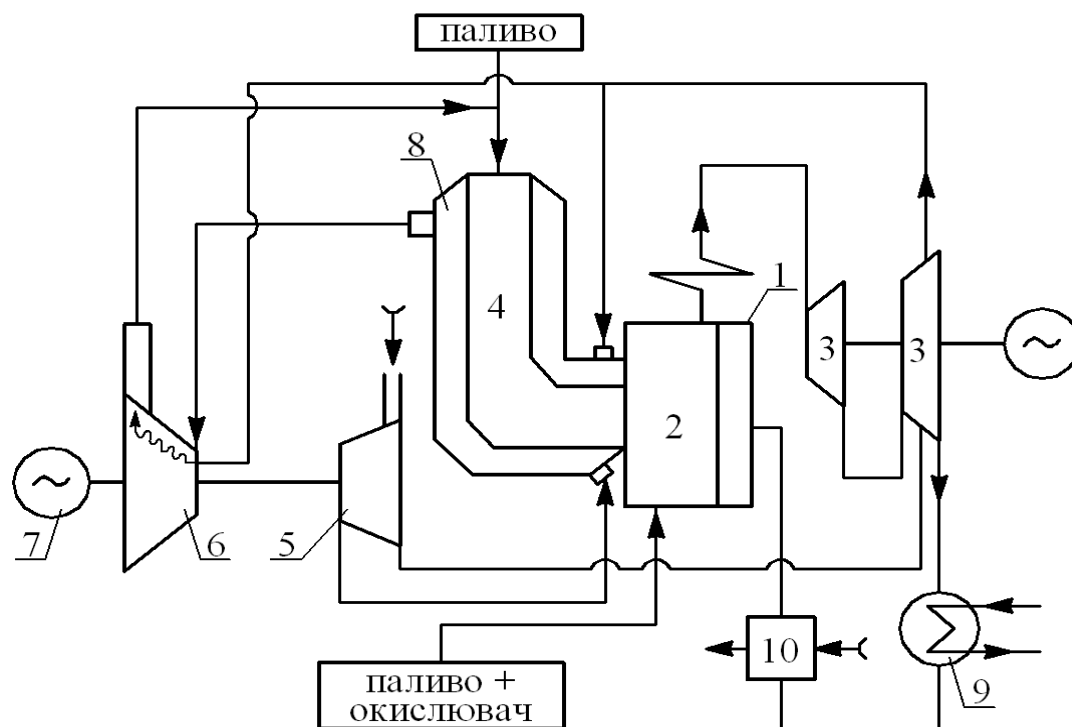


Рис. 2. Парогазова установка з циклонним передтопком парового котла:

1 – паровий котел; 2 – топка котла; 3 – парова турбіна; 4 – додаткова топка; 5 – компресор;
6 – газова турбіна; 7 – електричний генератор; 8 – оболонка охолодження; 9 – конденсатор;
10 – підігрівник котлової води

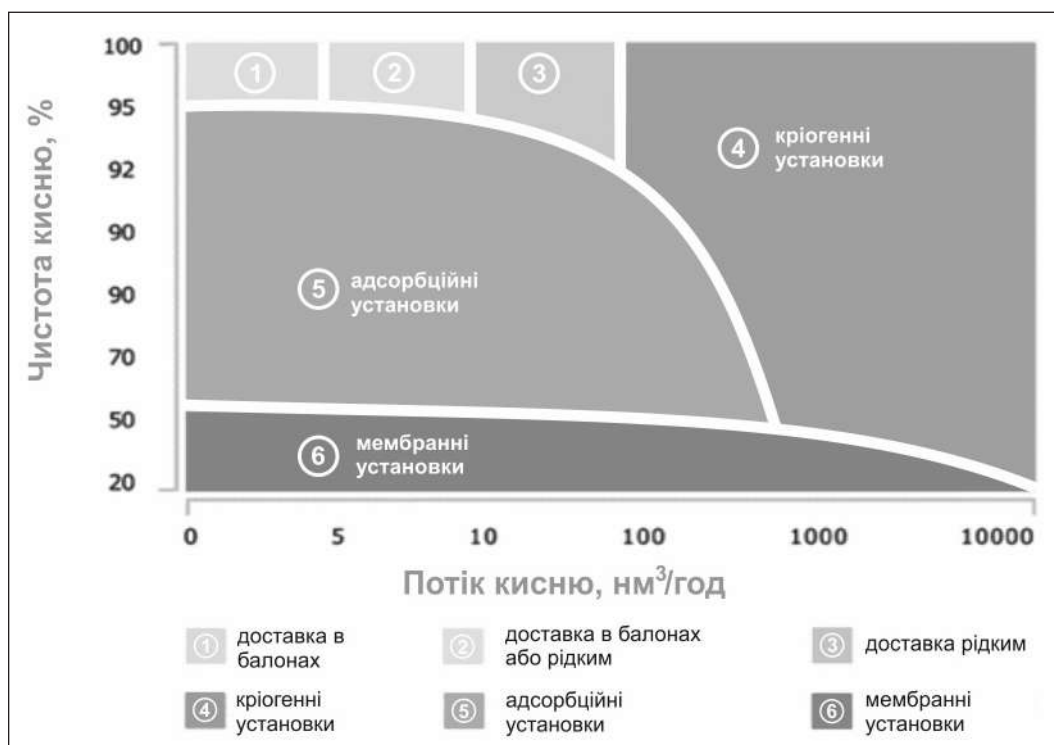


Рис. 3. Якісна характеристика процесу отримання кисню розділенням повітря за допомогою розглянутих технологій та способів доставки споживачу

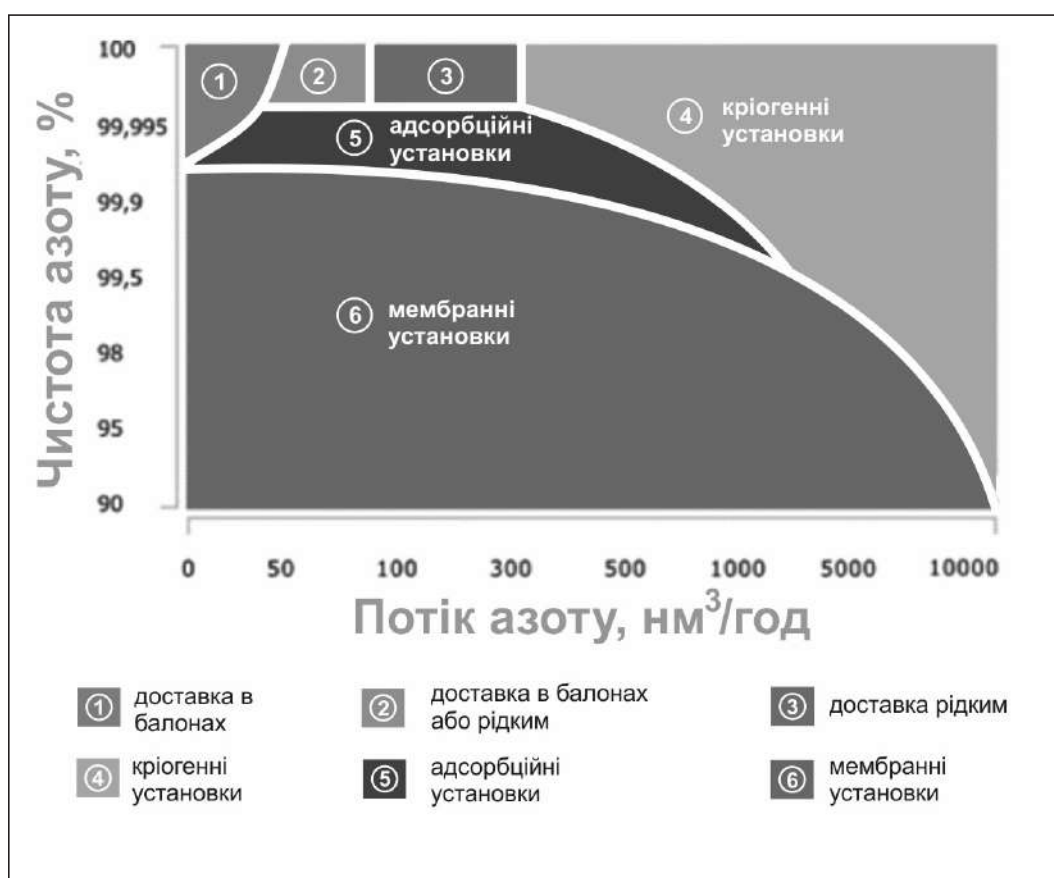


Рис. 4. Якісна характеристика процесу отримання азоту розділенням повітря за допомогою розглянутих технологій та способів доставки споживачу

атмосферного азоту. Нескладний за апаратурним оформленням процес дегазації води забезпечить збагачення киснем отриманої суміші у 1,5 раза.

Досить поширеним некріогенним методом розділення повітря як газових сумішей є адсорбційний метод, в основі якого лежить вибіркове поглинання того чи іншого газу адсорбентами. Широке застосування метод отримав через такі переваги:

- високу розділювальну здатність завдяки правильному вибору адсорбенту;
- швидкий пуск та зупинка, а також швидка зміна продуктивності порівняно з криогенними установками;
- можливість дистанційного керування та автоматичного регулювання технологічним процесом;
- низькі енергетичні затрати та затрати на обслуговування, а також просте апаратурне оформлення.

Адсорбційний спосіб отримання азоту та кисню з атмосферного повітря забезпечує порівняно високі якісні характеристики при низькій собівартості, а для комбінованих парогазових енергетичних установок можливе комплексне використання як кисню для інтенсифікації процесу горіння, так і азоту для формування робочого тіла при газовому способі генерації електричної енергії.

При отриманні кисню адсорбційним способом азот поглинається алюмосилікатними молекулярними ситами значно швидше за кисень. Для відокремлення азоту від кисню повітря спочатку стискають, а потім пропускають через адсорбер, отримуючи на виході кисень. Адсорбент поглинає газ до стану рівноваги між адсорбцією і десорбцією. Після чого адсорбент необхідно регенерувати, тобто видалити з поверхні адсорбента поглинутий газ. Регенерація проводиться шляхом підвищення температури, або шляхом зниження тиску. Зазвичай використовують зниження тиску. Невелика тривалість циклів адсорбції і десорбції, як правило, в межах кількох хвилин і дала назву процесу – «короткоциклова адсорбція». Чистота кисню як кінцевого продукту може становити до 95%, що для вугільних блоків теплових електростанцій більш ніж достатньо.

Установки короткоциклової адсорбції повністю збираються заводом-виробником, випробовуються та здаються замовнику у повній виробничій готовності, що сприяє швидкому монтажу та наладці. Продуктивність таких установок – у діапазоні 10–6 000 м³/год.

У 70-х рр. минулого століття почалося промислове використання технології мембранного розділення повітря, що призвело до реальної революції в різних галузях промисловості. Нині ця технологія активно розвивається і сягає дедалі більшого поширення завдяки простоті реалізації та високій економічній ефективності. Суть роботи мембранної установки полягає в селективній проникності матеріалу мембрани різними компонентами газової суміші. З метою очищення повітря фільтрується, стискується до необхідного рівня, осушується та подається

на мембранний модуль. Більш швидкі молекули кисню та аргону проходять через полотно мембрани та збираються в окремому газгольдері. Сучасна газорозділювальна мембрана як основний елемент установки являє собою вже не пласку мембрану чи плівку, а пустотіле волокно. Пустотіла волоконна мембрана складається із пористого полімерного волокна із нанесеним на його зовнішню поверхню газорозділювальним шаром. Газовий потік під тиском подається в пучок мембранних волокон. Завдяки різниці парціальних тисків на зовнішній і внутрішній поверхнях мембрани відбувається поділ газового потоку. Чистота отриманих газів визначається кількістю модулів, через які проходить повітря. При цьому дедалі більшою стає концентрація азоту, а також у залишковій частині збільшується концентрація кисню. На рисунках 3 та 4 приведені якісні характеристики процесу розділення повітря на кисень та азот із метою порівняння та вибору придатних технологій для конкретних умов промислового використання.

Із рис. 3 стає зрозуміло, що найбільш придатною для використання отриманого при розділенні повітря кисню для інтенсифікації процесу спалювання твердого палива в теплоенергетичних установках в широкому діапазоні витрат окислювача може бути мембранна технологія, завдяки невисоким вимогам щодо його чистоти. Більша витрата кисню понад 10 000 нм³/год може забезпечуватися паралельним включенням мембранних модулів.

На рис. 4 приведена аналогічна порівняльна схема отримання іншого компонента газової суміші (атмосферного повітря) для формування на його основі робочого тіла газової частини комбінованої парогазової енергетичної установки. Як витікає із рис. 3 та рис. 4, тільки мембранна технологія може відповідати умові синхронності для отримання тієї самої кількості як збагаченого киснем атмосферного повітря для інтенсифікації процесу горіння, з однієї сторони, а з другої – азотної фракції для формування робочого тіла для циклу газової генерації електроенергії без спалювання дорогого газотурбінного палива.

Головні висновки. Лише застосовуючи мембранну технологію розділення атмосферного повітря на азотну фракцію при формуванні робочого тіла газової генерації, а також збагаченого киснем атмосферного повітря для інтенсифікації процесів спалювання низькоякісного вугілля вітчизняного видобутку, можна забезпечити дотримання вимог Європейського Союзу щодо екологічних нормативів, за умови швидкого переоснащення об'єктів теплової генерації на основі вугільних блоків. Мембранні газорозподільчі блоки завдяки відсутності рухомих частин характеризуються високою експлуатаційною надійністю. Розділюючі мембранні модулі є досить стійкими до виробничих вібрацій та механічних ударів, хімічно інертними до впливу масел, при згаданих концентраціях кисню, нечутливі до вологості, а

також функціонують у широкому діапазоні температур, характерних для виробничих площадок теплових станцій.

Ресурс мембранних модулів становить у середньому 150 тис. годин, що відповідає 15–20 рокам роботи енергоблоків.

Література

1. Семчук Я.М., Кулик М.П. Екологічні та техніко-економічні аспекти спільної роботи парогазотурбінних енергетичних установок. Нафтогазова енергетика. 2008. № 1(6). С. 65–68.
2. Грінченко Д.М., Кулик М.П. Спосіб роботи енергетичної установки. Авт. свід. СРСР №1188338, БВ № 40, 1985р.
3. Парогазова теплосилова установка. Патент ФРН № 839290, 1944.
4. Кулик М.П. Підвищення ефективності спалювання органічного палива в комбінованих парогазових енергетичних установках / М.П.Кулик, Т.Ю. Кравець. Науковий Вісник НЛТУ України. 2017. Вип. 27(6). С. 98–104.
5. Кириченко В.І. Некріюгенні технології виробництва. 2. Мембранні системи виробництва кисню і перспективи їх розвитку / В.І. Кириченко, В.К. Осокіна, Б.Д. Рисюк, І.М. Новіков, О.Г. Голубов. Хім. пром-сть України. 2008. № 6. С. 58–68.

АНАЛІЗ ВПЛИВУ НА ЕКОЛОГІЮ СТАНУ КІБЕРБЕЗПЕКИ ОБ'ЄКТІВ КРИТИЧНОЇ ІНФРАСТРУКТУРИ

Гончар С.Ф.

Інститут проблем моделювання в енергетиці
імені Г.Є. Пухова
Національної академії наук України
вул. Генерала Наумова, 15, 03164, м. Київ
sfgonchar@ipme.kiev.ua

Виконано аналіз впливу на екологію стану кібербезпеки об'єктів критичної інфраструктури. Розглянуто методику оцінки ступеня можливого збитку від реалізації загроз безпеці інформації. *Ключові слова:* кібербезпека, кіберзахист, критична інфраструктура, аналіз, фактори.

Анализ влияния на экологию состояния кибербезопасности объектов критической инфраструктуры. Гончар С.Ф. Выполнен анализ влияния на экологию состояния кибербезопасности объектов критической инфраструктуры. Рассмотрена методика оценки степени возможного ущерба от реализации угроз безопасности информации. *Ключевые слова:* кибербезопасность, киберзащита, критическая инфраструктура, анализ, факторы.

Analysis of the impact on the environment of the state of cybersecurity of objects of the critical infrastructure. Honchar S.F. Analysis of the impact on the environment of the state of cybersecurity of objects of the critical infrastructure is performed. The methodology for assessing the degree of possible damage from the implementation of the threats for information security is considered. *Key words:* cybersecurity, cyber protection, critical infrastructure, analysis, factors.

Постановка проблеми. Сучасний етап розвитку суспільства характеризується впровадженням новітніх технологій, що є ознакою рівня економічного розвитку країни. Зростаюча роль інформаційної сфери для економіки держави пов'язана зі стрімким її входженням у комунікаційну, транспортну, енергетичну, фінансову, оборонну та інші сфери.

Стратегічно важливими для функціонування економіки і безпеки держави, суспільства та населення є об'єкти критичної інфраструктури – підприємства та установи (незалежно від форми власності) таких галузей, як енергетика, хімічна промисловість, транспорт, інформаційні технології та телекомунікації (електронні комунікації), продовольство, охорона здоров'я, комунальне господарство. Тому, враховуючи, що у сучасному суспільстві кібератаки стають частішими та мають тенденцію чинити дедалі значніший і триваліший вплив через підприємства на економіку країни, незаперечним є той факт, що надійний захист від кібератак активно впливає на стан економічної, політичної, соціальної, оборонної та інших складових частин національної безпеки держави.

Очевидним є той факт, що порушення функціонування об'єктів критичної інфраструктури держави може призвести до розвитку надзвичайних ситуацій, пов'язаних із загибеллю людей, екологічними катастрофами, заподіянням великого матеріального, фінансового, економічного збитку або великомасштабними порушеннями життєдіяльності міст та населених пунктів тощо. У цих умовах надзвичайно

важливу роль відіграє забезпечення безпеки, у тому числі кібербезпеки об'єктів критичної інфраструктури держави.

Актуальність дослідження. Враховуючи зазначене вище, необхідний аналіз впливу на екологію і, як наслідок, розроблення ефективних та адекватних пропозицій і заходів кіберзахисту інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури.

Аналіз останніх досліджень. При всій важливості питання щодо забезпечення кібербезпеки об'єктів критичної, нині питання дослідження впливу на екологію залишається мало вивченим та дослідженим і потребує розвитку.

Виклад основного матеріалу. Кібератаки спрямовані на те, щоб заподіяти шкоду активам. Активом є деяка сутність, цінна для особистості, організації або держави. Тому програми безпеки спрямовані на захист активів від збитків.

Активи об'єктів критичної інфраструктури (ОКІ) можуть бути класифіковані за видами [1]: фізичні, логічні, людські.

Розглянемо більш детально кожен різновид активів.

Фізичні активи включають у себе будь-які фізичні компоненти або групи компонентів, які належать організації. В ОКІ вони включають: системи управління, фізичні компоненти мережі передачі інформації або будь-які інші фізичні об'єкти, які певним чином залучені до процесів управління та аналізу виробничих процесів.

Логічні активи можуть включати в себе інтелектуальну власність, алгоритми, спеціальні знання, або інші інформаційні елементи, які містять здатність функціонування організації або інноваційної діяльності. Крім того, ці види активів можуть містити суспільну репутацію, довіру покупця або інші заходи, які у разі їх пошкодження безпосередньо впливають на виробничий процес. Логічні активи можуть бути представлені у формі особистої пам'яті, документів, інформації, що міститься на фізичному або електронному носіях інформації, та включати результати тестів, нормативних даних або будь-яку іншу інформацію, яка розглядається як конфіденційна або приватна. Втрата логічних активів часто викликає значну шкоду організації і на тривалий час.

Активи ІС ОКІ є особливою формою логічних активів. Вони містять логіку автоматизації, яка бере участь у виконанні виробничих процесів. Ці процеси надзвичайно залежать від повторного або безперервного виконання чітко визначених подій. І тому завдання шкоди цим активам, наприклад видалення або несанкціонована модифікація, може призвести до втрати цілісності або доступності безпосередньо до самого процесу.

Людські містять людей, знання, а також теоретичні і практичні навички, якими вони володіють і які пов'язані з їх виробничою діяльністю. Вони можуть включати необхідні сертифікати або важливі навички, необхідні для дій під час надзвичайних ситуацій.

Оцінка збитків активам може бути виражена або кількісно, або якісно [1].

Кількісна оцінка активу дає точну відповідь щодо фінансових витрат, які пов'язані з цим активом. Це може бути вартість заміни, вартість втраченого продажу або інші заходи грошово-кредитної політики.

Якісна оцінка активів, як правило, виражається більше на абстрактному рівні, як, наприклад, показники у відсотках або у порівняннях значеннях. Багато активів можуть бути проаналізовані тільки з позиції якісних збитків.

Збитки в ІС ОКІ можуть бути класифіковані як прямі і непрямі.

Прямі збитки є витратами, які пов'язані із заміною активів. Збитки можуть мати місце за причиною фізичного пошкодження активу, в результаті втрати цілісності або доступності, переривання точної послідовності або зміни характеру процесу. Логічні ж активи мають порівняно низькі прямі збитки щодо їх корисності, оскільки носій, який використовується для зберігання активу, як правило, має низьку вартість. Незначні пошкодження людських активів із коротким часом відновлення можуть мати низькі прямі збитки для організації, навіть у разі довгострокових наслідків для травмованої людини.

Непрямі збитки є збитками, завданими внаслідок втрати активів. Вони можуть включати в себе збитки,

пов'язані із процесом простою, переробки або інші виробничі витрати через втрату активів.

Для фізичних активів непрямі збитки, як правило, включають наслідки, які виникають через втрату компонентів. Непрямі збитки від пошкодження обладнання можуть призвести до ремонту, реінжинірингу або інших зусиль для відновлення контролю над промисловим процесом. Для логічних активів непрямі збитки часто є дуже великими. Вони включають у себе втрату довіри громадськості, втрату ліцензії на діяльність, втрату конкурентних переваг від випуску інтелектуальної власності, як, наприклад, конфіденційний процес, нові технології тощо.

Шляхом здійснення упорядкування наведених вище даних за видами активів і способом вираження їх оцінки можна співвіднести види збитків для кожного типу активів.

Для оцінки ступеня можливого збитку від реалізації загроз безпеці інформації визначаються можливий результат реалізації загрози безпеці інформації в автоматизованій системі ОКІ, вид збитку, до якого може призвести реалізація загрози безпеці інформації, ступінь наслідків від реалізації загрози безпеці інформації для кожного виду збитку.

У результаті реалізації загрози безпеці інформації можливі прямий або непрямий впливи на конфіденційність, цілісність, доступність інформації, що циркулює в автоматизованій системі управління ОКІ [2].

Прямий вплив на конфіденційність, цілісність, доступність інформації можливий у результаті реалізації прямої загрози безпеці інформації. У цьому разі об'єктами впливу загрози є безпосередньо інформація та/або інші об'єкти захисту, які забезпечують отримання, обробку, зберігання, передачу, знищення інформації в автоматизованих системах ОКІ, в результаті доступу до яких або впливу на які можливий вплив на конфіденційність, цілісність або доступність інформації.

Непрямий вплив на конфіденційність, цілісність, доступність інформації розглядається в результаті реалізації непрямих загроз безпеці інформації. Реалізація непрямих загроз безпеці інформації не приводить безпосередньо до впливу на конфіденційність, цілісність, доступність інформації, але створює умови для реалізації одної або кількох прямих загроз безпеці інформації, що дають змогу реалізувати такий вплив. У цьому разі як результат реалізації непрямой загрози необхідно розглядати результати реалізації всіх прямих загроз безпеці інформації, які можна реалізувати в разі реалізації цієї непрямой загрози.

При визначенні ступеня можливого збитку необхідно зважати на те, що залежно від цілей і завдань, що вирішуються автоматизованою системою ОКІ, видів оброблюваної інформації, вплив на конфіденційність, цілісність або доступність кожного виду інформації, що міститься в системі, може призвести до різних видів збитку. При цьому для різних

власників інформації будуть характерні різні види збитку.

Основними категоріями впливу в автоматизованих системах управління ОКІ є:

– *фізичний вплив* – включає в себе безліч прямих наслідків аварій автоматизованих систем управління технологічними процесами. Найважливішими потенційними наслідками є такі, які можуть призвести до травм і загибелі людей. Інші наслідки включають втрату майна (включаючи дані) і потенційні збитки навколишньому середовищу;

– *економічні впливи* – наслідки другого порядку від фізичних впливів, що є похідними від аварій автоматизованих систем управління технологічними процесами. Фізичний вплив може призвести до наслідків для системи, що, своєю чергою, може завдати більший економічний збиток підприємству чи організації. У великих масштабах ці наслідки можуть негативно позначитися на місцевому, регіональному, національному рівнях, а можливо, глобальній економіці;

– *соціальні впливи* – наслідки другого порядку, які є похідними від втрати державної або громадської довіри в організації.

Враховуючи приведені вище категорії впливу в автоматизованих системах управління ОКІ, можна навести перелік наслідків цих впливів [1]:

- порушення національної безпеки;
- сприяння вчиненню акту тероризму;
- втрата або скорочення виробництва;
- травми або смерть людей;
- пошкодження обладнання;
- викид (витікання, випаровування) або крадіжка небезпечних матеріалів;
- екологічні збитки;
- кримінальні або цивільно-правові зобов'язання;
- втрата приватної або конфіденційної інформації;
- втрата іміджу бренду або довіри клієнтів.

Зазначені наслідки можуть доповнюватися іншими видами залежно від цілей і завдань, що вирішуються автоматизованою системою ОКІ, а також виду інформації, яка в ній обробляється.

Ступінь можливих наслідків від реалізації загроз безпеці інформації визначається ступенем негативних наслідків від порушення конфіденційності, цілісності або доступності кожного виду інформації, що циркулює в автоматизованій системі ОКІ.

Таким чином, ступінь негативних наслідків від порушення конфіденційності, цілісності або доступності інформації визначається для кожного виду збитку, залежить від цілей і завдань, які виконуються автоматизованою системою ОКІ, може мати різні значення для різних власників інформації й операторів і визначається експертним методом.

У разі, якщо в автоматизованій системі ОКІ обробляються два і більше видів інформації, ступінь можливого збитку необхідно визначати окремо для

кожного виду інформації, яка циркулює у системі. Підсумкова ступінь можливого збитку буде визначатися найвищим значенням ступеня можливого збитку, визначеним для конфіденційності, цілісності, доступності кожного виду інформації.

Проведений аналіз наявних систем захисту інформації [3] дає змогу визначити основні складові частини системи кіберзахисту інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури:

- нормативно-правова;
- організаційна;
- технічна;
- підготовка, перепідготовка та підвищення кваліфікації відповідних фахівців.

Кожна із приведених вище складових частин так чи інакше впливає на стан кібербезпеки інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури.

Так, одними з актуальних питань є наявність нормативно-правової бази з питань забезпечення кібербезпеки інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури, узгодження національної нормативно-правової бази з питань забезпечення кібербезпеки об'єктів критичної інфраструктури з положеннями міжнародних документів, виконання узгодженості понятійного апарату, що використовується в чинних національних законодавчих та нормативно-правових документах, доопрацювання (за необхідності – розробка) нормативних документів, вимог, методологій до оцінки загроз об'єктам, що є критичними для життєдіяльності держави, загальної методології оцінки ризиків для критично важливих об'єктів та критичної інфраструктури загалом.

Крім того, варто зазначити, що керівники та/або власники об'єктів критичної інфраструктури мають усвідомлювати можливість і ймовірність здійснення кібератак та наслідки, у разі їх реалізації. Запровадження заходів із питань забезпечення кібербезпеки потребує залучення додаткових ресурсів, на що керівники цих об'єктів не завжди згодні, а механізм, який би вимагав від цих керівників запровадження необхідних заходів, відсутній. Тому без запровадження згаданого механізму усі стандарти інструкції тощо з питань забезпечення кібербезпеки інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури матимуть рекомендаційний характер, оскільки та інформація, яка циркулює, наприклад, в автоматизованих системах управління технологічними процесами, не належить до жодного виду інформації, що підлягає захисту згідно із чинним законодавством.

Кібератакам зовнішнього порушника протистоїть система захисту інформації інформаційної системи об'єктів критичної інфраструктури, до функцій якої обов'язково мають входити:

- захист периметра мережі;
- забезпечення безпеки міжмережевих взаємодій;
- моніторинг і аудит безпеки;
- виявлення і запобігання діям атак;

- резервне копіювання і відновлення даних;
- аналіз захищеності і керування політикою безпеки;
- контроль цілісності даних;
- захист від шкідливого програмного забезпечення;
- фільтрація контенту і запобігання витоку конфіденційної інформації;
- установка оновлень програмного забезпечення;
- адміністрування безпеки.

За результатами проведеного аналізу загроз та уразливостей [1], можна зазначити, що захист таких систем має розглядатися за такими напрямками:

- захист інформаційних і фізичних компонентів інформаційної системи об'єктів критичної інфраструктури;
- технічний захист інформації інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури;
- захист процесів, процедур і програм обробки інформації інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури;
- захист каналів зв'язку інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури;
- придушення побічних електромагнітних випромінювань;
- керування та контроль системою захисту.

Таким чином, з урахуванням викладеного можна зазначити, що на стан забезпечення кібербезпеки інформаційної системи об'єкта критичної інфраструктури впливають такі фактори:

- наявність необхідної та достатньої нормативно-правової бази з питань забезпечення кібер-

безпеки інформаційних систем об'єктів критичної інфраструктури;

- наявність джерел кіберзагроз, їхні можливості, тип, вид, мета, мотиви, зацікавленість у здійсненні кібератак;
- наявність уразливостей у системах кіберзахисту, які можуть використовуватися у разі здійснення кібератак;
- наявність чи відсутність сприятливих умов для реалізації кіберзагроз;
- привабливість активів, на які, власне, і спрямовуються кібератаки;
- наслідки від можливої реалізації кіберзагроз;
- рівень фахової підготовки співробітників, відповідальних за кібербезпеку на всіх рівнях: організація, підприємство, галузь, відомство тощо.

Висновки і перспективи подальших досліджень у цьому напрямку. Виконано аналіз впливу на екологію стану кібербезпеки об'єктів критичної інфраструктури та факторів, що впливають на стан кібербезпеки інформаційної системи об'єкта критичної інфраструктури. Розглянуто методику оцінки ступеня можливого збитку від реалізації загроз безпеці інформації.

Результати проведеного аналізу можна використати під час розробки пропозицій та заходів, спрямованих на уникнення наслідків кібератак на об'єкти критичної інфраструктури.

Перспективою подальших наукових досліджень є розроблення методики визначення співвідношення між конкретними кібератаками та можливими кількісними збитками.

Література

1. Industrial communication networks – Network and system security: IEC 62443-1-1. Part 1-1: Terminology, concepts and models.
2. Гончар С., Леоненко Г., Юдін О. Підходи до оцінки небезпеки атак в інформаційних системах об'єктів критичної інфраструктури. Правове, нормативне та метрологічне забезпечення системи захисту інформації в Україні. 2015. № 2(30). С. 47–52 с.
3. Домарев В. Безопасность информационных технологий. Методология создания систем защиты. Киев, Украина: ООО «ТИД «ДС», 2002.

ЕКОЛОГІЯ ТА ЕКОНОМІКА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК 504.062:332.3:658.5

ФУНКЦІОНАЛЬНЕ МОДЕЛЮВАННЯ В ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОМУ ОБҐРУНТУВАННІ СІВОЗМІН

Міхно П.Б., Хохлов О.Г.

¹Кременчуцький національний університет
імені Михайла Остроградського
вул. Першотравнева, 20, 39600,
м. Кременчук, Полтавська область
mikhno1982@gmail.ru
aghexp@gmail.com

Розвинуто системні підходи до проблеми еколого-економічного обґрунтування сівозмін. Для опису процесу розробки проекту землеустрою, що забезпечує еколого-економічне обґрунтування сівозмін, застосована методологія функціонального моделювання IDEF0. *Ключові слова:* охорона земель, сівозмін, еколого-економічне обґрунтування, функціональна модель, IDEF0.

Функциональное моделирование в эколого-экономическом обосновании севооборотов. Михно П.Б., Хохлов А.Г. Получили развитие системные подходы к эколого-экономическому обоснованию севооборотов. Для описания процесса разработки проекта землеустройства, обеспечивающего эколого-экономическое обоснование севооборотов, применена методология функционального моделирования IDEF0. *Ключевые слова:* охрана земель, севооборот, эколого-экономическое обоснование, функциональная модель, IDEF0.

Functional modeling in ecological and economic substantiation of crop rotation. Mikhno P.B., Khokhlov O.H. The systematic approaches to the problem of ecological and economic substantiation of crop rotations are developed. To describe the process of developing a land management project that provides environmental and economic justification for crop rotation, the methodology of functional modeling of IDEF0 has been applied. *Key words:* land protection, crop rotation, ecological and economic justification, functional model, IDEF0.

Постановка проблеми. Згідно зі ст. 162 [1], охорона земель – це система правових, організаційних, економічних та інших заходів, спрямованих на раціональне використання земель, запобігання необґрунтованому вилученню земель сільськогосподарського і лісогосподарського призначення, захист від шкідливого антропогенного впливу, відтворення і підвищення родючості ґрунтів, підвищення продуктивності земель лісогосподарського призначення, забезпечення особливого режиму використання земель природоохоронного, оздоровчого, рекреаційного та історико-культурного призначення. Завданням охорони земель (ст. 163 [1]) є забезпечення збереження та відтворення земельних ресурсів, екологічної цінності природних і набутих якостей земель. Велику роль у цих питаннях відіграє землеустрій. Мета землеустрою і полягає у забезпеченні раціонального використання та охорони земель, створенні сприятливого екологічного середовища та поліпшенні природних ландшафтів (ст. 182 [1]).

Стосовно сільськогосподарських угідь, а саме ріллі, землеустрій передбачає складання проєктів землеустрою, що забезпечують еколого-економічне обґрунтування сівозмін, упорядкування угідь, а також розроблення заходів щодо охорони земель (ст. 184, п. ж [1]).

З економічної точки зору, ефективність використання земель сільськогосподарського призначення істотно залежить від еколого-економічного обґрунтування сівозмін.

Актуальність дослідження. Завданнями проєкту землеустрою, що забезпечує еколого-економічне обґрунтування сівозмін та впорядкування земельних угідь на території сільськогосподарського підприємства, є: встановлення кількості, розмірів, типів і видів, ротації і розміщення сівозмін, опрацювання відповідних агротехнічних заходів на перспективу з урахуванням екологічної придатності ґрунтів для вирощування сільськогосподарських культур із метою виробництва

товарної продукції рослинництва та отримання прибутку.

У сучасних умовах розробка такого проекту є складним та актуальним завданням забезпечення сталого розвитку землекористувань ринкового типу.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. Задачі цього дослідження пов'язані з реалізацією окремих положень Закону України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 р.», Концепції збалансованого розвитку агроєкосистем в Україні на період до 2025 р.

Аналіз останніх досліджень. Еколого-економічне обґрунтування сівозмін є предметом сучасних досліджень із планування найкращого використання сільськогосподарських земель з урахуванням екологічних умов і можливості досягнення максимальної економічної ефективності. Вирішенню зазначених проблем присвячені роботи багатьох науковців – П. Бойка, І. Шевченка, Г. Калетника, Є. Лебідя та інших.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Незважаючи на значну теоретичну вивченість проблеми раціонального використання орних земель, достатню законодавчо-нормативну і методичну забезпеченість, багатофакторність проблеми не дає змоги однозначно обґрунтовувати правильність прийняття проектних рішень із позиції економічної та екологічної ефективності.

Новизна. Новизною дослідження є пропозиції щодо застосування методів системного аналізу на етапі безпосереднього прийняття рішень щодо еколого-економічного обґрунтування сівозмін.

Методологічне або загальнонаукове значення. Застосування методів експертних оцінок, апріорного ранжування та нечіткої логіки з метою оцінки факторів проблеми формування раціональної системи сівозмін, а також засобів ГІС дасть змогу забезпечити достатнє наукове та методичне підґрунтя для обґрунтування рішень проектувальника.

Виклад основного матеріалу. Під час розробки проекту землеустрою проектувальник зобов'язаний враховувати і правильно оцінювати фактори, що впливають на родючість ґрунтів орних земель і придатність їх для вирощування різних сільськогосподарських культур у сівозмінах:

- агрокліматичні ресурси, які загалом характеризують температурний режим повітря і запаси ґрунтової вологи;
- тривалість дії негативних для ведення сільськогосподарського виробництва погодніх явищ, які потребують спеціальних агротехнічних і організаційних методів захисту;
- рельєф, що характеризує придатність території для застосування сільськогосподарської техніки;
- мінералогічний, механічний склад материнських порід, глибина залягання ґрунтових вод, а

також хімічні та фізичні властивості ґрунтів, які визначають їх родючість, ріст і розвиток рослин;

- рівень розвитку деградаційних процесів на території землекористування сільськогосподарського підприємства;
- історично сформовані економічні і територіальні умови району розташування господарства;
- біологічні вимоги сільськогосподарських культур щодо бажаних попередників і періодичності вирощування;
- ціни реалізації товарної рослинницької і тваринницької продукції, очікуваний чистий дохід від реалізації основних сільськогосподарських культур і витрати на формування врожаю.

Запроектований склад і співвідношення (структура) угідь, їх розміщення на території сільськогосподарського підприємства мають забезпечувати: повне, раціональне і ефективне використання всіх земель; припинення деградаційних процесів; забезпечення стійкої кормової бази для тваринництва; мінімізацію витрат на транспортування; створення сприятливих умов для підвищення продуктивності праці і високопродуктивного використання машинно-тракторних агрегатів; мінімальні капітальні витрати при освоєнні нових земель.

Ступінь впливу перерахованих вище факторів може бути різним для різних сільськогосподарських підприємств залежно від локальних умов і неоднаковою протягом терміну реалізації проектних рішень. При цьому в проектах землеустрою не встановлюється порівняна важливість цих чинників для мети проектування, тобто використовується так званий принцип «рівних впливів». У сучасних умовах такий підхід не є коректним. Тому необхідно розвивати методичні підходи до складання проектів землеустрою щодо еколого-економічного обґрунтування сівозмін, що базуються на застосуванні передових наукових методів.

Наявність зазначеної вище багатофакторності ускладнює роботу проектувальника з прийняття правильних рішень і вимагає застосування сучасних наукових методів функціонального моделювання процесу розробки проекту землеустрою.

Функціональні моделі [2] відображають функціональні зв'язки між величинами і параметрами, які характеризують явище і його причини. Функціональні моделі, що подані у графічному вигляді, дають змогу наочно показати весь об'єм поставленої задачі з необхідними функціональними зв'язками, уникаючи при цьому громіздких текстових пояснень.

Для створення зазначених моделей пропонується застосовувати технологію функціонального моделювання IDEF0 (Integration Definition for Function Modeling) [3–5], що базується на комп'ютерній підтримці своїх функцій.

Методологія IDEF0 являє собою формалізований підхід до створення функціональних моделей –

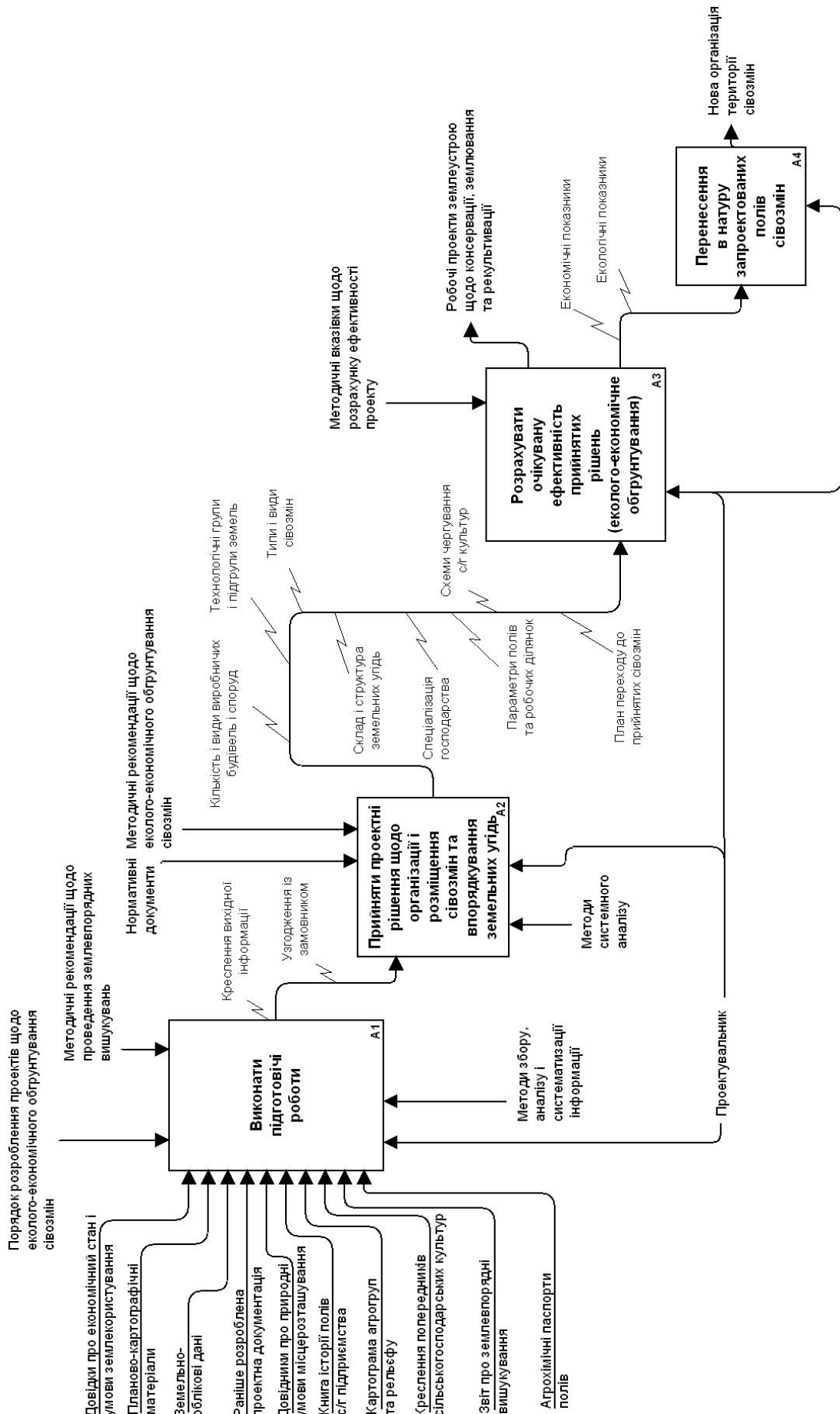


Рис. 1. Концептуальна IDEF0-діаграма функціональної моделі процесу розробки проекту землеустрою

структурних схем досліджуваної системи. Схеми, що будуються за ієрархічним принципом, відображають системні процеси і відношення між функціональними блоками і навколишнім середовищем.

Основний принцип методології IDEF0 полягає у графічному описі досліджуваної системи у вигляді набору взаємодіючих і взаємозв'язаних блоків, що відображають функції (процеси, операції, дії, перетворення) цієї системи. Водночас сукупність IDEF0-діаграм утворює модель системи, що не відображає динаміку системних процесів у часі і у просторі. Проте завдяки зручності та простоті користування зазначена технологія дає змогу оптимізувати досліджувані процеси.

Основою застосування зазначеної технології є розробка концептуальної діаграми функціональної моделі процесу розробки проекту землеустрою (рис. 1).

На діаграмі окремими блоками (A1 – A4) описані етапи прийняття рішень (функції), які, своєю чергою, можна поділити на окремі завдання (підфункції) нижчого рівня декомпозиції.

Блок A1. Для виконання основної функції («Виконати підготовчі роботи») необхідно, по-перше, провести аналіз законодавчо-нормативної бази (вхід у блок зверху), по-друге, визначитися з методами збору, аналізу і систематизації інформації (вхід у блок знизу), по-третє, провести збір та аналіз наявної документації (вхід у блок зліва). Щодо останнього, наприклад, довідки про економічний стан і умови землекористування, планово-картографічні матеріали, земельно-облікові дані (державна статистична звітність), раніше розроблена проектна документація (проекти роздержавлення і приватизації земель, схеми поділу на земельні частки паї тощо), агрохімічні паспорти полів, звіт про земельпорядні вишукування тощо. На цьому етапі зібрану та проаналізовану інформацію перевіряють шляхом проведення польового обстеження. Кінцевим результатом є креслення вихідної інформації та узгоджений із замовником варіант попередніх проектних рішень (вихід із блоку).

Функція блоку A2 – «Прийняти проектні рішення щодо організації і розміщення сівозмін та впорядкування земельних угідь». На цьому етапі виконується розробка проекту за узгодженням із замовником варіантом відповідно до діючих нормативів із використанням методів системного аналізу. У результаті розробляється земельпорядний проект із відображенням усієї необхідної інформації: кількість і види виробничих споруд, типи і види запроєктованих сівозмін, технологія обробітку ґрунту, параметри полів та робочих ділянок, схеми чергування культур тощо.

На наступному етапі (блок A3) проводиться еколого-економічне обґрунтування проектних рішень із визначенням екологічних (баланс гумус, рівень забруднення шкідливими речовинами та інше) та економічних (урожайність сільськогосподарських культур, валовий продукт, чистий прибуток, окупність витрат тощо) показників. За необхідності, на цьому етапі розробляється інша додаткова земельпорядна документація. Наприклад, проекти землеустрою щодо консервації, землювання та рекультивції земель.

Завершальним етапом земельпорядного проекту, що забезпечує еколого-економічне обґрунтування сівозмін та впорядкування угідь, є перенесення в натуру (на місцевість) запроєктованих полів. Для виконання цих робіт розробляються робочі креслення щодо перенесення запроєктованих елементів у натуру. Винос у натуру проводиться земельпорядником із закріпленням на місцевості меж запроєктованих елементів (полів сівозмін, робочих ділянок тощо). По закінченню зазначених робіт сільськогосподарське підприємство отримує нову організацію території сівозмін.

Як видно з діаграми (рис. 1), на всіх етапах виконання проекту головним є проектувальник. На останньому етапі, тобто безпосередні роботи на місцевості з перенесення запроєктованих елементів у натуру (польові роботи), проектувальник може виступати як представник авторського нагляду за впровадженням розробленого проекту.

З наведеного видно, що IDEF0 діаграма функціональної моделі, у цьому разі, розробки проекту землеустрою, що забезпечує еколого-економічне обґрунтування сівозмін, наочно показує увесь процес, що значно спрощує сприйняття окремих його етапів та всього об'єму необхідних робіт.

Головні висновки. Розробка проектів землеустрою, що забезпечують еколого-економічне обґрунтування сівозмін, виконується у кілька етапів. На кожному етапі проектувальнику необхідно враховувати доволі велику кількість різних факторів. Для планування робіт зі складання технічного завдання на проектування, а також на саме проектування запропоновано використовувати технологію функціонального моделювання IDEF0. Розроблена IDEF0 діаграма функціональної моделі процесу розробки проекту землеустрою дає змогу оптимізувати окремі його етапи та сам процес загалом.

Перспективи використання результатів дослідження. Розроблену функціональну модель можна використовувати для спрощення та впорядкування процесу розроблення проекту землеустрою, що забезпечує еколого-економічне обґрунтування сівозмін.

Література

1. Земельний кодекс України: за станом на 9 вер. 2013 р. / Верховна Рада України. К.: НОТІС, 2013. 112 с.
2. Рикова Л.Л. Структурні і функціональні моделі, що використовуються у викладанні природничих і математичних наук. Педагогічна наука: історія, теорія, практика, тенденції розвитку. 2009. Випуск 3. URL: http://intellect-invest.org.ua/ukr/pedagog_editions_e-magazine_pedagogical_science_arhiv_pn_n3_2009/.
3. РД 50.1.028-2001. Методология функционального моделирования IDEF0. М.: ИПК Издательство стандартов, 2000. 75 с.
4. Ячменьов Є.Ф. Функціональна модель вищого навчального закладу в IDEF0. Бізнес Інформ. 2014. № 4. С. 91–99.
5. Clarence G. Feldmann. The Practical Guide to Business Process Reengineering Using IDEF0. New York: Dorset House Publishing, 1998. 218 p.

СТВОРЕННЯ БАЗИ ДАНИХ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ҐРУНТІВ У MICROSOFT ACCESS

Сараненко І.І.

Херсонський державний університет
вул. Університетська, 27, 73000, м. Херсон
i.i.saranenko@ukr.net

Запропоновано включення програми Microsoft Access у викладання навчальної дисципліни «Географічні інформаційні системи і технології» як змістового модуля на прикладі створення бази даних екологічного стану ґрунтів. Показані: доступність програмного забезпечення, легкість сприйняття й засвоєння матеріалу та очікувані результати навчання. *Ключові слова:* Microsoft Access, властивості ґрунтів, екологічні дані, знання, уміння.

Создание базы данных экологического состояния почв в Microsoft Access. Сараненко И.И. Предложено включение программы Microsoft Access в преподавание учебной дисциплины «Географические информационные системы и технологии» как содержательного модуля на примере создания базы данных экологического состояния почв. Показаны: доступность программного обеспечения, легкость восприятия и усвоения материала, а также ожидаемые результаты обучения. *Ключевые слова:* Microsoft Access, свойства почв, экологические данные, знания, умения.

Creation of a database of ecological condition of soils in Microsoft Access. Saranenko I.I. The inclusion of the Microsoft Access program in the teaching of the discipline “Geographic Information Systems and Technologies” as a content module on the example of creating a database of the ecological state of soils was proposed. Availability of software is shown; ease of perception and mastering of the material, as well as expected learning outcomes. *Key words:* Microsoft Access, soil properties, environmental data, knowledge, skills.

Постановка проблеми. Сучасна європейська Україна потребує запровадження прогресивних державних стандартів якості води, повітря, ґрунту, формування нових засад збалансованого розвитку й природоохоронного світогляду громадян та забезпечення їх екологічних прав. Нині рівень та обсяги наявної інформації настільки великі, що їх обробка, аналіз та розуміння без сучасних апаратно-програмних засобів неможливі. Тому стає вкрай необхідним створення автоматизованої системи для зберігання й обробки інформації на основі сучасних комп'ютерних технологій та телекомунікацій як єдиного комплексу отримання відомостей про компоненти навколишнього середовища та наявні ресурси. Оскільки база оперує даними та інформацією, що мають просторову прив'язку, то її автоматизований взаємозв'язок із географічною інформаційною системою (ГІС) очевидний. Поява комп'ютерних засобів для збору, зберігання, обробки й передачі інформації створили передумови для більш ефективного отримання й використання експериментальних даних. У результаті це сприяло об'єднанню локальних ресурсів, розробці та започаткуванню принципово нової інформаційної довідково-аналітичної електронної бази даних на загальнодержавному та регіональному рівнях, яка забезпечить обробку, аналіз та збереження цих даних про стан складників довкілля. ГІС здатна вирішити задачі накопичення та узагальнення різних за типом та походженням екологічних даних — числових та

картографічних показників про стан навколишнього природного середовища. Структура звітності в органах державного екологічного управління потребує мобільності, узгодженості, відповідності європейським стандартам. Система управління базами даних (СУБД) — це один із варіантів для збереження й сортування показників моніторингу навколишнього середовища; комплекс мовних та програмних засобів, призначений для створення, ведення й спільного використання БД кількома користувачами [1].

Microsoft Access працює з базами даних реляційного типу, має дуже простий графічний інтерфейс, який дає змогу не тільки створювати власну базу даних, але й розробляти програми, використовуючи вбудовані засоби. На відміну від інших СУБД, Access зберігає всі дані в одному файлі, але розподіляє по різних таблицях. Безумовно, у перспективному світі інформаційних технологій є альтернатива зберігання даних, наприклад, у середовищі MySQL із графічним інтерфейсом, для користування яким потрібна навчальна підготовка. Тому перевага Access у доступності й легкому вивченні новачками принципів побудови БД та взаємодії усіх елементів БД.

Актуальність дослідження. Визначення якості ґрунту включає широке коло лабораторних та дистанційних методів, серію емпіричних і/або теоретичних моделей для кількісної оцінки показників, фізико-хімічний та біологічний аналіз. Застосування ГІС і технологій значно прискорює отримання й порівняння

даних та дає змогу знайти шляхи ефективного використання земельних ресурсів. Тому кожен фахівець-еколог просто зобов'язаний уміти обробляти, аналізувати та зберігати екодані й бути обізнаним в області інформаційних технологій. Наприклад, для збереження й систематизації даних та виготовлення звітної документації в єдиному форматі застосувати комп'ютерну програму Microsoft Access разом з інструментами і базою даних популярної Microsoft Excel.

Навчальна дисципліна «Географічні інформаційні системи і технології» є варіативною, входить до циклу природничо-наукових (фундаментальних) дисциплін, які забезпечують базову підготовку здобувачів першого (бакалаврського) рівня вищої освіти спеціальності 101 – Екологія та має на меті сформувати у майбутніх фахівців сучасний рівень інформаційної та комп'ютерної культури проведення ефективного аналізу екологічного стану довкілля. Відповідно до робочої навчальної програми, курс складається з трьох змістових модулів, один з яких має назву «Бази даних в екології», що передбачає вивчення здобувачами програми Microsoft Access у спосіб створення бази даних екологічного стану ґрунтів за відповідним варіантом. Попередньо на лекційних заняттях обґрунтовується актуальність вивчення основних принципів роботи з базами даних, надається історична довідка та приклади світового досвіду у питаннях обробки та збереження екоданих, важливість створення відповідної світовому рівню ґрунтової профільної інформаційної бази даних [2].

Аналіз останніх досліджень. Наприкінці минулого століття спільні зусилля ґрунтознавців різних країн привели до створення перших великих баз даних ґрунтових властивостей. Як приклади можна навести канадську NSDB, австралійську ASRIS, інтернаціональні – FAO's Soil Database System (SDB), ISRIC's Soil Information System (ISIS), IGBP тощо.

Основним недоліком цих, в основному сфокусованих на ґрунтовій таксономії, інформаційних сховищ була обмежена кількість даних за ґрунтово-гідрологічними властивостями. Тому були розроблені такі електронні БД, як європейська HYPRES, міжнародні UNSODA і WISE, американська національна база даних USDA NRCS, голландська BIS, угорська HUNSODA і багато інших, що містять фундаментальні ґрунтові дані (гранулометричний склад, щільність, вміст органічної речовини тощо), інформацію про гідрофізичні властивості та методи їх вимірювання.

Наприклад, згадана база даних гідрологічних властивостей європейських ґрунтів – HYPRES – містить інформацію про 5 521 ґрунтовий горизонт, із них 4 030 мають достатню кількість ґрунтових гідрофізичних даних. Інформація для цієї БД була надана 20 науковими установами з 12 європейських країн. Перед розробниками такої великої міжнародної бази даних стояли дві основних задачі:

1) яким чином вирішити проблему різних систем національних класифікацій ґрунтів та різних класів гранулометричного складу;

2) як стандартизувати різні методи вимірювання гідрофізичних властивостей, застосування яких призводить до відмінності у положенні й кількості точок на кривій водоутримання [2; 5].

Для вирішення першої проблеми було вирішено вдатися до класифікацій FAO та Soil Survey Staff, а стандартизацію методів провести за допомогою параметризації індивідуальних гідрофізичних характеристик.

Великий обсяг експериментальних базових та гідрофізичних даних робить БД відповідним інформаційним джерелом для оптимізації математичних виразів та розробки педотрансферних функцій. Накопичений матеріал баз даних властивостей ґрунтів не належить до вітчизняних досліджень, а у науковій літературі здебільшого розглядаються методи, випробувані на зарубіжних прикладах.

Сучасні бази даних властивостей ґрунтів – це організовані набори записів у вигляді таблиць та пов'язаних із ними допоміжних файлів, що обслуговуються СУБД і сумісними програмними пакетами. Використання спільної мови, наприклад SQL, робить їх зручними для введення, редагування та вилучення інформації. Можливості баз даних дають змогу проводити різні операції, включаючи пошук за заданими користувачем критеріями, редагування і додавання даних, отримання звітів, як по всій базі, так і за обраними частинами.

Дані, які задовольняють критеріям пошуку, виводяться у вигляді табличної структури та можуть бути вивантажені у формати ASCII, Excel, HTML.

Перші версії баз даних ґрунтово-гідрологічних властивостей були написані під MS-DOS (наприклад, UNSODA Version 1.0). Нині найбільш поширеним є формат MS Access, що забезпечує гнучкість як при введенні, маніпуляції та відновленні даних, так і при їх виведенні та взаємодії з іншими додатками. Крім того, MS Access має можливості для виконання користувацьких запитів та створення графіків [4].

Для зберігання та обробки величезних масивів інформації, реалізації розподіленої структури зберігання даних, а також організації доступу користувачів через інтернет використовуються високопродуктивні, надійні СУБД: Oracle (на основі якої була розроблена HYPRES), MS SQL Server, Interbase. Однак їх використання є дорогим, вимагає наявності кваліфікованих фахівців та потужного апаратного забезпечення. Тому при створенні WEB-версій баз даних, що працюють у режимі вільного або обмеженого доступу через інтернет, широке застосування отримали безплатно поширювані БД, такі як MySQL [1; 3].

У наш час найбільш сучасні БД ґрунтових властивостей являють собою інтегроване інформаційно-обчислювальне середовище, яке безпосередньо оперує

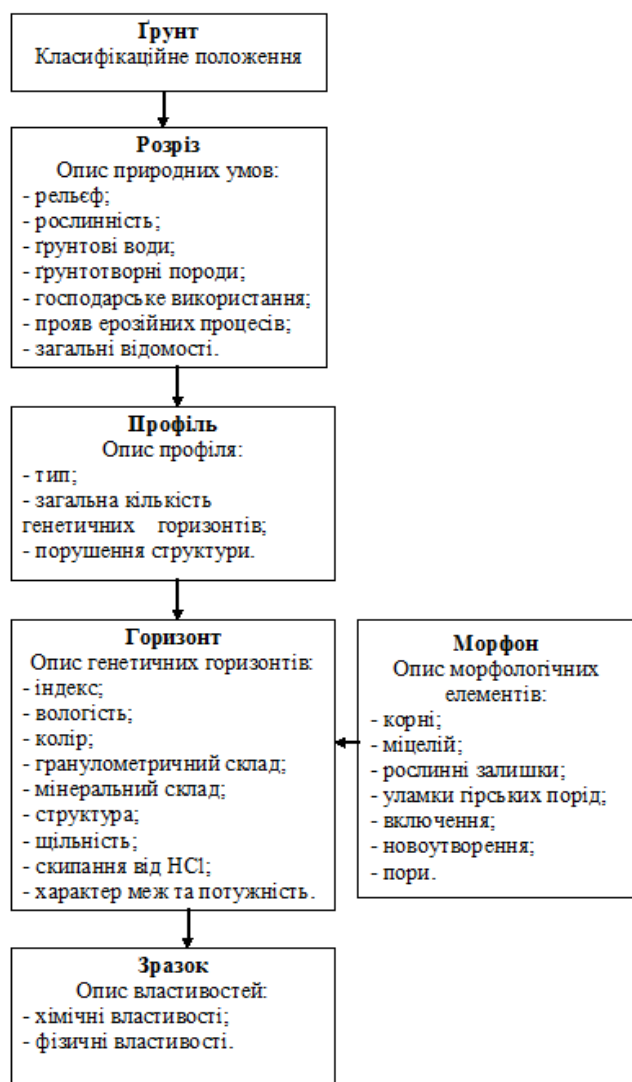


Рис. 1. Ієрархічні рівні запроєктованої бази даних

модельними методами розрахунку та статистичними методами аналізу, включаючи можливість роботи з просторово-орієнтованими даними із застосуванням ГІС. Вони потрібні для проведення різнопланових досліджень в області сільського господарства, охорони навколишнього середовища, екологічної інженерії, дистанційного зондування тощо.

В Україні виникла необхідність створення відповідної світовому рівню ґрунтової атрибутивної (профільної) інформаційної бази даних, яка була б результатом систематизації та узагальнення даних про різноманітність ґрунтового покриття на різних рівнях структурної організації у тісному зв'язку з усіма екологічними факторами його диференціації. Ґрунтова атрибутивна база даних необхідна як основа для створення системи моніторингу стану ґрунтів та розробки заходів щодо їх охорони й раціонального використання [2; 5]. Комп'ютерна інвентаризація та формалізація даних про ґрунти має призвести до створення загальнонаціонального проекту, сумісного з базою даних властивостей ґрунтів країн Євросоюзу, ґрунтової служби США та ООН із продовольства та сільського господарства (UN FAO).

Виклад основного матеріалу. Перед початком проектування та створення бази даних здобувачі отримують варіант завдання: «Створити базу даних екологічного стану ґрунтів класифікаційної (типу, роду, виду) або адміністративної (села, міста, району) одиниці». Програма підготовки екологів передбачає проведення практичних занять, проходження практики, виконання курсових та дипломних робіт, тому кожен здобувач має свої напрацьовані дані, але, за бажанням, може отримати їх разом із завданням.

Для виконання поставленої задачі базу даних необхідно запроєктувати відповідно до концепції репрезентативних ґрунтових профілів та ієрархічної

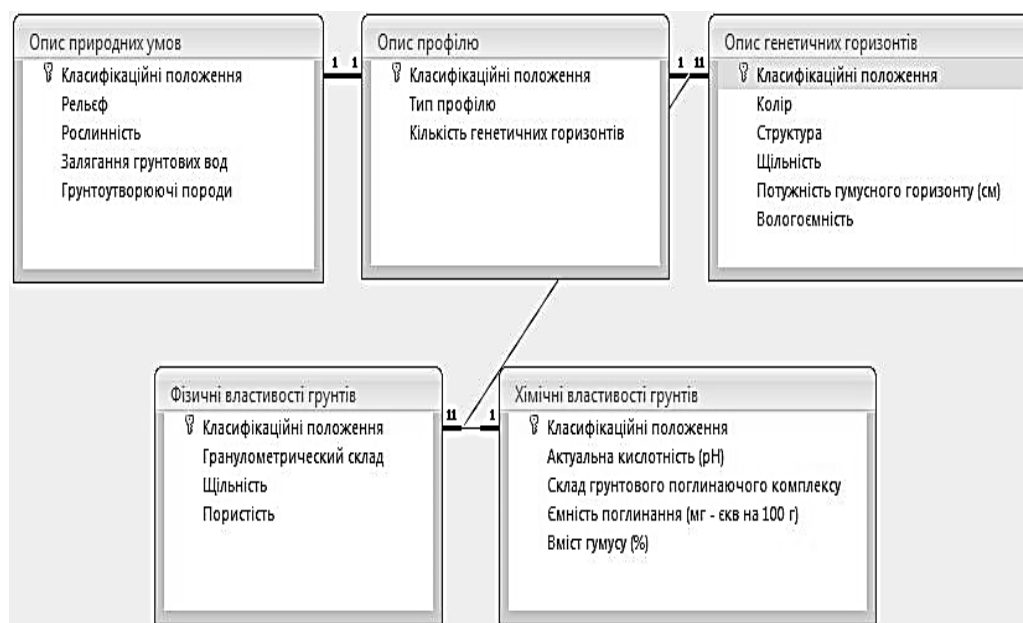


Рис. 2. Структура бази даних властивостей ґрунтів

моделі опису ґрунту на наступних рівнях: ґрунт-розріз-профіль-горизонт-зразок (рис. 1).

Головним об'єктом бази даних виступає конкретний ґрунтовий розріз із притаманним йому набором ґрунтових горизонтів та атрибутивних даних: регіональних особливостей ґрунтового покриву, характеру рослинності, рельєфу, ґрунтоутворних порід тощо [2; 5]. Запроектована база даних складається з 5 тематичних блоків, кожен з яких містить зв'язані між собою відношення (таблиці). Перший рівень бази даних передбачає визначення класифікаційного

положення ґрунту й на його основі встановлення ключових полів (рис. 2).

Другий рівень бази даних «Опис природних умов» містить загальну характеристику рельєфу, рослинності, залягання природних вод та ґрунтоутворних порід (рис. 3).

Третій рівень «Опис профілю» містить генетичний тип та число генетичних горизонтів (рис. 4).

Четвертий рівень «Опис генетичних горизонтів» включає колір, структуру, щільність, вологемність та потужність гумусного горизонту (рис. 5).

Опис природних умов				
Класифікаційні полож.	Рельєф	Рослинність	Залягання г.	Ґрунтоутворююч.
Болотні і торфовища	підняття схилів і притерасні зниження річкових заплав	злаково-осокова	неглибоке	торф'яні масиви
Бурі гірсько-лісові	гірські схили, передгірські рівнини, низовини	хвойно-широколистяні ліси з	глибоке	елювіально-делювіальні і
Дерново-підзолисті	піщані горби і гради, дюни та вали	змішані ліси з трав'янистим	неглибоке	піски та супіски, моренні та
Каштанові	рівнинні	полинно-типчакова і полинно-типчаково-	глибоке	лесоподібні суглинки
Коричневі гірські	гірський або передгірський	дубовимі і дубово-грабові ліси,	глибоке	лесоподібні суглинки,
Лучні і лучно-болотні	долини рік і балок	різнотравно-осоково-злакова	неглибоке	алювіальні, делювіальні та
Сірі лісові	хвилястий, сильно і глибоко розчленований водною ерозією	змішані, широколистяні або	глибоке	лесовидні покривні
Солончаки	переважно рівнинний	розріджені асоціації різних солянок	неглибоке	карбонатні породи
Чорноземи	горбисто-хвилястий	ковильно-типчакова, злаково-полинна	глибоке	карбонатні материнських

Рис. 3. Опис природних умов

Опис профілю		
Класифікаційні положення	Тип профілю	Кількість ге.
Болотні і торфовища	органогенний	4
Бурі гірсько-лісові	морфогенний	4
Дерново-підзолисті	елювіальний	5
Каштанові	гідрогенно-аккумулятивний	4
Коричневі гірські	органогенний	5
Лучні і лучно-болотні	гідрогенно-аккумулятивний	4
Сірі лісові	іллювіальний	7
Солончаки	гідрогенно-аккумулятивний	4
Чорноземи	органогенний	5
*		

Рис. 4. Опис профілю

Опис генетичних горизонтів						
Класифікаційні полс	Колір	Структура	Щільність	Потужність	Вологоємні	
Болотні і торфовища	темно-сірий з сизувато-іржавими плямами	грудкувато-зерниста	пухкі	15-20, 40-50	максимальна	
Бурі гірсько-лісові	темно-бурий	дрібногрудкувата	ущільнені	15-30	повна	
Дерново-підзолисті	ясно-сірий	нестійка	пухкі	13-25	капілярна	
Каштанові	буро-і коричнево-сірий	призматична	ущільнені	40-45	повна	
Коричневі гірські	коричневий	грудкувато-зерниста	пухкі	40-65	повна	
Лучні і лучно-болотні	темно-сірий	міцна зерниста	пухкі	50-60	максимальна	
Сірі лісові	сірий	грубозерниста	пухкі	12-30	повна	
Солончаки	яскраво білого і бурого	призматична	дуже тверді	5-38	капілярна	
Чорноземи	сіре, темно-сіре, чорне	грудкувато-зерниста	пухкі	40-120	повна	

Рис. 5. Опис генетичних горизонтів

Фізичні властивості ґрунтів			
Класифікаційні полс	Грануломет	Щільність	Пористість
Болотні і торфовища	пил	пухкі	пористі
Бурі гірсько-лісові	пісок	ущільнені	тонкопористі
Дерново-підзолисті	пісок	пухкі	пористі
Каштанові	пісок	ущільнені	тонкопористі
Коричневі гірські	пісок	ущільнені	тонкопористі
Лучні і лучно-болотні	пил	пухкі	пористі
Сірі лісові	пісок	пухкі	пористі
Солончаки	пісок	дуже тверді	тонкопористі
Чорноземи	пісок	пухкі	пористі

Рис. 6. Фізичні властивості ґрунтів

Хімічні властивості ґрунтів				
Класифікаційні полс	Актуальна	Склад ґрун	Ємність	Вміст гумус
Болотні і торфовища	5,6	P, K, Ca, Mg	37-51	4,1-7,6
Бурі гірсько-лісові	4,5-7	Ca, Mg	25-30	6-11
Дерново-підзолисті	4,7-5,4	N, P, K	1,0-2,6	2-7
Каштанові	7,0-7,5	K, Ca, Mg, Na	15-40	1,2-4,5
Коричневі гірські	7,0	Ca, Mg, P, K, N	30-45	4-7
Лучні і лучно-болотні	4,8-5,4	K, Ca, Mg	32-49	3,2-6,0
Сірі лісові	6,3-6,6	Ca, Mg	6,4-13,0	2-8
Солончаки	7,3-11	Na, K, Ca, Mg	20	1-6
Чорноземи	6,5-6,8	Ca, N, Mg, P	30-70	4-12
*				

Рис. 7. Хімічні властивості ґрунтів

На наступному, п'ятому рівні систематизуються фізико-хімічні властивості зразків ґрунту, що відібрані на пробних ділянках. Відношення «Фізичні властивості ґрунтів» містить дані про гранулометричний склад, щільність та пористість ґрунтів (рис. 6).

При оцінці хімічних властивостей включаються дані про склад ґрунтового поглинаючого комплексу, ємність поглинання, вміст гумусу та показник рН (рис. 7).

Для обробки інформації зручними опціями є **Зовнішні дані** та **Імпорт і зв'язки** з кнопками **Access** і **Excel**, якими можна скористатися для побудови графіків, діаграм та прискорити завантаження даних.

З метою отримання кількох окремих показників створюється запит. Наприклад, із метою отримання відомостей про класифікаційне положення, рельєф,

рослинність, потужність гумусного горизонту, вміст гумусу та колір, необхідно обрати потрібні поля зі списку запиту та натиснути «Готово» (рис. 8, 9).

Для друку запиту формується звіт за допомогою опції **Створення** і кнопок **Звіт** та **Конструктор звітів**.

Головні висновки. Запропонована база даних включає усі показники властивостей ґрунтового покриву, що дасть змогу пояснити його особливості з точки зору законів генезису, екології та географії ґрунтів, виявити екологічні проблеми, тому є необхідною для використання широким колом фахівців у наукових і прикладних цілях.

Перспективи використання результатів дослідження. Застосування програми Microsoft Access під час вивчення навчальної дисципліни «Географічні інформаційні системи і технології» сформує у здобувачів першого (бакалаврського) рівня вищої освіти:

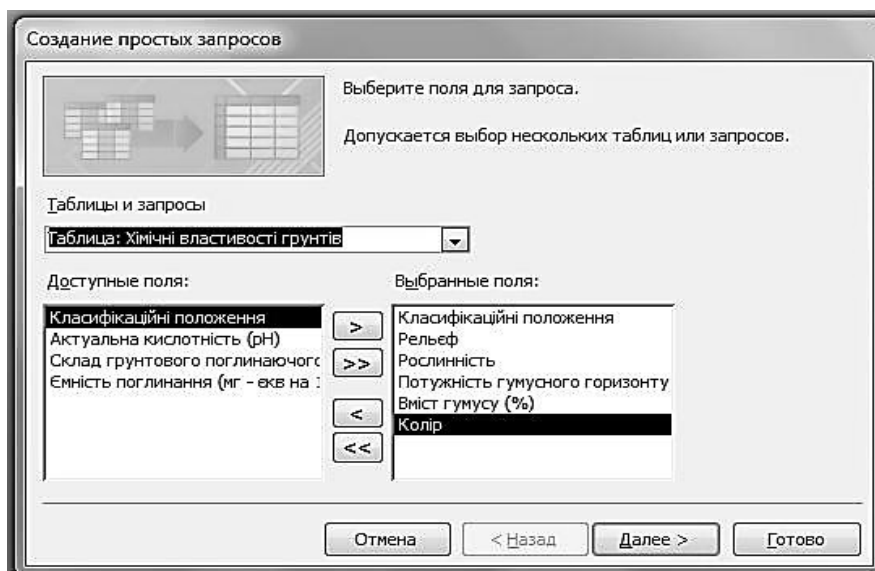


Рис. 8. Створення простих запитів

Опис генетичних горизонтів Запрос						
Класифікаційні полс	Рельєф	Рослинність	Потужніс	Вміст ґу	Колір	
Дерново-підзолисті	піщані горби і гради, дюни та вали	змішані ліси з трав'янистим покривом	13-25	2-7	ясно-сірий	
Сірі лісові	хвилястий, сильно і глибоко розчленований водною ерозією	змішані, широколистяні або дрібнолисті ліси	12-30	2-8	сірий	
Чорноземи	горбисто-хвилястий	ковильно-типчакова, злаково-полинна	40-120	4-12	сіре, темно-сіре, чорне	
Каштанові	рівнинні	полинно-типчакова і полинно-типчаково-ковилова	40-45	1,2-4,5	буро-і коричнево-сірий	
Лучні і лучно-болотні	долини рік і балок	різнотравно-осоково-злакова	50-60	3,2 - 6,0	темно-сірий	
Болотні і торфовища	підніжжя схилів і притерасні зниження річкових заплав	злаково-осокова	15-20, 40-50	4,1-7,6	темно-сірий з сизувато-іржавими плямами	
Бурі гірсько-лісові	гірські схили, передгірські рівнини, низовини	хвойно-широколистяні ліси з трав'яним покривом	15- 30	6-11	темно-бурий	
Коричневі гірські	гірський або передгірський	дубовими і дубово-грабові ліси, чагарникова рослинність	40-65	4 - 7	коричневий	
Солончаки	переважно рівнинний	розріджені асоціації різних солянок	5-38	1-6	яскраво білого і бурого	

Рис. 9. Запит окремих показників

знання:

- сучасних інформаційних методів і засобів наукових досліджень у галузі екології та збалансованого природокористування;
- програмно-технічного забезпечення екологічних досліджень, у тому числі ґрунтового покриття;
- основ роботи з базами даних будь-якого типу;

уміння:

- самостійно систематизувати та аналізувати властивості ґрунтів;
- працювати з екологічними даними різної спрямованості;
- створювати тематичні бази даних та імпортувати їх у ГІС.

Література

1. Баловсяк Н.В., Григоришин І.А., Кулібаба Л.В. Система управління базами даних Microsoft Access для самостійного вивчення: навчальний посібник. К.: Дакор, КНТ, 2006. 156 с.
2. Геоінформаційні системи в екології. Електронний навчальний посібник / Під ред. Є.М. Крижановського. Вінниця: ВНТУ, 2014. 192 с. URL: <http://kruzhan.vk.vntu.edu.ua/file/43c7351f8231fd2232a43306f8c77330.pdf>.
3. Гуцуляк В.М. Ландшафтна екологія. Геохімічний аспект: навчальний посібник. Чернівці: Наші книги, 2010. 312 с.
4. Посудін Ю.І. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища. К.: Світ, 2003. 288 с.
5. Цветкова Н.М., Сараненко І.І., Дубина А.О. Застосування геоінформаційних систем у оцінюванні розвитку яружно-балкової ерозії степової зони України. *Вісник ДНУ імені Олеся Гончара. Серія: Біологія. Екологія*. Д.: ДНУ, 2015. 23(2). С. 197–202.

УДК 504.054:574.4:502.75

НАУКОВІ ОСНОВИ ОЦІНКИ ФІТОТОКСИЧНОСТІ МЕТАЛІВ (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn)

Риженко Н.О.

Державна екологічна академія
післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корп. 2, 03035,
м. Київ alsko2011@ukr.net

Представлено результати дослідження особливостей впливу металів (Cd, Pb, Ni, Co, Cu, Zn) на фітокомпонент екосистем. Розширено методологію оцінки небезпечності металів в екосистемі через розроблення алгоритму показника фітолетальної дози ($PhLD_{50}$), який є універсальним достовірним індексом фітотоксичності металів та дає змогу провести порівняльне оцінювання токсичності цих поллютантів. Розроблено науковий підхід до екологічного нормування, який є основою для регулювання безпечного рівня металів у ґрунті щодо фітокомпонента екосистеми за допомогою фітогранично допустимої концентрації. Встановлено, що полярність сполук металів дає змогу прогнозувати їх небезпечність, зокрема, фітотоксичність. Розроблено фітотоксикологічну класифікацію небезпечності металів, яка дає змогу виявляти їх шкідливий вплив на фітокомпонент екосистеми в умовах забруднення. *Ключові слова:* метали, фітотоксикологічна оцінка, екосистема, забруднення, фітотоксичність, екологічна безпека, рослини.

Научные основы оценки фитотоксичности металлов (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn). Рыженко Н.О. Представлено результати дослідження особливостей впливу металів (Cd, Pb, Ni, Co, Cu, Zn) на фітокомпонент екосистем. Розширена методологія оцінки небезпечності металів в екосистемі за допомогою розроблення алгоритму показника фітолетальної дози ($PhLD_{50}$), який є універсальним достовірним індексом фітотоксичності металів та дає змогу провести порівняльне оцінювання токсичності цих поллютантів. Розроблено науковий підхід до екологічного нормування, який є основою для регулювання безпечного рівня металів у ґрунті щодо фітокомпонента екосистеми за допомогою фітогранично допустимої концентрації. Встановлено, що полярність сполук металів дає змогу прогнозувати їх небезпечність, зокрема, фітотоксичність. Розроблено фітотоксикологічну класифікацію небезпечності металів, яка дає змогу виявляти їх шкідливий вплив на фітокомпонент екосистеми в умовах забруднення. *Ключевые слова:* металлы, фитотоксикологическая оценка, экосистема, загрязнение, фитотоксичность, экологическая опасность, растения.

Scientific basi of assessment of phytotoxicity Metals (Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn) Ryzenko N.O. The study's results of the features of the metals (Cd, Pb, Ni, Co, Cu, Zn) influence on phytocomponent in ecosystems are presented in the thesis. The methodology for assessing the risk of metals in the ecosystem through the development of a Phytolethal Dose ($PhLD_{50}$) algorithm was expanded, which is the universal reliable index of phytotoxicity of metals and allows comparative evaluation of the toxicity of these pollutants. A scientific approach to ecological standardization has been developed, which is the basis for regulating the safe level of metals in the soil concerning the phytocomponent in the ecosystem by means of Phyto maximum allowable concentration. It has been established that the polarity of metal compounds allows predicting their hazard, in particular, phytotoxicity. The phytotoxicological classification of the hazardous metals has been developed, which allows detecting their harmful effects on the phytocomponent in the polluted ecosystem. *Key words:* metals, phytotoxicological assessment, ecosystem, pollution, phytotoxicity, environmental hazard, plants.

Постановка проблеми. Одними з основних шкідливих та поширених у територіальному та номенклатурному аспектах забруднювачів екосистем є метали, оцінка небезпечності яких серед різноманітних груп токсикантів є неоднозначною [1; 2; 4; 11; 34]. Адже метали-мікроелементи, з одного боку, забезпечують нормальну життєдіяльність організмів, а з іншого – є токсичними для біоти за умови їх надлишку в екосистемі [8; 9; 15–17; 22].

Забруднення екосистем металами техногенного походження у результаті застосування промислових, транспортних, аграрних та інших технологій спричиняє порушення функціонування фітокомпонента, що зумовлює втрату внутрішньої динамічної рівноваги екосистеми [26; 33; 42; 52]. Нині відсутні науково обґрунтовані методи оцінки небезпечності

металів для рослин за умов забруднення екосистеми та екологічні норми рослинної компоненти – основного акумулятора забруднень [40; 41]. Адже чинні нормативи вмісту металів в об'єктах довкілля є санітарно-гігієнічними [35; 38]. Виявлення закономірностей транслокації, біоаккумуляції металів в екосистемах розв'язує проблему прогнозування наслідків забруднення [23; 27–29; 36; 37; 43].

В умовах забруднення екосистем рослини є головним акумулятором металів [13]. У зв'язку з цим підвищені концентрації металів у фракціях фітомаси призводять не лише до розбалансування окремих життєво важливих функцій рослин, але й до порушення фітопродукційного процесу загалом, що спричиняє втрату як територіальної, так і компонентної екологічної рівноваги екосистем [39].

Сучасні підходи гігієнічного нормування спрямовано на регулювання токсикантів у довкіллі винятково з огляду їх впливу на здоров'я людини без урахування екологічного та фітотоксикологічного аспектів [44; 49; 50]. Удосконалення екологічного нормування металів стосується, насамперед, ґрунту, що дає підстави стверджувати про доцільність розробки підходів фітотоксикологічного нормування та класифікаційних основ оцінки небезпечності металів щодо фітокомпонента [41].

Мета досліджень – розробити наукові основи оцінки фітотоксичності металів (Cd, Pb, Cu, Co, Zn, Ni) у системі «ґрунт-рослина».

Методологічне або загальнонаукове значення. Для прогнозу транслокації, біоаккумуляції металів в умовах забруднених екосистем проведено модельний вегетаційний дослід, який передбачав штучне внесення Cd, Pb, Co, Cu, Ni, Zn у дерново-середньопідзолистий ґрунт та чорнозем типовий малогумусний у різних кількостях (табл. 1).

Концентрація рухомих форм (1 н HCl) на контрольному варіанті без унесення штучних фонів

металів становила, мг/кг: Cd – 0,1; Pb – 0,3; Cu – 0,92; Zn – 2,4; Ni – 1,1; Co – 1,5 (дерново-середньопідзолистий ґрунт); Cd – 0,11; Pb – 0,32; Cu – 2,6; Zn – 5,3; Ni – 2,3; Co – 2,5 (чорнозем типовий малогумусний). Як тест-культура розглядався ячмінь ярий (*Hordeum vulgare* L.) (ДСТУ ISO 11269-2:2002). Повторність варіантів дослідів – чотирикратна. Підготовку ґрунту та наповнення посудів проводили згідно з методикою для вегетаційних дослідів за Б. Доспеховим [25].

При аналізі фітометричних показників тест-культури застосовували метод спостережень із вимірюванням маси рослин. Коефіцієнт біоаккумуляції розраховували за рівнянням:

$$КБ = \frac{Conc_{росл.}}{Conc_{ґрунт}}, \quad (1)$$

де КБ – коефіцієнт біоаккумуляції, $Conc_{росл.}$ – концентрація у рослині, мг/кг сухої речовини; $Conc_{ґрунт}$ – концентрація у ґрунті, мг/кг (1 н HCl).

Вміст металів у ґрунті та рослинах визначали методом хроматографування у тонкому шарі сорбенту (МВВ 50–97, 19.06.1997) [24]. Коефіцієнт варіації, ранжирування виборок, віднесення до фітотоксикологічних класів проводили за загальноприйнятими методиками у біометрії [30]. Розрахунок $PhLD_{50}$, $PhLD_5$ проводили за допомогою пробіт-аналізу [3; 14; 20].

Виклад основного матеріалу. Результати експерименту, отримані у вегетаційному досліді з унесенням металів у ґрунт, дали змогу провести фітотоксикологічну оцінку небезпечності металів в екосистемі через встановлення залежності «доза – ефект».

У таблиці 2 наведено результати впливу металів на зменшення фітомаси. Запропоновано використовувати показник фітолетальної дози як універсальний індекс фітотоксичності, який дає змогу провести порівняльну оцінку токсичності металів для виявлення ступеня їх екологічної небезпечності в екосистемі.

Таблиця 1

Схема вегетаційного дослідів

Контроль (без штучного фону металу)		
Ni ²⁺ , мг/кг	Zn ²⁺ , мг/кг	Cd ²⁺ , мг/кг
70	600	15
210	900	30
350	1200	60
420	1500	90
700	Pb ²⁺ , мг/кг	150
Co ²⁺ , мг/кг	150	300
60	300	Cu ²⁺ , мг/кг
300	450	100
480	900	150
540	1200	200
600	1500	300

Таблиця 2

Вплив рухомих форм металів у ґрунті на зменшення фітомаси тест-культури

Дерново-середньопідзолистий ґрунт						
Метал	D Вміст металу у ґрунті (1 н HCl витяжка), мг/кг	Вага рослин, г	Вага рослин порівняно з контролем, %	Зменшення біомаси ячменю, %	lg D	Значення пробіт- регресії
Cd	22,9±0,3	25,3±0,20	80,70	19,3	1,36	4,12
	46,4±0,5	18,2±0,10	57,80	42,2	1,67	4,80
	77,1±0,6	12,3±0,10	39,30	60,7	1,89	5,28
	101,2±0,8	7,3±0,10	23,55	76,5	2,00	5,74
	153,1±1,2	1,4±0,05	4,40	95,6	2,18	6,75
Pb	231,9±2,6	27,2±0,2	86,50	13,5	2,37	3,92
	347,7±3,8	24,6±0,2	78,30	21,7	2,54	4,23
	695,1±4,3	15,2±1,5	48,30	51,7	2,84	5,05
	930,0±5,0	7,5±0,5	24,19	75,8	2,97	5,71
	1158,3±5,6	1,7±0,1	5,50	94,5	3,06	6,64

Продовження таблиці 2

Дерново-середньопідзолистий ґрунт						
Cu	67,2±0,9	28,2±0,3	89,70	10,3	1,83	3,72
	102,9±1,6	25,1±0,3	80,00	20,0	2,01	4,16
	135,5±1,9	15,0±0,1	48,40	51,6	2,13	5,05
	173,8±1,8	5,5±0,1	17,60	82,4	2,24	5,92
Zn	427,4±4,2	26,8±0,3	85,40	14,6	2,63	3,96
	550,3±4,9	24,8±0,3	79,10	20,9	2,74	4,19
	685,7±5,2	11,5±0,2	37,1	62,9	2,84	5,33
	743,0±6,0	3,5±0,1	11,20	88,8	2,87	6,23
Co	36,5±0,4	30,8±0,4	98,0	2,0	1,56	2,95
	125,0±1,2	29,2±0,2	93,0	7,0	2,10	3,52
	159,6±1,7	16,64±0,1	53,0	47,0	2,20	4,92
	191,0±2,0	8,80±0,5	28,0	72,0	2,28	5,58
	219,6±2,0	3,2±0,1	10,2	89,8	2,34	6,28
Ni	39,0±0,4	30,9±0,5	98,5	1,5	1,59	2,95
	91,4±1,0	29,3±0,5	93,2	6,8	1,96	3,52
	148,9±1,5	17,0±0,2	54,0	46,0	2,17	4,90
	178,9±1,8	8,0±0,1	25,5	74,5	2,25	5,67
	210,0±2,2	2,8±0,1	9,0	91,0	2,32	6,34
Чорнозем типовий малогумусний						
Cd	20,8±0,2	30,2±0,4	94,30	6,0	1,32	3,45
	41,7±0,4	23,4±0,3	73,10	26,9	1,62	4,39
	68,2±0,5	15,8±0,2	49,30	50,7	1,83	5,03
	92,5±0,7	10,5±0,2	33,9	66,1	1,97	5,41
	138,9±1,5	5,6±0,1	17,50	82,5	2,14	5,95
Pb	212,6±2,4	29,4±0,3	91,73	8,3	2,33	3,59
	319,7±4,0	31,5±0,3	98,41	1,6	2,50	2,95
	653,8±5,7	18,7±0,2	58,50	41,5	2,82	4,8
	902,5±7,8	10,0±0,2	32,3	67,7	2,95	5,47
	1062,0±9,8	3,3±0,1	10,20	89,8	3,03	6,23
Cu	59,5±0,6	30,8±0,3	96,10	3,9	1,77	3,25
	87,6±1,0	28,9±0,3	90,30	9,7	1,94	3,72
	111,0±1,4	20,0±0,2	64,52	35,5	2,05	4,64
	144,3±1,2	15,4±0,2	48,10	51,9	2,16	5,05
Zn	382,3±3,5	29,5±0,1	92,20	7,8	2,58	3,59
	483,5±3,8	27,7±0,3	86,70	13,3	2,68	3,87
	640,5±5,8	16,3±0,2	52,58	47,4	2,81	4,92
	656,5±7,0	9,8±0,2	30,50	69,5	2,82	5,52
Co	41,5±0,4	31,1±0,4	99,0	1,0	1,62	2,67
	132,7±1,5	30,0±0,4	95,6	4,4	2,12	3,25
	164,0±1,7	18,5±0,3	58,9	41,1	2,21	4,73
	215,8±2,5	9,8±0,2	31,2	68,8	2,33	5,5
	245,5±2,5	0,6±0,1	1,8	98,2	2,39	7,05
Ni	43,0±0,3	31,1±0,3	99,0	1,0	1,63	2,67
	97,0±0,7	29,6±0,3	94,3	5,7	1,99	3,45
	154,8±1,1	18,2±0,2	58,1	41,9	2,19	4,80
	186,5±2,0	8,6±0,2	27,4	72,6	2,27	5,61
	222,5±2,4	3,5±0,1	11,1	88,9	2,35	6,23

Фітолетальна доза ($PhLD_{50}$) – це концентрація рухомих форм металу у ґрунті, яка призводить до 50% зниження фітомаси рослин [14; 18; 20]. Чим більше значення $PhLD_{50}$, тим менша токсичність

поллютанту для рослин. За допомогою пробіт-аналізу встановлено залежність розвитку фітомаси від дози металу. Визначено фітолетальні дози ($PhLD_{50}$) для Cd, Pb, Ni, Co, Zn, Cu.

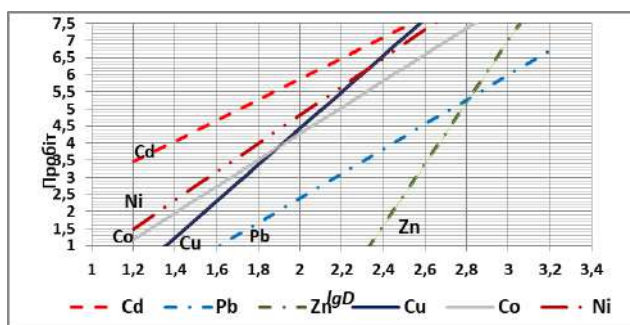


Рис. 1. Залежність між lgD металів та значеннями пробіт-регресії (дерново-середньопідзолистий ґрунт)

Графічну формалізацію залежності між lgD металів та значеннями пробіт-регресії в умовах дерново-середньопідзолистого ґрунту наведено на рисунку 1.

Графічну формалізацію залежності між lgD металів та значеннями пробіт-регресії в умовах чорнозему типовому малогумусному наведено на рисунку 2.

Розрахунок $PhLD_{50}$ для Cd (дерново-середньопідзолистий ґрунт) має вигляд:

$$y = 3,0274x - 0,1749, \quad (2)$$

За таблицею перетворення відсотка зниження фітомаси тест-культури у значення пробіта (умовні одиниці, які позначають відсоток зниження фітомаси) за 50% зниження фітомаси відповідає значенню пробіта 5. За умови, що у рівнянні (2) у (про-

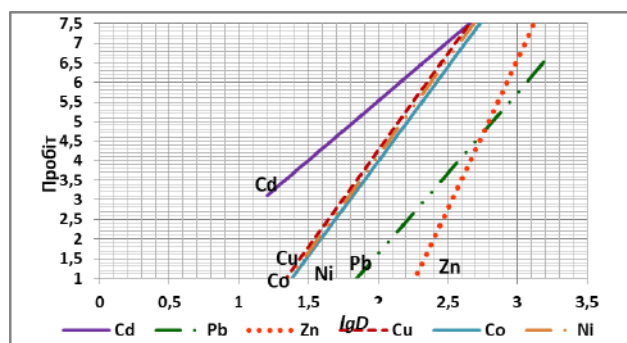


Рис. 2. Залежність між lgD металів та значеннями пробіт-регресії (чорнозем типовий малогумусний)

біт-функція) дорівнює 5, $x = 1,7$. Антилогарифм $(1,7) = 50$. Отже, $PhLD_{50}$ для Cd в умовах дерново-середньопідзолистого ґрунту становить 50 мг/кг рухомих форм.

Результати розрахунків $PhLD_{50}$ і коефіцієнтів детермінації (R^2) для кожного досліджуваного металу наведено у таблиці 3. Значення $PhLD_{50}$ для всіх досліджуваних металів наведено у таблиці 4. За показником $PhLD_{50}$ досліджувані метали ранжовано у ряд: $Cd > Cu > Ni > Co > Pb > Zn$.

Таким чином, запропонований підхід дає змогу не лише кількісно оцінити фітотоксичність металів, а й провести порівняльну оцінку їх небезпечності для рослин, що має практичне значення у прогнозуванні наслідків забруднення металів в екосистемі.

Таблиця 3

Розрахунок фітолетальної дози металів ($PhLD_{50}$)

Метал	Рівняння регресії	R^2
Дерново-середньопідзолистий ґрунт		
Cd	$y = 3,0274x - 0,1749$	0,94
Pb	$y = 3,6038x - 4,8227$	0,92
Zn	$y = 9,036x - 20,099$	0,85
Cu	$y = 5,3198x - 6,2087$	0,93
Co	$y = 3,8571x - 3,4384$	0,80
Ni	$y = 4,1516x - 3,4822$	0,88
Чорнозем типовий малогумусний		
Cd	$y = 3,0225x - 0,5224$	0,99
Pb	$y = 4,113x - 6,6035$	0,84
Zn	$y = 7,6369x - 16,317$	0,89
Cu	$y = 4,9278x - 5,594$	0,95
Co	$y = 4,8313x - 5,6795$	0,71
Ni	$y = 4,944x - 5,7593$	0,92

Таблиця 4

Результати розрахунків $PhLD_{50}$ для Cd, Pb, Zn, Cu, Co, Ni для різних типів ґрунту

Cd	Pb	Zn	Cu	Co	Ni
Дерново-середньопідзолистий ґрунт (1 н HCl, мг/кг)					
50	537	603	129	155	135
Чорнозем типовий мало гумусний (1 н HCl, мг/кг)					
68	661	616	141	162	150

З метою встановлення екологічного нормативу, який регулював би безпечний вміст металу у ґрунті для рослин було запропоновано алгоритм розрахунку фітограницно допустимої концентрації (ФГДК). *Фітограницно допустима концентрація* металу у ґрунті – це максимальна його концентрація у ґрунті (мг/кг рухомих форм), яка не викликає пригнічення фітомаси рослин і розраховується за формулою (Rand, 1995 із модифікацією) [12]:

$$\text{ФГДК} = \sqrt{C_{\text{контр}} \times PhLD_5}, \quad (3)$$

де $PhLD_5$ (фітолетальна доза 5%) – концентрація у ґрунті, яка викликає 5% зниження фітомаси рослин, $C_{\text{контр}}$ – концентрація на контрольному варіанті без додаткового внесення металів.

Оскільки продуктивність екосистеми є ключовим індикаційним показником її стану, зокрема і при забрудненні, мінімальний ефект впливу металів на фітокомпонент визначали за допомогою показника $PhLD_5$. Встановлення мінімального фітотоксичного ефекту є дуже важливим, оскільки навіть порівняно невеликі зміни фітопродуктивності призводять часто до незворотних змін у функціонуванні екосистеми (згідно із законом внутрішньої динамічної рівноваги та законом «фазових реакцій») [5; 7; 39]. Мінімальний ефект негативного впливу токсиканта в екосистемі на рівні 5% було розраховано в експерименті за допомогою пробіт-аналізу. Значення $PhLD_5$ знаходили за допомогою регресійних рівнянь (див. табл. 3).

Приклад розрахунку ФГДК. Значення $PhLD_5$ розраховували аналогічно до обчислення $PhLD_{50}$. За таблицею перетворення відсотка зниження фітомаси у значення пробіта за 5%-го зниження фітомаси відповідає значенню пробіта 3,36. Залежність між lgD та пробітом для Cd (дерново-середньопідзолистий ґрунт) описано рівнянням (2), за умови, що у (пробіт-функція) дорівнює 3,36, $x = 1,17$. Антилогарифм

(1,17) = 14,72. Отже, значення $PhLD_5$ для Cd в умовах дерново-середньопідзолистого ґрунту становить 14,72 мг/кг рухомих форм. Вміст металу на контрольному варіанті у дерново-середньопідзолистому ґрунті становить 0,1 мг/кг рухомих форм кадмію. Таким чином, за рівнянням (3) значення ФГДК для кадмію становить 1,21 мг/кг рухомих форм ґрунту. Аналогічні розрахунки здійснено для інших металів на двох типах ґрунту.

У таблиці 5 наведено значення $PhLD_5$ і ФГДК для всіх досліджуваних металів, а також вміст рухомих форм металів на контрольному варіанті ($C_{\text{контр}}$). Визначення ФГДК доцільно використовувати для уточнення або розроблення нових нормативів, які регламентують безпечний рівень політантів у ґрунті.

Спектр прояву токсичного процесу визначається будовою токсиканту. У працях В.М. Кавецького, Л.І. Бублик показано залежності основних фізико-хімічних властивостей (розчинність, персистентність, леткість тощо) та поведінки пестицидів у навколишньому середовищі від їх полярності; розроблено алгоритм екстракційно-хроматографічного систематичного аналізу різнополярних пестицидів в об'єктах довкілля [31; 32]. В циклі робіт цього напрямку було показано, що стійкість пестицидів у ґрунті, воді, зразках рослин щільно пов'язана із полярністю препаратів [10]. Такої науково-обґрунтованої моделі оцінки поведінки інших токсикантів, у тому числі і важких металів, у довкіллі за їх полярністю немає. Оскільки визначити всі сполуки, де містяться метали у ґрунті, а тим більше, їх полярність, очевидно, неможливо, зроблено припущення, що метали однаково впливають на полярність сполук, до яких вони входять [6]. Тому за зміною полярності, яку викликає додавання різних металів до модельних сполук, можна судити про їхню токсичність у екосистемі. Як модельну сполуку обрано дифенілтіокарбазон

Таблиця 5

$PhLD_5$, ФГДК і вміст рухомих форм металів на контрольному варіанті Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Co

Метал	$PhLD_5$	Вміст рухомих форм металів у ґрунті ($C_{\text{контр}}$)	ФГДК
Дерново-середньопідзолистий ґрунт, мг/кг рухомих форм			
Cd	14,72	0,10±0,02	1,21
Pb	186,64	0,30±0,05	7,48
Zn	394,46	2,40±0,30	30,77
Cu	62,91	0,92±0,10	7,60
Co	57,94	1,50±0,15	9,77
Ni	50,12	1,10±0,10	7,40
Чорнозем типовий мало гумусний, мг/кг рухомих форм			
Cd	19,25	0,11±0,02	1,46
Pb	264,24	0,32±0,05	9,20
Zn	380,19	5,30±0,50	44,90
Cu	65,61	2,60±0,20	13,10
Co	74,13	2,50±0,20	13,61
Ni	69,98	2,30±0,30	12,69

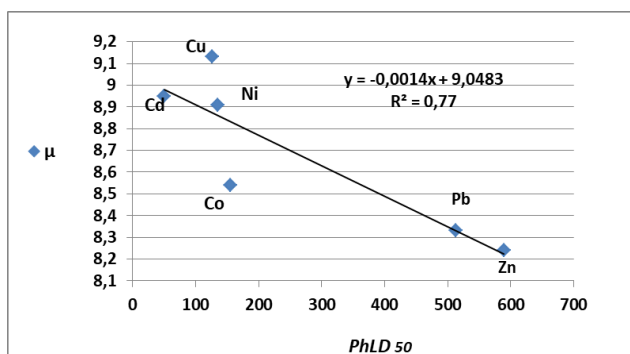


Рис. 3. Залежність між значеннями $PhLD_{50}$ металів та дипольним моментом дитизонатів металів (μ , Дебай) (дерново-середньопідзолистий ґрунт)

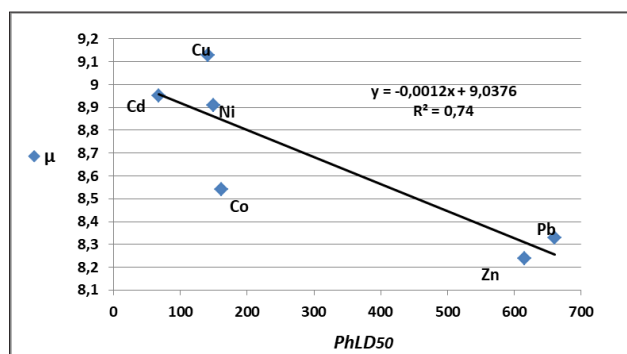


Рис. 4. Залежність між значеннями $PhLD_{50}$ металів та дипольним моментом дитизонатів металів (μ , Дебай) (чорнозем типичний малогумусний)

(скорочена назва дитизон), оскільки він утворює з основними металами сполуки, дипольні моменти яких визначено за допомогою встановлення залежності величини Rf речовини від діелектричної проникності рухомої фази методом хроматографії у тонкому шарі сорбенту [14; 18; 20; 31; 51]. У нашій роботі проведено спробу встановити зв'язок між фітотоксичністю металів (яку оцінювали а допомогою показника $PhLD_{50}$) та полярністю їх дитизонатів (μ). Залежність «доза – ефект» відображає властивості токсиканту, оскільки кожен метал має свій діапазон токсичних концентрацій щодо певного біооб'єкта. Методика визначення полярності дитизонатів важких металів полягала у встановленні залежності величини Rf речовини від діелектричної проникності рухомої фази методом хроматографії в тонкому шарі сорбенту [21]. Величина дипольного моменту дитизонату металу розрахована за формулою:

$$\mu = \frac{Rf_2^2 \times \epsilon_1 - Rf_1^2 \times \epsilon_2}{Rf_2^2 - Rf_1^2}, \quad (4)$$

де Rf – відстань, що пройшла пляма дитизонату металу до фронту рухомої фази за певної діелектричної проникності рухомої фази (ϵ).

Виявлено зв'язок між фітотоксичністю металів ($PhLD_{50}$) та полярністю їх дитизонатів (μ). За умови зростання дипольного моменту (μ) ряд металів має вигляд: $Cu > Cd > Ni > Co > Pb > Zn$. Між показником $PhLD_{50}$ та дипольним моментом (μ) дитизонатів металів встановлено залежність, графічну формалізацію якої в умовах дерново-середньопідзолистого ґрунту наведено на рисунку 3.

Графічну формалізацію залежності між показником $PhLD_{50}$ та дипольним моментом дитизонатів металів в умовах чорноземного типичного малогумусного наведено на рисунку 4.

Для опису залежності використовували лінійну формалізацію: $y = -0,0012x + 9,0376$ (чорнозем), $y = -0,0014x + 9,0483$ (дерново-середньопідзолистий ґрунт). Величина достовірності лінійної формалізації за коефіцієнтом детермінації (R^2) становила 0,77 для дерново-середньопідзолистого ґрунту та 0,74 – для чорноземного типичного малогумусного.

Величини коефіцієнта детермінації підтверджують існування тісного зв'язку між досліджуваними показниками $PhLD_{50}$ та дипольним моментом (μ) дитизонатів Zn^{2+} , Pb^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} . Властивості ґрунтів значною мірою не вплинули на величину зв'язку між полярністю та показником $PhLD_{50}$ (табл. 6).

Таким чином, запропоновано використовувати полярність сполук металів для оцінки їх фітотоксичності.

Здатність рослин до поглинання (або біоаккумуляція) є одним із найважливіших індексів у вивченні токсичності полютантів, оскільки цей показник не лише дає змогу порівнювати токсичність полютантів, особливо металів, які завжди наявні в рослині та ґрунті, та можуть водночас бути як токсикантами, так і мікроелементами (ультрамикроелементами), але й дати прогноз транслокації, біоаккумуляції полютантів і реакції рослинного організму на їх дію.

Таблиця 6

Дипольні моменти (μ , Дебай) та значення $PhLD_{50}$ металів

Дитизонат металу	μ , Дебай	$PhLD_{50}$ металу, мг/кг (1 н HCl у ґрунті)	
		Дерново-середньопідзолистий	Чорнозем типичний малогумусний
$Zn(H Dz)_2$	8,24	603	616
$Pb(H Dz)_2$	8,33	537	661
$Co(H Dz)_2$	8,54	155	162
$Ni(H Dz)_2$	8,91	135	150
$Cd(H Dz)_2$	8,95	50	68
$Cu(H Dz)_2$	9,1	129	141

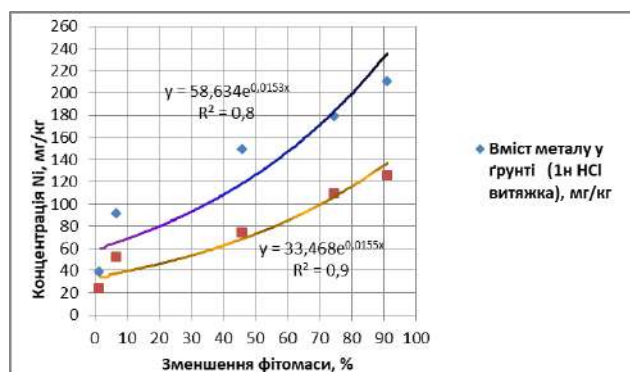


Рис. 5. Залежність фітомаси від концентрації Ni (дерново-середньопідзолистий ґрунт)

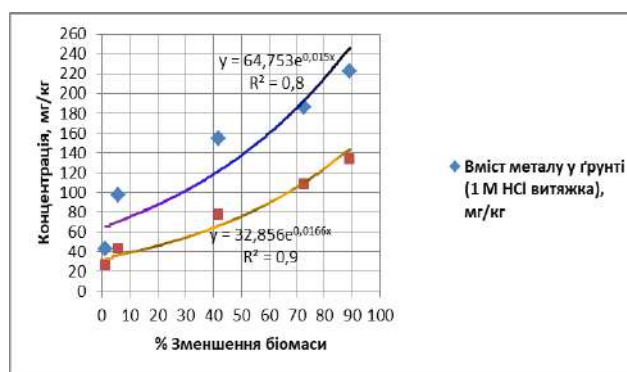


Рис. 6. Залежність фітомаси від концентрації Ni (чорнозем типовий малогумусний)

Критерій біоаккумуляції є одним із ключових для фітотоксикологічної оцінки небезпечності металів [22; 29; 43; 50]. Розраховано коефіцієнти біоаккумуляції у діапазоні токсичних концентрацій металів у ґрунті.

За критерієм Фішера (F) встановлено, що коефіцієнти біоаккумуляції кадмію були достовірно більшими за показниками серед усіх досліджуваних металів ($F_{\text{експ.}} > F_{\text{теор.}}$). Найменші коефіцієнти біоаккумуляції за фітотоксичних концентрацій характерні для свинцю та кобальту, найбільші – для кадмію та міді.

Графічну формалізацію залежності зниження фітомаси від вмісту нікелю у дерново-середньопідзолистому ґрунті та рослині наведено на рисунку 5.

Графічну формалізацію залежності зниження фітомаси від вмісту нікелю у чорноземі типовому малогумусному та рослині наведено на рисунку 6.

Коефіцієнти біоаккумуляції металів наведено на рисунку 7.

Виявлено несуттєву варіацію значень коефіцієнтів біоаккумуляції кожного металу у фітотоксичному діапазоні концентрацій ($V < 30\%$), що свідчить про

Таблиця 7

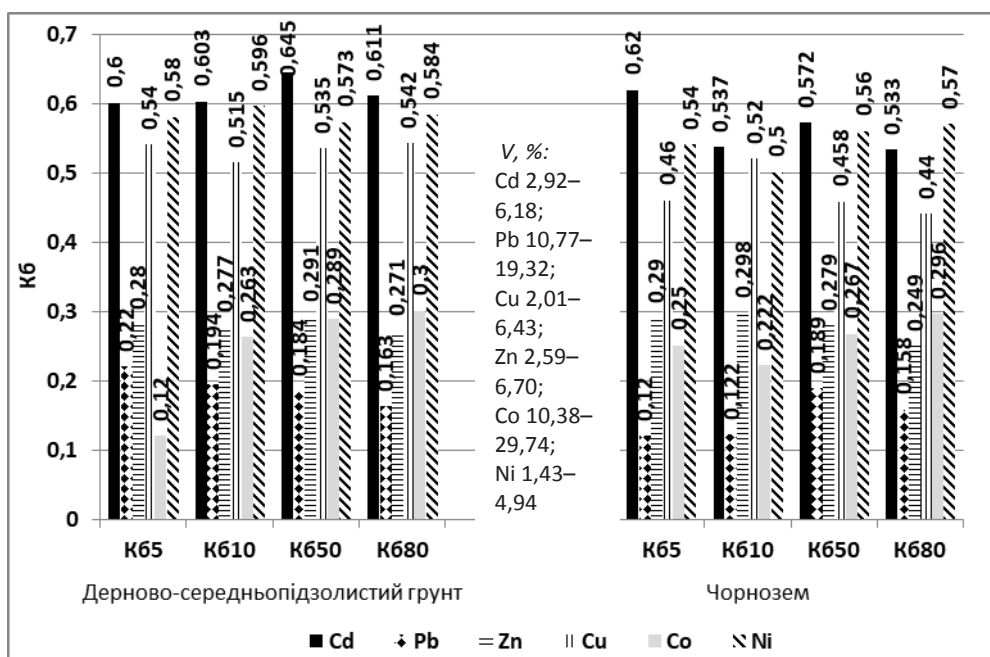
Коефіцієнт кореляції (r) між $PhLD_5$, $C_{\text{контр}}$, ФГДК, $PhLD_{50}$, μ , Kb_{50} , Kb_{10} для Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Co

r	Дерново-середньопідзолистий ґрунт	Чорнозем типовий малогумусний
$PhLD_5 - C_{\text{контр}}$	0,66	0,53
$PhLD_5 - \text{ФГДК}$	0,92	0,79
$PhLD_5 - PhLD_{50}$	0,92	0,95
$\text{ФГДК} - PhLD_{50}$	0,73	0,57
$C_{\text{контр}} - \text{ФГДК}$	0,89	0,93
$PhLD_{50} - \mu$	-0,88	-0,87
$\text{ФГДК} - \mu$	-0,67	-0,60
$PhLD_5 - \mu$	-0,80	-0,86
$C_{\text{контр}} - \mu$	-0,46	-0,33
$Kb_{50} - PhLD_{50}$	-0,79	-0,78
$Kb_{50} - PhLD_5$	-0,62	-0,7
$Kb_{50} - \mu$	0,9	0,9
$Kb_{10} - PhLD_5$	-0,62	-0,62
$Kb_{10} - \mu$	0,89	0,88
$Kb_{10} - PhLD_5$	-0,62	-0,62

Таблиця 8

Фітотоксикологічна класифікація небезпечності металів

Показник	Клас небезпечності			
	I високонебезпечні	II небезпечні	III помірно небезпечні	IV малонебезпечні
$PhLD_{50}$, мг/кг	< 126	127–279	278–432	> 433
ФГДК, мг/кг	< 6	7–17	18–28	> 29
$PhLD_5$, мг/кг	< 61	62–156	157–251	> 252
μ (Дебай)	> 8,79	8,57–8,78	8,35–8,56	< 8,34
Kb_{50}	> 0,475	0,474–0,355	0,354–0,235	< 0,234
Kb_{10}	> 0,413	0,293–0,412	0,173–0,292	< 0,172

Рис. 7. Коефіцієнти біоаккумуляції металів: K_{b5} , K_{b10} , K_{b50} , K_{b80}

незначну мінливість інтенсивності поглинання рослинами Cd, Pb, Zn, Cu, Ni, Co за умови їх забруднення ґрунту.

Розроблено засади фітотоксикологічної класифікації небезпечності металів на основі таких показників, як $PhLD_5$, ФГДК, $PhLD_{50}$, μ , K_{b10} , K_{b50} . Кореляційний аналіз довів, що найсильнішим був зв'язок між показниками: $PhLD_5$ – ФГДК, $PhLD_5$ – $PhLD_{50}$, $C_{контр}$ – ФГДК, $PhLD_5$ – μ , $PhLD_{50}$ – μ , K_{b10} – $PhLD_5$, K_{b50} – $PhLD_{50}$. Сильний зв'язок ($r > 0,6$ – $0,88$) мали майже всі показники з μ , що свідчить про взаємозалежність токсичності і фізико-хімічних властивостей політантів. Між показником μ та K_{b10} і K_{b50} коефіцієнт кореляції був на рівні $0,89$ – $0,9$, що доводить наявність сильного зв'язку між біоаккумуляцією металів та полярністю (табл. 7).

Для кожного показника ($PhLD_5$, ФГДК, $PhLD_{50}$, μ , K_{b10} , K_{b50}) визначено число класів за формулою Стерджесса [20; 30]:

$$k = 1 + 3,321 \lg(n), \quad (4)$$

де n – об'єм виборки (кількість варіантів у виборці).

Розраховано діапазони показників, які використано для фітотоксикологічної класифікації небезпечності металів (табл. 8).

Встановлено, що до I фітотоксикологічного класу небезпечності належать Cd, Co, Ni, до II – Cu, до III – Zn, до IV – Pb. Виявлено, що кадмій, кобальт і нікель є високонебезпечними для рослин за фітотоксикологічною класифікацією, а за гігієнічними критеріями належать до другого класу небезпечності. Натомість свинець, який вважається за гігієнічною класифікацією належним до другого класу небезпечності, є малонебезпечним для рослин (табл. 9).

Запровадження фітотоксикологічної класифікації металів дало змогу розробити алгоритм фітотоксикологічної оцінки металів (рис. 8).

Фітотоксикологічна класифікація небезпечності металів дає змогу виявляти їх негативний вплив на фітокомпонент та прогнозувати їхню транслокацію, біоаккумуляцію в умовах забруднення екосистеми. Врахування гігієнічних та екологічних підходів у нормуванні політантів зумовлює проведення всебічної оцінки їх небезпеки в екосистемі, що дає змогу об'єктивно оцінити

Таблиця 9

Фітотоксикологічний клас небезпечності металів

Метал	Показник							Фітотоксикологічний клас небезпеки	Гігієнічний клас небезпечності
	$PhLD_{50}$	ФГДК	$PhLD_5$	μ	K_{b50}	K_{b10}	$\bar{x}$		
Cd	1	1	1	1	1	1	1	I	II
Zn	4	4	4	4	3	2; 3	3	III	III
Pb	4	2	3; 4	4	4	3; 4	3,5	IV	II
Cu	2	2	2	1	1	1	1,5	II	II
Co	2	2	1; 2	3	3	3	1,3	I	II
Ni	2	2	1; 2	1	1	1	1,1	I	II



Рис. 8. Блок-схема алгоритму визначення фітотоксикологічного класу та оцінки небезпечності металів

наслідки забруднення та впроваджувати заходи зі зменшення негативного впливу токсикантів на довкілля.

Головні висновки. Розширено методологію оцінки небезпечності металів в екосистемі завдяки розробленню алгоритму показника фітолетальної дози ($PhLD_{50}$), який є універсальним достовірним індексом фітотоксичності металів та дає змогу провести порівняльну оцінку токсичності цих поллютантів. Фітолетальна доза становить: Cd – 50; Cu – 129; Co – 155; Zn – 603; Ni – 135; Pb – 537 мг/кг для дерново-середньопідзолистого ґрунту та Cd – 68; Cu – 141; Co – 162; Zn – 616; Ni – 150; Pb – 661 мг/кг для чорнозему типового малогумусного, що дає змогу визначити екологічну безпеку поллютантів в екосистемі. Встановлено порядок металів за фітолетальною дозою: Cd > Cu > Ni > Co > Pb > Zn.

Розроблено науковий підхід екологічного нормування, який є основою для регулювання безпечного рівня металів у ґрунті щодо фітокомпонента екосистеми за допомогою фітограницно допустимої концентрації. Визначено фітограницно допустимі концентрації (мг/кг) для: Cd – 1,21; Cu – 7,60; Co – 9,77; Zn – 30,77; Ni – 7,40; Pb – 7,48 у дерново-середньопідзолистому ґрунті та Cd – 1,46; Cu – 13,10; Co – 13,61; Zn – 44,90; Ni – 12,69; Pb – 9,20 у чорноземі типовому малогумусному. За показником фітограницно допустимої концен-

трації встановлено таку послідовність металів: Cd > Ni ≥ Pb ≥ Cu > Co > Zn.

3. Встановлено, що полярність сполук металів дає змогу прогнозувати їх небезпечність, зокрема фітотоксичність, в екосистемі. Полярність (μ) та фітотоксичність металів мають тісну залежність між собою ($R^2 = 0,74-0,77$).

4. Доведено, що в умовах забруднення екосистеми найбільш інтенсивною біоаккумуляцією характеризуються Cd, Cu, Ni, помірно – Zn, Co, найменшою – Pb, що дає змогу прогнозувати рухомість металів у системі «ґрунт – рослина». Найвищі коефіцієнти біоаккумуляції зафіксовано для Cd (0,533–0,645). За інтенсивністю біоаккумуляції металів побудовано ряд: Cd > Ni > Cu > Zn > Co > Pb.

5. Розроблено фітотоксикологічну класифікацію небезпечності металів, яка включає такі показники: ФГДК, $PhLD_{5,50}$, μ , Kb_{50} , Kb_{10} . Згідно з фітотоксикологічною класифікацією, Cd, Co і Ni є високонебезпечними, а за гігієнічними критеріями вони належать до II класу небезпечності. Натомість Pb, який належить за гігієнічною класифікацією до II класу небезпечності, є малонебезпечним для рослин. Урахування гігієнічних та екологічних підходів у нормуванні поллютантів зумовлює проведення всебічної оцінки їх небезпеки в екосистемі, що дає змогу об'єктивно оцінити наслідки забруднення та впровадити науково обґрунтовані заходи для зменшення негативного впливу токсикантів на довкілля.

Література

1. A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation / Bieby Voijant Tangahu, Siti Rozaimah Sheikh Abdullah, Hassan Basri [et al.]. *International Journal of Chemical Engineering*. 2011. Volume 2011. 31 p. URL: <http://dx.doi.org/10.1155/2011/939161> (дата звернення 10.12.2017).
2. Alloway B.J. Heavy metals in soils. Trace elements and Metalloids in Soils and their Bioavailability, Third edition. UK, Springer, 2010. 235 p.
3. Bliss C.I. The method of probits. *Science*. 1934. Vol. 79 (2037). P. 38–39.
4. Bradl H. Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation. Neubrucke, Germany. Academic Press. Vol. 6. 2005. 282 p.
5. Environment Canada. Guidance document on statistical methods for Environmental Toxicity Tests. Vol. 113 P. 2005. URL: http://publications.gc.ca/collections/collection_2012/ec/En49-7-1-46-eng.pdf (дата звернення 01.11.2017).
6. Exner O. Dipole moments in organic chemistry. USA: Stuttg., 1975. 156 p.
7. Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals (GHS), fourth revised version, UN. NY and Geneva, 2011. 568 p.
8. He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J. Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Journ. of Trace Elements in Med. and Biol.* 2005. Vol. 19. P. 125–140.
9. Kabata-Pendias Alina, Mukherjee Arun B. Trace Elements from Soil to Human. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. 2007. 550 p.
10. Kavetsky V.M., Ryzhenko N.O. (2008) Physical and Chemical Criteria for Pesticides Determination and Risk Assessment in Ecosystem. *Polish Journal of Chemistry*. 2008. N 82. P. 361–369.
11. Lewis R.A. Lewis' Dictionary of Toxicology. 1998. USA: CRC Press, 1136 p.
12. Rand G. Fundamentals of Aquatic Toxicology. 1994. Boca Ration: CRC Press, 943 p.
13. Rombke J., Moltmann J.F. Applied Ecotoxicology. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 234 p.
14. Ryzhenko N.O., Kavetsky V.M. (2017) Probit analysis for Cd, Pb, Cu, Zn phytotoxicity assessment. *Biotechnologia Acta*. 2017. Vol. 10, N 2. P. 67–74.
15. Ryzhenko N.O., Kavetsky V.M., Kavetsky S. (2015) Heavy metals (Cd, Pb, Zn, and Cu) uptake by spring barley in polluted soils. *Polish journal of soil science*. 2015. Vol. XLVIII, N 1. P. 111–129.
16. Ryzhenko N.O., Kavetsky V.M. (2013) The Kinetic of the Migration of Lead, Cadmium, Cooper, Zinc in the Conditions of Turf-podzol sandy loam and Chernozem Soil. *Polish Journal of Soil Science*. 2013. Vol. XLVI, N 2. P. 125–129.
17. Ryzhenko N.O., Timoshenko M.M. Heavy metals phytotoxicity assessment. Проблеми екологічної безпеки: 36. тез доп. XIV Міжнар. наук.-техн. конф. (Кременчук, 12–14 жовт. 2016 р.). Кременчук, 2016. С. 125.
18. Ryzhenko N.O., Kavetsky S.V., Kavetsky V.M. Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni Phytotoxicity Assessment as Function of Its Substance Polarity Shift. *International Journal of Bioorganic Chemistry*. 2017. Vol. 2. P. 163–173. URL: <http://www.sciencepublishinggroup.com/j/ijbc> (дата звернення 20.06.2017).
19. Ryzhenko N., Kavetsky S., Kavetsky V. (2017) Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni Phytotoxicity Assessment. *Polish Journal of Soil Science*. 2017. Vol. L/2. P. 197–215.
20. Sturges H. The choice of a class-interval. *J. Amer. Statist. Assoc.* 1926. Vol. 21. № 153. P. 65–66.
21. А. С. № 1296930 СССР А 1 G 01 N 30/9615.11. ВНИИГПЭ. Способ определения дипольного момента органических соединений / В.Н. Кавецкий, Л.И. Бублик (СССР). №3753317/23-25; заявл. 19.06.84. опубл. 15.03.87. Бюл. № 10. 13 с.
22. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в агроландшафте. СПб: ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
23. Бездрабко Е.Н., Козьякова Н.А., Кавецкий В.Н. Аналитический контроль поллютантов и оценка качества окружающей среды. Тез. докл. V Всерос. конф. по анализу объектов окружающей среды «Экоаналитика – 2003» с международным участием (Санкт-Петербург, 6–10 октября 2003 г.). Санкт-Петербург, 2003. С. 42.
24. Визначення Hg, Zn, Co, Cd, Cu, Ni в ґрунті, рослинах, у воді методом тонкошарової хроматографії. метод вказ. / В.М. Кавецкий, Н.А. Макаренко, А.М. Лішук [та ін.]. Методические указания по определению микроколичеств пестицидов в пищевых продуктах в кормах и внешней среде. К.: Минэкологии Украины, 2001. Вып. 29. С. 18–24.
25. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта (с основами статистической обработки результатов исследований). М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.
26. Кавецкий В.Н., Багацкая Е.Н., Рыженко Н.А. Система экотоксикологических исследований окружающей среды – основа обеспечения внутреннего динамического равновесия экосистем. Современные проблемы токсикологии. 2006. № 2. С. 59–65.
27. Кавецкий В.М., Козьякова Н.О., Бездрабко О.М., Матусевич Г.Д., Мудрый І.В. Визначення важких металів методом тонкошарової хроматографії та моніторинг Голосіївської лісопаркової зони м. Києва. Праці 3-го західноукраїнського симпозіуму з адсорбції та хроматографії (Львів, 25–28 трав. 2003 р.). Львів, 2003. С. 216–218.
28. Кавецкий В.М., Козьякова Н.О., Бездрабко О.М. Методологія екотоксикологічної оцінки поллютантів та гігієнічні критерії безпеки застосування агрохімікатів. Актуальні проблеми токсикології гігієни та аналітичної хімії пестицидів та агрохімікатів: тези наук.-практ. конф. (Київ, 16–17 жовт. 2003 р.). К., 2003. С. 513–514.
29. Кавецкий В.М., Рижено Н.О., Юрченко Т.В., Бердніков О.М. Екотоксикологічна оцінка небезпечності поллютантів в системі «ґрунт–рослина» за кінетичними показниками. Сучасні проблеми біології, екології та хімії: 36. матеріалів Міжнар. конф. (Запоріжжя, 1 квіт. 2007 р.). Запоріжжя, 2007. С. 341–343.
30. Ивантер Э.В., Коросов А.В. Элементарная биометрия. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2010. 104 с.
31. Кавецкий В.М., Рижено Н.О., Юрченко Т.В., Кавецкий С.В. Екотоксична оцінка важких металів (Cd, Pb, Cu, Ni, Co, Zn) у системі «ґрунт –рослина» за полярністю їх дитизонатів. Наукові записки НАУКМА. Біологія та екологія. 2012. Т. 132. С. 63–67.
32. Кавецкий В.М., Крук Л.С., Бублик Л.І. Екотоксична властивість пестицидів як функція фізико-хімічної будови їх молекул. Агроєкологія і біотехнологія. 1999. № 2. С. 85–91.

33. Кавецький В.М., Козьякова Н.О. (Риженко Н.О.), Бездрабко О.М. Стратегія стійкого розвитку чи концепція чи концепція внутрішньої динамічної рівноваги (теорія та практика екологічної безпеки). *Современные проблемы токсикологии*. 2003. № 4. С. 24–27.
34. Козьякова Н.О. Фітотоксикологічна оцінка впливу Cd, Pb, Zn, Cu у системі «грунт – рослина». Актуальні проблеми токсикології гігієни та аналітичної хімії пестицидів та агрохімікатів: тези наук.-практ. Конф. (Київ, 16–17 жовт. 2003 р.). К., 2003. С. 517–519.
35. Куценко С.А., Бутото Н.В., Гребенюк А.Н. Военная токсикология, радиобиология и медицинская защита. СПб: Фолиант, 2004. 528 с.
36. Методичні рекомендації з проведення державних випробувань та державної реєстрації добрив: метод. реком. / О.І. Бондар, В.Н. Кавецький, Н.О. Риженко. К., 2008. 55 с.
37. Проведення державних випробувань добрив (токсиколого-гігієнічні дослідження та вивчення біологічної ефективності застосування): метод. вказ. / В.М. Кавецький, О.М. Бердніков, І.В. Гринник, І.В. Мудрий, Н.О. Риженко, О.М. Багацька, І.В. Лепьошкін, С.В. Кавецький, Т.В. Юрченко, Т.С. Кішак, Чернігів, 2006. 60 с.
38. Расчетные методы оценки опасности и гигиенического нормирования вредных веществ в разных средах / Смирнов В.Г., Маймулов В.Г., Нечипоренко С.В. СПб.: Фолиант, 2002. 130 с.
39. Реймерс Н.Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы). М.: Рос. молодая, 1994. 367 с.
40. Риженко Н.О. Нормування фітотоксичності металів у агроєкосистемі. *Агроєкологічний журнал*. 2017. № 4. С. 14–21.
41. Риженко Н.О. Принципи фітотоксикологічного нормування металів. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*. 2017. Вип. 4 (105). С. 96–102.
42. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Оцінка фітотоксичності Cd, Cu, Zn, Pb за умов моно- та мультиметалічного забруднення ґрунту. *Современные проблемы токсикологии*. 2007. № 3. С. 22–24.
43. Риженко Н.О. Біоаккумуляція Pb, Cd, Zn, Cu при імпульсному забрудненні – екотоксикологічний критерій якості довкілля. *Екологічні науки*. 2012. № 1. С. 46–55.
44. Риженко Н.О. Фітотоксикологія: виникнення і методологія. *Агроєкологічний журнал*. 2009. С. 281–283 (Спеціальний випуск).
45. Риженко Н.О. Фітотоксикологія: виникнення та парадигми. Сучасні проблеми біології, екології та хімії: зб. матеріалів Міжнар. конф. (Запоріжжя, 1 квіт. 2007 р.). Запоріжжя, 2007. С. 356–359.
46. Риженко Н.О. Фітотоксикологія: виникнення, методологія, основи. *Вісник Державного агроєкологічного університету*. 2006. Вип. 2 (17). С. 60–68.
47. Риженко Н.О. Фітотоксикологія: виникнення, основи та місце у соціо-екологічній системі наук. *Науковий вісник НАУ*. 2006. Вип. 100. С. 292–299.
48. Риженко Н.О. Фітотоксикологічний підхід дослідження функціонування екосистеми. *Науковий вісник НАУ*. 2005. Вип. 86. С. 251–256.
49. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Балансова оцінка імпульсного забруднення кадмієм екосистеми та екотоксикологічні критерії якості довкілля. *Современные проблемы токсикологии*. 2005. № 1. С. 36–41.
50. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Критерій біоаккумуляції токсичних елементів в рослинницькій продукції як гігієнічний показник її якості. *Проблеми харчування*. 2004. Вип. 3(4). С. 34–41.
51. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Оцінювання фітотоксичності Cd, Zn, Cu, Pb, Co, Ni за полярністю їх дитизонатів та показником LD50. *Агроєкологічний журнал*. 2015. № 3. С. 52–60.
52. Риженко Н.О., Кавецький В.М. Екотоксикологічна оцінка фітотоксичності Cd, Cu, Zn, Pb за умов моно- та мультиметалічного забруднення ґрунту. *Наукові записки НАУКМА. Біологія та екологія*. 2009. Т. 93. С. 77–81.

О ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ПОТЕНЦИАЛА АТМОСФЕРЫ ЗНАЧИТЕЛЬНЫХ ВЫСОТ

Лапшин Ю.С.

доктор технических наук, профессор,
Институт общей энергетики
Национальной академии наук Украины

Сделана попытка доказать (методами математического моделирования) техническую возможность и экономическую целесообразность освоения энергетического потенциала атмосферы значительных высот. *Ключевые слова:* кевлар, леер, привязь.

Про можливість використання енергетичного потенціалу атмосфери значних висот. Лапшин Ю.С. Зроблено спробу довести (методами математичного моделювання) технічну можливість та економічну доцільність освоєння енергетичного потенціалу атмосфери значних висот. *Ключові слова:* кевлар, леер, прив'язь.

On the possibility of using the energy potential of the atmosphere of considerable heights. Lapshyn Yu. An attempt is made to prove (by methods of mathematical modeling) the technical feasibility and economic feasibility of mastering the energy potential of an atmosphere of considerable heights. *Key words:* kevlar, leer, tether.

Постановка проблемы. Первые шаги в направлении использования энергии атмосферы больших высот были сделаны русским изобретателем А.В. Пастуховым, запатентовавшим в 1921 г. идею размещения ветровой электростанции на воздушном змее. Группа английских изобретателей в 2007 г. оформили патент на предложение об удержании в оптимальном рабочем положении фотоэлементов на высоте 6 000 м над уровнем моря с помощью аэростата [1].

Привлекательность этих идей очевидна. Если в приземных слоях атмосферы среднегодовая скорость ветра (в Украине) 5 м/с, то на высоте 5 км этот показатель – 18 м/с [1]. При этом отношение удельной мощности ветра приземного слоя к удельной мощности ветра на 5-километровой высоте будет 1/27 [2]. Фотоэлементы, размещенные над облаками (см. рис. 1), по сравнению с их наземным вариантом получают в несколько раз больше солнечной энергии, будут интенсивнее охлаждаться воздухом и меньше страдать от запыления [1].

Однако техническая реализация этих предложений осуществима с трудом. Препятствием для изготовления экономически оправданного гелиоэнергетического варианта является сильный ветер, который будет создавать огромное давление на верхнюю часть конструкции. В этом случае привязь (леер, tether – англ.), связывающая верхнюю часть конструкции с наземным якорем (фундаментом), в точке её крепления к верхней части конструкции будет испытывать усилие на разрыв, равное геометрической сумме таких составляющих: силы давления ветра на верхнюю часть конструкции, веса

привязи и вертикальной составляющей силы отрыва привязи от фундамента (в точке присоединения привязи к фундаменту). Расчеты показывают, что только при использовании самых прочных современных материалов появится возможность изготовления работоспособной конструкции. Но в этом случае пока невыполнимо требование экономической целе-

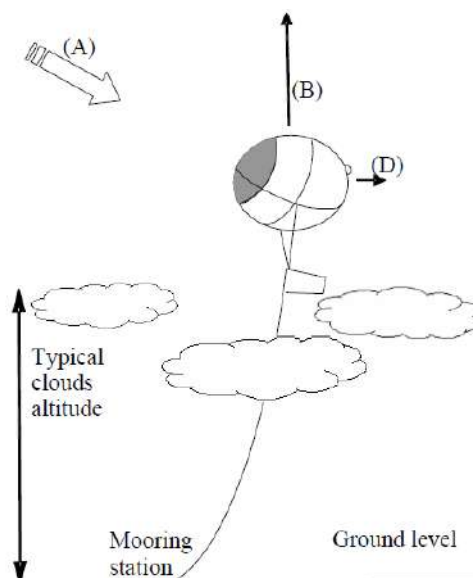


Рис. 1. Фотоэлементы над облаками
(заимствовано из [1])

Примечание: А – направление солнечных лучей, В – вектор подъемной силы аэростата, D – направление ветра, Typical clouds altitude – обычная высота облаков, Mooring station – якорь, Ground level – уровень земли

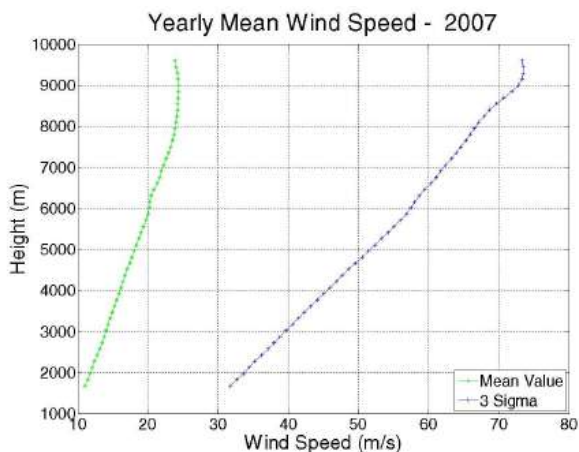


Рис. 2. Изменение скорости ветра с высотой

Примечание: Height – высота, Yearly Mean Wind Speed – среднегодовая скорость ветра, Mean Value – средняя величина

сообразности. В работе «О возможности повышения гелиоэнергетического потенциала Украины» [2] содержится попытка улучшить ситуацию следующим способом. Предложно снабдить аэростат внутренними перегородками, выполненными из гибких материалов, то есть перегородками из легких, но прочных пленок. Каждая из образованных пленками ячеек индивидуально наполняется легким газом из общей емкости. Управляемые компьютером система распределения газа и компрессор могут возвращать газ в эту ёмкость. Таким образом, как объём, так и форма аэростата будут изменяться в соответствии с заложенной в компьютер программой. Основная цель – придать аэростату такую форму, при которой он будет обладать максимальным аэродинамическим качеством. То есть аэростат представлял бы собой гибкое крыло. В этом случае нагрузка на привязь будет наименьшей. Гибкие фотоэлементы, покрытые прозрачной водоотталкивающей

пленкой, следует разместить на верхней поверхности гибкого крыла.

Наибольших практических результатов в освоении энергии ветра значительных высот добилась фирма «Makani Power» [3]. Испытываемая этой фирмой конструкция выполнена в виде самолета, получающего на период приведения конструкции в рабочее положение электропитание от наземного источника (по кабелю, совмещенному с привязью). После подъёма на высоту 140–310 м конструкция отключается от наземного питания и работает в режиме воздушного змея. При этом пропеллеры выполняют функцию ветроколес. Существенно расширяет диапазон работоспособности и повышает мощность устройства использование эффекта рыскания. Однако, по нашему мнению, эта конструкция обладает двумя недостатками:

- чтобы противостоять шквальным порывам ветра, требуется привязь с большим запасом прочности, что утяжеляет конструкцию и делает её непригодной для освоения энергии ветра больших высот;
- использование эффекта рыскания приводит к колебаниям величины генерируемой мощности, что при работе на государственную сеть приведет к необходимости ввода дополнительных регулирующих мощностей.

С другой стороны, желательно освоить энергетический потенциал больших высот, возможности которого отражает график распределения среднегодовых и максимальных скоростей ветра на различных высотах (заимствовано из [1]), представленный на рисунке 2.

В работе «К вопросу о леерной энергетике, использующей ветры больших высот» [4] нами выполнено теоретическое исследование альтернативной конструкции, схема которой дана на рисунке 3.

Охарактеризуем составляющие элементы на этом рисунке. Жесткие крылья – это система, состоящая из планеров, дельтапланов, гибких крыльев или их комбинаций. Назначение этой системы – удержание (с помощью ветра) рамы и леера в рабочем положении. Рама – это рабочая часть ветроэлектростанции с ветроколесами и генераторами, работающими в режиме электродвигателей в период приведения конструкции в рабочее положение, а также в процессе приземления. Аэростаты-крылья – это аэростаты, которые при наличии ветра (как и в случае с фирмой «Makani Power» [3]) переводятся в режим работы гибкого крыла. Леер – это привязь, совмещенная с кабелем и гибким трубопроводом легкого газа в случае, когда газгольдер находится не внутри аэростата, а на земной поверхности.

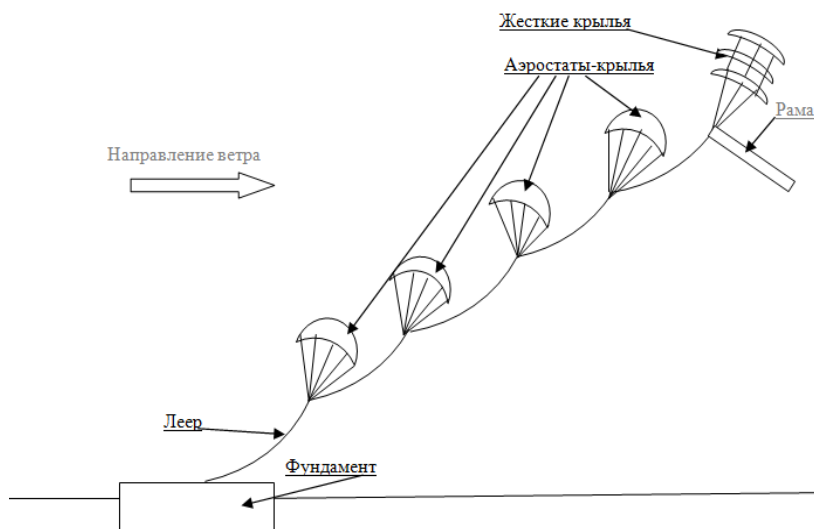


Рис. 3. Леерная ветроэлектростанция с аэростатами

Предмет и методы исследований.

Данная работа содержит предложения по усовершенствованию конструкции, представленной на рисунке 3. Как и наши предшественники, оставим без рассмотрения вопросы борьбы с обледенением и защиты от молний. Также мы не разрабатывали систему автоматического управления работой предлагаемой системы, не осуществляли математическое моделирование работы системы в условиях перегрузок, вызываемых шквальными порывами ветра, а ограничились введением коэффициента 3 в расчетах статической схемы, предполагая, что эти проблемы технически разрешимы. Обращаем внимание на то, что предлагаемая конструкция обладает (в некоторой степени) способностью к саморегулированию. С усилением ветра увеличится угол отклонения рамы от вертикали. При этом уменьшится площадь перехватываемого рамой ветрового потока и возрастет подъемная составляющая действующей на раму силы ветра. При этом будут несколько сглаживаться пики колебаний мощности. Для обеспечения безопасности работы данной конструкции следует адаптировать к нашим условиям существующую систему защиты наземных ветроэлектростанций от перегрузок.

Основной задачей исследования являлось доказательство преимуществ данной конструкции перед конструкцией фирмы «Makani Power». Эти преимущества определяются такими факторами, как использование более регулярных и мощных ветров больших высот, более стабильный график выработанной энергии. Это приведет к уменьшению отчуждаемых территорий, снижению травматизма летающих животных и эстетического загрязнения. К тому же появляется дополнительная возможность для освоения энергии Солнца при малых финансовых затратах. Имеются и недостатки: необходимость сужения зоны действия авиации, удлинение кабеля (до 8 000 м), которое вызовет существенное утяжеление и удорожание конструкции. Однако, по нашему мнению, преимущества перевешивают недостатки, и предлагаемая конструкция заслуживает дальнейшего детального теоретического изучения с последующим исследованием действующих макетов. Некоторые шаги в этом направлении отражены в работе.

Изложение основного материала. Предлагаемый вариант конструкции представлен на рисунке 4.

Здесь под вертолетной системой понимается устройство, обеспечивающее за счет электропитания от наземного источника подъемную силу в точке присоединения устройства к жестким крыльям. Остальные обозначения те же, что и на рисунке 2.

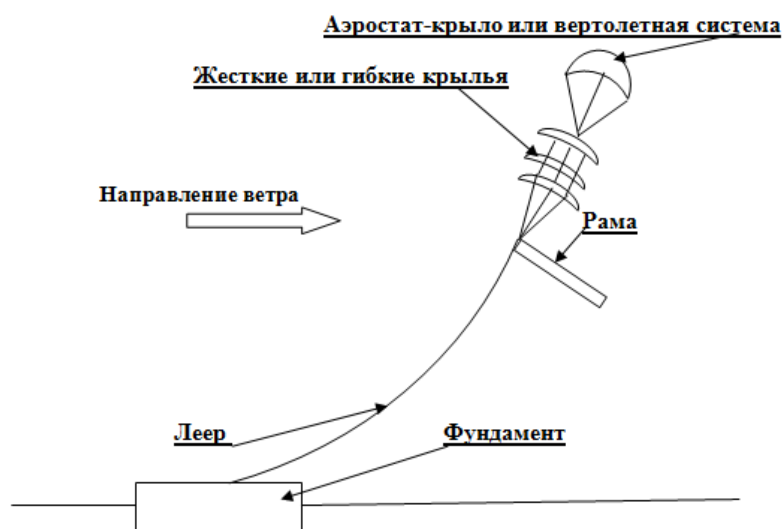


Рис. 4. Леерная ветроэлектростанция

Горизонтальная составляющая силы давления ветра на систему ветроколес (F_v) определяется из уравнения, описывающего изменение количества движения действующей на турбину массы ветра:

$$F_v \times t = mV_1 - mV_2, \quad (1)$$

где F_v – сила давления ветра на систему ветроколес; t – время воздействия ветра (1 с); m – масса воздуха, воздействующая на ветроколес; V_1 – скорость ветра, подходящего к системе ветроколес; V_2 – скорость ветра после ветроколес.

Вывод уравнения осевой линии леера. Условие равной прочности в каждом поперечном сечении леера выражается зависимостью:

$$F = \sigma \times s, \quad (2)$$

где F – разрывающее усилие; σ – допустимое напряжение; s – площадь поперечного сечения леера.

Считаем леер гибкой нитью, уравнение которой $y=f(x)$. Схематично график этой функции представлен на рисунке 5. Граничные условия в начале координат таковы: x , y и y' равны нулю, горизонтальная составляющая F равна суммарной ветровой нагрузке на конструкцию и обозначена символом F_0 . Вертикальная составляющая силы F , которую мы обозначим символом F_y , в начале координат равна нулю.

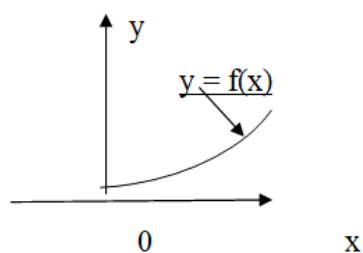


Рис. 5. Схематичный график осевой линии леера

Из условия гибкости нити следует:

$$\frac{F_y}{F_o} = \frac{dy}{dx}, \quad (3)$$

откуда:

$$\frac{dF_y}{dx} = F_o y''. \quad (4)$$

Рассмотрим элементарный участок леера длиной dl :

$$dl = \sqrt{(dx)^2 + (dy)^2} = \sqrt{1 + (y')^2} dx. \quad (5)$$

Из (2) следует:

$$dF = \sigma ds. \quad (6)$$

Считаем, что сила давления ветра на леер мала по сравнению с запасом прочности, который обеспечивает нам наше допущение о превышении силы давления на раму над силой, обуславливающей выработку электроэнергии, (соотношения 2:4). На этом основании боковое давление ветра на леер не учитываем. То есть горизонтальная составляющая силы F неизменна на всем участке и равна F_o . Вертикальная составляющая силы F изменится в пределах элементарного участка на величину, равную весу данного элементарного участка леера. А это приращение веса элементарного участка можно считать равным:

$$dF_y = s\gamma\sqrt{(dx)^2 + (dy)^2} = s\gamma\sqrt{1 + (y')^2} dx, \quad (7)$$

где γ – удельный вес материала леера.

$$F = \sqrt{F_o^2 + F_y^2}, \quad (8)$$

Следовательно, из (6) и (8) имеем:

$$\sigma ds = \frac{F_y \cdot F_y'}{\sqrt{(F_o)^2 + (F_y)^2}} dx. \quad (9)$$

Откуда:

$$\sigma ds = \frac{y' F_y'}{\sqrt{1 + (y')^2}} dx. \quad (10)$$

Из (7) и (10) следует:

$$\sigma ds = \gamma s dy. \quad (11)$$

В результате разделения переменных и интегрирования имеем:

$$\ln s = \frac{\gamma}{\sigma} y + C. \quad (12)$$

При $y=0$, $s=s_o$. Значит, $C=\ln(s_o)$. Таким образом, параметры леера определяет уравнение:

$$\ln\left(\frac{s}{s_o}\right) = \frac{\gamma}{\sigma} y. \quad (13)$$

Данное уравнение можно представить в следующей форме:

$$\frac{s}{s_o} = \exp\left(\frac{\gamma}{\sigma} y\right). \quad (14)$$

Учитывая, что

$$\frac{s}{s_o} = \sqrt{1 + (y')^2}, \quad (15)$$

получаем дифференциальное уравнение осевой линии леера в таком виде:

$$\sqrt{1 + (y')^2} = \exp\left(\frac{\gamma}{\sigma} y\right). \quad (16)$$

Это уравнение с разделяющимися переменными.

$$y' = \sqrt{\exp\left(2\frac{\gamma}{\sigma} y\right) - 1}. \quad (17)$$

Из (17) и (3) получаем:

$$F_y = F_o \sqrt{\exp\left(2\frac{\gamma}{\sigma} y\right) - 1}. \quad (18)$$

А вес участка леера высотой H (F_{yc}) определит следующая формула:

$$F_{yc} = F_o \left(\sqrt{\exp\left(2\frac{\gamma}{\sigma} (H + y)\right) - 1} - \sqrt{\exp\left(2\frac{\gamma}{\sigma} y\right) - 1} \right). \quad (19)$$

Определение параметров леера (пример).

Составляем математическую модель установки мощностью 1 ГВт, расположенную на высоте 5 000 м (принимая скорость ветра 18 м/с).

Принятые допущения:

– коэффициент торможения скорости ветра k_t – 0,8. Этим коэффициентом оцениваем потери энергии, обусловленные турбулентностью потока воздуха и трением воздуха о конструкцию;

– сила давления на ветроколесо определяется из уравнения изменения количества движения воздуха и изменения энергии ветра, ушедшей на выработку электроэнергии;

– КПД электрогенератора – 0,95;

– коэффициент использования энергии ветра – 0,3.

Поскольку 1 ГВт – это 1×10^6 кВт, то энергия ветра (при наших допущениях), затраченная в секунду на выработку электроэнергии, будет: $1 \times 10^6 / (0,8 \times 0,95) = 1,34 \times 10^6$ кВт/с. Удельная кинетическая энергия ветра (кинетическая энергия одного кубического метра воздуха в секунду) E_v на высоте 5 000 м определяется в предположении, что удельный вес воздуха – 0,75 кгс/м³. То есть $E_v = 0,75 \times 18^2 / (2 \times 9,81) = 12,65$ кгс/м = 124 Вт/с. Следовательно, площадь живого сечения ветра, используемого для выработки электроэнергии, будет: $134 \times 10^6 / (18 \times 12,65 \times 0,3) = 1,96 \times 10^6$ м². Силу воздействия ветра на ветроколесо и раму определяем из (1) в предположении, что уменьшение скорости ветра за ветроэнергетической установкой определяется количеством энергии, отнятой у ветра. То есть средняя скорость отходящего ветра определится из энергетического баланса: $1,96 \times 10^6 \times 18 \times 126,5 - 134 \times 10^6 = 1,96 \times 10^6 \times 0,75 \times V_1^3 / (2 \times 9,81)$, где V_1 – средняя скорость ветра за установкой. То есть $V_1 = 16,093$ м/с. $F_b = 2 \times 10^6 \times 0,75 \times 18 / 9,81 (18 - 16,093) = 5249$ т.

Второй вариант решения этой задачи. Принимаем, что площадь живого сечения ветра, используемого для выработки электроэнергии, будет: $134 \times 10^6 / (12,65 \times 18) = 0,588 \times 10^6$ м². $F_b = 0,588 \times 10^6 \times 0,75 \times 18^2 / 9,81$. $F_b = 14500$ т. Последнее решение получено в предположении, что коэффициент использования энергии ветра равен 1. Возможно, что истинное значение F_b находится в диапазоне найденных величин. Мы в запас расчета принимаем $F_b = 14500$ т.

Дополнительные предположения. Аэродинамическое качество крыльев равно 7,5. Собственный вес крыльев составляет 1/10 часть удерживаемого груза (обоснованность этих допущений делаем на основании натурных экспериментов, выполненных лично; кроме того, известно, что данными характеристикам обладает парашют [5]). Стоимость материала крыльев и другого оборудования равна стоимости материала привязи (\$ 30 за 1 кг). Допустимое напряжение на разрыв материала леера (кевларовая нить) – 10^5 Н/см². Удельный вес кевларовой нити – 1,5 т/м³. Суммарный вес электротехнического оборудования (рама, электрогенераторы, трансформаторы, кабели, ветроколеса и так далее) равен 7000 т. Тангенс угла наклона вектора, разрывающего привязь, к горизонту (в первом приближении) считаем равным 1. В дальнейшей работе значение этого граничного условия будет уточняться, исходя из требования минимизации капитальных затрат на строительство установки.

На основании принятых допущений составляем уравнения, из которых определим слагаемые силы, разрывающей привязь в её верхней точке (в точке присоединения к привязи рамы и системы крыльев, поддерживающих установку в рабочем состоянии). Вертикальная и горизонтальная составляющие силы равны по модулю. То есть $F_y = F_o$. Величина F_y равна весу привязи. Подъёмная сила крыльев F_k складывается из веса оборудования, веса крыльев, веса привязи и реакции взаимодействия привязи с фундаментом. Величина F_o равна сумме $F_v + F_k / 7,5$. Собственный вес крыльев $P_k = F_k / 10$. Таким образом, справедливы следующие соотношения:

$$F_k = F_k / 10 + 7000 \text{ т} + 14500 \text{ т} + F_k / 7,5 = 28000 \text{ т.}$$

$$F_y = F_o = 14500 + 3740 = 18240 \text{ т.}$$

Усилие, разрывающее привязь в верхней её точке, равно 25800 т. В рассматриваемом нами варианте тангенс угла наклона вектора, разрывающего привязь, к горизонту в верхней точке привязи равен 1. Из (17) получаем, что значение координаты у этой точки равно 23104 м. Следовательно, у точки крепления привязи к фундаменту равен 18104 м. Вес привязи этого участка (F_y) определяет формула (19):

$$F_y = 18240 \left(\sqrt{\exp\left(2 \frac{1,5}{100000} 23104\right) - 1} - \sqrt{\exp\left(2 \frac{1,5}{100000} 18104\right) - 1} \right) = 2748 \text{ т.}$$

Суммарный вес конструкции (без фундамента) равен $7000 + 2800 + 2748 = 12548$ т. Стоимость материала – \$ 376×10^6 . Удвоение этой суммы даст приблизительную оценку стоимости конструкции с учетом расходов на выполнение работ. То есть по капитальным затратам предлагаемый вариант может оказаться вдвое дешевле атомного энергоблока, а также отпадут проблемы с поставкой топлива и захоронением отходов.

Задачи дальнейших исследований и следующие этапы работы:

- разработка системы измерения характеристик поля скоростей набегающего на установку ветра и ввода полученных данных (в оперативном режиме) в систему управления;
- разработка автоматической системы управления работой установки, способной обеспечить безаварийную работу в сложных атмосферных условиях, а также осуществлять операции приведения установки в рабочее состояние и приземления;
- изготовление действующего макета установки, его монтаж и осуществление оценки его эффективности.

Выводы. Использование привязи из кевлара (вместо стального троса) позволило настолько упростить и удешевить конструкцию, что уместно ставить вопрос о её патентовании и апробации на действующих макетах, чтобы Украина или другая страна, а также фирма, которая примет на себя тяготы по её внедрению, не только решила проблемы собственного энергоснабжения, но и увеличила прибыль от экспорта электроэнергии и продажи лицензий на некоторые усовершенствования данной технологии. Особенно эффективной может оказаться установка этой конструкции на горных вершинах. Авторы выражают надежду на то, что технические, финансовые и бюрократические трудности освоения этой технологии будут преодолены в ближайшем будущем.

Литература

1. Aglietti G.S., Redi S., Tatnall A.R., Vart T.M.. High Altitude Electrical Power Generation. Southampton: School of Engineering Sciences University of Southampton Highfield, 2007. 200 p.
2. Гончар Г.П., Лапшин Ю.С., Мадяр О.А. О возможности повышения гелиоэнергетического потенциала Украины. Винахідник і раціоналізатор. 2016. № 3. С. 14–19.
3. URL: <https://x.company/makani/technology/>.
4. Лапшин Ю.С. К вопросу о легкой энергетике, использующей ветры больших высот. Научно-практический журнал «Екологічні науки». 2015. № 8. С. 131–138.
5. Тайран 4. URL: <https://asa-paragliding.ru/shop/paragliders/tayran4/>.

КОМПЛЕКСНА МЕТОДИКА ДОСЛІДЖЕННЯ СУБ'ЄКТА ГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ ЯК ЕКОЛОГО-ЕКОНОМІЧНОЇ СИСТЕМИ

Азаров С.І.¹, Сидоренко В.Л.², Середа Ю.П.²

¹Інститут ядерних досліджень
Національної академії наук України
пр. Науки, 47, 03680, м. Київ
azarovsi@i.ua

²Інститут державного управління у сфері цивільного захисту
вул. Вишгородська, 21, 04074, м. Київ
generals2007@i.ua, sereda_kiev@ukr.net

Розглянуто і систематизовано наукові підходи, принципи і критерії аналізу і дослідження складних організаційних систем (наприклад, суб'єкт господарської діяльності) як еколого-економічної системи, що доцільно використовувати в Україні з метою підвищення ефективності виробничої діяльності за умов раціонального використання природних ресурсів та скорочення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище. *Ключові слова:* суб'єкт господарської діяльності, методика, науковий підхід, принцип, критерій, складна система.

Комплексная методика исследования субъекта хозяйственной деятельности как эколого-экономической системы. Азаров С.И., Сидоренко В.Л., Середа Ю.П. Рассмотрены и систематизированы научные подходы, принципы и критерии анализа и исследования сложных организационных систем (например, субъект хозяйственной деятельности) как эколого-экономической системы, которые целесообразно использовать в Украине с целью повышения эффективности производственной деятельности в условиях рационального использования природных ресурсов и сокращения вредного воздействия на окружающую природную среду. *Ключевые слова:* субъект хозяйственной деятельности, методика, научный подход, принцип, критерий, сложная система.

Integrated method of studying the subject of economic activity as an ecological-economic system. Azarov S., Sydorenko V., Sereda Yu. The scientific approaches, principles and criteria of analysis and research of complex organizational systems (for example, the subject of economic activity) as ecological-economic system are considered and systematized, that it is expedient to use in Ukraine in order to increase the efficiency of production activity in conditions of rational use of natural resources and reduction of harmful impact on the environment. *Key words:* subject of economic activity, methodology, scientific approach, principle, criterion, complex system.

Постановка проблеми. В умовах триваючої тенденції глобалізації світового ринку економіки стає надзвичайно важливим питання динамічного розвитку України, що гарантує стійкість економічного розвитку держави, яка визначає шляхи розвитку й удосконалення національної й екологічної безпеки, а також підвищення рівня життя громадян. Перехід економіки України до моделі сталого економічного розвитку на довгострокову перспективу орієнтований на підвищення ефективності виробничої діяльності за умов раціонального використання природних ресурсів та скорочення шкідливого впливу на навколишнє природне середовище. Створення системи екологічно збалансованого управління розвитком суспільства спрямовано на відновлення природних властивостей довкілля, раціональне використання природних ресурсів та ефективний розвиток продуктивних сил країни. Зазначене потребує комплексного підходу до теоретичного забезпечення екологічної безпеки та створення дієвих еко-

лого-економічних моделей прогнозування розвитку регіонів [1].

Одним із найважливіших завдань дослідження великих еколого-економічних систем (ЕЕС) є виявлення недоліків в їх функціонуванні, визначення причин і шляхів поліпшення цих систем. В основі будь-яких наукових досліджень лежить система поглядів (концепція), що формується на основі методології як наукового підходу до процесу пізнання. Наявні наукові підходи системної методології з урахуванням певних особливостей можуть бути застосовані і під час дослідження та управління ЕЕС.

Аналіз останніх досліджень. У багатьох працях під час аналізу і дослідження складних організаційних систем науковці використовують один або кілька наукових підходів, принципів і(або) критеріїв, але питанню систематизації цих понять стосовно ЕЕС України приділяється мало уваги.

Метою роботи є формування наукових підходів, принципів і критеріїв аналізу ЕЕС в Україні.

Виклад основного матеріалу. Науковий підхід – сукупність основних способів отримання нових знань і методів вирішення поставлених завдань, що включає в себе способи дослідження, систематизацію, коригування нових і отриманих раніше знань.

Принципами називають загальні положення, яким мають задовольняти наукові припущення, гіпотези або теорії. За своєю структурою підхід і принципи мають загальні риси і відмінності. Науковий підхід – це не фактична діяльність, а можливі її альтернативні способи. Принцип – це постійно і послідовно застосовуваний підхід. Отже, мірою того, як підхід втрачає свою альтернативність, стає переважним варіантом або навіть єдиним варіантом дій, тим менше він є підходом і тим більше він є принципом.

Критерій – підстава прийняття рішення щодо оцінки стану навколишнього природного середовища (НПС) на відповідність висунутим вимогам по екологічній безпеці.

На рисунку наведено структуру комплексної методики дослідження ЕЕС, що і пропонується детально розглянути.

Системний підхід – це методологія дослідження, що припускає вивчення процесу функціонування ЕЕС на основі загальносистемних принципів. Системний підхід вимагає виявлення ролі окремих підсистем у формуванні властивостей системи загалом, а також виявлення особливостей взаємодії із зовнішнім середовищем, насамперед із НПС [2].

Структурний підхід – це метод дослідження, відповідно до якого необхідно вивчати закономірності в будові систем, об'єктів, явищ, процесів із метою встановлення взаємозалежності між їх структурою і властивостями. Для ЕЕС важливе встановлення

залежності між структурою і результативністю їх функціонування.

Функціональний підхід – це методологія пізнання, відповідно до якої життєдіяльність складної системи розглядається як виконання локальними підсистемами безлічі взаємопов'язаних функцій, що забезпечують досягнення глобальної мети системи. Цей підхід націлює дослідника на вивчення механізму формування такої властивості ЕЕС, як безпека.

Ресурсний підхід – це методологія наукового пізнання, що передбачає вивчення підсистем або елементів із точки зору їх ролі в організації процесу реалізації цілей шляхом розподілу, обміну та споживання ресурсів, а також шляхом організації економічних відносин із метою надання послуг, необхідних для задоволення потреб суспільства.

Інформаційний підхід – це методологія аналізу, відповідно до якої функціонування систем або об'єктів розглядається з точки зору перетворення, зберігання, обміну, видачі та використання інформації, необхідної для досягнення мети функціонування. У складних системах важливе місце займає проблема розкриття механізму циркуляції інформації, обміну між підсистемами, уявлення і зберігання її в необхідній формі, спотворення при її перетворенні.

Синергетичний підхід – це методологія дослідження існування фазових рівноваг і станів стійкості в системі. Синергетичний метод дає змогу не тільки бачити універсальні закони, що діють у різних екосистемах, не тільки підключати знання інших, у тому числі і технічних наук до дослідження таких властивостей ЕЕС, як і живучість, але й розглядати їх як відкриті дисипативні структури, що характери-

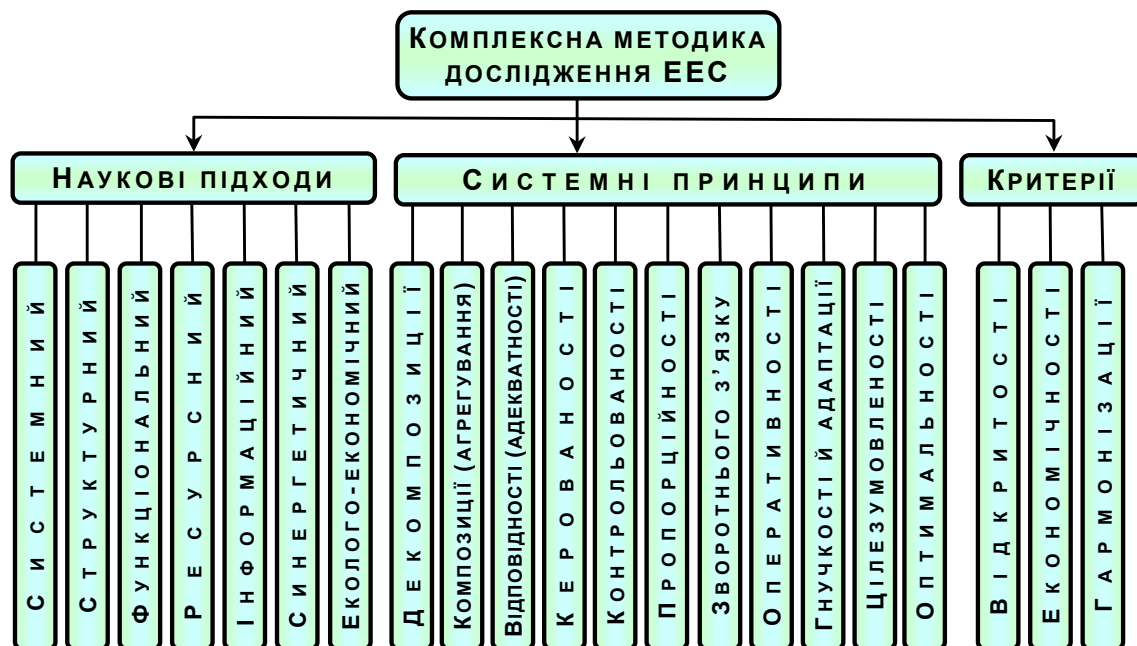


Рис. 1. Структура комплексної методики дослідження ЕЕС

зуються як закономірністю, так і випадковістю розвитку (ентропійного або негентропійного).

Еколого-економічний підхід відображає екологічну спрямованість у вирішенні завдань вдосконалення систем, пов'язану з потребами людини в забезпеченні високого рівня якості життя. Постійне прагнення господарюючих суб'єктів до збільшення економічних результатів діяльності супроводжується зростанням споживання природних ресурсів, значними наростаннями антропогенного навантаження на НПС, що веде до виснаження здатності екосистем до самовідновлення й екологічного відтворення, тобто відтворення умов відтворення. Тому варто наголосити на важливості екологічних критеріїв оцінки ефективності ЕЕС, їх паритету з економічними.

Закономірності існування і функціонування систем відображають системні принципи, використання яких доцільно при формуванні концепції аналізу та оцінки досліджуваних складних об'єктів. Одні з них мають загальний характер, інші відображають особливості досліджуваних систем [3].

Принцип декомпозиції (по горизонталі або по вертикалі) полягає в можливості розчленування вихідної системи на окремі частини і в формуванні для них власних цілей і функцій з умов забезпечення досягнення головної мети системи. Для таких господарюючих суб'єктів, як ЕЕС, дотримання цього принципу можливо через створення підсистеми управління екологічною діяльністю суб'єкта, визначення конкретних завдань для структурних підрозділів із метою зниження негативного впливу на НПС на всіх рівнях його функціонування.

Принцип композиції (агрегування) полягає в можливості об'єднання за певними правилами і різними способами безлічі вихідних елементів за допомогою зв'язків в єдину систему і виявленні загальносистемних властивостей і функцій новоствореної системи. Для ЕЕС зниження негативного впливу на НПС (система) шляхом зниження обсягів утворення забруднюючих речовин та відходів (підсистема), ефективності роботи очисного обладнання (підсистема), впровадження ресурсозберігаючих технологій (підсистема) призведе до поліпшення економічних показників діяльності господарюючого суб'єкта (система).

Принцип відповідності (адекватності) означає, що дві підсистеми, створені для виконання однієї спільної мети, мають бути адекватні за властивостями, характеристиками, функціями, структурою, ступеня складності. Підсистема управління екологічною діяльністю господарюючого суб'єкта, так само як і підсистема управління його економікою, має бути багаторівневою, оскільки взаємодія з НПС відбувається на всіх рівнях.

Принцип керованості полягає в тому, що складна динамічна система має бути керованою, що змінює свій рух (структуру, стан, спосіб функціонування)

під дією керуючих впливів. Вона не має містити некерованих підсистем, модулів, комплексів, елементів. Жодна з підсистем не має випасти з процесу управління і не відчувати цілеспрямованого впливу з боку елементів системи цього рівня або елементів вищого рівня. В еколого-економічних системах управлінська діяльність на будь-якому рівні ієрархії реалізує цей принцип.

Принцип контрольованості полягає в тому, що складна система не має містити в своїй структурі жодної підсистеми або елемента, що були б неконтрольовані для вищого рівня або безпосередньо, або опосередковано через інші елементи.

Принцип пропорційності означає, що всі елементи системи, як по горизонталі, так і по вертикалі, мають бути збалансовані між собою за всіма показниками з метою досягнення заданого рівня результативності системи. Під час формування інтегрованої системи управління еколого-економічною діяльністю господарюючого суб'єкта необхідно забезпечити пропорції між елементами (підсистемами): по витраті матеріальних, фінансових, трудових ресурсів, за потужністю технологічного обладнання та пропускної здатності очисних споруд, за характером руху в часі і просторі – синхронізація в часі і просторі виконання виробничих і природоохоронних процесів.

Принцип зворотного зв'язку полягає в такій організації взаємодії елементів у системі, за якої ухвалення рішення здійснюється не тільки за інформацією про цілі системи, а й за інформацією про фактичний стан системи. Цей принцип в ЕЕС забезпечує виконання функції контролю і лежить в основі побудови ефективної системи управління.

Принцип оперативності означає, що прийняття управлінського рішення має бути здійснено значно швидше, ніж виникнуть суттєві зміни в керованому процесі. Відсутність оперативного управління природоохоронною діяльністю може призвести до незворотних процесів устані НПС.

Принципи гнучкості і адаптації полягають у тому, що система самостійно, шляхом зміни своєї структури, швидко і цілеспрямовано змінює властивості у відповідь на зміну властивостей навколишнього середовища.

Принцип цілезумовленості означає, що мета первинна, система має формуватися для її досягнення. В процесі функціонування мета може змінюватися, а відповідно до неї мають змінюватися структура і спосіб функціонування системи. В системі має бути механізм, що оцінює ступінь досягнення мети.

Принцип оптимальності в багатокритеріальних задачах може формулюватися або у вигляді деяких упорядкувань на безлічі альтернатив, або функцією корисності, або якихось функціоналів від цільових функцій, що підлягають максимізації.

Крім загальноприйнятих системних принципів, для дослідження ЕЕС важливими є специфічні критерії [4]:

– відкритості – передбачає обов’язкове інформування громадськості про досягнення екологічних цілей функціонування господарюючого суб’єкта як ЕЕС;

– економічності – означає необхідність оцінки впливу на економічні показники діяльності господарюючого суб’єкта результатів функціонування кожної його підсистеми, включаючи й екологічну компоненту;

– гармонізації функціонування «внутрішніх» і «зовнішніх» підсистем підприємства – узгодження «продуктивності» елементів екологічної підсистеми, які розвиваються з різною інтенсивністю, що передбачає забезпечення балансу між рівнем негативного впливу господарюючого суб’єкта на НПС і «про-

пускної спроможності» екосистем, які перебувають у зоні його екологічної відповідальності.

Головні висновки. Отже, використання розглянутих методичних підходів дослідження складних організаційних систем дає змогу:

– досліджувати будь-який господарюючий суб’єкт як еколого-економічну модель на основі адаптованих до ЕЕС принципів та умов;

– ідентифікувати основні властивості досліджуваної системи, сформулювати завдання дослідження і визначити шляхи їх вирішення;

– розробити цілісну ефективну програму (стратегію) розвитку господарюючого суб’єкта як ЕЕС;

– визначити засоби й інструменти управління обмеженими ресурсами, в тому числі екологічними.

Література

1. Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2020 року: Закон України від 21 грудня 2010 р. № 2818-VI. Відомості Верховної Ради України. 2011. № 26. Ст. 218.
2. Згуровский М.З., Панкратова Н.Д. Системный анализ. Київ: Наукова думка, 2011. 900 с.
3. Стійкість екосистем до радіаційних навантажень: монографія / І.В. Матвеева, С.І. Азаров, Ю.О. Кутлахмедов, О.В. Харламова. Київ: НАУ, 2016. 396 с.
4. Азаров С.І., Сидоренко В.Л. Системний підхід до аналізу радіаційної надійності екосистем. Радіоекологія-2017: зб. ст. наук.-практ. конф. із міжнар. уч. (Київ, 24–26 квітня 2017 р.). Житомир: вид-во ЕЦ «Укрекобіокон», 2017. С. 26–28.

ОСОБЛИВОСТІ ТРОФІКИ СТАВКОВИКІВ ПІДРОДУ CORVUSIANA (*MOLLUSCA: PULMONATA*) ЗА ДІЇ РІЗНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ІОНІВ КАДМІЮ

Василенко О.М., Онищук І.П.

¹ Житомирський державний університет імені Івана Франка
вул. Бердичівська, 40, 10008, м. Житомир
o.vasylisha@gmail.com
irinashpin@gmail.com

Встановлено вплив різних концентрацій іонів Cd^{2+} на основні трофологічні показники молюсків підроду *Corvusiana* (*Mollusca: Pulmonata*) за споживання ним різних видів корму (листя частухи, тополі та стебел латаття). Встановлено, що іони кадмію здійснюють негативний вплив на процеси живлення і травлення ставковиків, викликаючи у них за всіх використаних у досліді концентрацій (0,5 ГДКр – 3 ГДКр) фазу депресії патологічного процесу отруєння. **Ключові слова:** *Corvusiana*, іони кадмію, трематодна інвазія, середньодобовий раціон, тривалість проходження корму через травний тракт, коефіцієнт засвоюваності корму.

Влияние низких концентраций ионов цинка на величину среднесуточного рациона прудовиков подрода *Corvusiana* (*Mollusca: Pulmonata*). Василенко О.М., Онищук И.П. Установлено влияние различных концентраций ионов Cd^{2+} на основные трофологические показатели моллюсков подрода *Corvusiana* (*Mollusca: Pulmonata*) за потребление им различных видов корма (листья частухи, тополя и стеблей кувшинок). Установлено, что ионы кадмия оказывают негативное влияние на процессы питания и пищеварения прудовиков, вызывая в них при всех использованных в опытах концентрациях (0,5 ГДКр – 3 ГДКр) фазу депрессии патологического процесса отравления. **Ключевые слова:** *Corvusiana*, ионы кадмия, трематодная инвазия, среднесуточный рацион, продолжительность прохождения корма через пищеварительный тракт, коэффициент усвояемости корма.

The influence of cadmium ions on the basic trophic characteristics in *Corvusiana* (*Mollusca: Pulmonata*). Vasylenko O.M., Onischuk I.P. Here is researched an influence of different concentrated ions Cd^{2+} on amount of the trophological indexes *Lymnaea palustris* during taking different food types (*Alisma*, *Nymphaea*, *Populus*). It has been established researches certify about the fact the most negative influence on the processes of feeding and digestion of pond snails render the cadmium ions. That entail at all the used in experiment concentration (maximum concentrations limits are from 0.5–3), the depression phase on the pathological process that entails the taxation. **Key words:** *Corvusiana*, the cadmium ions, trematodas invasion, the average daily ration, the time of its passage through alimentary canal, food digestibility.

Зазначено, що іони важких металів (ВМ) вже у невеликих концентраціях токсичні для гідробіонтів, бо акумулюються в їх організмі. Як наслідок, в організмі тварин значно модифікується метаболізм, спостерігаються мутагенний, ембріотоксичний, гонадотоксичний ефекти, що викликають зміни в їх популяціях, порушення функціональної ролі у трофічній структурі і продуктивності гідроценозів [10]. Також, на відміну від токсикантів органічної природи, іони ВМ не підлягають трансформації і, потрапивши у біогеохімічний цикл, залишаються у ньому, включаючись у кругообіг речовин [3].

Дослідження геохімічних особливостей території Центрального Полісся привертало увагу багатьох вчених, що пов'язано, насамперед, із близьким заляганням Українського щита [17]. Зазначимо, що для ґрунтів цієї території геохімічними супутниками типоморфного водню цих ландшафтів є Cs, K, Cu; типоморфного заліза – Mn, Co, Ni, Cr та V [21], що, своєю чергою, призводить до їх потрапляння у водойми та водотоки регіону. Ще одним джерелом

забруднення гідроценозів цієї території іонами ВМ є сільськогосподарські стоки, в яких щорічний їх вміст становить: кадмію – 18 т, хрому – 150 т, купруму – 420 т, нікелю – 40 т, свинцю – 140 т, цинку – 710 т [6; 12].

Молюски підроду *Corvusiana* – звичайний, невід'ємний компонент циклів живлення гідроценозів Центрального Полісся. Належачи до другого трофічного рівня, вони відіграють важливу роль у процесах кругообігу речовин та енергії в екосистемах, оскільки визначаються значною якісною різноманітністю, високою щільністю популяцій та чималою їх біомасою. Отже, від трофологічних показників, притаманних цим тваринам, залежить продуктивність біоценозів. Тому аутоекологічні трофологічні дослідження нині є актуальними, особливо зважаючи на те, що представники родини *Lymnaeidae* у цьому аспекті майже не досліджені. Деякі види цієї родини можуть використовуватись як тест-об'єкти у системі екологічного моніторингу, тому дослідження всіх сторін їхньої життєдіяльності є важливим.

Використання моллюсків як об'єктів дослідження (модельні види) при опрацюванні загальногидробиологічних, у тому числі і екотоксикологічних проблем, щороку ширшає. Актуальність таких досліджень безперечна, оскільки забруднення водного середовища різними за своєю природою та концентраціями поллютантами, у тому числі іонами важких металів, починаючи з кінця 30-х рр. XX ст. й до сьогодні, відбувається зростаючими темпами.

Виконані дослідження є складовою частиною комплексних науково-дослідних тем кафедри зоології Житомирського державного університету імені Івана Франка «Прісноводні моллюски у системі біологічного моніторингу» (державна реєстрація № 0103V000134).

Аналіз літературних джерел свідчить, що відомості, котрі стосуються трофіки ставковиків, нині вкрай бідні, розбіжні і здебільшого фрагментарні. Жоден з аспектів їхнього живлення не є повноцінно дослідженим. Із кількісних показників відомі значення лише деяких з них (величина середньодобового раціону, тривалість проходження корму через травний тракт, його засвоюваність і швидкість добової асиміляції) і то тільки для одного зі ставковиків – ставковика озерного. Нечисленними є також матеріали щодо впливу токсикантів на трофіку легеневих моллюсків. До того ж вони аж ніяк не охоплюють всі аспекти трофіки ставковиків.

До наших днів залишається малодослідженим вплив іонів важких металів на кількісні показники трофіки ставковиків. Однак встановлено, що за дії 0,2, 0,4 та 0,6 мг/л сульфату міді на ставковика озерного величина середньодобового раціону за споживання ним частухи прогресуюче знижується від $1,65 \pm 0,09\%$ до $1,56 \pm 0,08$ та $0,74 \pm 0,04\%$ відповідно [8]. Пристосування до патогенного впливу важких металів відбувається шляхом підвищення коефіцієнту засвоєння корму (за 0,2 мг/л сульфату міді в 1,17 раза проти норми). За більш високих концентрацій токсиканта (0,4 та 0,6 мг/л) патологічні процеси в організмі моллюсків починають переважати, що призводить до зниження значень цього трофологічного показника (відповідно до $0,55 \pm 0,02$ та $0,29 \pm 0,02\%$). Подібне характерне і для тривалості проходження корму через травний тракт *L. stagnalis*. Так, за концентрації 0,2 мг/л сульфату міді цей показник зменшується в 1,2 раза, за 0,4 мг/л – в 1,24, а за 0,6 мг/л – в 1,5 раза.

Досліджено також вплив хлориду цинку у концентраціях 2, 10, 18 мг/л на деякі ланки трофіки *L. Stagnalis* [14]. Зі зростанням концентрації токсиканту відбувається прогресуюче зменшення величини середньодобового раціону на 42, 45 та 74% відповідно для кожної із застосованих концентрацій. Визначено, що за 2 та 10 мг/л $ZnCl_2$ відбувається зростання засвоюваності корму – на 17 та 7% відповідно, за 18 мг/л – зменшення її на 43%. Тривалість проходження корму через травний тракт зі зростан-

ням вмісту токсиканта у воді прогресуюче зменшується: від 11,35 % за 2 мг/л $ZnCl_2$, до 20 – за 10 мг/л та на 33% за 18 мг/л хлориду цинку у середовищі.

Відомо, що вплив токсикантів різко відрізняється від впливу екологічних чинників середовища на функціональний стан травних ферментів [14]. Відповідні реакції в організмі на вплив токсиканта виникають як зовсім нові, чужорідні, що не мають пристосувального характеру. Накопичення токсичної речовини призводить до різкого пригнічення активності більшості фізіологічних і біохімічних процесів, у тому числі і дії травних ферментів.

Встановлено, що моллюскоцидний ефект іонів міді на водяних червоногих моллюсків пов'язаний із блокуванням циклу трикарбонових кислот на рівні α -кетоглутарату [9]. Адже після інкубації протягом 6 год. у розчині $CuSO_4$ (2 мг/л) у травній залозі моллюсків помічено значне зниження розчинених у холодній хлорній кислоті вуглеводів, амінокислот, фосфоліпідів та гліцеринів. Вміст пірувата при цьому залишається незмінним, а кількість лактату збільшується на 50%. У присутності ж α -кетоглутарату іони міді викликають зниження активності комплексу кетоглюкодегідрогенази на 92%, аланінотрансферази – на 33% при збільшенні активності глюкозо-6-фосфатази на 78%.

Чималий інтерес викликають дослідження сумісної дії трематодної інвазії та іонів важких металів на організм моллюсків. Вивченням впливу трематод *Schistosomatium douthiti* та *Trichobilharzia sp.* на моллюсків з'ясовано, що патогенний ефект паразитів підвищується під впливом іонів цинку, а також іонів міді [13]. Моллюски, інвазовані партенітами трематод, за високої інтенсивності інвазії менше токсикорезистентні, ніж вільні від зараження особини. Отже, інвазія є обтяжуючим чинником, що ускладнює перебіг патологічного процесу, викликаного дією токсиканту. Це підтверджують і деякі трофологічні дослідження [16]. Так, величина середньодобового раціону в інвазованих тварин за помірної інвазії зростає, а за тотальної інвазії різко падає порівняно з незараженими особинами.

Важливість токсикологічних досліджень водяних безхребетних підкреслювалась ще В.Н. Беклемішевим [2], а пізніше Н.С. Строгановим [20], адже спостереження за тваринами у токсичному середовищі можуть розв'язати численні питання гідроекології.

Нами вперше встановлено вплив різних концентрацій іонів Cd^{2+} на основні трофологічні показники моллюсків підроду *Corvusiana* (Mollusca: Pulmonata) за споживання ним різних видів корму (листя частухи, тополі та стебел латаття).

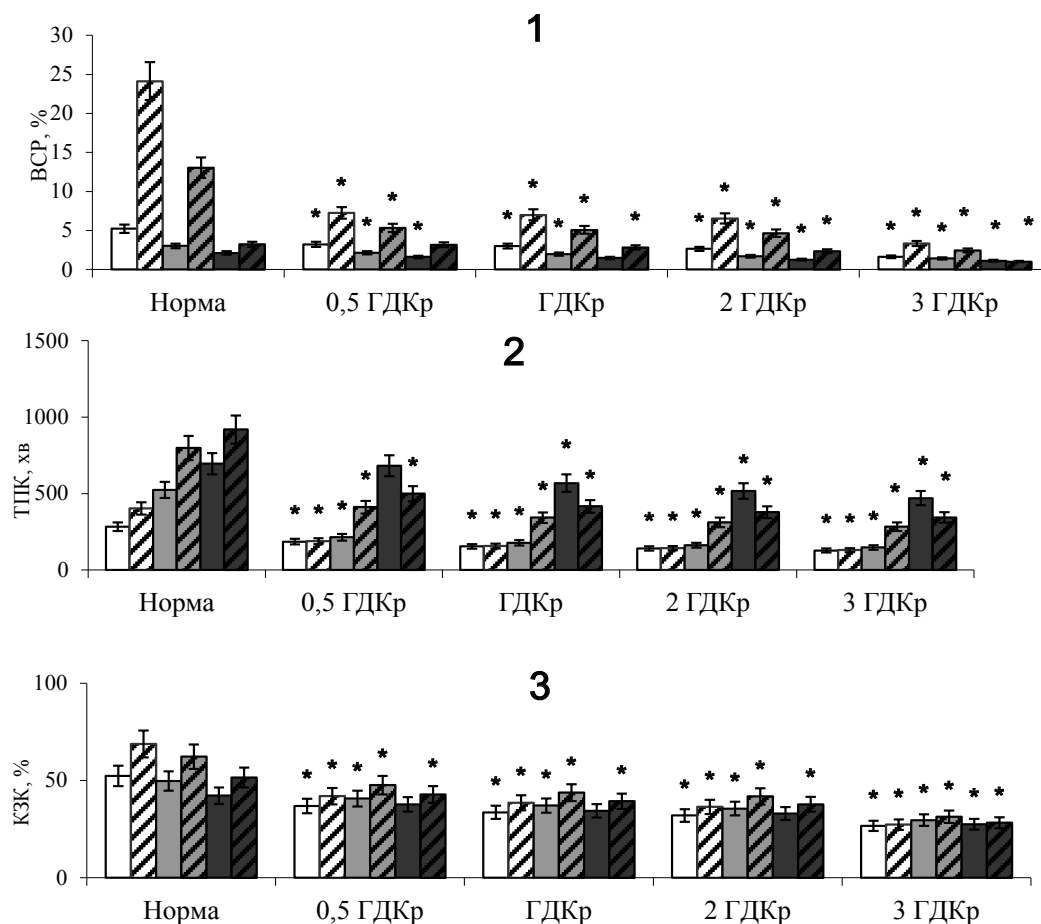
Отримані для ставковиків трофологічні показники можуть знайти застосування у вирішенні низки важливих завдань екологічної фізіології і продукційної біології. Вони можуть бути використані при

модельованні тих біологічних процесів у гідроекосистемах, які є наслідком антропогенного забруднення водного середовища поллютантами, зокрема іонами важких металів. Бажано, аби кількісні трофологічні показники були враховані при перегляді значень чинних нині ГДК рибогосподарських. Наведені у ній матеріали можуть знайти застосування у біотестуванні (у системі екологічного моніторингу стану водного середовища) при здійсненні заходів, скерованих на збереження та відтворення водних біоценозів, у практичній роботі працівників рибних господарств.

Лабораторними дослідженнями охоплено найпоширеніших ставковиків як фауни України взагалі, так і згаданого її регіону зокрема. Вони входять до підроду *Corvusiana* роду *Lymnaea*: *L. corvus* Gmelin, 1791, *L. gueretiniana* Servain, 1881.

Для визначення основних трофологічних показників тварин, аклімованих протягом 14 діб до лабораторних умов, обсушували фільтрувальним папером, зважували (електронні ваги марки WPS 1200) та поміщали одночасно з фіксованою наважкою корму по одному у заповнені водою ємності ($V=250$ мл). Як корм використовували: 1) листя частухи (*Alisma plantago-aquatica*); 2) листя рдесника (*Potamogeton natans*); 3) проварене та мацероване протягом 5 діб листя тополі (*Populus alba*). Тривалість дослідів – 2 доби. Температура води 16–19 °С. Освітлення акваріумів природне. У процесі експерименту визначали величину середньодобового раціону (ВСР), тривалість проходження корму через травний тракт (ТПК), засвоюваність корму (ЗК) за [9].

Трематодну інвазію встановлювали шляхом мікроскопування (МБІ-1, МЗ 7х8) тимчасових пре-



За споживання:

- | | |
|----------------------------------|--------------------------------|
| □ Частухи (незаражені особини); | ▨ Частухи (заражені особини); |
| ▤ Рдесника (незаражені особини); | ▩ Рдесника (заражені особини); |
| ■ Тополі (незаражені особини); | ■ Тополі (заражені особини). |

Рис. 1. Вплив різних концентрацій іонів кадмію на трофологічні показники *L. corvus*: 1 – ВСР; 2 – ТПК; 3 – КЗК; * – статистично вірогідна різниця ($P \geq 94,5\%$) щодо норми

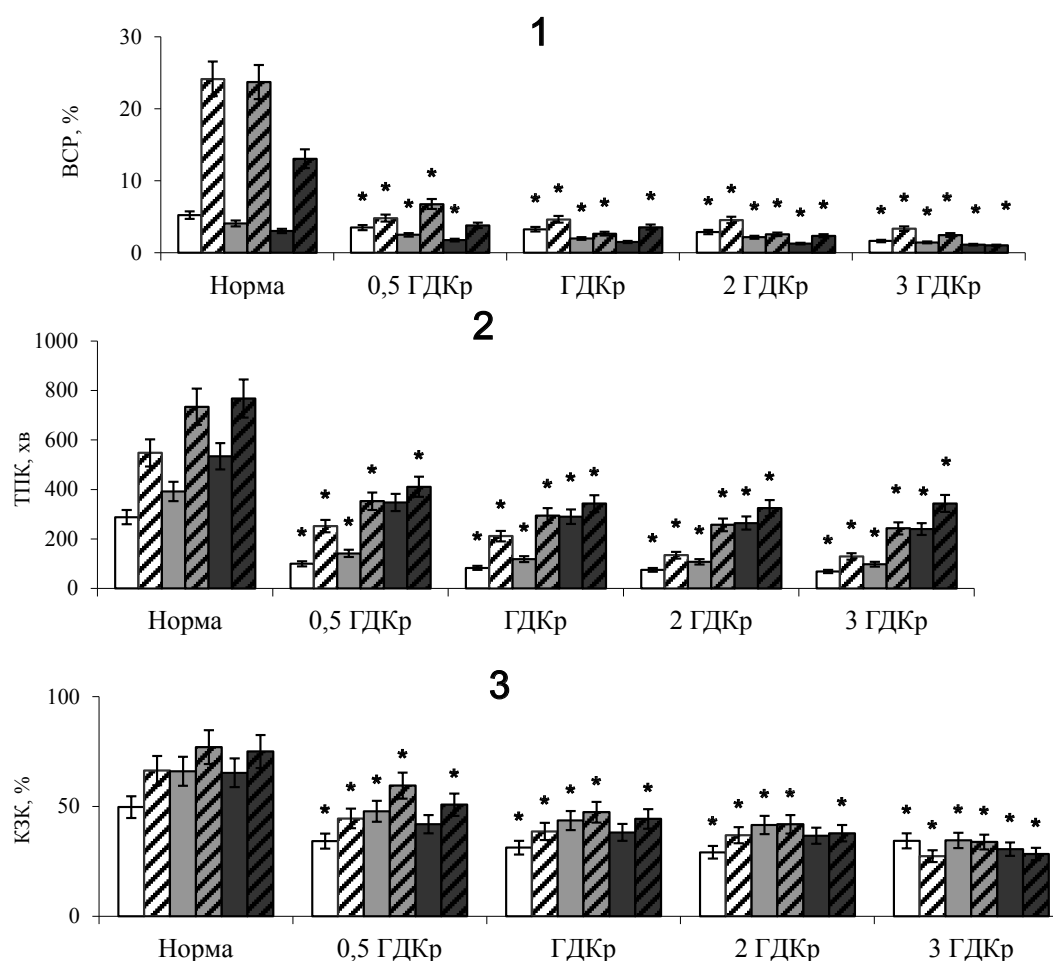
паратів, виготовлених зі шматочків гепатопанкреаса молюсків. Видову належність трематод з'ясовували винятково на живому матеріалі [11]. Молюски були інвазовані редіями і церкаріями «пташиної» трематоди *Echinoparyphium aconiatum* Dietz (екстенсивність зараження – $29,6 \pm 0,3$ %), локалізованими у гепатопанкреасі хазяїв. Інтенсивність інвазії переважно помірна (ураження паразитами від 1/10 до 1/2 об'єму гепатопанкреаса).

Токсикологічні дослідження поставлено за методикою Алексєєва [1]. Як токсикант використано кадмію хлорид. У токсикологічному досліді (експозиція – 2 доби) використано концентрації, що становлять 0,5, 1, 2, 3 гранично допустимих концентрацій (рибогосподарських) (ГДКр) у перерахунку на йони Cd^{2+} (ГДКр Cd^{2+} становить $0,001 \text{ мг/дм}^3$) [19].

Заміну токсичного середовища здійснювали щодоби з метою видалення метаболітів тварин та підтримання постійної концентрації токсиканту. Отримані числові результати дослідів оброблено загальноприйнятими методами з використанням комп'ютерних програм STATISTICA 5.0 [15].

З'ясовано, що йони кадмію у використаних у досліді концентраціях у всіх, без виключення, досліджених молюсків викликають скорочення значень усіх трофологічних показників (рис. 1, рис. 2).

Так, за концентрації токсиканту в 0,5 ГДКр відбувається статистично вірогідне зменшення ВСР ставковиків щодо норми від 24,06% за споживання листя тополі *L. corvus* до 39,48% за споживання листя частухи *L. gueretiniana*. Знижується значення і ТПК ($P \geq 94,5\%$) від 34,59% за споживання листя частухи



За споживання:

- | | |
|----------------------------------|--------------------------------|
| □ Частухи (незаражені особини); | ▤ Частухи (заражені особини); |
| ▨ Рдесника (незаражені особини); | ▩ Рдесника (заражені особини); |
| ■ Тополі (незаражені особини); | ■ Тополі (заражені особини). |

Рис. 2. Вплив різних концентрацій іонів кадмію на трофологічні показники *L. gueretiniana*: 1 – ВСР; 2 – ТПК; 3 – КЗК; * – статистично вірогідна різниця ($P \geq 94,5\%$) щодо норми

Таблиця 1

Вплив різних концентрацій Cd^{2+} на відмову ставковиків від споживання корму

Концентрація токсиканта	Частка особин, які відмовляються від корму (%)	
	неінвазовані	інвазовані
0,5 ГДКр	21–39	21–49
ГДКр	23–42	23–57
2 ГДКр	35–44	37–68
3 ГДКр	37–62	43–83

L. corvus до 65,49% за споживання листя частухи *L. gueretiniana*. На фоні зменшення ВСР та ТПК спостерігається скорочення щодо норми КЗК ($P \geq 94,5\%$) від 13,04% листя тополі *L. gueretiniana* до 29,58% за споживання листя частухи *L. corvus*. У заражених трематодами тварин за цієї ж концентрації іонів кадмію помічено також статистично вірогідне зменшення значень основних трофологічних показників.

Зі збільшенням концентрації токсиканту відбувається подальше статистично вірогідне зниження значень усіх трофологічних показників щодо норми. Так, за концентрації токсиканту в ГДКр відмічено зменшення значень ВСР ($P > 99,9\%$) ставковиків від 30,66% за споживання листя тополі *L. corvus* до 43,48% за споживання листя частухи *L. gueretiniana*. Скорочується щодо норми і ТПК ($P \geq 98,5\%$) від 45,49% за споживання листя частухи *L. corvus* до 71,19% рази за споживання листя частухи *L. gueretiniana*. Спостерігається зменшення значення КЗК ($P \geq 94,5\%$) від 25,29% за споживання листя рдесника *L. corvus* до 35,81% за споживання листя частухи того самого виду. В інвазованих особин за цієї ж концентрації іонів кадмію помічено також статистично вірогідне зменшення значень основних трофологічних показників.

За концентрації токсиканту у 2 ГДКр відбувається прогресуюче зменшення усіх трофологічних показників щодо норми. Спостерігається статистично вірогідне зменшення ВСР ставковиків від 40,57% за споживання листя частухи *L. corvus* до 50,26% за споживання того самого виду корму *L. gueretiniana*. Зменшується також ТПК ($P > 99,9\%$) від 50,27% за споживання листя тополі *L. gueretiniana* до 80,25% за споживання листя частухи *L. corvus*.

Зареєстровано зменшення значення КЗК ($P \geq 94,5\%$) від 30,41% за споживання листя тополі *L. corvus* до 80,25% за споживання листя частухи *L. gueretiniana*.

У заражених трематодами тварин за цієї самої концентрації іонів кадмію у середовищі спостерігається також статистично вірогідне зменшення ВСР, ТПК, КЗК.

За концентрації токсиканту в 3 ГДКр зменшення значень основних трофологічних показників прогресує. Відбувається статистично вірогідне зменшення ВСР ставковиків щодо норми від 40,57% за споживання листя частухи *L. gueretiniana* до 50,26% за спо-

живання того ж виду корму *L. corvus*. Скорочується і величина ТПК ($P > 99,9\%$) від 54,95% за споживання листя тополі *L. corvus* до 82,93% за споживання листя частухи *L. gueretiniana*. На фоні збільшення ВСР та ТПК зменшується значення КЗК ($P \geq 96,7\%$) від 34,77% за споживання листя тополі *L. corvus* до 50,19% за споживання листя частухи *L. gueretiniana*.

Отже, наведені вище дані свідчать про те, що іони кадмію у концентраціях від 0,5 до 3 ГДКр у всіх, без виключення, досліджених видів молюсків за споживання ними всіх заданих видів корму викликають зменшення значень усіх трофологічних показників, що відповідає депресивній фазі патологічного процесу [7], зумовленого отруєнням тварин. Це вказує на надзвичайно високу токсичність іонів кадмію для ставковиків. Із підвищенням концентрації токсиканту у застосованих у досліді межах відбувається прогресуюче зменшення значень трофологічних показників, оскільки зі зростанням вмісту іонів кадмію у воді молюски зазнають дедалі більшого їх токсичного впливу.

Однією з перших трофологічних реакцій на дію цього токсиканту у піддослідних особин є зменшення споживання ними корму або повна відмова від його споживання, що є наслідком прояву патологічних поведінкових реакцій досліджуваних ставковиків на затруєння середовища. За всіх використаних у досліді концентрацій іонів кадмію у молюсків значною мірою послаблюється або повністю втрачається рухова активність, вони не намагаються залишити токсичне середовище (гальмується захисна реакція – уникнення). Кількість тварин, що відмовляються від споживання корму із підвищенням концентрації іонів кадмію у воді, неухильно зростає (табл. 1).

У багатьох випадках спостерігається виділення молюсками надмірної кількості фекалій, що відбувається внаслідок посилення перистальтики кишечника і полягає в об'ємній одноактній дефекації.

Трематодна інвазія поглиблює перебіг патологічного процесу, викликаного дією Cd^{2+} [4; 5]. Значення основних трофологічних показників за дії іонів кадмію водного середовища в інвазованих тварин зменшується значно більше, ніж в особин незаражених.

У перспективі є необхідним вивчення впливу йонів різних важких металів на трофіку ставковиків різних екологічних груп.

Література

1. Алексеев В.А. Основные принципы сравнительно токсикологического эксперимента. Гидробиол. журн. 1981. Т. 17, № 3. С. 92–100.
2. Беклемишев В.Н. Вопросы, входящие в проблему устойчивости членистоногих к инсектицидам. Устойчивость членистоногих к инсектицидам. М.: Мир, 1969. С. 18–25.
3. Бигон М. Экология: особи, популяции, сообщества: Пер. с англ. / М. Бигон, Дж. Харпер, К. Таунсенд. В 2-х т. М.: Мир, 1989. 355 с.
4. Василенко О.М. Вплив іонів кадмію на живлення *Lymnaea palustris* (Mollusca: Pulmonata). Вісник Львівського університету. Сер. Біологічна. 2010. Вип. 52. С. 101–106.
5. Василенко О.М. Вплив іонів кадмію на тривалість проходження корму через травний тракт ставковиків (Mollusca: Pulmonata: Lymnaeidae). Наукові записки Тернопільського державного пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. 2011. № 2 (47). С. 11–15.
6. Василюк Т.П. Акумуляція та розподіл важких металів у фітомасі гідробіонтів виду *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms при біоочищенні сільськогосподарських стічних вод. Вісник НУВГП. Сільськогосподарські науки: зб. наук. праць. 2013. Вип. 1(61). С. 67–73.
7. Веселов Е.А. Основные фазы действия токсических веществ на организмы. Вопросы водной токсикологии: тезисы докл. Всесоюз. науч. конф. М.: Наука, 1968. С. 15–16.
8. Вискушенко Д.А. Серцева діяльність *Lymnaea stagnalis* в умовах його інтоксикації хлоридом цинку. Вісн. Житомир. пед. ун-ту. 2001. Вип. 8. С. 223–227.
9. Вискушенко Д.А. Реагирование прудовика озерного (*Lymnaea stagnalis* L.) на воздействие сульфата меди и хлорида цинка. Гидробиолог. журн. 2002. Т. 38, № 4. С. 86–92.
10. Гандзюра В.П. Концепція шкодочинності в екології / В.П. Гандзюра, В.В. Грубінко. Київ-Тернопіль: Вид-во ТНПУ ім. В. Гнатюка, 2008. 144 с.
11. Гинецинская Т.А. Трематоды, их жизненные циклы, биология и эволюция. Л.: Наука, 1968. 410 с.
12. Дикиева Д.М. Химический состав макрофитов и факторы определяющие в них концентрацию минеральных веществ / Д.М. Дикиева, И.А. Петрова. Гидробиол. Процессы в водоемах. Л.: Наука, 1983. С. 107–213.
13. Киричук Г.Е. Влияние разных концентраций ионов тяжелых металлов на физико-химические свойства *Planorbis purpura* (Mollusca: Bulinidae) в норме при инвазии трематодами. Паразитология. 2002. Т. 36, Вып. 2. С. 108–116.
14. Киричук Г.Е. Вплив іонів цинку та кадмію на кумулятивні та трофологічні показники ставковика озерного / Г.Е. Киричук, О.М. Василенко. Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Сер. : Біологія. 2010. Т. 43, № 2. С. 237–240.
15. Лакин Б.Ф. Биометрия. М.: Высш. шк., 1973. 343 с.
16. Міцкевич Б.Ф. Геохімічні ландшафти Українського щита. К.: Наукова думка, 1971. 174 с.
17. Новиков Н.В. Методы исследования качества воды водоемов / Н.В. Новиков, К.О. Ласточкина, З.Н. Болдина. М.: Медицина, 1990. 400 с.
18. Стадниченко А.П. Влияние последствия СМС «Ландыш» на легочное и кожное дыхание прудовика озерного, инвазированного трематодами, при разном температурном режиме / А.П. Стадниченко, Л.Д. Иваненко, С.В. Архипчук. Деп. в ГНТБ Украины 05.08.94, №1527-Ук94. 20 с.
19. Стадниченко А.П. Влияние трематодной инвазии и воздействия азотнокислым свинцом на легочное и кожное дыхание роговых катушек / А.П. Стадниченко, Н.Н. Сластенко, Л.Н. Куркчи, И.А.Томашевская и др. Паразитология. 1992. Т. 26, № 1. С. 67–71.
20. Строганов Н.С. Биологический критерий токсичности в водной токсикологии. Критерий токсичности по водной токсикологии. М.: Изд-во МГУ, 1971. С. 14–26.
21. Язвинська М.В. Моніторинг стану ґрунтів степової ландшафтно-геохімічної зони України. Пошук. та екол. геохімія. 2008. № 1(8). С. 26–31.

УДК 551.515.3

СМЕРЧІ НА ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ ТА ЇХ ЕКОЛОГІЧНА НЕБЕЗПЕКА

Бондар О.І.¹, Ващенко В.М.¹, Шпиг В.М.², Лоза Є.А.¹, Кордуба І.Б.¹,
Патлашенко Ж.І.¹, Банніков О.О.¹, Кризська Ю.М.¹

¹Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Василя Липківського 35, 03035, м. Київ

danileo@ukr.net

LozaE@ukr.net

²Український гідрометеорологічний інститут
пр. Науки, 37, 03028, м. Київ

vitold82@i.ua

У роботі аналізується статистика смерчів на території України та їх руйнівні і екологічно небезпечні наслідки. Створено новий зведений каталог смерчів різних типів і потужностей, що містить 6298 випадків спостереження смерчів у період до 2017 р., зокрема, з них більше 430 повідомлень про смерчі на території України. Побудовано географічний розподіл фактів реєстрації смерчів і географічний розподіл частоти спостереження смерчів на території України. На основі ретроаналізу космічних знімків Землі виявлено основні структурні та кількісні характеристики вивалів лісу смерчами в лісових масивах на півночі Київської та на заході Чернігівської областей та ідентифіковано 20 вивалів лісу смерчами, з яких 18 – це смерчі, не зареєстровані в каталогах. Показано, що на території України 90-95% руйнівних смерчів потужністю EF1 (за вдосконаленою шкалою Фуджіти-Пірсона) і вище залишаються незареєстрованими. *Ключові слова:* смерч, статистика, екологічна небезпека, частота, карти, вивали лісу, космічні знімки.

Смерчи на территории Украины и их экологическая опасность. Бондарь А.И., Ващенко В.Н., Шпиг В.М., Лоза Е.А., Кордуба И.Б., Патлашенко Ж.И., Банников А.А., Кризская Ю.М. В работе анализируется статистика смерчей на территории Украины и их разрушительные и экологически опасные последствия. Создан новый сводный каталог смерчей различных типов и мощностей, содержащий 6298 случаев наблюдения смерчей в период до 2017 г., в частности, из них более 430 сообщений о смерчах на территории Украины. Построено географическое распределение фактов регистрации смерчей и географическое распределение частоты наблюдения смерчей на территории Украины. На основе ретроанализа космических снимков Земли выявлены основные структурные и количественные характеристики вывалов леса смерчами в лесных массивах на севере Киевской и на западе Черниговской областей и идентифицировано 20 вывалов леса смерчами, из которых 18 – смерчи, не зарегистрированные в каталогах. Показано, что на территории Украины 90-95% разрушительных смерчей мощностью EF1 (по улучшенной шкале Фуджиты-Пирсона) и выше остаются незарегистрированными. *Ключевые слова:* смерч, статистика, экологическая опасность, частота, карты, вывалы леса, космические снимки.

Tornadoes in Ukraine and ecological hazard. Bondar O., Vashchenko V., Shpyg V., Loza Ye., Korduba I., Patlashenko Zh., Bannikov O., Kryzyska Yu. The present paper analyses tornado statistics in Ukraine and their destructive and environmentally hazardous consequences. A new merged catalog of tornadoes of all types and intensities was created containing 6298 tornadoes up to 2017. Over 430 of these records correspond to Ukraine territory. The geographic distributions of tornadoes and tornado observation frequency in Ukraine was mapped. Satellite imagery analysis was used to determine the main structural and quantitative characteristics of forest destruction by tornadoes in forest areas in north of Kyiv and west of Chernihiv oblasts. 20 forest destructions by tornadoes were identified, 18 of those correspond to tornadoes previously unregistered in catalogs. In low-populated regions of Ukraine 90-95% of destructive tornadoes with EF1+ intensity according to enhanced Fujita–Pearson scale are undetected and not recorded. *Key words:* tornado, statistics, ecological hazard, frequency, maps, forest destruction, satellite images.

Постановка проблеми. Смерчі належать до небезпечних і важко передбачуваних гідрометеорологічних явищ у формі атмосферних вихорів, які часто мають високу руйнівну здатність і можуть спричинити значну екологічну небезпеку. Щорічно на Землі в середньому реєструється більше 3000 смерчів. Найбільша кількість смерчів спосте-

рігається в Сполучених Штатах, де лише на території так званої «Алеї Торнадо» внаслідок смерчів щороку близько 80 людей гинуть і понад 1500 отримують поранення [1]. Отже, дослідження смерчів є важливим для розробки методів прогнозування, щоб запобігти потенційних катастрофічних екологічних наслідків.

Починаючи із середини ХХ століття відбулися кількісні і якісні зміни у сфері моніторингу і дослідження фізичного стану атмосфери (приземні метеорологічні спостереження, радіо- і ракетні зондування атмосфери, супутникові і радарні дослідження), накопичено великий об'єм вимірювальних даних. Було встановлено, що кількість спостережуваних смерчів із кожним десятиріччям збільшується. За даними Центру дослідження епідеміології стихійних явищ (Бельгія), динаміка зростання кількості стихійних явищ гідрометеорологічного походження, в тому числі смерчів, у світі була такою [2]: 428 (1974–1978 рр.), 681 (1979–1983 рр.), 817 (1984–1988 рр.), 970 (1989–1993 рр.), 997 (1994–1998 рр.) і 1707 (1999–2003 рр.). З 1990 р. по 1999 р. втрати від стихійних катастроф зросли майже вдвічі, а середньорічна кількість постраждалих досягла 188 млн. чоловік [3].

Дослідження, виконані за даними державної гідрометеорологічної мережі, показують, що починаючи з кінця ХХ ст. в Україні в теплий період спостерігається тенденція до збільшення середньої температури та вологовмісту тропосфери, що зумовлює зростання конвективної потенціальної енергії атмосфери, збільшення швидкості висхідних потоків, підвищення рівня конвекції і збільшення нестійкості атмосфери. В Україні зросли повторюваність купчасто-дощових хмар, кількість та інтенсивність сильних злив, граду, гроз, шквалів та смерчів [4; 5].

1. Небезпека смерчів

У світі смерчі призводили до катастрофічних екологічних наслідків, значних руйнувань та численних смертельних випадків.

Унаслідок смерчу з потужністю F3 за шкалою Фудзіти-Пірсона 26 квітня 1989 року в Бангладеші принаймні 1300 людей загинули, 12 000 отримали поранення і десятки тисяч будівель зруйновано. Економічні збитки склали \$1,5 млн. [6].

Малопотужні короточасні смерчі також можуть призводити до катастрофічних наслідків, наприклад, смерч потужністю EF1 за вдосконаленою шкалою Фудзіти-Пірсона у Цзяньлі в Китаї в червні 2015 року спричинив затоплення річкового лайнера і загибель майже 450 пасажирів [6].

Смерч 3 травня 1999 року в Сполучених Штатах поблизу міста Оклахома був визнаний найпотужнішим смерчем в історії спостережень, із швидкістю вітру у воронці смерчу до 490 км/год [7].

Протягом останніх 200 років в Європі також спостерігалися смерчі з катастрофічними наслідками. Наприклад, смерч поблизу м. Монвіль (Франція) в серпні 1845 року спричинив принаймні 70–200 смертельних випадків [8; 9; 10]; смерч поблизу м. Іваново (Росія) в червні 1984 р. спричинив 69–400 смертельних випадків [84 11]; смерч у муніципалітеті Орія (Італія) у вересні 1897 р. спричинив 55 смертельних випадків [8].

Протягом останніх 100 років смерчі потужністю F3 неодноразово спостерігалися на території України. А смерчі потужністю F4–F5 спостерігали на території Польщі біля українсько-польського кордону: 20 липня 1931 року поблизу м. Люблін і 20 травня 1960 року біля с. Ніборз [12].

Кількість і руйнівна сила європейських смерчів менше, ніж смерчів у США, однак вони щорічно призводять до економічних та людських втрат в Європі і несуть значну екологічну небезпеку. У 1950–2015 роках європейські смерчі спричинили до 316 смертельних випадків, 4462 випадків травмування та загальний збиток у сумі приблизно 1 млрд. євро [13].

2. Вивчення смерчів у США та Європі

Найперші спроби прогнозування смерчів розпочалися в 1880-х роках у США, коли Д. Фінлі були сформульовані можливі гідрометеорологічні умови виникнення смерчів [14], на підставі яких у 1884–1886 рр. було зроблено декілька успішних прогнозів смерчів. Однак згодом американські метеорологи заявили, що прогноз смерчів може викликати паніку серед населення. Тому в 1905 році було офіційно заборонено використовувати слово «смерч» і публікувати їх прогнози [15]. Переломним моментом в усвідомленні сприйняття небезпеки смерчів у США стала серія катастрофічних смерчів. Зокрема, смерч 8 березня 1925 р. спричинив 695 смертей та 2 000 поранень на території штатів Міссурі, Іллінойс і Індіана.

Лише в 1950 році було знято «заборону» на використання слова «смерч». А в 1965 році смерч, відомий під назвою Palm Sunday, призвів до 271 смертельних випадків і збитків у сумі \$200 млн. [16], що остаточно змусило Американську службу погоди надати питанням смерчонебезпеки на території США пріоритетного статусу. На сьогодні завчасність попередження про небезпечні смерчі в США становить близько 10–15 хвилин.

В Європі за період 1950–2015 років середньорічна кількість зареєстрованих смерчів становила 83 випадки, що в 11 разів менше, ніж у Сполучених Штатах за цей період. Однак за останні 20 років кількість повідомлень про смерчі в Європі збільшилася більш, аніж у 13 разів. У 2015 році в Європі було зареєстровано 206 смерчів [13].

3. Смерчі на території України

Як і на всій території Європи, на території України також виникають смерчі. У табл. 1 наведено приклади деяких потужних смерчів та їх руйнівних і екологічних наслідків, що спостерігались на території України.

З точки зору екологічної небезпеки слід звернути увагу на те, що з 20 смерчів у табл. 1, як мінімум, 4 смерчі викачали воду з природних або техногенних водойм та річок разом із рибою та іншими гідробіологічними об'єктами.

На сьогодні немає єдиного «повного» каталогу смерчів на території України, в результаті чого існу-

Таблиця 1

Список деяких потужних смерчів, що спостерігались на території України

Дата, регіон	Характеристики смерчу
Весна 1933 р. Волинська обл.	Смерч викачав воду з озера біля с. Римачі (Любомильський р-н) разом із рибою та раками і розкидав їх на територіях неподалік селища.
26 травня 1948 р. Донецька обл.	Поблизу с. Білогорівка та с. Берестове смерч із діаметром в основі до 30 м скинув 7 вагонів пасажирського потягу з полотна залізниці.
7 липня 1960 р. Волинська обл.	Смерч біля с. Хорів (Локачинський р-н) викачав воду з меліоративного каналу до дна, підняв у повітря і переніс на 50 м уздовж каналу жінку, позривав дахи будинків, повалив бетонні опори електроліній, зруйнував близько 50 будинків, вирвав із корінням дерева, переніс кілька корів на декілька кілометрів.
Літо 1963 р. Київська обл.	Біля с. Карапишів смерч розкидав тракторні причеми і трактори.
30 травня 1985 р. Київська обл.	Смерчі в Дніпровському районі в північно-східній частині м. Києва, на лівому березі р. Дніпро зруйнували гаражі, вибили вікна в будинках, вирвали з корінням дерева і шматки асфальту з дорожнього покриття. Було виявлено два осередки руйнувань загальною площею приблизно в 70 га. У Вишгородському районі Київської області смерч спричинив руйнування на площі 203 кв. км.
1997 р. Волинська обл.	Біля с. Раків Ліс смерч спричинив загибель 4 людей, 17 поранень, зруйнував близько 200 будинків, знищив та пошкодив 60000 га посівів. Для ліквідації наслідків залучалося 1700 чоловік та 100 одиниць спец техніки.
11-16 червня 2001 р. м. Фастів	Смерч спричинив вивал лісу, пошкодив опори ЛЕП, знищив 4 будинки, викачав воду з водойми площею в три гектари разом із рибою.
Липень 2001 р. Південний Буг	Протягом двох діб руйнівні смерчі пройшли вздовж Південного Бугу від Львівської до Одеської областей, забравши життя п'ятьох людей.
13 липня 2010 р. Харківська обл.	Смерчі пошкодили поля, постраждало двоє осіб.
18 липня 2012 р. Київська обл.	У с. Карапишев Миронівського району смерч зруйнував житлові будинки і лікарню.
4 червня 2012 р. Чернігівська обл.	Смерч у с. Євминка пошкодив 96 дворів, зруйнував 29 житлових будинків, шифер разом із балками рознесло на кілометри, вивалено більше 50 га лісу.
6 червня 2012 р. Чернігівська обл.	Смерч вивалив 10 га лісу, а повалені дерева блокували рух автотранспорту центральними і місцевими автодорогами. Без електро- та телефонного зв'язку залишилось близько 60 населених пунктів у Козелецькому, Прилуцькому, Срібнянському та Бобровічеському р-нах.
6 червня 2012 р. Волинська обл.	У с. Мокрець смерч зруйнував дахи, викорчував столітні дерева і зруйнував пам'ятники на цвинтарі.
23 травня 2013 р. м. Суми	Смерч вивалив десятки дерев, зірвав дахи будівель, обірвав лінії електропередач.
15 травня 2014 р. м. Умань.	У Христинівському і Монастирищенському р-нах смерч вивалив дерева, зірвав шифер із дахів, пошкодив залізобетонні опори ЛЕП, підняв у повітря бджолині вулики, зсунув із бетонної основи трансформаторну станцію вагою 15 т, підняв у повітря рейсовий автобус «Еталон» із 12 пасажирами на автотрасі Умань-Монастирище і кинув у поле за кілька десятків метрів від шосе.
22 вересня 2014 р. м. Костопіль	Потужний смерч у м. Костопіль пошкодив майже 50 будинків, зламав кам'яні загорожі, паркани та зривав дахи, вивалив дерева у садах.
27 червня 2015 р. м. Дніпропетровськ	У с. Волоське смерч діаметром 100 м знищив будинки, вивалив дерева, вирвав із землі газові труби, декілька людей дістали поранення, в повітря підняло жінку, виривав металеві завіси дверей і пошкодив паркани. Дах одного з будинків знайшли за 6 км. З Дніпра смерч підняв воду із рибою і викинув її на трасу.
12 вересня 2015 р. Полтавська обл.	У с. Пронозівка смерч зірвав дахи, вивалив дерева і повалив бетонні загородження. Дереву були перенесені на десятки метрів.
14-15 травня 2016 р. Луганська обл.	У Станично-Луганському р-ні смерч зруйнував 25 будинків і 10 опор електроліній.
31 травня 2016 р. Одеська обл.	Короткочасний руйнівний смерч вивалив тисячі дерев, залишив без світла 250 населених пунктів, паралізував рух транспорту; були загиблі та постраждали.

ючі оцінки імовірності виникнення смерчів значно занижені.

Для уточнення статистики спостереження та реєстрації смерчів різних типів на території України в даній роботі був створений новий каталог смерчів на основі синтезу даних Європейської бази даних екстремальних погодних явищ (European Severe Weather Database) [12; 17], Tornado-Map.de [6], додатку до РБ-022 [18], матеріалів інтернет-журналу meteoweb.ru [19], каталогів смерчів на території колишнього СРСР 2012 р. [20] та 2013 р. [21] та матеріалів статті [22]. До нового каталогу було відібрано 6298 випадків реєстрації смерчів. З них 5794 випадків були зареєстровані в географічному регіоні 21°-65° сх. д. та 44°-71° пн. ш. за період до січня 2018 р. Оскільки базові каталоги частково містили повідомлення про одні й ті ж самі смерчі, була проведена фільтрація можливих «дублікатів», у результаті до каталогу увійшло 4406 смерчів. Із них на території України – близько 430 смерчів. Обробка даних виконана у Free Pascal, Lazarus, рендер на основі Castle Game Engine.

Географічний розподіл смерчів на території України представлено на рис. 1.

4. Частота смерчів на території України

З точки зору перспективи вдосконалення методів розрахунку небезпечних ризиків, пов'язаних із виникненням та впливом руйнівних і екологічно небезпечних смерчів, тобто смерчу класу EF1 і більше, доцільно побудувати географічний розподіл частоти їх реєстрації за певний проміжок часу (рис. 2). На цьому рисунку показано географічний розподіл частоти реєстрації смерчів усіх типів і потужностей на території України в одиницях кіль-

кості зареєстрованих смерчів на 100 років на площі 1°x1°. Частота зареєстрованих смерчів приведена до середніх показників на 2007–2017 роки.

Розрахунок частоти проводився за формулою:

$$P = P_{2007-2017} \cdot \frac{N}{N_{all}},$$

де P – результуюча частота реєстрації смерчів для конкретної території (розмір чарунки 1°x1°), N – кількість зареєстрованих смерчів для цієї території за весь період спостережень, $P_{2007-2017}$ – середня щорічна кількість повідомлень про смерчі за період 2007–2017 та N_{all} – загальна кількість повідомлень про смерчі за весь період спостереження на території України.

Значення частоти реєстрації смерчів усіх типів становить 5-80 смерчів (при середньому значенні 20,6) на території площею 1°x1° на 100 років. Для руйнівних смерчів потужністю EF1 і більше на території України частота реєстрації смерчів становить 0-29 (при середньому значенні 4,3) смерчів на території площею 1°x1° на 100 років.

5. Виявлення вивалів лісу на космічних знімках високої роздільної здатності

У роботах [13; 23] було зроблено висновок, що кількість смерчів, зареєстрованих в Європі на одиницю площі, корелює з густиною населення. Таким чином, у малонаселених районах реальні смерчі залишаються неповідомленими та незареєстрованими, і це спотворює їх статистику та ускладнює вивчення їх гідрометеорологічних, кліматичних та інших характеристик. В останні роки було розроблено підхід для виявлення на ненаселених територіях реальних смерчів на основі ретроспективних



Рис. 1. Географічний розподіл смерчів на території України

Джерело: за даними каталогів [6; 12; 17–22]

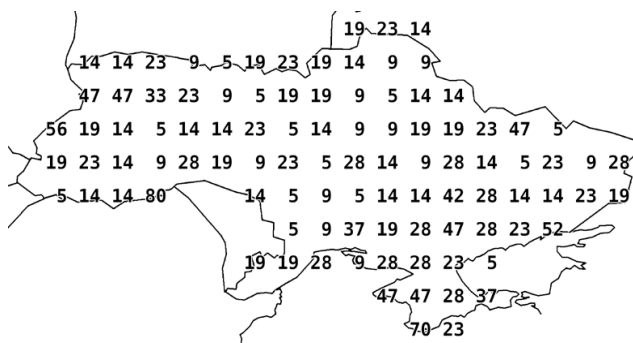


Рис. 2. Географічний розподіл частоти реєстрації смерчів різних типів (кількість подій на 100 років, приведена до середніх показників 2007–2017 рр.) на території України. Рівнопрямована проекція, розмір чарунки $1^\circ \times 1^\circ$

даних космічного дистанційного зондування Землі в лісових районах [22; 24]. За допомогою даних Global Forest Watch та аналізу космічних знімків на лісових територіях Росії було виявлено 110 випадків вивалів лісу, спричинених смерчами потужністю EF1 і вище. При цьому тільки 5 із них були зареєстровані в European Severe Weather Database [22].

Статистика виявлених таким методом смерчів свідчить про те, що для ненаселених чи малонаселених районів 95-96% випадків реальних смерчів потужністю EF1 і вище залишаються незареєстрованими в каталогах. Тобто на один зареєстрований смерч припадає 20 незареєстрованих руйнівних смерчів, які спричиняють вивали лісу на значних площах і несуть суттєву екологічну небезпеку. Ці результати узгоджуються з тим фактом, що в Сполучених Штатах у 1920-х роках середня кількість зареєстрованих смерчів становила 100-200 на рік, а в останнє десятиліття середня річна кількість звітів про спостереження та реєстрацію смерчів перевищила 1200.

У даній роботі аналогічний підхід був використаний для пошуку незареєстрованих смерчів у північній частині України на основі аналізу космічних знімків, представлених у програмі Google Earth Pro. На цій основі був проведений пошук вивалів лісу на заході Чернігівської та півночі Київської областей. У результаті було виявлено 20 випадків вивалів лісу смерчами (див. рис. 3–5), з яких 5 були підтверджені



а)

б)

Рис. 3. Вивали лісу смерчем потужністю EF3-EF4 біля м. Березань у 1988 році. Повністю знищено до 2 тис. га лісу, знято кору з дерев. Зображення з супутника Landsat: а) 1987 року, б) 1988 року.

Images from Google Earth, Image Landsat / Copernicus

свідченнями очевидців та польовими дослідженнями авторів цієї роботи.

Смерч поблизу м. Березань у 1988 році (рис. 3) за площею вивалу лісу був у три рази масштабнішим, аніж смерч 1989 року в Бангладеші, який призвів до 1300 смертельних випадків та інших катастрофічних наслідків [25]. На щастя, Березанський смерч оминув населені пункти і спричинив вивали лісу на 1.7-7.4 км на південь від м. Березань.

На території Чорнобильської зони відчуження на космічних знімках було виявлено 9 випадків вива-

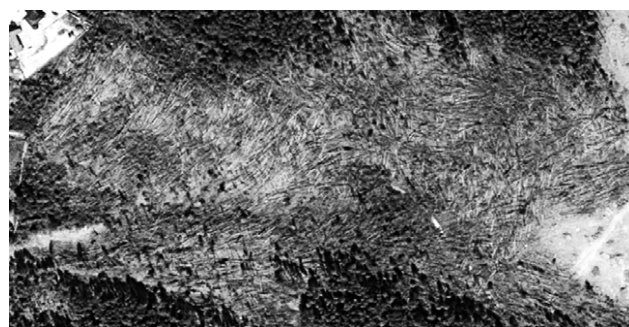


Рис. 4. Вивали лісу смерчем потужністю EF2-EF3 поблизу с. Євмінка Чернігівської обл. улітку 2012 р. Images from Google Earth, Image © 2018 CNES / Airbus



Рис. 5. Вивал лісу, спричинений смерчем потужністю EF1-EF2 біля с. Красне у 2013 році. Фотографії © Ващенко В.М



Рис. 6. Карта смерчів, занесених у каталоги (крапки) та вивалів лісу смерчами ідентифікованих у даній роботі на космічних знімках (квадрати)

лів лісу загальною площею 584 га, що могли бути спричинені явищем, відомим як «вибух смерчів» у 2010 р. Один із цих вивалів лісу був ідентифікований на відстані 1,5 км на захід від водойми-охолоджувача ЧАЕС.

На рис. 6 представлена карта географічного розташування вивалів лісу, спричинених смерчами в географічному регіоні 29°42'–31°42' сх. д. та 50°12'–51°42' пн. ш. Крім смерчу біля с. Євминка (Козелецький р-н, Чернігівська обл.), усі виявлені смерчі в зазначеному регіоні не були раніше зареєстровані в каталогах.

Висновки.

1. На основі наявних у відкритому доступі каталогів смерчів створено новий зведений каталог

смерчів різних типів і потужностей, що містить 6298 випадків спостереження смерчів на територіях України, Білорусі, Молдови, Польщі, Румунії, Угорщини та інших європейських територій, найближчих до України в період до 2017 р.

2. Побудовано географічний розподіл фактів реєстрації смерчів на території України.

3. Географічний розподіл частоти реєстрації смерчів на території України, приведений до показників 2007–2017 рр., показує, що середня частота реєстрації смерчів становить 20,6 смерчів на площі 1°х1° на 100 років. Для руйнівних смерчів потужністю EF1 і вище ця величина складає 4,3 смерчів на площі 1°х1° на 100 років.

4. Ретроспективний аналіз архівних серій космічних знімків високої роздільної здатності дозволяє оцінити основні структурні та кількісні характеристики вивалів лісу смерчами на території України і визначити параметри смерчів, що спричинили ці вивали лісу.

5. У лісових масивах на півночі Київської та на заході Чернігівської областей виявлено 20 вивалів лісу смерчами. Із них 18 смерчів не зареєстровані в каталогах. 17 ідентифікованих вивалів лісу були спричинені смерчами з потужностями EF1 і вище. Зокрема, на території Чорнобильської зони відчуження в 2010–2011 рр. виявлено 9 просторово розділених вивалів лісу смерчами загальною площею 584 га.

6. Показано, що на території України 90-95% смерчів потужністю EF1 і вище залишаються не зареєстрованими, а отже, реальна кількість смерчів у 20 разів може перевищувати кількість смерчів, зареєстрованих у каталогах.

Література

1. Tornado Facts. URL: <https://www.nationalgeographic.com/environment/natural-disasters/tornadoes/>. (Дата звернення 11.05.2018).
2. Thirty years of natural disasters 1974-2003: The numbers / [Ed. by D. Guha-Sapir, D. Hargitt, P. Hoyois]. Louvain-la-Neuve: Presses universitaires de Louvain, 2004. 188 p.
3. Living with Risk. A global review of disaster reduction initiatives / [Ed. by Mohamed Abchir, Carmen Schlosser, Ian Davis et al.]. Geneva: United Nations, 2004. 457 p.
4. Балабух В.А. Межгодовая изменчивость интенсивности конвекции в Украине // Глобальные региональные изменения климата / под ред. Осадчего В.И]. Киев: Ника-Центр, 2011. С. 161–173.
5. Заболоцька Т.М., Шпиталь Т.М. Характеристика умов розвитку тривалих злив та гроз у різні сезони 2012 року // Наукові праці УкрНДГМІ, 2012, Вип. 263. С. 44–65.
6. Tornado Map (April 2018). URL: <http://www.tornado-map.de>. (Дата звернення 24.04.2018).
7. Wurman, J., Kosiba, K. (2012) Finescale Radar Observations of Tornado and Mesocyclone Structures. American Meteorological Society. URL: <https://doi.org/10.1175/WAF-D-12-00127.1>. (Дата звернення 11.05.2018).
8. Ravillious, K. (2018) Weatherwatch: Europe has a history of fatal tornadoes. The Guardian. URL: <https://www.theguardian.com/news/2018/apr/13/weatherwatch-europe-has-a-history-of-fatal-tornadoes>. (Дата звернення 11.05.2018).
9. British & European Tornado Extremes. The Tornado & Storm Research Organisation. URL: http://www.torro.org.uk/whirlwind_info.php. (Дата звернення 11.05.2018).
10. Dessens, J., Snow, J. (1988). Tornadoes in France. American Meteorological Society. URL: [https://doi.org/10.1175/1520-0434\(1989\)004<0110:TIF>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0434(1989)004<0110:TIF>2.0.CO;2). (Дата звернення 11.05.2018).
11. Finch, J., Bikos, D. (2012) Russian tornado outbreak of 9 June 1984. Electronic J. Severe Storms Meteor., 7(4), 1-28.
12. European Severe Weather Database (April 2018). URL: <https://www.eswd.eu/>. (Дата звернення 24.04.2018).
13. Antonescu B., Schultz D., Holzer A., Groenemeijer P. Tornadoes in Europe: An Underestimated Threat // American Meteorological Society. 2017. URL: <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-16-0171.1>. (Дата звернення 3.04.2018).

14. Finley J.P. (1884). Intelligence from American scientific stations. *Science*. 3. 767–768.
15. Bradford M. (1999) Historical Roots of Modern Tornado Forecasts and Warnings. *Weather and forecasting*, Vol. 33. № 2. URL: [https://doi.org/10.1175/1520-0434\(1999\)014%3C0484:HROMTF%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0434(1999)014%3C0484:HROMTF%3E2.0.CO;2). (Дата звернення 11.05.2018).
16. Heidorn K.C. (2007). 1965 Palm Sunday Tornado Outbreak Part I: The Beginning. *The Weather Doctor*. URL: http://www.islandnet.com/~see/weather/events/1965palmsun_torn.htm. (Дата звернення 11.05.2018).
17. Dotzek N., Groenemeijer P., Feuerstein B., Holzer A. Overview of ESSL's severe convective storms research using the European Severe Weather Database ESWD. *Atmos. Res.* 2009. Vol. 93. P. 575–586.
18. Руководство по безопасности РБ-022-01 «Рекомендации по оценке характеристик смерча для объектов использования атомной энергии» (утв. постановлением Госатомнадзора Российской Федерации от 28 декабря 2001 г. № 17) (2001).
19. Интернет-журнал. URL: meteoweb.ru, <http://meteoweb.ru>, (Дата звернення 3.04.2018).
20. Каталог смерчей на территории Российской Федерации и стран бывшего СССР в 2012 году. (2012) URL: <https://www.google.com/maps/d/viewer?mid=1Wdxk4vgK1TDAMGoi4Cul85jwuAE>. (Дата звернення 3.04.2018).
21. Каталог смерчей на территории России, Казахстана, Украины и Белоруссии в 2013 году. (2014). URL: <http://earth-chronicles.ru/news/2014-01-09-57543>. (Дата звернення 3.04.2018).
22. Shikhov A., Chernokulsky A. A satellite-derived climatology of unreported tornadoes in forested regions of northeast Europe // *Remote Sensing of Environment*. 2018. Vol. 204. P. 553–567. URL: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.10.002>.
23. Taszarek M., Brooks H. Tornado Climatology of Poland // *American Meteorological Society*. 2015. URL: <https://doi.org/10.1175/MWR-D-14-00185.1>. (Дата звернення 7.05.2018).
24. Шихов А.Н., Тарасов А.В. Идентификация случаев возникновения смерчей в лесной зоне по многолетним рядам данных дистанционного зондирования Земли // *Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса*. 2016. Т. 13. № 3. С. 84–94.
25. Finch, J., Dewan, A. TORNADOS IN BANGLADESH AND EAST INDIA. URL: <http://www.bangladeshtornadoes.org/climo/btoreli0.htm> (Дата звернення 11.06.2018).

ПЕРСПЕКТИВИ ПОДОЛАННЯ НЕГАТИВНОГО ВПЛИВУ ПРОЯВІВ КЛІМАТИЧНИХ ЗМІН НА УРБОЛАНДШАФТИ КИЇВСЬКОГО МЕГАПОЛІСУ НА ОСНОВІ ПІДБОРУ СТРЕС-ТОЛЕРАНТНИХ ВИДІВ РОСЛИН СВІТОВОЇ ФЛОРИ

**Таран Н.Ю.¹, Футорна О.А.¹, Ольшанський І.Г.²,
Тищенко О.В.¹, Бойченко С.Г.³, Баданіна В.А.¹, Светлова Н.Б.¹**

¹Київський національний університет імені Тараса Шевченка
вул. Володимирська, 64/13, 01601, м. Київ

²Інститут ботаніки імені М. Г. Холодного
Національної академії наук України
вул. Терещенківська, 2, 01004, м. Київ

³Інститут геофізики імені С. І. Субботіна
Національної академії наук України
просп. акад. Палладіна, 32, 03142, м. Київ
oksana_drofa@yahoo.com, olshansky1982@ukr.net

Проведено аналіз наукової літератури щодо змін клімату. Показано роль зелених насаджень у зменшенні негативного впливу ефекту «міського острова тепла». Наведено відомості про проект «Розробка стратегії подолання «міського острова тепла» урболандшафту Києва на основі підбору стрес-толерантних видів світової флори». *Ключові слова:* мегаполіс, види рослин, міський острів тепла.

Перспективы преодоления негативного влияния проявлений изменений климата на урболандшафты Киевского мегаполиса на основании подбора стресс-толерантных видов растений мировой флоры. Таран Н.Ю., Футорна О.А., Ольшанский И.Г., Тищенко О.В., Бойченко С.Г., Баданина В.А., Светлова Н.Б. Проведен анализ научной литературы по изменениям климата. Выяснено, что большинство климатологов мира поддерживает точку зрения, что в последние 150 лет происходит глобальное потепление климата, спровоцированное как природными процессами, так и антропогенным усилением парникового эффекта. В городах проявления глобального потепления усиливаются вследствие эффекта «городского острова тепла». Показана роль зеленых насаждений в уменьшении негативного влияния эффекта «городского острова тепла». В частности, растения обеспечивают охлаждение из-за способности к затенению и процесс транспирации. Приведены сведения о проекте «Разработка стратегии преодоления эффекта «городского острова тепла» урболандшафта Киева на основании подбора стресс-толерантных видов мировой флоры». Показано, что в Ботаническом саду им. акад. А.В. Фомина Киевского национального университета имени Тараса Шевченко представлена одна из крупнейших в Украине коллекция растений, интродуцированных в климатических условиях Киева. Эти растения имеют генетически детерминированный потенциал резистентности к температурному фактору, поскольку происходят из «теплых» регионов мира. Поэтому Ботанический сад им. акад. А.В. Фомина является достаточным базовым полигоном для научно обоснованного подбора барьерных и устойчивых к негативному влиянию «городского острова тепла», техногенных нагрузок и биоповреждений антропоотолерантных декоративных видов растений. *Ключевые слова:* мегаполис, виды растений, городской остров тепла.

Perspectives of overcoming of climatic changes negative impact in the urbollandscape of Kyiv megapolis (based on selection of assortment of stress-resistant plant species). Taran N.Yu., Futorna O.A., Olshanskyi I.G., Tyshchenko O.V., Boychenko S.G., Badanina V.A., Svetlova N.B. The analysis of scientific literature on climate change was carried out. It has been found that in the last 150 years global warming has occurred. It was provoked both by natural processes and by anthropogenic enhancement of the “greenhouse effect”. In cities, effect of “urban heat island” exacerbates the effect of global warming. The role of green plantations in reducing the negative impact of the “urban heat island” effect is shown. The plants are cooled by shading and transpiration. Information about the project “Developing the strategy of reducing the negative impact of Kyiv “Urban Heat Island” area by the selection of the stress resistant plant species from world flora” is given. We show that in the O.V. Fomin Botanical Garden is one of the largest plants collections in Ukraine. These plants are introduced in the climatic conditions of Kiev. Some plants are resistant to high temperatures, because they originate from the “warm” regions of the World. *Key words:* metropolis, plants, urban heat island.

Постановка проблеми. Більшість кліматологів світу підтримує точку зору, що в останні 150 років відбувається глобальне потепління клімату, спровоковане як природними процесами, так і антропогенним підсиленням парникового ефекту [9; 11; 13–16; 20–28; 33; 34; 42], яке супроводжується зростанням повторюваності та інтенсивності аномальних погодних явищ [32].

Різноманітні кліматичні прогнози показують, що основні тенденції зміни клімату в майбутньому пов'язані зі збільшенням температури та зменшенням кількості опадів – тобто зі зростанням аридизації клімату. Як наслідок, через зміну фізіологічного стану рослин їхня загальна продуктивність може знизитись на 3–5% з підвищенням температури на 1°C, а вимушене зміщення термінів сівби зернових в умовах зміни клімату призводить до зменшення їх врожайності [1; 2; 5; 7; 10]. Для глобального потепління характерні частіші та інтенсивніші стихійні лиха, пов'язані з кліматом, а також екстремальні погодні умови. Наукові дослідження свідчать про те, що кількість пов'язаних із кліматом стихійних лих значно зросла за останнє сторіччя, і їх вплив нині відчувають на собі понад 250 мільйонів людей на рік [11].

Клімат України в ХХ ст. та на початку ХХІ ст. також зазнав змін: відбулося підвищення приземної температури на $0,7 \pm 0,1^\circ\text{C}/100$ років та певні зміни у просторовому і сезонному розподілі кількості атмосферних опадів. Це вже призвело до зміщення кліматичних сезонів, значного потепління в холодний період року, збільшення тривалості вегетаційного періоду, зменшення тривалості залягання стійкого снігового покриву, аридизації кліматичних умов і, як наслідок, зменшення водності річок тощо [11; 12; 17–19]. За сценарними оцінками до кінця ХХІ ст. на території України очікується підвищення приземної температури повітря до $2,0\text{--}2,5^\circ\text{C}$ та відбуватиметься зміна кількості опадів упродовж року [11; 12; 17].

Прогнозовані зміни клімату можуть мати значний вплив на сільське господарство, на ріст і розвиток людського суспільства. Очікуване різке підвищення глобальних температур позначиться на здоров'ї людей, зручностях і способі їх життя, призведе до додаткових витрат прісної води, необхідності введення нових технологій землекористування та виробництва харчових продуктів, до змін в економічній діяльності, характері розселення та міграції [41].

Зміни клімату суттєво переплітаються з іншими соціально-економічними змінами і мають тенденцію до їх загострення. Сучасні тенденції до урбанізації в Європі (три чверті населення Європи проживає на урбанізованих територіях) та збільшення попиту на водні ресурси у таких секторах, як промисловість та сільське господарство, призводять до регіонального дефіциту води. Зростаючий рівень

старіння населення Європи збільшує частку людей, вразливих для підвищених температур. У країнах зі слабко розвинутою економікою до цієї категорії населення варто додати хворих, малозабезпечених людей та малолітніх дітей, які проживають у ненадлежащих житлових умовах (мають житло зі слабкою теплоізоляцією, відсутніми системою кондиціонування повітря та озелененням прибудинкових територій і дахів) та низьким рівнем медичного забезпечення. За період 2071–2100 рр. очікують збільшення смертності населення Європи на 86 тис. смертей порівняно з періодом 1961–1990 рр. через вплив кліматичних змін. Внаслідок урбанізації зменшується площа територій, доступних для природного управління повеннями, а в районах підтоплення збільшується кількість будинків і підприємств [41].

До ймовірних наслідків зміни клімату, що можуть проявитися у містах Європи і України зокрема, належать: спеки, повені, посухи, зменшення площ та збіднення видового складу міських зелених насаджень, стихійні гідрометеорологічні явища, зменшення кількості та погіршення якості питної води; зростання кількості інфекційних захворювань та алергійних проявів, порушення нормального функціонування енергетичних систем міста. Ризик виникнення теплового стресу у містах підвищується зі зростанням температури повітря, повторюваності суховіїв, проявів локальних хвиль тепла та ефекту «міського острова тепла» [11; 41]. «Міський острів тепла» (англ. Urban Heat Island) – температурна аномалія над центральною частиною міста, що характеризується підвищеною порівняно з периферією температурою повітря [31]. Різниця температур між центром та периферією може сягати 10°C [37], а відчувати вплив «міського острова тепла» можуть навіть невеликі містечка [40]. Основними факторами, які спричиняють утворення міських теплових островів, є виділення техногенної енергії; підвищена концентрація оптично активних газів, які виділяються автотранспортом і промисловими підприємствами, закриття ґрунтів дорожнім покриттям, зниження об'ємів випаровування внаслідок скорочення площі зелених зон [3; 4].

Нещодавні дослідження українських науковців [6; 8] показали, що місто Київ гостро відчуває вплив «міського острова тепла». Так, більша частина поверхні Києва влітку прогрівається в середньому до $30\text{--}40^\circ\text{C}$. Найбільше прогріваються житлові масиви Троєщина та Позняки: тут середня літня температура поверхні сягає $35\text{--}37^\circ\text{C}$. Цим мікрорайонам відповідає найнижчий рівень озеленення – $0\text{--}10\%$. Температура в межах $34\text{--}35^\circ\text{C}$ спостерігається на Оболоні та в центральних районах міста. Їм відповідає рівень озеленення $10\text{--}15\%$. Найпрохолодніше в житлових масивах, що знаходяться в Голосіївському районі, на Борщагівці, Святошині та Сирці. В них температура поверхні не перевищує 33°C , а рівень озеленення становить $20\text{--}40\%$.

Послаблюють дію «міського острова тепла» зелені насадження та водойми. Рослини забезпечують охолодження через здатність до затінення та процес транспірації. Зі зменшенням площі зелених насаджень міста втрачають тіньову та охолоджувальну дію дерев, також зменшується поглинання вуглекислого газу. Збереження і поліпшення наявних зелених зон у містах і створення нових є важливим фактором для подолання ефекту міського теплового острова. Це є надзвичайно важливим і може надати цілу низку додаткових переваг, таких як створення областей відпочинку, фільтрації повітря та збереження водних ресурсів. Тобто інтенсивність нагрівання повітря в містах залежить від міського планування та дизайну.

Порівняно з ділянками із природною рослинністю, темні поверхні (дахи будівель, дороги) поглинають значно більше сонячного випромінювання. У містах широко використовуються такі матеріали, як бетон і асфальт, які мають істотно відмінні показники теплоємності, теплопровідності та властивості поверхні до відбивання та розсіювання (альbedo і коефіцієнт випромінювання) порівняно з сільськими районами, де ці матеріали менш поширені. Зі зменшенням площі зелених насаджень міста втрачають тіньову та охолоджувальну дію дерев, також зменшується поглинання вуглекислого газу. Серед загальних стратегій зменшення негативного впливу від ефекту «міського острова тепла» найвідомішими є фарбування дахів і будівель у світлі кольори, озеленення дахів шляхом створення газону або саду, де рослини зменшуватимуть температурні прояви міського теплового острова та створення зелених зон у містах.

Виклад основного матеріалу. Вважаємо, що є змога зменшити негативний вплив проявів кліматичних змін, зокрема глобального потепління у зоні «міського острова тепла» Київського мегаполісу, зокрема завдяки озелененню термо- та посухоперадаптованими аборигенними та інтродукованими видами рослин. Для цього нами впроваджується проект «Розробка стратегії подолання «міського острова тепла» урболандшафту Києва на основі підбору стрес-толерантних видів світової флори». Головна мета цього проекту – пом'якшення негативного впливу проявів кліматичних змін у зоні «міського острова тепла» шляхом використання адаптивного потенціалу рослин.

Аналіз сучасного стану озеленення урболандшафтів свідчить про невиправдано бідний асортимент деревних і кущових рослин у зелених насадженнях Києва та інших міст України, в той час як успішно інтродукованими видами деревних рослин у колекціях ботанічних садів і дендропарків України можна істотно збагатити таксономічний склад насаджень, що забезпечить формування стійкого до зміни кліматичних факторів урбосередовища. Зокрема, у Ботанічному саду ім. акад. О.В. Фоміна Київського

національного університету імені Тараса Шевченка представлена одна із найбільших в Україні колекція рослин, які інтродуковані в кліматичних умовах Києва, але мають генетично детермінований потенціал резистентності до температурного фактора, оскільки походять із «тепліх» регіонів світу, а тому є достатнім базовим полігоном для науково обґрунтованого підбору бар'єрних та стійких до негативного впливу «міського острова тепла» техногенних навантажень та біопшкоджень антропоотолерантних високодекоративних видів рослин.

На нинішньому етапі досліджень нами здійснюється морфо-фізіологічний аналіз толерантності видів деревних рослин в умовах «міського острова тепла» на моделі ботанічного саду як епіцентру цього феномена в урболандшафті Києва, що є острівцем ефективного збереження різноманіття фітобіоти у центрі мегаполісу і який має позитивний вплив на здоров'я мешканців міста завдяки очищенню повітря та виконанню рекреаційної і естетичної функцій.

За результатами першого етапу досліджень, проаналізовано особливості кліматичних змін, зокрема, змін температурного режиму та режиму зволоження в місті Києві за останні 150 років та оцінено загрози для біологічного різноманіття міських екосистем, пов'язані зі змінами довкілля. В цьому дослідженні використані емпіричні дані, отримані на метеостанції Київ (за період 1812–2016 рр. для приземної температури та за період 1891–2016 рр. для атмосферних опадів) та супутникові знімки міжнародної дослідної програми Landsat за період 1995–2016 рр.

Проаналізовано адаптаційний потенціал деяких деревних рослин ботанічного саду до негативних проявів змін клімату на основі сучасних морфо-фізіологічних та анатомічних досліджень, у тому числі мікоморфологічних досліджень листових пластинок модельних об'єктів із залученням методів електронної скануючої мікроскопії та методу кореляційних плеяд, використано сучасні бездеградаційні методи на основі фенотайпінгу флуоресценції хлорофілів, стану продигового апарату – задіяних у формуванні стресотолерантності рослин. Результати оцінки фітоколекції Ботанічного саду за кліматоутворюючими маркерами з відбору стрес-толерантних видів рослин та потенційного кліматоутворюючого впливу рослин дендрофлори Полісся, Лісостепу та Степу будуть використані для розробки рекомендацій щодо оздоровлення урболандшафтів столиці України та інших мегаполісів і пом'якшення ефекту «міського острова тепла».

Під час подальших досліджень передбачається оцінити техногенне навантаження та розробити класифікацію рослин за стійкістю до техногенних чинників, здійснити оцінку і підбір рослин, які стійкі щодо негативного впливу «міського острова тепла» (газо-, жаро-, посухо- та зимостійких) та здатні виконувати бар'єрні функції.

За результатами комплексного дослідження кліматоформуючих параметрів рослин буде розроблено менеджмент-план із впровадження антропогенних рослин в урбанізацію з метою зменшення негативного впливу урбаністичного середовища на жителів Києва, що може стати моделлю для інших мегаполісів; будуть створені ландшафтні проекти ліквідації «гарячих» урбанозон шляхом збагачення видового складу дендрофлори стретолерантними видами.

До виконання проекту залучатимуться молоді науковці з метою формування у них критичного екологічного мислення й уявлення про позитивний вплив фітотіоти на урбанізацію мегаполісу. Планується створення простору неформальної освіти у форматі сучасної відкритої інноваційної лабораторії HUB LAB для молоді, співпраця на базі ботанічного саду для популяризації ідей щодо збереження різноманіття фітотіоти та формування екологічного світогляду, проведення багатостороннього круглого столу з узгодження заходів менеджмент-плану щодо зменшення негативного впливу урбаністичного середовища, зокрема, «міського острова тепла», на мешканців мегаполісу шляхом збагачення дендрофлори насаджень громадських просторів.

Головні висновки. Аналіз наукової літератури показав, що більшість кліматологів світу підтримує точку зору, що в останні 150 років відбувається гло-

бальне потепління клімату, спровоковане як природними процесами, так і антропогенним підсиленням парникового ефекту. У містах прояви глобального потепління посилюються внаслідок ефекту «міського острова тепла». Послаблюють дію «міського острова тепла» зелені насадження та водойми, зокрема рослини забезпечують охолодження через здатність до затінення та процес транспірації. Показано, що у Ботанічному саду ім. акад. О.В. Фоміна Київського національного університету імені Тараса Шевченка представлена одна із найбільших в Україні колекція рослин, які інтродуковані в кліматичних умовах Києва, але мають генетично детермінований потенціал резистентності до температурного фактора, оскільки походять із «тепліх» регіонів Світу, а тому є достатнім базовим полігоном для науково обґрунтованого підбору бар'єрних та стійких до негативного впливу «міського острова тепла», техногенних навантажень та біопшкоджень антропогенних високодекоративних видів рослин.

Публікація містить результати досліджень, проведених за грантової підтримки Державного фонду фундаментальних досліджень за конкурсним проектом Ф76/37497 «Розробка стратегії подолання «Міського острова тепла» урбанізаційного Києва на основі підбору стрес-толерантних видів світової флори», державний реєстраційний номер 0117U001999.

Література

1. Амелин А.В. Особенности изменений климата на территории Орловской области за последние 100 лет и их влияние на развитие растениеводства в регионе / Амелин А.В., Петрова С.Н. Вестник ОрелГАУ. 2006. № 2-3. С. 75–78.
2. Вермель Д.Ф. Адаптация зернового производства к изменениям климата / Вермель Д.Ф., Смирнова В.А. Аграр. наука. 1996. № 5. С. 4–6.
3. Второй оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. М.: Росгидромет, 2014. 61 с. http://downloads.igce.ru/publications/OD_2_2014/v2014/pdf/resume_teh.pdf.
4. Доклад Конференции Сторон о работе ее семнадцатой сессии, состоявшейся в Дурбане с 28 ноября по 11 декабря 2011 г. / Рамочная Конвенция об изменении климата. Организация Объединенных Наций. 2012. 106 с. <http://unfccc.int/resource/docs/2011/cop17/rus/09a01r.pdf>.
5. Зеленцов С.В. Пути адаптации сельского хозяйства России к глобальным изменениям климата на примере экологической селекции соев / Зеленцов С.В., Мошненко Е.В. Научный диалог. 2012. № 7. С. 40–59.
6. Казанцев Т. Адаптація до зміни клімату: зелені зони міст на варті прохолоди / Т. Казанцев, О. Халаїм, О. Василюк та ін. Київ: Видання Українського екологічного клубу «Зелена хвиля», 2016. 40 с.
7. Папцов А.Г. Адаптация сельского хозяйства России к глобальным изменениям климата / А.Г. Папцов, С.А. Шиловская, А.В. Колесников и др. Москва: Всероссийский НИИ экономики сельского хозяйства, 2015. 42 с.
8. Радомська М.М. Оцінка ступеня адаптації урбосистеми міста Києва до кліматичних змін / Радомська М.М., Юрків М.В. Вісник ЛДУ БЖД. 2016. № 14. С. 102–108.
9. Терез Э.И. Устойчивое развитие и проблемы изменения глобального климата Земли. Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского. 2004. № 17/56(1). С. 181–205.
10. Уліч О.Л. Вплив строків сівби на реалізацію потенціалу продуктивності сучасних сортів пшениці м'якої озимої в умовах зміни клімату. Сортовивчення та охорона прав на сорти рослин. 2014. № 4. С. 58–62.
11. Шевченко О.Г. Вразливість урбанізованого середовища до зміни клімату. Фізична географія та геоморфологія. 2014. № 4(76). С. 112–120.
12. Шевченко О. Оцінка вразливості до зміни клімату: Україна / Шевченко О., Власюк О., Ставчук І. та ін. Київ: Myflaer, 2014. 62 с.
13. Adger W.N. Successful adaptation to climate change across scales / W.N. Adger, N.W. Arnell, E.L. Tompkins. Global Environment. 2005. № 15. P. 77–86.
14. Barata M. Climate change and human health in cities / M. Barata, E. Ligeti, G. De Simone et al. Climate Change and Cities: First Assessment Report of the Urban Climate Change Research Network / C. Rosenzweig, W.D. Solecki, S.A. Hammer, S. Mehrotra (eds). Cambridge: Cambridge University Press, 2011. P. 179–213.
15. Barreca A.I. Climate change, humidity, and mortality in the United States. Journal of Environmental Economics and Management. 2010. № 63(1). P. 19–34.

16. Blanco H. The role of urban land in climate change / H. Blanco, P. McCarney, S. Parnell et al. *Climate Change and Cities: First Assessment Report of the Urban Climate Change Research Network* / C. Rosenzweig, W.D. Solecki, S.A. Hammer, S. Mehrotra (eds). Cambridge: Cambridge University Press, 2011. P. 217–248.
17. Boychenko S. Water supply and water discharge: challenges and concept of responses—context of climate change and exhaustions of water resources / Boychenko S., Havryliuk R., Movchan Ya., Tarasova O., Sharavara V, Savchenko S. *Water Supply and Wastewater Removal*, Lublin University of Technology. 2016. P. 3–14.
18. Boychenko S. Features of climate change on Ukraine: scenarios, consequences for nature and agroecosystems / Boychenko S., Voloshchuk V., Movchan Ya. et al. *Proceedings of the National Aviation University*. 2016. № 4. P. 96–113. DOI: 10.18372/2306–1472.69.11061.
19. Boychenko S.G. Features of climate change on Ukraine: scenarios, consequences and adaptation / S.G. Boychenko, V.M. Voloshchuk, Ya.I. Movchan, V.S. Tkachenko. *Proceedings The Seventh World Congress “Aviation in The XXI-st Century” Safety in Aviation and Space Technologies*. Kyiv, 2016. P. 5.4.82–5.4.86. URL: <http://congress.nau.edu.ua/2016/>.
20. Bray D. The scientific consensus of climate change revisited. *Environmental Science & Policy*. 2010. № 13. PP. 340–350.
21. Carlton J.S. The climate change consensus extends beyond climate scientists / J.S. Carlton, R. Perry-Hill, M. Huber, L.S. Prokopy. *Environmental Research Letters*. 2015. 10, 094025.
22. *Cities and Climate Change: An Urgent Agenda*. Urban development series knowledge papers. Washington: World Bank, 2010. № 10. 81 p.
23. *Climate Change 2001: The contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* / J.T. Houghton et al. (eds.). Cambridge: Cambridge University Press, 2001. 881 p.
24. Cook J. Consensus on consensus: a synthesis of consensus estimates on human-caused global warming / J. Cook, N. Oreskes, P.T. Doran et al. *Environ. Res. Lett.* 2016. № 11: 048002. doi:10.1088/1748-9326/11/4/048002.
25. Cook J. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature / J. Cook, D. Nuccitelli, S.A. Green et al. *Environmental Research Letters*. 2013. 8: 024024.
26. Cook J. Consensus on consensus: A synthesis of consensus estimates on human-caused global warming / J. Cook, N. Oreskes, P.T. Doran et al. *Environmental Research Letters*. 2016. 11: 048002.
27. Doran P.T. Examining the scientific consensus on climate change / P.T. Doran, M.K. Zimmerman. *Earth & Space Science News*. 2009. № 90(3). P. 22–23.
28. Hammer S.A. Climate change and urban energy systems / S.A. Hammer, J. Keirstead, S. Dhakal et al. *Climate Change and Cities: First Assessment Report of the Urban Climate Change Research Network* / C. Rosenzweig, W.D. Solecki, S.A. Hammer, S. Mehrotra (eds). Cambridge: Cambridge University Press, 2011. P. 85–111.
29. Hansen J. Global temperature change / J. Hansen, M. Sato, R. Ruedy et al. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2006. № 103. P. 14288–14293.
30. Hoornweg D. *Cities and Climate Change: Responding to an Urgent Agenda*. Urban Development Series / D. Hoornweg, M. Freire, M.J. Lee et al. Washington: The World Bank, 2011. 306 p. URL: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/2312> License: CC BY 3.0 IGO.”
31. Howard L. The climate of London, deduced from Meteorological observations, made at different places in the neighbourhood of the metropolis: in 2 vol. London, 1818. V. 1. 221 p.
32. IPCC: *Climate change 2013: The Physical Science Basis*. Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate, UNEP/WMO. 2013. URL: <http://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
33. Losh S.C. Why it matters: U.S. adult perceptions of environmental scientist agreement on global warming. *Bulletin of science, technology and society*. 2016. № 36(6). P. 147–149.
34. Skuce A.G. Does It Matter if the Consensus on Anthropogenic Global Warming Is 97% or 99.99%? / A.G. Skuce, J. Cook, M. Richardson et al. *Bulletin of science, technology and society*. 2017. P. 1–7. DOI: 10.1177/0270467617702781.
35. Mann M.E. Global-scale temperature patterns and climate forcing over the past six centuries / M.E. Mann, R.S. Bradley, M.K. Hughes. *Nature*. 1998. № 392(6678). P. 779–787.
36. Mann M.E. Northern hemisphere temperatures during the past millennium: Inferences, uncertainties, and limitations / M.E. Mann, R.S. Bradley, M.K. Hughes. *Geophysical Research Letters*. 1999. № 26. P. 759–762.
37. Oke T.R. The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*. 1982. № 108(455). P. 1–24.
38. Oreskes N. The scientific consensus on climate change. *Science*. 2004. № 306. P. 1686.
39. Powell J.L. The Consensus on Anthropogenic Global Warming Matters *Bulletin of Science. Technology & Society*. 2016. № 36(3). P. 157–163. DOI: 10.1177/0270467617707079
40. Steeneveld G.J. Quantifying urban heat island effects and human comfort for cities of variable size and urban morphology in the Netherlands / G.J. Steeneveld, S. Koopmans, B.G. Heusinkveld et al. *Journal of Geophysical Research*. 2011. № 116(D20).
41. *Urban adaptation to climate change in Europe*. Challenges and opportunities for cities together with supportive national and European policies. Copenhagen, EEA, 2012. 143 p.
42. Wilbanks T. *Climate Change and Infrastructure, Urban Systems, and Vulnerabilities: Technical Report for the U.S. Department of Energy in Support of the National Climate Assessment* / T. Wilbanks, S. Fernandez. Washington: Island Press, 2013. 88 p.

УДК 628.336.5

НОРМУВАННЯ ГРАНИЧНО ДОПУСТИМИХ СКИДІВ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ВОДНІ ОБ'ЄКТИ ЗІ СТИЧНИМИ ВОДАМИ В УКРАЇНІ

Шаманський С.Й., Бойченко С.В.

Національний авіаційний університет
просп. Космонавта Комарова, 1, 03680, м. Київ
shamanskiy_s_i@ukr.net,
chemmotology@ukr.net

Проаналізовано вимоги діючої нормативної бази України щодо нормування скидів біогенних елементів у відкриті водойми зі стічними водами та порівняно з вимогами нормативної бази країн ЄС. Показано її недоліки, пов'язані з неузгодженістю вимог різних нормативних документів, а також із відсутністю деяких доцільних вимог. Розроблено рекомендації щодо гармонізації нормативної бази України та країн ЄС. *Ключові слова:* нормативна база, біогенні елементи, стічні води, евтрофікація.

Нормирование предельно допустимых сбросов биогенных элементов в водные объекты со сточными водами в Украине. Шаманский С.И., Бойченко С.В. Проанализированы требования действующей нормативной базы Украины относительно нормирования сбросов биогенных элементов в открытые водоемы со сточными водами и по сравнению с требованиями нормативной базы стран ЕС. Показаны ее недостатки, связанные с несогласованностью требований различных нормативных документов, а также с отсутствием некоторых целесообразных требований. Разработаны рекомендации по гармонизации нормативной базы Украины и стран ЕС. *Ключевые слова:* нормативная база, биогенные элементы, сточные воды, эвтрофикация.

Standardization of maximum permissible discharges of biogenic elements into water bodies with wastewater in Ukraine. Shamanskiy S., Boichenko S. The article analyzes the requirements of the current standards of Ukraine regarding standardization of discharges of biogenic elements in open water bodies along with wastewater and compares them with the requirements of the EU countries' standards. It shows disadvantages of Ukrainian standards, related to inconsistency of the requirements of different documents, as well as the lack of some reasonable requirements. Recommendations on harmonization of standards of Ukraine and EU countries are developed in the article. *Key words:* standards, biogenic elements, wastewater, eutrophication.

Постановка проблеми. Біогенні елементи (БЕ), головними з яких у комунальних стічних водах (СВ) є сполуки фосфору та азоту, потрапляючи у водойми, призводять до їх евтрофікації. Ці елементи пришвидшують розвиток фітопланктону на поверхні води, в результаті чого знижується її проникність для світла та кисню. Нестача світла призводить до пригнічення та загибелі глибинних рослин. Нестача кисню призводить до загибелі інших водних організмів, а також до відновлення у воді з оксидів: заліза, сірководню, амонійного азоту, марганцю тощо. Евтрофікація не тільки призводить до загибелі риби в рибогосподарських водоймах та непридатності для водного туризму рекреаційних водойм – вона також є причиною здорожчання питної водопровідної води через збільшення затрат на реагенти, якщо водойм є поверхневим джерелом питного водопостачання. Очищення СВ від БЕ є *актуальним завданням*. Для забезпечення достатньої ефективності виділення БЕ зі СВ важливою проблемою, що потребує вирішення, є створення системи чіткого і однозначного нормування гранично допустимих скидів цих елементів у водні об'єкти із СВ.

Аналіз попередніх досліджень. Наслідки забруднення водойму БЕ описуються в регулярних наці-

ональних доповідях про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні, а також у регулярних національних та регіональних доповідях про стан навколишнього природного середовища в Україні та в регіонах [17; 18; 23]. У країні проводиться багато досліджень, пов'язаних із вивченням стану поверхневих водойм, концентрацією БЕ в їх водах, динамікою їх зміни в часі та просторі тощо [1; 16; 25; 29; 30]. При цьому робляться висновки про існуючу тенденцію до поступового зростання вмісту БЕ в поверхневих водах. Це підвищує небезпеку розвитку процесів евтрофікації, які, у свою чергу, призводять до масового розвитку синьо-зелених водоростей, що продукують небезпечні для навколишнього середовища ціанотоксини. Багато досліджень також проводиться стосовно негативних впливів ціаноксинів на здоров'я людини [10; 35; 36; 38] та на інші живі організми [41; 42; 43]. Не дивлячись на те, що вони не розвиваються в організмі людини, їх останнім часом відносять до патогенних елементів через схожі уражаючі наслідки [10]. Оскільки суттєві кількості цих елементів надходять у водойми зі скидними СВ, значна кількість досліджень присвячується також процесам очищення СВ від сполук азоту та фосфору та підвищенню їх ефективності

[11; 31; 32; 34]. Проте нормативній базі України стосовно обмежень на скиди БЕ в поверхневі води із СВ приділяється недостатньо уваги. Аналіз такої нормативної бази України щодо поводження з БЕ у СВ під час їх очищення та скидання у відкриті водойми проводився в деяких роботах [13; 14; 26; 33]. Родиться висновок про її недостатність та необхідність удосконалення. У зв'язку з постійним оновленням нормативної бази, зокрема прийняттям Закону України «Про внесення змін до Закону України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» [10], є необхідність більш глибокого аналізу нормативної бази України, порівняння її з нормативною базою ЄС та вироблення рекомендацій щодо її гармонізації.

Метою роботи є дослідження основних існуючих нормативних документів, що діють в Україні та країнах ЄС, щодо очищення СВ від БЕ та напрацювання рекомендацій щодо вдосконалення діючої в Україні нормативної бази із цього питання.

Виклад основного матеріалу. Дослідження нормативної бази України. В Європейському Союзі влаштування систем комунального водовідведення, а також вимоги до очищення та скидання СВ регламентується Директивою Ради 91/271/ЄЕС «Про очистку міських стічних вод» від 21 травня 1991 року [37]. Відповідно до цієї директиви держави-члени повинні забезпечувати всі агломерації (території, на яких концентрація населення та/або економічної діяльності є достатньою для каналізації СВ і переправляння їх до підприємства з очищення, або місця їх остаточного скиду) системами каналізації комунальних СВ:

1) з 31 грудня 2000 року – агломерації, популяційний еквівалент (ПЕ) (навантаження органічними речовинами, що підлягають біологічному розкладенню з п'ятиденним біохімічним споживанням кисню в розмірі 60 г/добу) яких дорівнює або перевищує 15 000 осіб;

2) з 31 грудня 2000 року – також ті агломерації, ПЕ яких складає від 2 000 осіб до 15 000 осіб.

При цьому держави-члени забезпечують вторинну, або еквівалентну їй очистку СВ із додержанням вимог щодо їх якості після очищення:

1) з 31 грудня 2000 року – всіх СВ агломерації, ПЕ яких дорівнює або перевищує 15 000 осіб;

2) з 31 грудня 2005 року – всіх СВ агломерації, ПЕ яких складає від 10 000 осіб до 15 000 осіб;

3) з 31 грудня 2005 року – СВ, що скидаються в прісноводні водойми та естуарії, для агломерацій, ПЕ яких складає від 2 000 осіб до 10 000 осіб.

За вимогами цієї директиви вторинне, або еквівалентне йому очищення має забезпечувати таку якість очищених СВ перед скиданням у водойм:

Загальні показники:

1) біохімічне споживання кисню (BCK_5) – 25 мг/дм³, при цьому мінімальний відсоток зниження BCK_5 протягом очищення на каналізаційних очисних спорудах (КОС) має бути 70 ... 90%;

2) хімічне споживання кисню (ХСК) – 125 мг/дм³, мінімальний відсоток зменшення ХСК – 75%;

3) загальна кількість завислих речовин: для агломерацій із ПЕ від 2 000 осіб до 10 000 осіб – 60 мг/дм³; для агломерацій із ПЕ понад 10 000 – 35 мг/дм³. Мінімальний відсоток зменшення завислих речовин для всіх агломерацій – 90%.

Біогенні елементи:

1) загальний фосфор: для агломерацій із ПЕ від 10 000 осіб до 100 000 осіб – 2 мг/дм³; для агломерацій із ПЕ понад 100 000 осіб – 1 мг/дм³. Мінімальний відсоток зменшення вмісту фосфору для всіх агломерацій – 80% (під терміном «загальний фосфор» розуміють кількість елементарного фосфору, що міститься в усіх присутніх фосфатах у розчинній і нерозчинній формах, їх органічні і неорганічні сполуки);

2) загальний азот: для агломерацій з ПЕ від 10 000 осіб до 100 000 осіб – 15 мг/дм³; для агломерацій з ПЕ понад 100 000 осіб – 10 мг/дм³. Мінімальний відсоток зменшення вмісту азоту для всіх агломерацій – 70 ... 80% (під терміном «загальний азот» також розуміють кількість азоту, що міститься в усіх присутніх азотних органічних і неорганічних сполуках).

В Україні на законодавчому рівні влаштування систем водовідведення регламентується двома законами. Перший – це Закон України «Про питну воду та питне водопостачання» [8], який було прийнято у 2002 році. Він не визначав розміри населених пунктів чи агломерацій, для котрих обов'язковим є влаштування централізованих систем водовідведення з очищенням СВ перед скиданням. Цей закон приділяв основну увагу саме системам та джерелам питного водопостачання і майже не приділяв уваги системам водовідведення. Під поняттям «джерело питного водопостачання» розуміють водний об'єкт, вода якого використовується для питного водопостачання після відповідної обробки або без неї. Відповідно до статті 29 Закону для оцінки екологічного стану джерел питного водопостачання повинні встановлюватися екологічні нормативи якості їх води. Вони мають містити науково обґрунтовані допустимі значення забруднюючих речовин (ЗР) і показники якості води. Самі нормативи якості визначаються іншим документом, прийнятим пізніше. Це ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» [5]. У ньому даються допустимі показники безпечності та якості води за показниками епідемічної безпеки (мікробіологічні, паразитологічні), санітарно-хімічними показниками (органолептичні, фізико-хімічні, санітарно-токсикологічні), а також радіаційними показниками. Граничні значення показників даються в документі для трьох видів вод: питної водопровідної; питної фасованої та з буюетів; питної з колодязів, каптажів та інших джерел.

Для останніх визначається лише невелика частина показників. Серед них встановлюються гра-

ничні концентрації нітратів по NO_3 – до 50 мг/дм³, нітритів – до 3,3 мг/дм³ та амонію – до 2,6 мг/дм³. При цьому концентрація натрію, фосфору та фосфатів не встановлюється.

Тільки у 2017 році було прийнято Закон України «Про внесення змін до Закону України «Про питну воду та питне водопостачання» [6], яким згаданий закон було переіменовано в Закон України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення». Відповідно до назви зміни стосуються майже всіх статей закону, де з'являються вимоги стосовно організації водовідведення. Зокрема, стаття 13-1 Закону зі змінами встановлює вимогу, згідно з якою в усіх населених пунктах, ПЕ яких становить 2000 осіб і більше, влаштування системи централізованого водовідведення є обов'язковим. Також обов'язковою стає умова, відповідно до якої скидання СВ у водні об'єкти допускається тільки у випадку дотримання нормативів гранично допустимих концентрацій забруднень у СВ, а також дотримання нормативів гранично допустимого скидання ЗР. Це, у свою чергу, робить обов'язковим на законодавчому рівні влаштування споруд очищення СВ із доведенням їх якості до нормативних показників.

Для КОС повного біологічного очищення (БО) вимоги до якості очищених СВ за загальними показниками регламентуються постановою КМУ від 25.03.1999 р. № 465, якою затверджено «Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами» [19]. Ці показники є більш жорсткими, ніж в ЄС. Їх порівняльна характеристика наведена в таблиці 1.

Вміст інших забруднень в очищених СВ, зокрема БЕ, на загальнодержавному рівні на теперішній час не нормується. У Постанові зазначається, що скидання зворотних вод у водні об'єкти допускається лише за умови отримання дозволу на спеціальне водокористування, порядок видачі якого, відповідно до Водного кодексу України, встановлюється Кабінетом Міністрів України. У зв'язку із цим нормування ГДК інших ЗР у СВ здійснюється органами, уповноваженими видавати дозволи на спеціальне водокористування.

Розрахунки ГДК та гранично допустимих скидів базуються на ГДК забруднень у водоймах. При цьому використовується принцип, відповідно до якого скидання СВ не повинно призводити до перевищення у водоймі гранично допустимих концентрацій

Таблиця 1

Порівняльна характеристика нормативних вимог до якості очищених СВ за загальними показниками

№ з/п	Показник	Нормативне значення, мг/дм ³	
		Україна	Країни ЄС
1	Біохімічне споживання кисню (БСК ₅)	< 15	< 25
2	Хімічне споживання кисню (ХСК)	< 80	< 125
3	Загальна кількість завислих речовин	< 15	60 ... 90

Таблиця 2

ГДК БЕ у водоймах різного призначення за СанПіН 4630-88

№ з/п	Показник	Нормативне значення для водойм різного призначення, мг/дм ³	
		Господарсько-питного та рекреаційного	Рибогосподарського
1	Азот амонійний (N)	2,0	0,39
2	Азот амонійний (NH ₄)	0,5	0,5
3	Азот нітритний (N)	1,0	0,02
4	Азот нітритний (NO ₂)	3,3	0,08
5	Азот нітратний (N)	10,15	9,1
6	Азот нітратний (NO ₃)	45,0	40,0
7	Фосфати (P)	1,14	0,2
8	Фосфати (PO ₄)	3,5	3,5

Таблиця 3

ГДК БЕ у водоймах різного призначення за Правилами приймання СВ підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України

№ з/п	Показник	Нормативне значення для водойм різного призначення, мг/дм ³	
		Господарсько-питного та рекреаційного	Рибогосподарського
1	Азот амонійний	2,0	0,5
2	Нітрити	3,3	0,08
3	Нітрати (NO ₃)	45,0	40,0
4	Фосфати (PO ₄)	3,5	не нормуються

забруднень у місцях водокористування відповідно до виду водокористування (господарсько-питного, рекреаційного та рибогосподарського двох категорій). Такі ГДК були встановлені ще за радянських часів. У 1988 році – для водоймів господарсько-питного та рекреаційного призначення СанПіН 4630-88 [28], у 1990 році – для водоймів рибогосподарського призначення [15].

Якщо концентрації забруднень у водоймах перевищують нормативні, то ГДК у СВ має встановлюватися на рівні нормативних значень. Такий підхід робить необхідним встановлення індивідуальних гранично допустимих скидів у кожному конкретному випадку.

Розпорядженням Кабінету Міністрів України від 20 січня 2016 року № 94-р усі акти санітарного законодавства, видані центральними органами виконавчої влади СРСР та центральними органами виконавчої влади Української РСР, у тому числі СанПіН 4630-88, визнано такими, що втратили чинність [24]. При цьому інші ГДК встановлені не були. На теперішній час допустимі концентрації у водоймах регламентуються Правилами приймання СВ підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України [21]. ГДК БЕ у водоймах різного призначення за вимогами цих нормативних документів наведено в таблицях 2 і 3.

Разом із тим СанПіН 4630-88 містив значення гранично допустимих концентрацій біля ста сполук, що містять фосфор, більша половина з них – це різні види фосфатів.

В «Інструкції про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами», затвердженої Наказом Міністерств охорони навколишнього природного середовища України від 15.12.94 року № 116 [9], зокрема в статті 2.12 вказано: «Для діючих і тих, що проектується, підприємств-водокористувачів встановлювані ГДС речовин не повинні перевищувати показників скиду речовин, що можуть бути досягнуті під час застосування типового способу очищення цієї категорії зворотних вод, навіть якщо водний об'єкт дозволяє скидати значно більші їх величини. Наприклад, для господарсько-побутових СВ – це рівень повного БО.

Під час встановлення ГДС допустимі концентрації речовин у зворотних водах діючого підприємства-водокористувача не повинні перевищувати значень фактичних середніх, проектних та відповідних типовому способу очищення концентрації речовин для даного випуску зворотних вод (за винятком речовин, концентрації яких зростають у процесі очищення, наприклад, азоту нітритів, азоту нітратів, а також розчиненого кисню)». Таким чином, у цьому документі відсутні вимоги до встановлення ГДК азоту нітритів та азоту нітратів для діючих підприємств очищення СВ.

Цей документ прямо вказує в статті 2.3, що величини ГДС речовин повинні встановлюватися для кожного окремо випуску СВ у водні об'єкти. При цьому основною умовою для визначення ГДС речовин є гарантія дотримання норм якості води у встановлених контрольних створах. Без наявності затверджених ГДС документ забороняє видавати дозволи на спеціальне водокористування.

Величини ГДС мають розраховуватися з урахуванням наступних показників: норми якості води і ГДК речовин у водоймі; фонові якості води у водоймі перед випуском СВ; витрати, складу і режиму скидання СВ у водойму; впливу на водойму інших скидів СВ та господарської діяльності; ступеня змішування СВ із водою водойми на ділянці від місця скиду до контрольного створу; кратності розбавлення СВ у водоймі; природного самоочищення води від речовин, що скидаються з СВ.

Відповідно до Інструкції розробниками ГДС можуть бути: УкрНЦОВ Мінприроди України, його державне дочірнє підприємство ПНДТЕП, інші організації, що отримали дозвіл Мінприроди України на засаді їх атестації.

Постановою КМУ від 11.10.1996 року № 1100 [22] визначено, що нормативи ГДС затверджуються органами, уповноваженими видавати дозвіл на спеціальне водокористування, одночасно з видачею дозволу на спеціальне водокористування. Замовниками розроблення нормативів ГДС ЗР мають виступати водокористувачі. До ЗР, ГДС на скидання яких має розроблятися і затверджуватися в усіх випадках скидання СВ у водойми, входять азот амонійний, нітрати, нітрити та фосфати.

Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів [4] також передбачають, що відведення СВ у водні об'єкти має здійснюватися на підставі дозволу на спеціальне водокористування, що видається органами Мінекобезпеки України після узгодження з органами і установами державного санітарного нагляду. Умови водовідведення регламентуються водним законодавством і санітарно-гігієнічними нормами і правилами. Скидання СВ у водоймище не повинно погіршувати якості води в місцях водокористування.

Законом України Про охорону навколишнього природного середовища [7] передбачено, що до повноважень місцевих рад в галузі охорони навколишнього природного середовища входить затвердження лімітів скидів ЗР у навколишнє природне середовище, за винятком скидів, що призводять до забруднення природних ресурсів загальнодержавного значення, а також видавання дозволів на спеціальне використання природних ресурсів місцевого значення.

Відповідно до Водного кодексу України в дозволі на спеціальне водокористування встановлюють ліміти забору води, ліміти її використання та ліміти скидання ЗР з СВ. Таким чином, для скиду СВ у водо-

йми місцевого значення саме місцеві ради повинні виступати ініціаторами розроблення ГДС БЕ.

Вміст БЕ у СВ, які скидаються до каналізаційної мережі населеного пункту житловими будинками, нормативно не регламентується. Вони регламентуються тільки для підприємств. Правилами приймання СВ підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України [21], які за визначенням спрямовані на запобігання порушенням у роботі КОС населених пунктів та забезпечення охорони навколишнього середовища від забруднення СВ, передбачено, що допустимі концентрації кожної ЗР у СВ підприємств визначаються місцевими Правилами приймання СВ підприємств у систему каналізації населеного пункту. Ці Правила мають затверджувати виконавчі органи місцевих рад за поданням місцевих водоканалів за попереднього погодження з місцевими охорони природи та охорони здоров'я.

За Правилами [21], стоки, що скидаються підприємствами, серед іншого не повинні містити речовин, що не піддаються біологічному розкладу, не повинні мати ХСК більше біологічного споживання кисню (БПК) за 5 діб більше ніж у 2,5 рази, не повинні мати БПК, що перевищує проектне для КОС населеного пункту. І головне, не повинні містити ЗР із перевищенням допустимих концентрацій, що встановлено місцевими Правилами приймання. Допустимі концентрації ЗР передбачено визначати за трьома умовами (не враховуючи вимог до скидання важких металів):

- 1) за допустимою концентрацією ЗР у каналізаційній мережі;
- 2) за допустимою концентрацією ЗР у спорудах БО;

3) за величиною лімітів на скид ЗР у водойму.

Найменша з розрахованих величин має встановлюватися як допустима концентрація.

Для визначення допустимих концентрацій за першим методом Правила наводять допустимі концентрації в каналізаційній мережі: по БСК – не більше ніж 350 г/м³; по завислим речовинам – не більше ніж 500 г/м³. При цьому вимоги до вмісту азоту та фосфору відсутні.

Для визначення допустимих концентрацій за другим методом Правила наводять допустимі концентрації забруднень у СВ, що надходять в аеротенк: для азоту амонійного – 30 г/м; для нітратів за NO₃ – 45 г/м³; для нітритів – 3,3 г/м³; для фосфатів – 10 г/м³.

Для визначення допустимих концентрацій за третім методом Правила рекомендують вести розрахунок за середньодобовою витратою СВ підприємства та коефіцієнтом видалення ЗР на КОС населеного пункту. Коефіцієнти встановлено такі: азот амонійний – 0,2 – 0,6; нітрати за NO₃ та нітрити – 0; фосфати – 0,1 – 0,2.

На території міста Києва діють місцеві Правила приймання СВ абонентів у систему каналізації міста Києва [20]. Ними встановлено ГДК забруднень у скидних СВ абонентів, що наведено в таблиці 4.

Вміст азоту та фосфору у СВ житлових будинків в Україні не нормується. Разом із тим ДБН В.2.5-75:2013 [3] визначає кількість забруднень, що надходить зі СВ у каналізаційну мережу від одного мешканця (табл. 5).

Відповідно, ДБН В.2.5-74:2013 [2] для мешканців житлової забудови, обладнаної внутрішнім водопроводом, каналізацією та ваннами з місцевими водонагрівачами (на сьогодні прослідковується

Таблиця 4

ГДК забруднень у СВ абонентів

№ з/п	Забруднення	ГДК у СВ абонентів, г/м ³
1	Завислі речовини	300
2	Біохімічне споживання кисню (БСК ₅)	200
3	Хімічне споживання кисню	500
4	Азот амонійний	20
5	Нітрати	45
6	Нітрити	3,3
7	Фосфати	8

Таблиця 5

Кількість забруднень, що надходить у каналізаційну мережу від одного мешканця

№ з/п	Забруднення	Кількість від одного мешканця, г/добу
1	Завислі речовини	65
2	Біохімічне споживання кисню (БСК ₅)	54
3	Хімічне споживання кисню	87
4	Азот загальний	11
5	Азот в амонійних солях	8
6	Фосфор загальний	1,8
7	Фосфор у фосфатах	1,44

тенденція відмови від послуг централізованого гарячого водопостачання і встановлення ємнісних електричних водонагрівачів) питомий (середньодобовий за рік норматив питного водопостачання та водовідведення складає 150 ... 230 л/добу на одного жителя). Враховуючи це, концентрація забруднень у господарсько-побутових СВ може бути визначена за формулою:

$$C = \frac{m}{q} \times 1000 \text{ (г/м}^3\text{)}, \quad (1)$$

де m – маса забруднень, що надходить із СВ у каналізаційну мережу від одного мешканця за добу, г/добу; q – середньодобовий за рік норматив питного водопостачання та водовідведення на одного мешканця, л/добу.

Якщо прийняти норматив $q = 200$ л/добу, то концентрація забруднень у господарсько-побутових СВ складе (без урахування концентрації ЗР у водопровідній воді, яка подається населенню для споживання) (табл. 6).

Таким чином, можна бачити, що за таких умов господарсько-побутові СВ від населення забруднені з перевищенням допустимих концентрацій для скидання в каналізаційну мережу міста Києва: за завислими речовинами на 8%, за БСК₅ – на 35%. Порівнювати концентрації БЕ при цьому складно через різні їх показники, задані в різних нормативних документах. Разом із тим, навіть якщо брати до уваги тільки завислі речовини і БСК₅, то такі СВ не можуть скидатися в міську каналізаційну мережу міста Києва без додаткового розбавлення їх чистою водою.

ДБН В.2.5-75:2013 також зазначає, що СВ, які надходять на БО, повинні мати вміст БЕ на рівні: загальний азот – не менше 5 г/м³ на кожні 100 г/м³ БПК повного; загальний фосфор – не менше 1 г/м³ на кожні 100 г/м³ БПК повного. Для КОС, розрахованих на очищення СВ від ПЕ більше 500 осіб, необхідно передбачати БО від сполук азоту, а також визначати необхідність і технологію додаткового вилучення сполук фосфору.

За даними [40], господарсько-побутові стоки можуть містити від 5 до 20 г/м³ загального фосфору. Із нього органічні сполуки складають від 1 до 5 г/м³. Все решта – неорганічні сполуки. Індивідуальний

внесок фосфору в каналізаційну мережу від одного мешканця житлового будинку оцінюється від 0,65 до 4,80 г/добу. Середнє значення – 2,18 г/добу. Цей внесок має тенденцію до збільшення через збільшення використання миючих засобів.

Типові форми азоту в СВ – це ортофосфати (прості молекули, які є придатними для використання в біологічному метаболізмі без попереднього розкладання) та поліфосфати (складні молекули з двома та більше атомами фосфору, які потребують попереднього гідролізу з розкладанням на ортофосфати, що займає багато часу). Вторинне очищення СВ, як правило, зменшує вміст фосфатів на 1 ... 2 г/м³.

За даними [44], комунальні СВ можуть містити від 4 до 16 г/м³ загального фосфору (в перерахунку на фосфати за PO₄ це складає від 12 до 49 г/м³). Ці води містять 10 г/м³ загального фосфору (в перерахунку на фосфати за PO₄ це складає 30,6 г/м³) [39]. За даними Бортницької станції аерації [12], вміст фосфатів у СВ міста Києва за умови нормативу 8 г/м³ складає 26 г/м³. Тобто спостерігається перевищення більш ніж у три рази. У перерахунку на загальний фосфор ця величина може складати 8,48 г/м³. При ефективності видалення фосфору на традиційних КОС 0,2 залишкова концентрація його в очищених СВ складає 6,78 г/м³. Бортницька станція аерації щодоби скидає в Дніпро близько 600 тис. м³ очищених стоків. За таких умов із ними в Дніпро надходить 4,068 т. фосфору щодоби. Відомо, що кожен грам фосфатних сполук за решти сприятливих умов спричиняє приріст у водоймі 5 ... 10 кг синьо-зелених водоростей.

Сполуки азоту надходять у СВ переважно у вигляді амонійного азоту нітратів, азоту нітритів та азоту в органічних сполуках. Найбільш токсичними серед цих з'єднань є нітрити, найменш токсичними – нітрати. Амонійний азот займає проміжну позицію.

Концентрація азотних сполук у комунальних СВ не є постійною і залежить від багатьох факторів, серед яких – час транспортування СВ від місця їх забруднення до КОС. Під час транспортування каналізаційною мережею органічні сполуки азоту мінералізуються до азоту амонійного, і його вміст СВ зростає. Нітрати та нітрити під час транспортування відновлюються до газоподібного азоту, який

Таблиця 6

Концентрація забруднень у господарсько-побутових СВ

№ з/п	Забруднення	Концентрація у побутових СВ, г/м ³
1	Завислі речовини	325
2	Біохімічне споживання кисню (БСК ₅)	270
3	Хімічне споживання кисню	435
4	Азот загальний	55
5	Азот в амонійних солях	40
6	Фосфор загальний	9
7	Фосфор у фосфатах	7,2

виділяється з СВ в атмосферу. Тому їх концентрація зменшується. Протягом процесу органічного очищення СВ в аеротенках органічний азот продовжує мінералізуватися до амонійного. Під час застосування глибокого БО з нітрифікацією амонійний азот окислюється до нітритів, а після до нітратів. При цьому концентрація амонійного азоту знижується, концентрація нітритів і нітратів підвищується. Під час застосування глибокого БО з нітрифікацією і денітрифікацією азот нітратів, утворених при нітрифікації, мікробіологічно відновлюється (денітрифікується) до газоподібного азоту, і концентрація нітратів суттєво знижується. За даними [34], вміст загального азоту в господарсько-побутових СВ складає від 50 до 60 г/м³ і може змінюватися в залежності від походження стоків.

Як видно з наведеного вище, в різних нормативних документах України немає єдиного чіткого підходу до нормування вмісту БЕ у СВ та немає чітких вимог до їх вилучення на КОС. Основна європейська директива [37] оперує поняттями «загальний азот» та «загальний фосфор», українські нормативні документи оперують поняттями:

1) щодо забруднення азотними сполуками: загальний азот, азот амонійний (N), азот амонійний (NH₄), азот нітритний (N), азот нітритний (NO₂), азот нітратний (N), азот нітратний (NO₂), азот в амонійних солях;

2) щодо забруднення сполуками фосфору: загальний фосфор, фосфати (P) або фосфор фосфатів, фосфати (PO₄).

За визначенням, фосфати – це солі та ефіри фосфорних кислот. Разом із тим пральні порошки, що використовуються в побуті, часто містять, окрім фосфатів, також фосфонати – похідні від фосфонових кислот [26], які так само вносять вклад у збільшення кількості загального фосфору у СВ.

Відсутність чітких вимог на державному рівні залишає можливість маніпуляцій на місцевих рівнях. Результатом є майже повна відсутність установок вилучення БЕ на КОС України і суттєві забруднення ними поверхневих водойм. Для покращення нормування вмісту БЕ у СВ доцільним може бути переймання європейського досвіду і перехід на нормування допустимих концентрацій із використанням поняття «загальний азот» та «загальний фосфор». При цьому в Україні є необхідність встановлення фіксованих значень гранично допустимих скидів БЕ у водойми на державному рівні для унеможливлення маніпуляцій під час розроблення ГДК на місцевих рівнях.

Головні висновки. Комунальні СВ мають значний вміст сполук азоту та фосфору. При цьому чіткі та однозначні вимоги до вилучення їх зі СВ у процесі очищення на державному рівні відсутні. В Україні є необхідність запровадження на державному рівні гранично допустимих концентрацій БЕ в очищених СВ та (або) гранично допустимих скидів у водойми зі СВ. При цьому доцільним є перехід від нормування за сполуками фосфору та сполуками азоту до нормування за загальним фосфором та загальним азотом, що сприятиме єдиному підходу до такого нормування в різних нормативних документах. Доцільним є гармонізація цих вимог із діючими вимогами країн ЄС. Доцільно запровадити вимоги дотримання якості очищених СВ для агломерацій з ПЕ від 10 000 осіб до 100 000 осіб: загальний фосфор – 2 мг/дм³; загальний азот – 15 мг/дм³. Для агломерацій понад 100 000 осіб: загальний фосфор – 1 мг/дм³; загальний азот – 10 мг/дм³. На першому етапі (перехідний період) доцільно запровадити ці вимоги тільки для КОС, що будують та підлягають реконструкції. На другому етапі – для всіх КОС, тобто з обов'язковою реконструкцією тих, що не відповідають цим вимогам.

Література

1. Голець Н.Ю. Проблеми очищення стічних вод від біогенних елементів та шляхи їх вирішення. URL: <http://science.lpnu.ua/sites/default/files/journal-paper/2017/jun/3844/holets.pdf>.
2. ДБН В.2.5-74:2013 Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування.
3. ДБН В.2.5-75:2013 Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування.
4. Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів. Затверджені Наказом Міністерства охорони здоров'я України від 19.06.1996 року № 173.
5. ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».
6. Закон України «Про внесення змін до Закону України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» від 18 травня 2017 року №2047-VIII.
7. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня 1991 року №1264-XII.
8. Закон України «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» від 10 січня 2002 року №2918-III.
9. Інструкція про порядок розробки та затвердження гранично допустимих скидів (ГДС) речовин у водні об'єкти із зворотними водами, затверджена наказом Міністерства охорони навколишнього природного середовища України від 15.12.1994 року № 116.
10. Калининкова Т.Б. Цианотоксины – потенциальная опасность для пресноводных экосистем и здоровья человека. Российский журнал прикладной экологии. 2017. № 2. С. 3–19.
11. Кирилина Т.В. Доочистка сточных вод от соединений азота и фосфора погруженными макрофитами. Вода: Химия и экология. 2011. № 7. С. 33–38.
12. Київводоканал б'є на сполох: протягом травня вміст фосфатів у стічних водах, які надходять на очистку, втричі перевищує граничнодопустиму концентрацію. 2017. URL: <http://old.menr.gov.ua/press-center/news/150-news28/>

2631-kyivvodokanal-b-ie-na-spolokh-protiahom-travnia-vmist-fosfativ-u-stichnykh-vodakh-iaki-nadkhodiat-na-ochystku-vtrychi-perevyschuie-hranychnodopustymu-kontsentratsiuii.

13. Клименко М.О. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод. Наукові доповіді НУБіП. 2012. № 1(30). URL: http://nd.nubip.edu.ua/2012_1/12kmo.pdf.
14. Мальований А.М. Законодавчі та технологічні аспекти вилучення біогенних елементів із побутових стоків в Україні та Європейському Союзі. Вісник КДУ імені Михайла Остроградського. 2010. № 5(64). Частина 1. С. 151–158.
15. Минрыбхоз СССР. Перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. Москва, 1990.
16. Морозова А.А. Взвешенные формы железа и фосфора в воде Киевского водохранилища // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. 2010. Т. 3(20). С. 169–177.
17. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С. 2016. 350 с.
18. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2012 році / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. Київ, 2013. 450 с.
19. Правила охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами, затверджені постановою КМУ від 25.03.1999 № 465.
20. Правила приймання стічних вод абонентів у систему каналізації міста Києва, затверджені Розпорядженням Київської міської державної адміністрації від 12.10.2011 року № 1879.
21. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України, затверджені наказом Державного комітету будівництва, архітектури та житлової політики України від 19.02.2002 року № 37.
22. Постанова Кабінету Міністрів України від 11.10.1996 року №1100 «Про Порядок розроблення і затвердження нормативів гранично допустимого скидання забруднюючих речовин та перелік забруднюючих речовин, скидання яких нормується».
23. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в м. Києві у 2015 році. Управління екології та природних ресурсів департаменту міського благоустрою та збереження природного середовища виконавчого органу Київської міської ради (Київської міської державної адміністрації). Київ, 2016. 90 с.
24. Розпорядження Кабінету Міністрів України від 20 січня 2016 року № 94-р «Про визнання такими, що втратили чинність, та такими, що не застосовуються на території України, актів санітарного законодавства».
25. Савлущинська М.О. Фосфор у водних екосистемах. Наукові записки ТНПУ. Серія: Біологія. 2014. № 4(61). С. 153–162.
26. Степова Н.Г. Аналіз вітчизняних нормативних актів щодо вмісту сполук фосфору у стічних і природних водах та їх вплив на довкілля. Меліорація і водне господарство. 2014. № 101. С. 105–112.
27. Степова О.В. Оцінка біологічного забруднення поверхневих водойм Полтавської області. Вісник Полтавської державної аграрної академії. 2016. № 1-2. С. 93–97.
28. СанПиН 4630-88 Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения.
29. Ухань О.О. Вплив природних та антропогенних чинників на формування режиму біогенних елементів у поверхневих водах басейну Сіверського Донця // Наукові праці УкрНДГМІ. 2011. Вип. 261. С. 163–178.
30. Ухань О.О. Характеристика просторово-часового розподілу сполук азоту та фосфору у воді р. Сіверський Донець // Наукові записки ТНПУ. Серія: Біологія. 2010. № 4(45). С. 153–162.
31. Харьков С.В. Организация процессов удаления фосфора из сточных вод. Водоочистка. Водоподготовка. Водоснабжение. 2013. № 11. С. 52–58.
32. Шандрович В.Т. Ефективність процесу ANAMMOX для очищення стічних вод від азотовмісних сполук. Екологічна безпека. 2014. № 2(18). С. 114–118.
33. Юрченко В.А. Нормирование концентрации азотсодержащих соединений при приеме сточных вод в городскую канализацию. Коммунальное хозяйство городов. Научно-технический сборник. 2010. № 93. С. 58–62.
34. Ягов Г.В. Контроль содержания азота при очистке сточных вод. Водоснабжение и санитарная техника. 2008. № 7. С. 45–52.
35. Beasley V.R. Diagnostic and clinically important aspects of cyanobacterial (blue-green algae) toxicoses // Vet. Diagn. Invest. 1989. vol. 1. pp. 359–365.
36. Briand J. F. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems // Vet. Res. 2003. Vol. 34. pp. 361–377.
37. Council Directive 91/271/EEC of May 1991 Concerning Urban Waste Water Treatment, 1991. URL: http://ec.europa.eu/environment/water/waterurbanwaste/index_en.html.
38. Funari E. Human health risk assessment related to cyanotoxins exposure // Crit. Rev. Toxicol. 2008. vol. 38. pp. 97–125.
39. Kroiss H. Betrieb von Kläranlagen. Wien: Technische Universität Wien, 2007. Band 202. 626 s.
40. Lenntech. Phosphorous removal from wastewater. 2017. URL: <https://www.lenntech.com/phosphorous-removal.htm>.
41. Oberemm A. Effects of cyanobacteria toxins and aqueous crude extract on the development of fish and amphibians // Environ. Toxicol. 1999. vol. 14. pp. 77–88.
42. Skocovska B. Effects of cyanobacterial biomass on the Japanese quail // Toxicol. 2007. vol. 49. pp. 793–803.
43. Stewart I. Cyanobacterial poisoning in livestock, wild mammals and birds – an overview // Cyanobacterial harmful algal blooms: state of the science and research needs, advances in experimental medicine and biology / I. Stewart, A. A. Seawright, G. R. Shaw // Ed. H. K. Hudnell. Springer: New York. 2008. vol. 619. pp. 613–637.
44. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse / G. Tchobanoglous, F. L. Burton, H. D. Stensel. 4th edition. Metcalf&Eddy Inc., 2003. 1819 p.

ВОДНИЙ ТА ХІМІЧНИЙ БАЛАНС ОЗЕРА ЧАЙКА ТА ЛИЧОВЕ (ЗМІЇВСЬКИЙ РАЙОН, ХАРКІВСЬКА ОБЛАСТЬ)

Карлюк А.А.

Науково-дослідна установа
«Український науково-дослідний інститут екологічних проблем»
вул. Бакуліна, 6, 61166, м. Харків
karluk93_93@ukr.net

Визначені особливості формування гідрохімічного режиму озер Лиманської групи, розташованих у зоні впливу Зміївської ТЕС. Представлена схема взаємозв'язків у системі озеро «Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець». Розраховано водний та хімічний баланс озера Чайки, Личове та проведена оцінка самоочищення досліджених озер на основі аналізу, проведеного за допомогою фізико-хімічної моделі системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець», яку можна розглядати як модель для більш масштабних і складних водно-господарських комплексів. *Ключові слова:* поверхневі води, озера Лиманської групи, річка Сіверський Донець, Зміївська ТЕС, формування гідро-хімічного режиму, водний баланс, хімічний баланс.

Водный и химический баланс озера Чайка и Лычовое (Змиевский район, Харьковская область). Карлюк А.А. Определены особенности формирования гидрохимического режима озер Лиманской группы, расположенных в зоне влияния Змиевской ТЭС. Представлена схема взаимосвязей в системе озеро «Чайка – озеро Лычовое – река Северский Донец». Рассчитан водный и химический баланс озера Чайки, Лычовое и проведена оценка самоочищения исследованных озер на основе анализа, проведенного с помощью физико-химической модели системы «озеро Чайка – озеро Лычовое – река Северский Донец», которую можно рассматривать как модель для более масштабных и сложных водно-хозяйственных комплексов. *Ключевые слова:* поверхностные воды, озера Лиманской группы, река Северский Донец, Змиевская ТЭС, формирование гидро-химического режима, водный баланс, химический баланс.

The water and chemical balance of Lake Chaika and Lychovoe (Zmiev district, Kharkiv region). Karluk A. A. The peculiarities of formation of the hydrochemical regime of the lakes of Inundative group located in the zone of influence of the Zmiiv TPP are determined. The scheme of interconnections in the system “Chaika – Lychovoe – Seversky Donets River” is presented. The water and chemical balance of lake Chaika, Lychovoe were designed and estimation of self-clarification of investigated lakes is evaluated on the basis of the analysis carried out with the help of the physico-chemical model of the system “Lake Chaika – lake Lychovoe – Seversky Donets River”, which can be considered as a model for larger and complex water economy complexes. *Key words:* surface waters, lakes of inundative group, Seversky Donets River, Zmiiv TPP, formation of hydro-chemical regime, water balance, chemical balance.

Постановка проблеми. Зміївська ТЕС спеціалізується на виробництві теплової та електричної енергії на базі органічного палива, входить до переліку екологічно небезпечних об'єктів загальнодержавного значення, і вплив об'єктів на оточуюче середовище є досить різноманітним. Загальна кількість викидів в атмосферу за номінальної потужності ТЕС становить 250 000 т/рік. Озера Лиманської групи: оз. Чайка, оз. Комишувате, оз. Личове – знаходяться в зоні впливу Зміївської ТЕС та належать до заплавлених терас долини р. Сіверський Донець. Озера системи поєднані між собою природними протоками (оз. Комишувате – оз. Чайка), штучними протоками (оз. Чайка – оз. Личове; оз. Личове – р. Сіверський Донець). На формування хімічного складу озер Лиманської групи впливає багато факторів. Основними факторами впливу на озера Лиманської групи є надходження забруднюючих речовин із викидами Зміївської ТЕС, поверхневим стоком із водозбору та ґрунтовими водами. Формування об'єднаного стоку озера Чайки відбувається за рахунок:

– природного стоку (перетікання по відкритому каналу з урочища Камишувате, поверхневий стік із площі водозбору, атмосферні опади та ґрунтові води з території)

– техногенного стоку (техногенні ґрунтові води зі сторони золовідвалу, госпобутові та промислові стічні води, переливні води, що відводяться скидним каналом золовідвалу Зміївської ТЕС).

Всі категорії об'єднаних стічних вод скидаються у р. Сіверський Донець (рис. 1).

Актуальність дослідження. Наявність гідрологічного зв'язку між озерами Лиманської групи та р. Сіверський Донець зумовлює вплив озер на гідрологічний та гідрохімічний режим річки. Вивчення процесу формування хімічного складу вод озер Лиманської групи, їх здатності до самоочищення є актуальним завданням, без рішення якого не можна обґрунтувати заходи, спрямовані на забезпечення екологічної безпеки розвитку цього регіону.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. З огляду

на те, що дослідження хімічного балансу системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець» методом фізико-хімічного моделювання ще ніким раніше не проводилися, була поставлена задача створення фізико-хімічної моделі системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець». У зв'язку з цим були поставлені такі завдання:

- представити схему взаємозв'язків у системі «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець»;

- створити водну балансову модель всіх потоків і витрат системи «Озеро Чайка – озеро Ли-



Рис. 1. Озера Лиманської групи (Чайка та Личове) та їх зв'язок із р. Сіверський Донець

чове» у відрізок часу активного антропогенного навантаження;

- розрахувати хімічні баланси системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець».

У міру зростання антропогенного навантаження на озера Лиманської групи та річку Сіверський Донець відбуваються негативні незворотні зміни, що стосуються всіх сторін існування водної екосистеми. При управлінні природоохоронною діяльністю важливим етапом є визначення найбільш вагомих джерел забруднення озер та впровадження необхідного комплексу водоохоронних заходів при мінімальних фінансових витратах. Визначення масобалансу дасть змогу оцінити ефект господарських заходів, пов'язаних із використанням водних ресурсів, та побачити сукупний вплив усіх чинників, які впливають на зміну запасів води в озері.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Останніми роками зростає вплив на водний баланс озер, зокрема пов'язаний із прийманням стічних вод та стоку вод з урбанізованих територій. Тому особливо важливим є визначення елементів структури балансу при оцінці накопичувальних властивостей та самоочищення озер. Дослідження озер та визначення водного балансу та масобалансу були виконані Р.А. Нежиховським [1], З.А. Вікуліною [2], О.Г. Васенко [3],

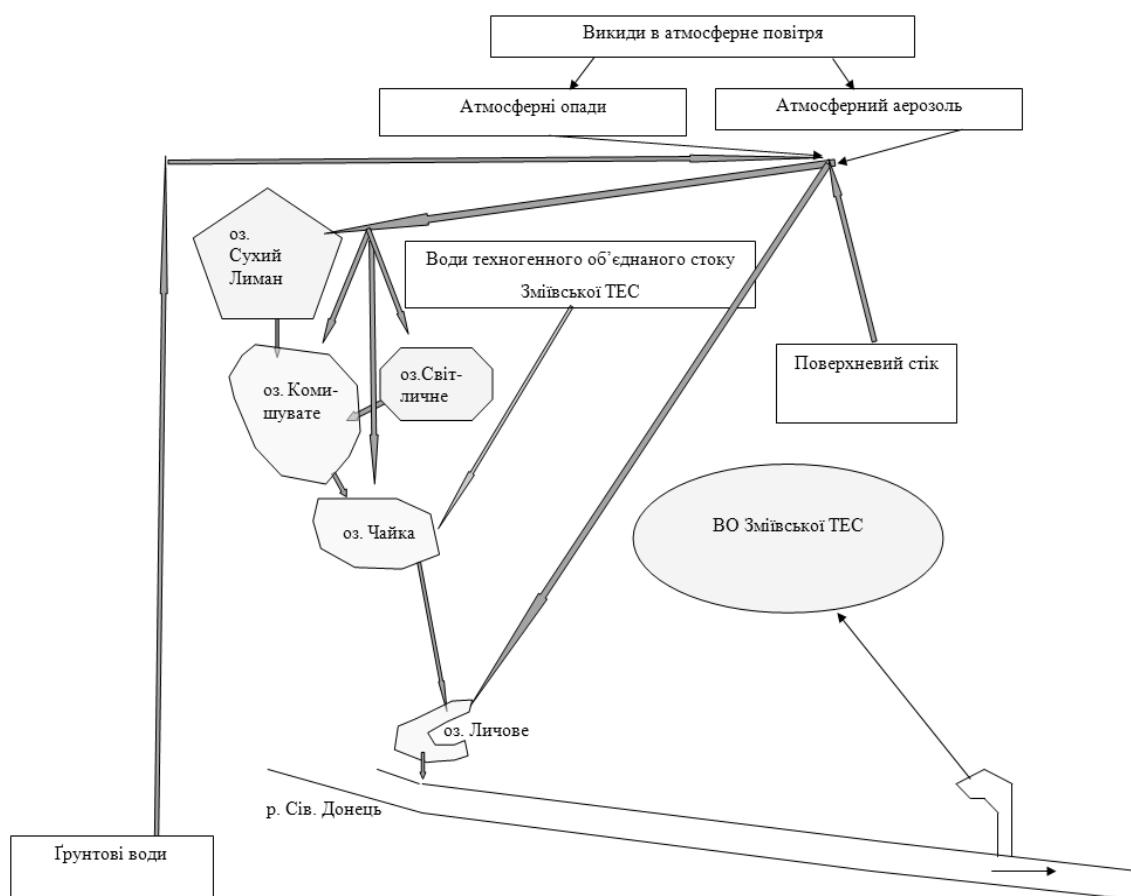


Рис. 2. Схема взаємозв'язків у системі «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець»

О.Ю. Астраханцевою [4], Ю.С. Медведєвою [5], А.М. Догановським [6] та ін.

Метою роботи є визначення водного та хімічного балансу озера Чайки, Личове та оцінка самоочищення досліджених озер на основі аналізу, проведеного за допомогою фізико-хімічної моделі системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець».

Новизна. «Озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець» – система з визначеними фізико-хімічними характеристиками, що пов'язана потоками речовин між водними об'єктами (рис. 2). Для визначення ролі впливу джерел забруднення озер Лиманської групи були проведені розрахунки балансу озер Чайки та Личове. Для загальної оцінки внеску джерел забруднення у формування гідрохімічного режиму озер та ділянки р. Сіверський Донець вперше виконано розрахунок масобалансу в системі «Озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець».

Виклад основного матеріалу. Розрахунок водного та хімічного балансу проведено за даними статистичної звітності Зміївської ТЕС 2ТП-водгосп, звітів УКРНДІЕП та своїх досліджень за період 2016–2017 рр. Для балансових розрахунків використані дані якості води в таких моніторингових точках:

- оз. Комишувате – характеризує якість води, що надходить в оз. Чайки до впадання обвідного каналу золовідвалу;

- обвідний канал золовідвалу – характеризує якість води, що сформована стоками води очисних споруд смт. Слобожанське, фільтраційними водами золовідвалу та промливневими стоками ТЕС;

- оз. Личове – характеризує якість води, що надходить до р. Сіверський Донець після змішування всіх потоків в оз. Чайки, процесів розбавлення та біологічного самоочищення.

Водний баланс озер Лиманської групи системи «Озеро Чайка – озеро Личове» визначається процесами надходження та витратами води. На основі аналізу, проведеного за допомогою фізико-хімічної моделі системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець», був визначений водний та хімічний баланс озер Чайки та Личове. Розрахунки

проводилися за багаторічними даними хімічного складу води досліджених озер, об'ємами природного, техногенного та об'єднаного стоків.

Водний режим озера Чайки складається з притоку води з різних джерел і відтоку у результаті перетоку її в озеро Личове. Середньобагаторічні величини притоку води в озеро Чайки становлять (у тис. м³ на рік): природний стік – 4 897,9; техногенний стік – 3 994,6. Тобто доля техногенного стоку становить 45%, а природного стоку – 55%. Середньобагаторічні дані щодо перекачування води в озеро Личове становлять 7 100 тис. м³ на рік (табл. 1). Приток води в озеро Личове становить 7 815,6 тис. м³, а витратна частина – 6 788,1 тис. м³.

При визначенні масобалансу системи «Озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець» варто враховувати міграції та трансформації хімічних речовин в озерах, а саме середні багаторічні акумуляції речовин, що надходять в озера Чайки та Личове.

Розраховано хімічний баланс озера Чайки (1), т/рік

$$\sum m_{\text{пч}} - \sum m_{\text{вч}} = (m_{i1ч} + m_{i2ч}) - m_{i3ч}, \quad (1)$$

$m_{\text{пл/вл}}$ – маса речовини в озері (2), т/рік.

$$m_{\text{пл/вл}} = c * Q, \quad (2)$$

c – концентрація речовин, мг/м³;

Q – витрата води, м³/рік;

$\sum m_{\text{пч}}$ – прихідна частина водного балансу;

$\sum m_{\text{вч}}$ – витратна частина водного балансу;

$m_{i1ч}$ – приток вод об'єднаного техногенного стоку Зміївської ТЕС (фільтраційні та переливні води золовідвалу, промзливові води Зміївської ТЕС, очищені господарсько-побутові стічні води с. Слобожанське та Зміївської ТЕС), що надходять до оз. Чайки;

$m_{i2ч}$ – приток вод природного стоку (надходження води із оз. Світличне, Сухий Лиман, Комишувате, а також поверхневого стоку з площі водозбору);

$m_{i3ч}$ – витрати води, що надходять з оз. Чайки до оз. Личове.

Розраховано хімічний баланс озера Личове (3), т/рік:

$$\sum m_{\text{пл}} - \sum m_{\text{вл}} = (m_{i1л} + m_{i2л}) - m_{i3л}, \quad (3)$$

$m_{\text{пл/вл}}$ – маса речовини в озері (4), т/рік.

Таблиця 1

Водний баланс озер Лиманської групи

Прихідна частина водного балансу				Витратна частина водного балансу	
Об'єм техногенного стоку, тис.м ³	Техногенний стік, %	Об'єм природного стоку, тис.м ³	Природний стік, %	Випаровування, тис.м ³	Скид стічних вод, тис.м ³
Загальний об'єм стоку					
Озеро Чайка					
3994,6	45 %	4897,9	55 %	1792	7100
Озеро Личове					
7815,6				1028	6788,1

Таблиця 2

Середньобаторічний склад хімічних речовин у потоках, що впадає в озеро Чайки, та витрати води, що поступають в озеро Личове

Компоненти хімічного балансу	Прихідна частина масобалансу			Витратна частина масобалансу	Різниця між притоком та витратами води, од.	Ступінь самоочищення, %
	Вміст речовин притоку озера Чайки, т/рік		Загальний вміст речовин, т/рік	Стік з оз. Чайки, що поступає до оз. Личове, т/рік		
	Води техногенного стоку Зміївської ТЕС	Приток природного стоку				
Сухий залишок	3531	2542	6037	7125,39	0,8	-
Хлориди (Cl)	304	253,8	558	563,85	0,9	-
Азот амонійний (N-NH ₄)	1,6	2,64	4,24	3,15	1,3	0,25
Сульфати (SO ₄)	960,7	190,5	1151,2	2258,35	0,5	-
Фосфати (PO ₄)	5,7	1,37	7,07	10,69	0,6	-
Легкоокислювані речовини за БСКпов	23	19,42	42,42	45,57	0,9	-
Нітрити (NO ₂)	0,42	0,34	0,76	0,83	0,9	-
Нітрати (NO ₃)	13,7	9,25	22,95	24,65	0,9	-
Зважені речов.	42	46,28	88,28	114,66	0,7	-
Нафтопродукти	0,15	0,83	0,98	0,47	2,08	0,52
Залізо (Fe)	0,58	0,97	1,55	1,16	1,3	0,25
СПАР	0,37	1,12	1,49	1,77	0,8	-
ХСК	156	260,12	416,12	340,84	1,2	0,18

Таблиця 3

Середньобаторічний склад хімічних речовин у воді, що потрапляє в озеро Личове, та витрати води, що надходять у річку Сіверський Донець

Компоненти хімічного балансу	Прихідна частина масобалансу	Витратна частина масобалансу	Різниця між притоком та витратами води, од.	Ступінь самоочищення, %
	Загальний вміст речовин притоку озера Личове, т/рік	Стік з оз. Личове, що поступає до р. Сіверський Донець, т/рік		
Сухий залишок	7843,35	6103,35	1,2	22
Хлориди (Cl)	620,66	512,95	1,2	17
Азот амонійний (N-NH ₄)	3,47	2,86	1,2	18
Сульфати (SO ₄)	2485,89	1708,42	1,4	31
Фосфати (PO ₄)	11,77	9,57	1,2	19
Легкоокислювані речовини за БСКпов	50,16	29,57	1,6	41
Нітрити (NO ₂)	0,91	0,70	1,3	23
Нітрати (NO ₃)	27,13	23,30	1,2	14
Зважені речов.	126,21	78,46	1,6	38
Нафтопродукти	52	0,41	1,2	21
Залізо (Fe)	1,28	1,09	1,2	15
СПАР	1,95	0,61	3,2	69
Забруднюючі речовини за ХСК	375,18	267,13	1,4	29

$$m_{\text{пл/вл}} = c * Q, \quad (4)$$

c – концентрація речовин, мг/м³;

Q – витрата води, м³/рік;

$\sum m_{\text{пл}}$ – прихідна частина водного балансу;

$\sum m_{\text{вл}}$ – витратна частина водного балансу;

$m_{1\text{пл}}$ – приток вод з оз. Чайка до оз. Личове;

$m_{2\text{ч}}$ – приток природного стоку в оз. Личове (надходження поверхневого стоку з площі водозбору);

$m_{3\text{л}}$ – витрати води, що надходять з оз. Личове до р. Сіверський Донець.

У зоні впливу Зміївської ТЕС оз. Чайка відіграє важливу роль, приймаючи природні та техногенні води, їх доочистки на природному озерному «біоплато», а також у захисті р. Сіверський Донець від забруднення можливими аварійними скидами електростанції. В таблиці 2 були відображені фактичні зміни вмісту хімічних речовин об'єднаного та природного стоку, після його проходження через озеро Чайки.

Згідно з розрахунком хімічним масобалансом озера Чайка, варто зазначити, що значення компонентів хімічного балансу техногенного стоку вищі від природного за сухим залишком (3 531 т/рік), хлоридами (304 т/рік), сульфатами (960,7 т/рік), фосфатами (5,7 т/рік), нітритами (0,42 т/рік), нітратами (13,7 т/рік) та за значенням БСКпов (23 т/рік), а нижчі – за азотом амонійним (1,6 т/рік), зваженими речовинами (42 т/рік), нафтопродуктами (0,15 т/рік), залізом (0,58), СПАР (0,37 т/рік) та за значенням ХСК (156 т/рік). Головним фактором більшого притоку хімічних компонентів зважених речовин, заліза, азоту амонійного, СПАР та нафтопродуктів, на відміну від техногенного стоку, є неорганізований скид господарсько-побутових стічних вод, неконтрольоване застосування добрив стік, що поступає в озеро Комишувате з вище розташованих озер (Світличне, Сухий Лиман). Головною причиною більшого вмісту речовин у техногенному стоці є надходження в озеро Чайки промзливових, стічних вод та вод золівдвалу Зміївської ТЕС. Особливо треба зазначити вплив золівдвалу Зміївської ТЕС на вміст сульфатів у водах техногенного стоку [7].

Згідно з проведеним аналізом виявлено різницю між притоком води, що надходить до озера Чайки, та витратами води в озері Чайки, що перетікає до озера Личове, за деякими хімічними показниками. Витратна частина масобалансу озера Чайка менша у 2–3 рази, порівняно з притоком, за такими речовинами, як залізо, азот амонійний, нафтопродукти та значенням ХСК. Така зміна вмісту хімічних речовин у притоці та витратах в озері пояснюється тим, що в озері Чайка проходять процеси самоочищення, але дуже слабо (до 2%). При проходженні через зарості рослин маса речовин техногенного стоку зменшується шляхом осадження зважених речовин на їх вегетативних органах і поглинання в процесі метаболізму [8–11]. Варто зауважити, що у донних

відкладеннях озера Чайки накопичуються відмерлі компоненти біотичної складової частини екосистеми і деякі речовини адсорбуються, що зменшує масо перенесення речовин до озера Личове [12].

Самоочищення об'єднаного стоку в озері Чайка за хімічними компонентами, такими як сухий залишок, хлориди, сульфати, фосфатами, нітрити, нітрати, зважені речовини, СПАР та БСКпов не відбувається. У місці впадіння каналу в озеро через різке падіння швидкості води в озері накопичуються зважені речовини. Обстеження озера Чайка показало, що вода, що надходить до озера з обвідного каналу золівдвалу, знаходиться в озері незначний час. Витікаючи з каналу, потік відразу повертає і практично по прямій надходить у підвідний канал насосної станції. Тобто в озері не відбувається повноцінного самоочищення води, оскільки об'єднаний стік, що надходить по обвідному каналу золівдвалу, має занадто малий час перебування в озері Чайка для повного перемішування з природним стоком і біологічного самоочищення [13].

Варто зазначити високу різницю між вмістом притоку води за сульфатами та їх витратами в озері Чайки. Тобто витрати води за сульфатами в 2 рази вищі за їх приток. Це можна пояснити впливом ґрунтових вод та викидів Зміївської ТЕС на хімічний баланс озер Лиманської групи. Був встановлений значимий кореляційний зв'язок 0,93 між викидами сірки Зміївської ТЕС та зміною хімічного складу сірки в озері Личове.

Варто взазначити, що внаслідок активних біоседиментаційних процесів донні відклади стали потужним додатковим джерелом надходження біогенних речовин та сульфатів у воду. Згідно з проведеними дослідженнями, вміст сполук азоту (нітритів), фосфору в донних відкладеннях озера Чайки на порядок перевищує їхній вміст у воді [14]. У період розвитку відновлювальних умов в озері при рН 7,8 і менше відбувається вихід окремих біогенних речовин, а також сульфатів із донних відкладень. Цей процес призводить до збільшення масовиносу хімічних речовин з озера Чайки в озеро Личове.

Стосовно притоку вод з озера Чайки до озера Личове варто зауважити, що різниця між притоком та витратами води за дослідженими компонентами хімічного балансу незначна, окрім таких речовин, як зважені речовини, СПАР та БСКпов. Треба зазначити, що у місці скиду води, що перекачується з озера Чайки по трубопроводу, спостерігається перенасичення води киснем. Для екосистеми озера Личове наявність аераційної зони є позитивним моментом, оскільки це сприяє інтенсифікації гідробіологічних та фізико-хімічних процесів деструкції органічної речовини. Але з проведеного аналізу ми можемо сказати, що в озері Личове процес самоочищення проходить слабо (від 14% до 30%), окрім притоку за такими компонентами, як зважені речовини, СПАР, а також за значенням БСК (від 30% до 60%).

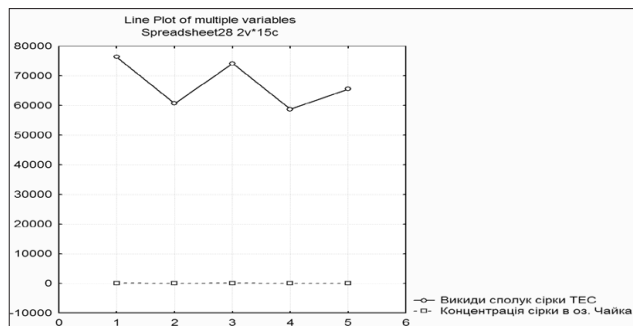


Рис. 3. Вплив викидів сірки Зміївської ТЕС на вміст сірки в озері Личове

Висновки і перспективи подальших досліджень у цьому напрямі. Згідно з проведеним аналізом водного балансу можна зробити висновок, що прихідна частина водного балансу техногенного стоку менша на 10% від природного стоку. Проведені дослідження дали змогу виявити особливості формування масобалансу озер Чайки та Личове. При визначенні масобалансу системи «Озеро Чайка – озеро Личове» було встановлено, що в озері Чайки більшість хімічних компонентів витрат води переважають над притоком води. Насамперед, це пов'язано з неврахуванням фактором при розрахунку водного балансу, а саме осідання хімічних речовин в озеро Чайки з викидами в атмосферу. Цей фактор було підтверджено значимим кореляційним зв'язком. Також вплив ґрунтових вод може вплинути на зміну притоку води в озері. Найбільші значення вмісту

хімічних компонентів, таких як сульфати та фосфати, визначаються в техногенному стоці оз. Чайка. Встановлено, що лише концентрація води за нафтопродуктами, яка поступає до оз. Личове з оз. Чайка, менша в 2 рази, порівнюючи з притоком води, так, як техногенний стік, що надходить по обвідному каналу золовідвалу, має занадто малий час перебування в озері Чайки для повного перемішування з природним стоком і біологічного самоочищення. В наявних умовах роль оз. Чайки в поліпшенні якості води об'єднаного стоку Зміївської ТЕС незначна.

Що стосується оз. Личове, то проведений аналіз показав, що екосистема озера бере участь у зменшенні концентрацій деяких хімічних речовин (відмічено СПАР) скидних вод об'єднаного стоку Зміївської ТЕС. Внаслідок процесів самоочищення в озері до р. Сіверський Донець потрапляє вода зі зменшеними концентраціями. Озеро Личове як «біоплато» доочищення в паводкові сезони затоплюється водою р. Сіверський Донець, і тому дуже важливим є питання доочистки техногенного стоку в озері Чайки методом інтенсифікації процесів самоочищення.

Таким чином, розрахований хімічний баланс озер Лиманської групи та оцінка самоочищення досліджених озер на основі аналізу, проведеного за допомогою фізико-хімічної моделі системи «озеро Чайка – озеро Личове – річка Сіверський Донець», можна розглядати як модельний об'єкт для подальших більш масштабних і складних водно-господарських комплексів.

Література

1. Нежиховский Р.А. Гидрологические расчёты и прогнозы при эксплуатации водохранилищ. Л.: Гидрометеиздат, 1976. 191 с.
2. Викулина З.А. Водный баланс озер и водохранилищ Советского Союза. Л., Гидрометеиздат, 1979. 173 с.
3. Васенко О.Г. Комплексні експедиційні дослідження екологічного стану водних об'єктів басейну р. Уди (суббасейну р. Сіверський Донець) / О.Г. Васенко, М.Л. Лунгу, Ю.А. Ільєвська, О.В. Клімов та ін. / Під ред. О.Г. Васенко. Х.: ВД «Райдер», 2006. С. 66–74.
4. Астраханцева О.Ю., Чудненко К.В., Глазунов О.М. Химический баланс Южного резервуара оз. Байкал. Вестник ИрГТУ. 2011. № 8 (55). С. 16–28.
5. Медведева Ю.С. Методика розрахунку складових водного балансу озера Китай. НЗ «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія» / КНУіТШ 2014. Т. 4. С. 35.
6. Догановский А.М., Нестерева М.И. Водный баланс и внешний водообмен озер Якутии. Ученые записки. СПб.: РГГМУ, 2015. № 3 (40). С. 15–30.
7. Карлюк А.А. Особливості формування гідрохімічного складу вод оз. Камишувате та оз. Чайки під впливом діяльності Зміївської ТЕС Екологічна безпека: сучасні проблеми та пропозиції. Збірник наукових праць Всеукраїнської науково-практичної конференції (м. Харків, 21 квіт. 2017 р.). Том II / ГО «Регіонал. Центр наук.-техніч. розвитку», Харків. держ. наук. б-ка ім. В.Г. Короленка; укладач: І.В. Бондаренко. Київ: «Інтерсервіс», 2017. С. 64–68.
8. Мережко А.И. Роль высших водных растений в самоочищении водоемов. Гидробиол. журн. 1973. Т. 9. № 4. С. 118–125.
9. Кадукин А.И., Красинцева В.В., Романова Г.И., Тарасенко Л.В. Аккумуляция железа, марганца, цинка, меди и хрома у некоторых водных растений. Гидробиол. журн. 1982. Т. 18. № 1. С. 79–82.
10. Щепаньски А.О макрофитах озер и их роли в круговоротах веществ. Гидробиол. журн. 1977. Т. 13. № 6. С. 23–27.
11. Hobbie J.E. A new method for the study of bacterie in lakes: description and resiltis. Mitt.Int.Verein.Limnol., 1968, 14, P. 64–71.
12. Коншин В.Д. Формы азота в озерных иловых отложениях. Труды лимнологич. общ. в Косине. 1934. Вып. 17. С. 29.
13. Мониторинг состояния гидроценозов в зоне влияния Змиевской ТЭС на примере озера Чайки / А.Г. Васенко, Н.В. Старко, Л.Ф. Глушенко та інші. Вестник БГТУ. 2004. № 8, ч. III. С. 39–41.
14. Koike I., Wada E., Tsuji T., Hattori A. Studies on denitrification in a brackish lake. Arch.Hydrobiol. 1972. Bd. 69. N 4, S. 508–520.

МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНИЙ ЕКОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ІНТЕГРАЛЬНИХ ПАРАМЕТРІВ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

Кватернюк С.М., Петрук В.Г.
Вінницький національний технічний університет
Хмельницьке шосе, 95, 21021, м. Вінниця
petrukvg@gmail.com

Удосконалено методи та засоби мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ, які у сукупності забезпечують комплексне розв'язання завдань управління екологічною безпекою водних об'єктів. Розвинуті теоретичні та практичні основи дослідження екологічного стану неоднорідних водних середовищ, завдяки чому розв'язана задача підвищення достовірності контролю параметрів неоднорідних водних середовищ відповідно до задач екологічного моніторингу з урахуванням їх оптико-фізичних характеристик.

Мультиспектральный экологический контроль интегральных параметров загрязнения водных объектов. Кватернюк С.М., Петрук В.Г. Усовершенствованы методы и средства мультиспектрального экологического измерительного контроля параметров неоднородных водных сред, которые в совокупности обеспечивают комплексное решение задач управления экологической безопасностью водных объектов. Развита теоретическая и практическая основы исследования экологического состояния неоднородных водных сред, благодаря чему решена задача повышения достоверности контроля параметров неоднородных водных сред в соответствии с задачами экологического мониторинга с учетом их оптико-физических характеристик.

Multispectral ecological control of integral parameters of water bodies pollution. Kvaterniuk S.M., Petruk V.H. Methods and means of multispectral ecological measuring control of parameters of inhomogeneous water environments are improved, which together provide a comprehensive solution to the tasks of managing the ecological safety of water bodies. The theoretical and practical bases for the study of the ecological state of inhomogeneous aqueous media have been developed, which has made it possible to increase the reliability of monitoring parameters of inhomogeneous aqueous media in accordance with the objectives of environmental monitoring, taking into account their optical-physical characteristics.

Постановка проблеми. При гармонізації природоохоронної системи України із законодавством ЄС у зв'язку із зобов'язаннями України та відповідно до міжурядових угод необхідно удосконалювати систему контролю антропогенного забруднення водних середовищ [1]. При цьому отримати інтегральний параметр, що характеризує токсичну дію всіх присутніх у воді забруднювальних речовин – токсичність, можна отримати лише методом біотестування. З метою забезпечення екологічної безпеки стічних вод необхідно створення системи контролю їх токсичності, що дасть змогу оцінювати ефективність роботи очисних споруд та обґрунтувати способи очищення стічних вод, визначати гранично допустимі скиди для промислових об'єктів, оцінювати екологічний стан природних вод, оцінювати токсичність хімічних матеріалів, оцінювати ефективність природоохоронних заходів на території промислового об'єкта [2]. Удосконалення методів та засобів мультиспектрального екологічного вимірювального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ, які у сукупності забезпечують комплексне розв'язання завдань управління екологічною безпекою водних об'єктів, є актуальною науково-при-

кладною проблемою, вирішенню якої присвячена ця робота.

Актуальність дослідження. Тому необхідно підвищувати достовірність контролю параметрів неоднорідних водних середовищ відповідно до задач екологічного моніторингу з урахуванням їх оптико-фізичних характеристик шляхом вдосконалення мультиспектральних методів та розроблення відповідних апаратно-програмних засобів.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Одним із важливих складових частин моніторингу та контролю якості вод є комплексна оцінка екологічного стану поверхневих водних об'єктів, що підлягають антропогенному забрудненню [3]. Найбільш поширеними методами, які застосовуються для зазначених цілей, є розрахунок коефіцієнта забрудненості води та екологічного індексу якості води, недостатня ефективність яких пов'язана з використанням обмеженого переліку показників, що не дає змоги отримати ґрунтовну комплексну оцінку стану абіотичної та біотичної складових частин водної екосистеми. Інтегральну оцінку біологічної повноцінності води як середовища мешкання біоти з урахуванням різних проявів взаємодії хімічних речовин – адитивності,

синергізму, антагонізму, можна отримати за допомогою методу біотестування, який набув поширення у природоохоронній практиці багатьох країн, коли суспільство усвідомило небезпеку для здоров'я людей через забруднення води токсичними речовинами [3]. Актуальність використання екоотоксикологічного методу при здійсненні водоохоронних заходів підтверджується положеннями Водної Рамкової Директиви 2000/60/ЄС, яка встановлює структуру дій країн ЄС у галузі водної політики. Стратегія запобігання забруднення води має базуватись виключно на водній екоотоксичності та оцінці ризику токсичності води для людей через водне середовище [4].

Для біологічної оцінки токсичності води існують ряд методів і засобів із використанням різноманітних тест-організмів. Зокрема, у роботах [5; 6] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води з використанням як тест-об'єктів церіодафній (*Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg), при цьому як показник фізіологічного стану церіодафній використовують чисельність живих рухомих церіодафній чи середню частоту рухів їх епіподіїв [6]. У роботі [7] запропоновано спосіб біологічної оцінки токсичності води з використанням як тест-об'єктів інфузорій та вдосконалено лазерно-доплерівський пристрій для дослідження їх руху, тест-параметри – середня швидкість руху частинок та частка клітин, що рухаються. У роботі [8] запропоновано спосіб біологічної оцінки токсичності води за допомогою біolumінесцентних бактерій (*Photobacterium phosphoreum*, *Photobacterium leiognathi* або *Vibrio fischeri*), тест-параметр – інтенсивність біolumінесценції. Прилад «Біотокс-10» призначений для токсикологічної оцінки середовищ і матеріалів, проведення екологічної розвідки об'єктів навколишнього середовища з використанням мікробних біolumінесцентних сенсорів [2]. У роботах [9; 10] запропоновано способи біологічної оцінки токсичності води за допомогою моллюсків. В «Автоматизованому біомоніторингу водного середовища з використанням реакцій двостулкових моллюсків» [10] запропоновано пристрій для біологічної оцінки токсичності води за таким тест-параметром, як порівняна кількість моллюсків із закритими стулками. У джерелі «Пристрій для оцінки токсичності стічних вод» [11] запропоновано способи та пристрої біологічної оцінки токсичності води за допомогою риб, що включають резервуар для розміщення риб-індикаторів, які переміщуються з однієї частини резервуару в іншу залежно від токсичності води. У джерелі «Спосіб визначення впливу токсичності стічних вод на водні солоні середовища» [12] запропоновано способи та пристрої біологічної оцінки токсичності води за допомогою визначення показників росту морських одноклітинних водоростей (*Platymonas viridis* Rouch або *Dunaliella salina* Teod.), тест-параметр – чисельність клітин.

У Директиві 2000/60/ЄС [4] макрофіти розглядаються як важливий «елемент якості для класифікації екологічного статусу» природних та «екологічного потенціалу» сильно змінених та штучних водних об'єктів. При цьому стосовно річок і озер як «елемент біологічної якості» рекомендується використовувати вищі водяні рослини. При цьому одним із найбільш характерних індикаторів забруднення поверхневих вод є макрофіти, стан яких адекватно відображає якість водних екосистем [13].

Проведений аналіз наявних методів та засобів контролю токсичності водних середовищ показав, що їх загальним недоліком є низька достовірність контролю, пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Для подальших досліджень як тест-об'єкт обрано фітопланктон (*Chlorella vulgaris*) і макрофіти (*Lemna minor*), а тест-параметрами обрано концентрацію біомаси та співвідношення між пігментами.

Метою роботи є підвищення достовірності контролю параметрів неоднорідних водних середовищ шляхом вдосконалення методів мультиспектрального вимірювального контролю та відповідного забезпечення екологічної безпеки.

Виклад основного матеріалу. Суть методу мультиспектрального вимірювального контролю та діагностування полягає в аналізі цифрових зображень досліджуваного об'єкта, отриманих у кількох спектральних діапазонах [14; 15]. Для отримання мультиспектральних зображень об'єкта контролю необхідно розв'язати пряму оптичну задачу. При відомих параметрах неоднорідного водного середовища у процесі математичного моделювання необхідно отримати його спектральні характеристики. Загальна схема розв'язку прямої задачі вимірювання мультиспектральних параметрів водного середовища з відомими характеристиками наведена на рис. 1. Спектральні характеристики хромофорів та розчинених речовин вводяться у математичну модель за довідниковими даними з використанням сплайн апроксимації. На основі цих даних за методикою [16] розраховуємо оптичні характеристики кожного з шарів неоднорідного водного середовища та загальні оптичні характеристики для коефіцієнту дифузного відбивання $R(\lambda)$ чи направленого пропускання $T(\lambda)$ з урахуванням впливу усіх шарів. На основі отриманого коефіцієнту дифузного відбивання чи направленого пропускання з урахуванням спектральних характеристик камери $E(\lambda)$, фільтрів $T_f(\lambda)$ та джерела випромінювання $\Phi(\lambda)$ отримуємо мультиспектральні параметри $D(M_1, M_2, \dots, M_n)$ у кожному пікселі мультиспектрального зображення.

Загальна схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів неоднорідних водних середовищ, отриманих після розв'язку

оберненої оптичної задачі, наведена на рис. 2. Для отримання тест-параметрів для водних середовищ із мультиспектральних зображень необхідно розв'язати обернену оптичну задачу. Це буде проведено

за допомогою множинної регресії; нейромережі та нейро-нечіткої мережі. Іншим варіантом реалізації мультиспектрального контролю є багатопараметричний контроль безпосередньо за результатами

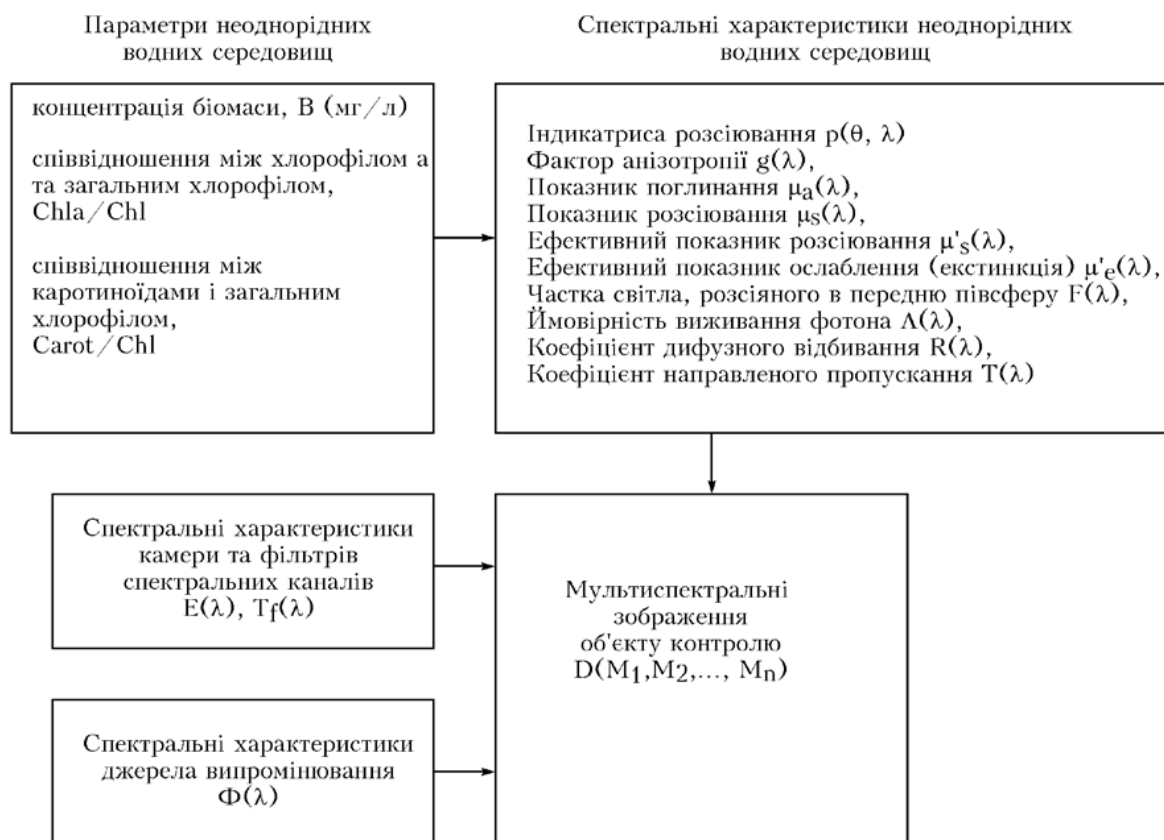


Рис. 1. Схема розв'язку прямої задачі вимірювання мультиспектральних параметрів водного середовища з відомими характеристиками



Рис. 2. Схема оцінювання достовірності мультиспектрального контролю параметрів водних середовищ

мультиспектральних вимірювань без використання регресійного рівняння.

Метод мультиспектрального контролю токсичності з використанням біоіндикації по фітопланктону зводиться до такої послідовності дій:

- відбирають проби досліджуваного водного середовища, що містить розчинені токсичні забруднювальні речовини, у пробу додають культуру фітопланктону;

- поверхню водного середовища освітлюють джерелом із рівномірним спектром випромінювання від 270 до 1200 нм;

- формують мультиспектральні зображення поверхні середовища на характеристичних довжинах хвиль за допомогою широкопasmової ПЗЗ-камери та перемикаемого вузькосmового оптичного фільтра;

- аналізують отримані мультиспектральні зображення, що дає змогу опосередковано виміряти значення тест-параметрів для контрольної і досліджуваної проби (I_c, I_e) за результатами мультиспектральних вимірювань;

- розраховують індекс токсичності $T = 100\% (I_c - I_e) / I_c$.

Зовнішній вигляд розроблених лабораторних макетних зразків засобів мультиспектрального контролю наведено на рис. 3. При використанні у лабораторному зразку засобу мультиспектрального екологічного контролю токсичності водних середовищ на основі біоіндикації по фітопланктону, наведеному на рис. 3а, чотирьох спектральних каналів із довжинами хвиль 450, 470, 530 та 660 нм отримано значення достовірності контролю токсичності 0,97, при використанні як джерел випромінювання лазерних діодів.

Метод мультиспектрального вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої полягає у визначенні порівняних розмірів зон водного середовища, які відповідають рослинам ряски без змін, із морфологічними змінами і чистій поверхні води, за допомогою аналізу

мультиспектральних зображень із подальшим розрахунком індексів токсичності [15]. Рослини ряски малої (*Lemna minor* L.) поміщають у модельне водне середовище у кюветі, яка розміщена у інтегровальній сфері на підложці з дифузно відбиваючим покриттям. Світлодіодні джерела випромінювання забезпечують рівень освітленості, достатній для нормальної життєдіяльності рослин ряски малої. Об'єкт дослідження освітлюється дифузно розсіяним світлом, відбитим від стінок інтегровальної сфери. Давач температури та нагрівальний елемент призначені для підтримки оптимальної температури у модельному водному середовищі. Модельні водні середовища з листцями ряски малої витримують протягом 7–14 діб при заданій температурі і освітленні. Визначаються порівняні розміри зон водного середовища, які відповідають листцям ряски без морфологічних змін (А), із морфологічними змінами (В) і чистій поверхні води (С), за допомогою аналізу мультиспектральних зображень поверхні модельних водних середовищ на характеристичних довжинах хвиль хромофорів ряски. Мультиспектральні зображення отримують за допомогою освітлення поверхні водних середовищ світлодіодними джерелами на характеристичних довжинах хвиль хромофорів (хлорофілу а, хлорофілу b та каротиноїдів). Підраховують кількість пікселів та порівнюють частину зображення для кожної із вказаних зон і розраховують тест-параметр для контрольної і досліджуваної проби $I_{c,e} = B_{c,e} 100\% / (A_{c,e} + B_{c,e})$, що дає змогу розрахувати індекс токсичності.

Лабораторний зразок засобу мультиспектрального екологічного контролю токсичності водних середовищ на основі ряски малої рис. 3б виготовлено на основі ПЗЗ-камери MDC140B із розділовою здатністю 1360x1024 та спектральним діапазоном 350–1000 нм. Освітлення об'єкта контролю здійснювалось світлодіодними джерелами випромінювання з довжинами хвиль 465, 525, 590 625, 820 та 860 нм. При використанні у засобі контролю токсичності



а)



б)

Рис. 3. Зовнішній вигляд розроблених лабораторних макетних зразків засобів мультиспектрального контролю

шести спектральних каналів отримано значення достовірності контролю токсичності 0,95.

Головні висновки. Проведений аналіз сучасних методів і засобів екоотоксикологічного контролю природних водних об'єктів показав, що їх загальним недоліком є низька достовірність контролю, пов'язана з недостатньою точністю вимірювання тест-параметрів. Для подальших досліджень як тест-об'єкти обрано фітопланктон та вищі водні рослини, а тест-параметрами, за якими здійснюється контроль забруднення, обрано концентрацію біомаси та співвідношення між пігментами. Наявні оптичні методи контролю параметрів водних середовищ є недосконалими та неспроможні вирішити поставлену задачу, що зумовило необхідність вдосконалення методів та засобів мультиспектрального контролю. Отримані результати розв'язання прямої оптичної задачі дають змогу пов'язати параметри водних середовищ з їх спектральними характеристиками. Своєю чергою, це дає змогу розв'язати обернену задачу визначення параметрів водних середовищ із результатів мультиспектральних вимірювань, тобто опосередковано вимірювати мультиспектральним методом параметри водних об'єктів для задач екологічного контролю їх стану. Вдосконалено метод мультиспектрального контролю токсичності з вико-

ристанням біоіндикації по фітопланктону, який, на відміну від відомих, використовує опосередковане вимірювання параметрів водних середовищ за допомогою регресійних рівнянь, що пов'язують ці параметри з результатами мультиспектральних вимірювань, що дає змогу підвищити достовірність контролю інтегральних параметрів забруднення водних середовищ. Вдосконалено метод мультиспектрального вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої, який, на відміну від відомих, визначає порівняні розміри зон водного середовища, які відповідають рослинам ряски без морфологічних змін, із морфологічними змінами і чистій поверхні води, за допомогою аналізу мультиспектральних зображень із подальшим розрахунком індексів токсичності, що дає змогу підвищити достовірність екоотоксикологічного контролю водних середовищ.

Перспективи використання результатів дослідження. Отримане значення достовірності контролю підтверджує можливість використання розроблених засобів контролю токсичності у спеціалізованих лабораторіях екологічних інспекцій та промислових об'єктів після відповідної метрологічної атестації та включення у Державний реєстр засобів вимірювальної техніки.

Література

1. Крайнюков О.М. Особливості системи нормування антропогенного забруднення поверхневих вод в Україні та країнах ЄС. Молодий вчений. 2016. № 3 (30). С. 300–303.
2. Балтиев Ю.С., Усов Г.П. Методические указания по интегральной оценке качества окружающей среды (экологическая разведка местности). Москва: Военное издательство, 2005. 119 с.
3. Крайнюков О.М., Тімченко В. Д. Удосконалення комплексної оцінки екологічного стану та якості води водних об'єктів. Вісник ХНУ імені В. Н. Каразіна, серія «Екологія». 2016. Вип. 14. С. 9–14.
4. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення: Вид. офіційне. Київ: Твій формат, 2006. 240 с.
5. Спосіб біологічної оцінки токсичності води та пристрій для біологічної оцінки токсичності води: пат. 8530 Україна: МПК6 G01N 33/18. № 3470469/SU; заявл. 14.07.1982; опубл. 30.09.1996, Бюл. № 3. 8 с.
6. Колупаев Б. И., Андреев А. А., Самойленко К. К. Оптический метод регистрации сердечного ритма у дафний. Гидробиологический журнал. 1977. Вып. 3, т. XIO. С. 119–120.
7. Лазерно-доплерівський пристрій для оцінки токсичності та біологічної активності хімічних речовин: пат. 45481 Україна: МПК6 G01N 33/48, G01P 3/36. №99084597; заявл. 10.08.1999; опубл. 15.04.2002, Бюл. № 4. 16 с.
8. Спосіб визначення токсичності речовин у водних розчинах: пат. 24287 Україна: МПК6 G01N 33/18, C12Q 1/00. №u200701375; заявл. 09.02.2007; опубл. 25.06.2007, Бюл. № 9. 4 с.
9. Спосіб визначення екологічного стану водойм: пат. 89288 Україна: МПК6 G01N 33/18. №a200806287; заявл. 13.05.2008; опубл. 11.01.2010, Бюл. № 1. 3 с.
10. Трусевич В.В., Гайский П.В., Кузьмин К.А. Автоматизированный биомониторинг водной среды с использованием реакций двустворчатых моллюсков. Морской гидрофизический журнал. 2010. № 3. С. 75–83.
11. Пристрій для оцінки токсичності стічних вод: пат. 8529 Україна: МПК6 A01K 61/00 G01N 33/18. №3251904/SU; заявл. 19.02.1981; опубл. 30.09.1996, Бюл. № 3. 6 с.
12. Спосіб визначення впливу токсичності стічних вод на водні солоні середовища: пат. 76248 Україна: МПК6 C02F 3/00 G01N 33/18. № 20040604487; заявл. 09.06.2004; опубл. 17.07.2006, Бюл. № 7. 6 с.
13. Гейны С., Сытник К. Макрофиты – индикаторы изменений природной среды. Киев: Наукова думка, 1993. 434 с.
14. Петрук В.Г., Кватернюк С.М., Слободянюк А.О., Безусяк Я.І. Мультиспектральний телевізійний вимірювальний контроль екологічного стану водних об'єктів за параметрами фітопланктону. Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. 2015. № 1(29). С. 145–149.
15. Спосіб мультиспектрального телевізійного вимірювального контролю забруднення водних об'єктів за допомогою ряски малої (*Lemna Minor* L.): пат. 117336 Україна: МПК6 G01N 21/25, G01N 33/18. №u201613426; заявл. 27.12.2016; опубл. 26.06.2017, Бюл. № 12. 6 с.
16. Кватернюк С.М. Математичне моделювання переносу випромінювання у багатошарових неоднорідних біологічних середовищах для задач мультиспектрального вимірювального контролю та діагностики. Оптико-електронні інформаційно-енергетичні технології. 2016. № 2(32). С. 57–63.

АКУМУЛЯЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У БІОЦЕНОЗАХ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ

Мельников А.Ю.

Науково-дослідна установа
«Український науково дослідний інститут екологічних проблем»
вул. Бакуліна, 6, 61166, м. Харків
atlonpc@ukr.net

Розглянута можливість використання вищих водних рослин як біоіндикаторів забруднення важкими металами водних екосистем. Представлено результати досліджень вмісту важких металів (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Co, Pb, Cd) у п'яти видах вищих водних рослин дельти р. Дунай у межах України. Встановлені закономірності вмісту важких металів у досліджених пробах рослин. Визначені види рослин, найбільш прийнятні для біоіндикації забруднення важкими металами водного середовища. *Ключові слова:* важкі метали, р. Дунай, вищі водні рослини, біоіндикація.

Аккумуляция тяжелых металлов в биocenозах дельты Дуная. Мельников А.Ю. Рассмотрена возможность использования высших водных растений в качестве биоиндикаторов загрязнения тяжелыми металлами водных экосистем. Представлены результаты исследований содержания тяжелых металлов (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Co, Pb, Cd) в пяти видах высших водных растений дельты р. Дунай в пределах Украины. Установлены закономерности содержания тяжелых металлов в исследованных пробах растений. Определены виды растений, наиболее приемлемые для биоиндикации загрязнения тяжелыми металлами водной среды. *Ключевые слова:* тяжелые металлы, р. Дунай, высшие водные растения, биоиндикация.

Accumulation of heavy metals in the biocenoses of the Danube Delta. Melnykov A. Yu. Using aquatic plants as bioindicators of pollution by heavy metals of aquatic ecosystems possibility was considered. Content of heavy metals (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Co, Pb, Cd) in five species of water plants in the Danube's delta within Ukraine were investigated. The heavy metals content relationships in the investigated samples of plants were established. The most acceptable for bioindication of aquatic environment contamination by heavy metals plants species were proposed. *Key words:* heavy metals, the Danube, higher aquatic plants, bioindication.

Постановка проблеми. Дунай – друга за величиною ріка Європи. В її межах знаходяться 17 країн, а забруднення навколишнього середовища є серйозною проблемою як для Дунайського басейну загалом, так і для ділянки р. Дунай, розташованої на території України [1]. Вміст важких металів (ВМ) у воді р. Дунай на території України систематично сягає наднормових значень [2; 3]. З огляду на значні витрати дунайської води (максимальне значення у вершині дельти Дунаю – 12 800 куб. м/с) [3] наявний контроль вмісту ВМ із періодичністю раз на місяць не може надати повну інформацію щодо забруднення вод р. Дунай.

Актуальність дослідження. Використання методів біоіндикації, заснованих на визначенні вмісту стійких забруднювачів у тканинах живих організмів, є перспективним при дослідженні забруднення навколишнього середовища. Зокрема, в Європейському Союзі встановлено стандарти якості довкілля для місту металів у біоті [5]. Зазвичай вміст важких металів визначають у рибі та двостулкових моллюсках, однак як біоіндикатори також можуть використовуватися занурені водні рослини [6–8], відбір і транспортування проб яких зазвичай менш ресурсозатратне.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.

Інформація про накопичення ВМ вищими водними рослинами (ВВР) може бути використана для більш повної оцінки забруднення металами як водного середовища [4–8], так і екосистеми загалом [5], що дасть змогу підвищити якість моніторингових даних та ефективність заходів щодо запобігання забрудненню водних екосистем ВМ.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. У науковій літературі публікації, вчених із різних країн Європи, розташованих у межах р. Дунай, присвячені дослідженню закономірностей вмісту важких металів у ВВР р. Дунай, зустрічаються досить часто, вони зазвичай присвячені визначенню вмісту ВМ у ВВР та використанню ВВР для оцінки забруднення ВМ водного середовища [7–8].

Новизна наукового дослідження – встановлення закономірності акумуляції ВМ (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Cr, Co, Pb, Cd) у ВВР дельти р. Дунай у межах України.

Виклад основного матеріалу. Відбір проб ВВР, води та донних відкладень проведено продовж 2016–2017 рр. у пунктах спостереження, розташованих на українській частині дельти р. Дунай, зокрема в межах міст Ізмаїл та Вилкове і на території Дунайського біосферного заповідника, три пункти відбору розташовані на рукаві Бистрий, по якому проходить глибоководний судновий хід Дунай–Чорне море (рис. 1).



Рис. 1. Розташування пунктів відбору проб ВВР

Для досліджень були відібрані проби занурених ВВР, які поширені на досліджуваних ділянках рдесника гребінчастого (*Potamogeton pectinatus* L.), рдесника пронизанолістного (*Potamogeton perfoliatus* L.), уруті колосової (*Myriophyllum spicatum* L.), кушира зануреного (*Ceratophyllum demersum* L.). Для порівняння акумуляційних властивостей гідратофітів із гідрофітами були узяті проби рогузу вузьколистого (*Typha angustifolia* L.), для чого відбирали рослини, які знаходилися у воді мінімум на 1/3 від їх висоти. Забезпечення репрезентативності відбору проб і рослинних угруповань проводили шляхом відбору проб рослин із країв та

середини угруповання з подальшим усередненням відібраних зразків.

Відібрані проби промивали, відділяли корінь від стебла, висушували та транспортували до лабораторії де проби гомогенізували. Пробопідготовку повітряно-сухих гомогенізованих проб проводилась шляхом мокрого озолення азотною кислотою та перекисом водню при постійному перемішуванні та поступовому нагріванні на магнітній мішалці. ВМ у підготовлених розчинах визначали атомно-абсорбційним методом із полум'яною та електротермічною атомізацією (залежно від вмісту металу в пробі) на приладі Hitachi Z-8000.

Результати визначення ВМ у стеблі рдесника гребінчастого та рдесника пронизанолістного наведені на рис. 2 та 3. Порівнюючи отримані результати вмісту ВМ у 2017 та 2016 рр., треба зазначити, що вміст ВМ стеблі ВВР у 2017 р. загалом зменшується, окрім пункту 5. Це можна пояснити тим, що проби у 2016 р. були відібрані із затіненої ділянки. В інших пунктах зміна вмісту ВМ у стеблі ВВР досить подібна до зміни вмісту ВМ у воді, зокрема за результатами досліджень [3; 9] вміст ВМ у пробах

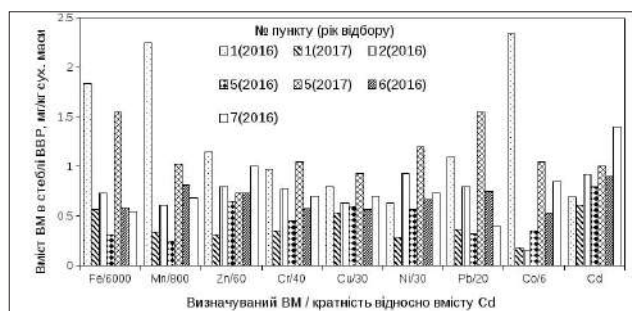


Рис. 2. Вміст ВМ у стеблі рдесника гребінчастого

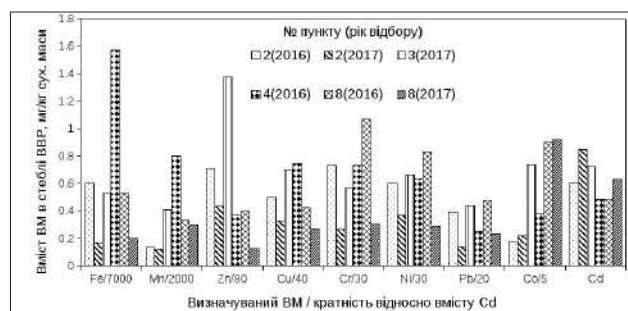


Рис. 3. Вміст ВМ у стеблі рдесника пронизанолістного

Таблиця 1

Відомості щодо відібраних проб ВВР

№	Розташування пункту	Дата відбору проби	Види відібраних рослин
1	Рукав Кілійський, 94 км (м. Ізмаїл)	08.2016	Рдесник гребінчастий
		08.2017	Рдесник гребінчастий
2	Рукав Кілійський, 21 км (м. Вилкове)	08.2016	Рдесник гребінчастий Рдесник пронизанолістний
		08.2017	Рдесник пронизанолістний
3	Рукав Очаківський, 17 км	08.2017	Рдесник пронизанолістний
4	Рукав Очаківський, 6 км	08.2016	Рдесник пронизанолістний
		08.2017	Уруть колосова Кушир занурений
5	Рукав Старостамбульський, 11 км	08.2016	Рдесник гребінчастий
		08.2017	Рдесник гребінчастий Кушир занурений
6	Рукав Бистрий, 9 км	08.2016	Рдесник гребінчастий Рогоз вузьколистий
7	Рукав Бистрий, 1 км	08.2016	Рдесник гребінчастий
8	Рукав Бистрий, 0 км	08.2016	Рдесник пронизанолістний
		08.2017	Рдесник пронизанолістний

води, відібраних у зазначених пунктах, у 2017 р. був нижчим за попередній рік.

Визначення вмісту важких металів у корінні ВВР було проведено в 2016 р. для рослин, відібраних у пунктах 5–7. Кратність вмісту ВМ у корінні щодо вмісту у стеблі для рдесника гребінчастого та рогузу вузьколистого наведені на рис. 4. Найбільша акумуляція досліджуваних ВМ, окрім Cd, у корінні ВВР порівняно зі стеблом встановлена для рдесника гребінчастого, відібраного в пункті 5, що можна пояснити тим, що рослини росли у затінку. Для проб рдесника гребінчастого, відібраних у пунктах 6 та 7, спостерігався більший вміст у стеблі таких металів: Mn, Zn, Cu, Co, Cd – № 6; Zn, Ni, Co, Cd – № 7. Що може свідчити про надходження значної кількості ВМ до стебла занурених ВВР не тільки з кореневої системи, а і з водного середовища. Надвисоке значення вмісту Ni в корінні рдесника гребінчастого у пункті 6 може вказувати на більшу доступність цього елемента на цій ділянці, оскільки його вміст у донних відкладах не перевищував значень, зафіксованих у донних відкладах інших досліджуваних пунктів.

Для порівняння ступеню накопичення металів у стеблі досліджених ВВР розраховані кратності вмісту ВМ для різних видів, відібраних в одному

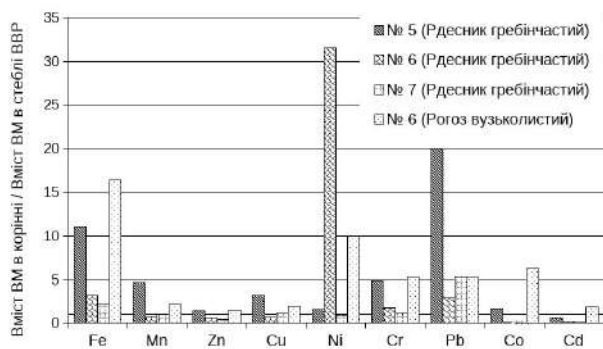


Рис. 4. Акумуляція ВМ в корінні ВВР щодо вмісту в стеблі, за результатами досліджень проб, відібраних у 2016 р. у пунктах №№ 5–7

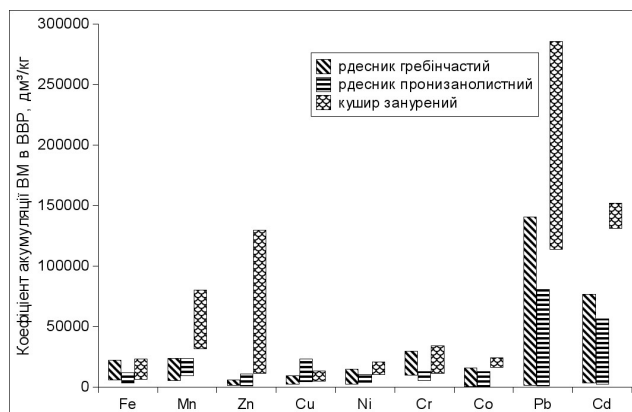


Рис. 6. Діапазон коефіцієнтів акумуляції ВМ у стеблі ВВР відносно вмісту металів у воді

пункті. Результат наведено на рис. 5. Найбільші кратності щодо вмісту ВМ у стеблі рдесника гребінчастого спостерігаються для кушира зануреного, найменші – рогузу вузьколистого. Зокрема, властивість кушира зануреного краще акумулювати ВМ, порівняно з іншими широко поширеними видами ВВР, дає змогу використовувати цей вид для біоіндикації забруднення водного середовища ВМ [7; 10].

За даними вмісту металів у досліджених видах ВВР р. Дунай, побудовані такі ряди за зменшенням вмісту ВМ у стеблі рослин: Рдесник гребінчастий: $Fe > Mn > Zn > Cr \geq Cu \geq Ni > Pb > Co > Cd$; Рдесник пронизанолистий: $Fe > Mn > Zn > Cu \geq Cr \geq Ni > Pb > Co > Cd$; Кушир занурений: $Fe > Mn > Zn > Ni > Cr > Cu \geq Pb > Co > Cd$; Уруть колосова: $Fe > Mn > Zn > Cu > Ni \geq Cr > Pb > Co > Cd$; Рогоз вузьколистий: $Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Pb > Ni > Co > Cd$.

Розраховані коефіцієнти акумуляції ВМ досліджуваними видами ВВР, K_a , для води та донних відкладів, за формулою (1), діапазони зміни K_a для рдесника гребінчастого, рдесника пронизанолистого, кушира зануреного представлені на рис. 6 та 7.

$$K_a = \frac{w_{ВВР}}{w_{OC}}, \quad (1)$$

де $w_{ВВР}$ – масова частка металу в ВВР, мг/кг сух. маси,

w_{OC} – валовий вміст металу в воді, мг/дм³, або донних відкладах, мг/кг сух. маси.

Найбільші коефіцієнти акумуляції ВМ у водних рослинах щодо валового вмісту металів у воді для



Рис. 5. Кратність вмісту ВМ в досліджених видах ВВР

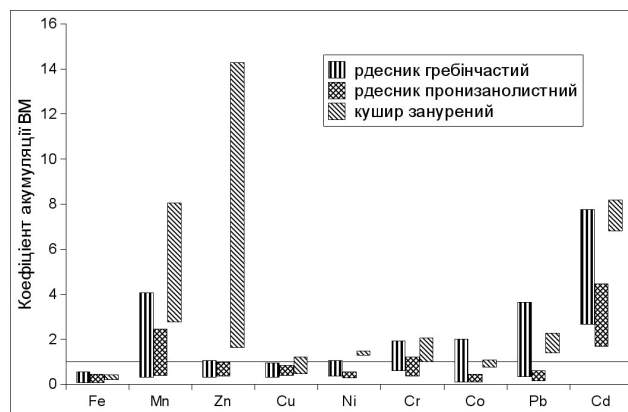


Рис. 7. Діапазон коефіцієнтів акумуляції ВМ в стеблі ВВР щодо вмісту металів у донних відкладах

Таблиця 2

**Результати кореляційного аналізу залежностей вмісту ВМ у ВВР від вмісту металів
у компонентах навколишнього середовища**

Вид, досліджувана частина ВВР	Абіотичне середовище (форма вмісту)	Елемент	Коефіцієнт кореляції	Коефіцієнт k (2)
Рдесник гребінчастий, стебло	Вода (валовий вміст)	Fe	0.91	7753
		Mn	0.96	18739
		Zn	0.99	1247
		Cu	0.89	4606
		Cr	0.94	13458
	Вода (розчинені форми)	Fe	0.99	33670
		Mn	0.95	51145
		Cu	0.85	4592
		Cr	0.96	21619
Рдесник гребінчастий, корінь	Донні відклади (валовий вміст)	Cu	0.97	0.799
		Cd	0.995	1.49
Рдесник пронизанолістний, стебло	Вода (валовий вміст)	Fe	0.95	9471
		Mn	0.96	13579
		Zn	0.97	1399
		Cu	0.90	5933
		Ni	0.91	4226
		Cr	0.93	7358
	Вода (розчинені форми)	Cu	0.97	5961
		Cr	0.87	9490

таких елементів, як Pb, Cd, Zn (рис. 6). Максимальні значення коефіцієнтів акумуляції ВМ у стеблі спостерігаються для кушира зануреного, також для цього виду характерна найбільша варіація розрахованих коефіцієнтів. Коефіцієнти акумуляції ВМ у стеблі ВВР щодо масової частки металів у донних відкладах для наведених видів ВВР для Fe (всі види), Cu (рдесник гребінчастий та пронизанолістний), Ni (рдесник пронизанолістний), Co (рдесник пронизанолістний), Pb (рдесник пронизанолістний) не перевищують 1, для інших результатів коефіцієнти акумуляції ВМ у стеблі ВВР щодо масової частки металів у донних відкладах вище 1, що свідчить про більшу акумуляцію ВМ водними рослинами порівняно з донними відкладеннями. Таким чином, використання ВВР для оцінки забруднення ВМ водного середовища потребує менш чутливих методів визначення вмісту металів, а включення такого показника, як вміст ВМ у ВВР, у програми моніторингу стану довкілля може суттєво розширити інформацію про забруднення ВМ навколишнього середовища.

Із метою оцінки можливості використання вмісту металів у занурених ВВР як показника оцінки забруднення ВМ навколишнього середовища проведено кореляційний аналіз. Були оцінені лінійні залежності виду (2):

$$w_{ВВР} = k \cdot w_{OC}, \quad (2)$$

де $w_{ВВР}$ – масова частка металу в ВВР, мг/кг сух. маси,

w_{OC} – валовий вміст металу в воді, мг/дм³, або донних відкладах, мг/кг сух. маси,

k – коефіцієнт.

У деяких пунктах концентрація ВМ у воді була нижчою за межу визначення методу аналізу, ці дані для побудови залежностей не використовувались, також проводилася перевірка статистичної значимості отриманих моделей. Значимі залежності вмісту ВМ у стеблі і корінні ВВР щодо їх вмісту у воді та донних відкладах під час проведених досліджень наведені в табл. 2. Підсумовуючи результати кореляційного аналізу, треба зазначити, що отримано багато значимих залежностей, зокрема для таких металів, як Cu та Cr, так і для інших елементів, що вказує на змогу використовувати ВВР у біоіндикації забруднення ВМ водних екосистем.

Головні висновки і перспективи подальших досліджень у цьому напрямі. Занурені ВВР української частини дельти р. Дунай акумулюють ВМ у кількостях, які в тисячі разів перевищують вміст металів у воді та до 15 разів – вміст металів у донних відкладах. Зміна вмісту ВМ у стеблі ВВР добре корелює зі змінами вмісту ВМ у воді. Отримані закономірності можуть бути використані для більш повної оцінки характеристик забруднення водного середовища ВМ. Серед досліджених видів ВВР найкращі акумуляційні властивості виявлені у кушері зануреному та, враховуючи, що ця рослина не має коріння та не поглинає речовини з донних відкладів, кушир занурений може бути рекомендовано як біоіндикатор забруднення поверхневих вод ВМ. До

недоліків використання занурених ВВР належать необхідність врахування освітленості ділянки. Їх нерівномірна поширеність по водному об'єкту, Ці недоліки можна усунути використанням активної біоіндикації. неможливість точно встановити вік рослини,

Література

1. Всемирный фонд дикой природы, Видение дельты Дуная. Вена–Одесса, 2002. 231 с.
2. Гриценко А.В., Васенко О.Г. Місце екологічного моніторингу у вирішенні проблем розвитку Придунав'я. Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2015. Вип. 37. С. 3–18.
3. Зведений заключний звіт про наукову роботу «Комплексний екологічний моніторинг довкілля під час експлуатації глибоководного суднового ходу р. Дунай-Чорне море у 2016–2017 роках. Район Морського підхідного каналу». Харків:УКРНДІЕП, 2016 р.
4. Васенко А.Г. Мельников А.Ю. Оценка содержания тяжелых металлов на разных участках водотока с использованием методов биоиндикации. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. XII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 5–9 вересня 2016 р.). Харків:Райдер, 2016 р. С. 45–47.
5. Никаноров А.М., Жулидов А.В., Покаржевский А.Л. Биомониторинг тяжелых металлов в пресноводных экосистемах. Л.: Гидрометеиздат, 1985. 144 с.
6. Directive 2008/105/EC of the european parliament and of the council of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council. URL: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:348:0084:0097:EN:PDF> (дата звернення 06.07.2018)
7. Gyosheva B., Hristova R., Valchev V. Heavy metal concentrations in several wetlands situated on three bulgarian danube tributaries. *Annuaire de l'universitѝ de sofia "st. kliment ohridski" faculte de biologie*. 2017. volume 102. livre 4. pp. 80–88.
8. Pajević S., Borišev M., Rončević S., et al. Heavy metal accumulation of danube river aquatic plants — indication of chemical contamination. *Central european journal of biology*. September 2008. Volume 3. Issue 3. Pp. 285–294.
9. Васенко О.Г., Мельников А. Ю. Дослідження вмісту важких металів у воді р. Дунай в межах України. Екологічна безпека. 2017. № 2/2017(24). С. 64–69.
10. Мельников А.Ю., Карлюк А.А. Биомониторинг тяжелых металлов в зоне влияния ТЭС. Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення: Зб. наук. ст. XIII Міжнародної науково-практичної конференції (м. Харків, 11–15 вересня 2017 р.). Харків: Райдер, 2017. С. 304–308.

УДК 597.554.3:639.215.43

МОРФО-БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПЛОСКИРКИ (*Blicca bjoerkna*, L., 1758) ДНІПРОВСЬКО-БУЗЬКОЇ ГИРЛОВОЇ СИСТЕМИ

Гейна К.М.

Інститут рибного господарства
Національної академії аграрних наук України
вул. Обухівська, 03164, м. Київ
Geina_k@ukr.net

Проаналізовані морфологічні характеристики плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи в сучасних умовах. Визначена вікова та статева структура промислового стада. Представлена інформація щодо темпу лінійно-вагового росту та динаміки вгодованості. Встановлено, що обмеженість правого крила вікового ряду викликана посиленням промисловим навантаженням на стадо. Просторова мінливість морфологічних ознак плоскирки стала менш суттєвою внаслідок трансформаційних процесів. *Ключові слова*: Дніпровсько-Бузька гирлова система, плоскирка, морфологічні ознаки, статевий диморфізм, структура стада.

Морфо-биологическая характеристика густеры (*Blicca bjoerkna*, L., 1758) Днепровско-Бугской устьевой системы. Гейна К.Н. Проанализированы морфологические характеристики густеры Днепровско-Бугской устьевой системы в современных условиях. Представлена информация по темпу линейно-весового роста и динамики упитанности. Установлено, что ограниченность правого крыла возрастного ряда вызвана усиленной промысловой нагрузкой на стадо. Пространственная изменчивость морфологических признаков стала менее существенной вследствие трансформационных процессов. *Ключевые слова*: Днепровско-Бугская устьевая система, густера, морфологические признаки, половой диморфизм, структура стада.

Morpho-biological characteristics of the gushers (*Blicca bjoerkna*, L., 1758) of the Dnieper-Bug wellhead system. Geyna K.N. Morphological characteristics of the duster of the Dnieper-Bug wellhead system under modern conditions are analyzed. The information on the rate of linear-weight growth and fatness dynamics is presented. It is established that the limitation of the right wing of the age range is caused by the increased fishing load on the herd. The spatial variability of morphological features became less significant due to transformation processes. *Key words*: Dnieper-Bug mouth system, gushers, morphological features, sexual dimorphism, herd structure.

Постановка проблеми. Антропогенне втручання у природні гідрологічні процеси Дніпра докорінним чином змінило структурні показники гідробіоценозу цієї найбільш крупної річкової системи України. Особливою потужністю негативні зміни відрізняються у нижній течії, тобто безпосередньо у пониззі Дніпра [1]. Ця акваторія завжди відігравала вирішальну роль у процесі відтворення, а відповідно, і підтримки чисельності основних представників прохідної, напівпрохідної та туводної іхтіофауни Дніпровсько-Бузької гирлової системи взагалі [2].

Іхтіологічні дослідження на акваторії гирлової системи Дніпра та Південного Бугу проводилися в різний час. Наукові напрацювання розділялися на період до утворення каскаду дніпровських водосховищ [3] та період після зарегулювання, коли головна увага дослідників акцентувалася на аналізі негативного впливу гідробудівництва на стан рибних запасів нижньої течії Дніпра [4]. Проте, як свід-

чить аналіз літературних джерел, такі дослідження стосувалися переважно представників напівпрохідної іхтіофауни (лящ, тараня, рибець, судак), коли доволі детально висвітлювалися питання динаміки вікової структури та особливостей лінійно-вагового росту [5–6]. При цьому туводній іхтіофауні приділялася менша увага. До таких видів у Дніпровсько-бузькій гирловій системі належить плоскирці *Blicca bjoerkna*, L., 1758.

Особливості біології з порівняльним аналізом пластичних та меристичних ознак плоскирки, яка мешкає у внутрішніх водоймах України, представлена у відомій роботі Ю.В. Мовчана та А.І. Смірнова [7]. Проте представлений матеріал датується 60–70 роками минулого століття. У більш пізніх наукових публікаціях більша увага приділялася темпу лінійно-вагового росту та характеру живлення [8–9]. Відомості щодо сучасної морфологічної характеристики плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової

системи є вкрай обмеженими, що зумовило головну мету дослідження.

Збір матеріалів здійснено на акваторії Дніпровсько-Бузької гирлової системи під час роботи спостережних пунктів Інституту рибного господарства НААН України. Функціонування цих пунктів регламентувалося протокольними рішеннями науково-промислової Ради Держрибагенства України. Дозволи на право вилучення водних біоресурсів видавалися місцевими органами рибоохорони відповідно до встановлених квот.

Іхтіологічні зразки відбиралися з контрольних та промислових знарядь лову – ставні сітки, частикові ятері, закидні неводи. Лінійні виміри, зважування та комплекс морфологічних промірів здійснено за загальною схемою для коропових риб [10]. Вікову структуру стада визначали за методичними розробками В.Л. Брюзгіна [11] та Н.І. Чугунової [12]. Математична обробка отриманих результатів виконана з використанням електронних таблиць редактора Microsoft Office Excel 2003 [13–14].

На віковий, розмірно-ваговий та статевий склад стада плоскирки було проаналізовано 828 екз. Морфологічна мінливість визначена на 152 екз. Зібрана та оброблена кількість іхтіологічного матеріалу дала змогу з певною мірою достовірності оцінити сучасний стан стада плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи.

Виклад основного матеріалу. Плоскирка (*Blicca bjoerkna*, L., 1758) є досить поширеним представником родини коропових у Дніпровсько-Бузькій гирловій системі. Мешкає переважно у заплавних системах пониззя Дніпра та Південного Бугу. У багатководні роки реєструється на прибережних ділянках Дніпровського лиману вздовж Кінбурської коси. Через відсутність значних міграцій належить до жилих видів, а за обсягами вилову – до малочисельних.

У плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи морфологічні ознаки є такими: D – III 8-9 ($M=8,36\pm0,15$); A – III 21-23 ($M=22,18\pm0,23$); P – I (13) 14-16 (17) ($M=15,18\pm0,35$); V – II 8; l.l. 43-50 ($M=46,73\pm0,74$); Sgu1 8-10 ($M=9,18\pm0,23$); Sgu2 5-6 ($M=6,09\pm0,21$).

Тіло досить плоске, стиснуте з боків із незначною товщиною $iH=11,34\pm0,19\%$ ($lim=9,46-12,97\%$), проте порівняно високе – $H=34,07\pm0,09\%$ ($lim=33,11-34,68\%$). Хвостове стебло є дещо видовженим $pl=13,71\pm0,17\%$ із рівнем варіабельності $Cv=6,05\%$ (табл. 1).

Спинний плавець розташований позаду від вертикалі через середину повздовжньої лінії тіла і дорівнює $aD=56,04\pm0,28\%$ з межами коливання ознаки (lim) від 54,71 до 58,86%. При цьому постдорсальна відстань є помітно меншою – $pD=35,94\pm0,16\%$ ($lim=34,8-37,57\%$).

Анальний плавець знаходиться далеко позаду від вертикалі через кінець основи спинного плавця – $aA=66,44\pm0,26\%$ ($lim=63,24-67,63\%$). При незна-

чній висоті ($hA=17,10\pm0,21\%$) є порівняно довгим – $lA=26,07\pm0,28\%$ ($lim=24,86-29,05\%$), що майже не відрізняється від висоти спинного плавця – $hD=26,12\pm0,14\%$ ($lim=24,62-27,43\%$).

До особливостей розташування черевних плавців належить те, що вони розташовані спереду від вертикалі через середину повздовжньої лінії тіла $aV=46,33\pm0,24\%$ ($lim=44,32-48,57\%$). Грудні плавці порівняно довгі ($lP=18,85\pm0,10\%$), проте навіть при максимальних відхиленнях від середньої вони не досягають основи черевних плавців – $PV=24,20\pm0,11\%$ ($lim=23,24-25,28\%$).

Голова у плоскирки не велика, дорівнює в середньому $lс=21,89\pm0,12\%$ промислової довжини тіла, але досить висока $hс=82,99\pm0,69\%$ ($lim=76,92-88,24\%$) з широким лобом $lо=35,60\pm0,50\%$ ($lim=32,35-39,02\%$) і великими очима $do=31,01\pm0,27\%$ ($lim=29,27-33,33\%$).

Позаоокова відстань, порівняно з довжиною рила, є набагато більшою, що зумовлює розташування ока ближче до переднього краю голови – $pc=44,32\pm0,37\%$ ($Cv=4,16\%$) та $ar=25,80\pm0,31\%$ ($Cv=5,99\%$) відповідно.

У плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи помічений статевий диморфізм. За основними меристичними ознаками достовірних розбіжностей не виявлено, проте серед проаналізованих 24 пластичних математично достовірні різниця помічена за 10 ознаками.

Результати математичних обчислень показали, що у самиць висота тіла є більшою ($Mdif=5,27$). Також встановлено, що довшими виявилися пектровентральна та антеанальна відстані з коефіцієнтами $Mdif=3,37$ та $Mdif=4,69$ відповідно. При цьому парні плавці у самців є довшими – $Mdif=3,52-5,45$, що також характерно для дорсального та анального плавців – $Mdif=4,63-6,27$.

У відділі голови також помічені достовірні розбіжності. У самиць лоб є ширшим ($Mdif=4,26$), а діаметр ока та висота голови виявилися меншими з коефіцієнтами $Mdif=3,24$ та $4,69$ відповідно. За іншими проаналізованими пластичними ознаками у самців та самиць плоскирки дослідної акваторії достовірної різниці не виявлено (табл. 2).

При вивченні просторової мінливості пластичних ознак у плоскирки встановлено наявність певних розбіжностей між дніпровським та бузькими угрупованнями. Проте достовірні різниця помічена лише за незначною кількістю пластичних ознак, які характеризують парні і непарні плавці (табл. 3).

З наведеної інформації видно, що у дніпровської плоскирки вищі анальний та спинний плавці $Mdif=3,64$ та $7,49$ відповідно, але парні плавці є коротшими $Mdif=4,63$ та $5,85$ відповідно за грудними та черевними. За іншими пластичними ознаками достовірної різниці не виявлено, але якщо порівняти дані за минуле століття [15], то достовірні різниця між дніпровською та бузь-

Таблиця 1

Морфологічні ознаки плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи, n=50 екз.

Ознака	M	±m	Cv, %	min	max
l, см	17,10	0,28	8,15	14,5	19,5
У % до l					
l cor	76,24	0,28	1,84	74,59	78,62
H	34,07	0,09	1,25	33,11	34,68
h	9,73	0,09	4,53	8,97	10,27
iH	11,34	0,19	8,49	9,46	12,97
aD	56,04	0,28	2,49	54,71	58,86
p D	35,94	0,16	2,25	34,83	37,57
a P	23,18	0,18	3,79	21,97	25,52
a V	46,33	0,24	2,57	44,32	48,57
a A	66,44	0,26	1,97	63,24	67,63
P V	24,20	0,11	2,31	23,24	25,28
V A	23,01	0,11	2,43	21,71	23,53
l – D	12,19	0,13	5,40	11,43	13,51
h – D	26,12	0,14	2,75	24,62	27,43
l – A	26,07	0,28	5,34	24,86	29,05
h – A	17,10	0,21	6,04	15,86	19,43
l – P	18,85	0,10	2,59	18,24	20,00
l – V	16,66	0,16	4,70	15,68	18,24
p -l	13,71	0,17	6,05	12,35	15,14
l c	21,89	0,12	2,73	21,03	22,97
У % до lc					
a r	25,80	0,31	5,99	24,24	28,95
d o	31,01	0,27	4,32	29,27	33,33
p c	44,32	0,37	4,16	41,18	47,22
h c	82,99	0,69	4,17	76,92	88,24
I o	35,60	0,50	7,01	32,35	39,02

Таблиця 2

Аналіз статевого диморфізму плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи

Ознака	Самці, n=25		Самці, n=25		Mdif
	M	±m	M	±m	
l, см	14,8	0,25	14,5	0,41	0,62
У % до l					
l cor	78,6	0,13	78,1	0,15	2,62
H	33,8	0,12	33,1	0,05	5,27
h	9,8	0,14	10,1	0,12	1,81
iH	10,3	0,19	9,7	0,11	2,94
aD	55,9	0,24	54,7	0,32	2,83
p D	35,9	0,16	35,8	0,21	0,19
a P	25,5	0,11	26,1	0,18	2,76
a V	46,9	0,19	46,6	0,17	1,08
a A	67,6	0,18	66,2	0,23	4,69
P V	24,5	0,11	23,9	0,14	3,37
V A	23,4	0,14	23,0	0,13	2,35
l – D	12,4	0,14	13,5	0,19	4,63
h – D	25,5	0,17	25,7	0,16	0,78
l – A	25,5	0,14	27,1	0,21	6,27
h – A	15,9	0,12	16,2	0,14	1,92
l – P	18,9	0,15	20,0	0,13	5,45

Продовження таблиці 2

l – V	16,6	0,38	18,2	0,29	3,52
p -l	13,8	0,22	14,2	0,20	1,36
l c	22,8	0,31	23,0	0,24	0,56
У % до lс					
a r	24,2	0,19	23,5	0,21	2,62
d o	32,4	0,14	33,3	0,24	3,24
p c	41,5	0,17	41,2	0,12	1,55
h c	85,3	0,12	86,2	0,15	4,69
I o	33,3	0,13	32,4	0,19	4,26

Таблиця 3

Порівняльна характеристика пластичних ознак плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи

Ознака	р. Дніпро, n=26		р. П. Буг, n=26		Mdif
	M	±m	M	±m	
l, см	16,27	0,26	15,71	0,23	1,61
У % до l					
l cor	77,41	0,28	78,05	0,30	1,54
H	36,87	0,11	37,70	0,28	2,78
h	10,62	0,08	10,23	0,15	2,25
iH	10,90	0,19	10,28	0,11	2,85
aD	56,46	0,29	57,43	0,36	2,11
p D	36,13	0,16	37,16	0,57	1,76
a P	23,39	0,08	23,14	0,05	2,70
a V	46,77	0,18	46,95	0,11	0,83
a A	67,00	0,12	68,11	0,55	1,95
P V	24,36	0,08	23,89	0,37	1,24
V A	23,04	0,12	23,64	0,17	2,90
l – D	12,29	0,15	12,81	0,21	2,01
h – D	28,31	0,25	26,15	0,14	7,49
l – A	26,55	0,31	25,60	0,36	2,01
h – A	17,07	0,23	16,15	0,11	3,64
l – P	19,00	0,10	19,85	0,15	4,63
l – V	16,23	0,16	17,45	0,13	5,85
p -l	13,73	0,13	13,31	0,16	2,03
l c	22,10	0,14	22,78	0,23	2,53
У % до lс					
a r	26,01	0,32	26,34	0,49	0,57
d o	31,77	0,22	30,88	0,53	1,53
p c	43,24	0,40	42,38	0,59	1,20
h c	84,25	0,71	80,53	1,49	2,26
i o	35,07	0,50	33,14	0,56	2,57

Таблиця 4

Вікова структура стада плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи

Роки	Вік, років				Середня, років	n, екз.
	3	4	5	6		
2004	41,3	34,7	19,3	4,7	3,87	155
2006	38,5	39,4	14,6	7,5	3,91	174
2011	39,4	43,3	14,1	3,2	3,81	165
2014	30,5	32,7	23,1	13,7	4,20	149
2015	41,4	36,2	15,9	6,5	3,88	185

Таблиця 5

**Статева структура стада плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи
(осереднені дані 2004–2015 рр., %)**

Вік, років	Самиці		Самці		Співвідношення ♀:♂
	екз	%	екз	%	
3	146	45,9	172	54,1	1:1,2
4	148	47,9	161	52,1	1:1,1
5	84	59,2	58	40,8	1:0,7
6	39	66,1	20	33,9	1:0,5
Загалом	417	50,4	411	49,6	1:1,0

кою плоскиркою в той час існувала за більшістю ознак.

Сучасна вікова структура промислового стада плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи нараховує чотири вікових групи. Наймолодшою групою є трирічки, найстаршою – шестирічки.

Ядро стада протягом проаналізованих років формували три групи – трирічки- п'ятирічки. Їх питома вага знаходилася в межах від 86,3% (2014 р.) до 96,8% (2011 р.). Динаміка змін вікової структури пояснювала відповідну стабільність середнього виваженого віку стада. За аналізований період він суттєво не змінювався і коливався в межах від 3,81 до 3,91 р.

Проте у 2014 р. було помічено збільшення середнього віку стада плоскирки до 4,2 р., що було наслідком суттєвого збільшення частки граничної

групи правого крила вікового ряду (шестирічки) до 13,7% загальної чисельності (табл. 4.8).

Лінійний ріст плоскирки інтенсивністю не відрізняється. Довжина трирічок змінювалася в межах від 9,5 до 11,3 см ($M=10,26\pm0,32$ см; $Cv=6,9\%$). Незначними відхилення від середньої довжини помічені у шестирічок – при $M=15,66\pm0,64$ см та $lim=14,9-16,4$ см варіабельність становила $Cv=4,10\%$, що вказує на зниження мінливості лінійних розмірів зі збільшенням віку (рис. 1).

Маса тіла найменш мінливою була у чотирирічок і за проаналізованими роками змінювалася в межах від 46 до 53 г, що зумовлювалося масовим дозріванням самиць. При цьому і варіабельність була самою низькою по стаду і становила $Cv=5,75\%$ при середній масі чотирирічок $M=49,8\pm1,3$ г. Зі збільшенням віку мінливість маси тіла у плоскирки закономірно збіль-

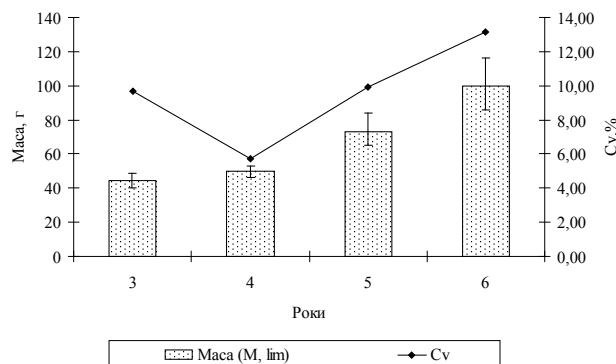
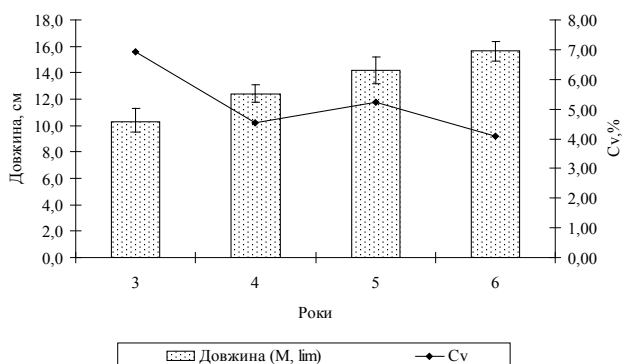


Рис. 1. Динаміка вікових змін лінійних розмірів та маси тіла плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи (осереднені показники)

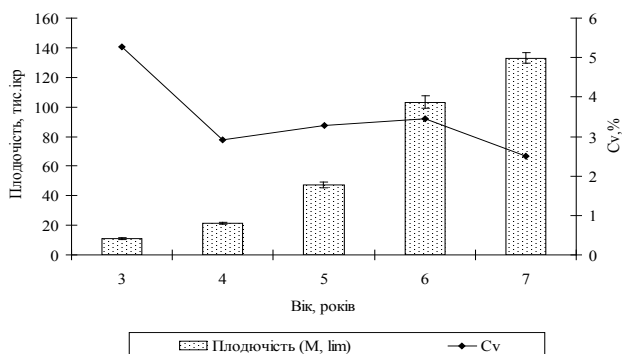


Рис. 2. Абсолютна індивідуальна плодючість самиць плоскирки, тис. ікр.

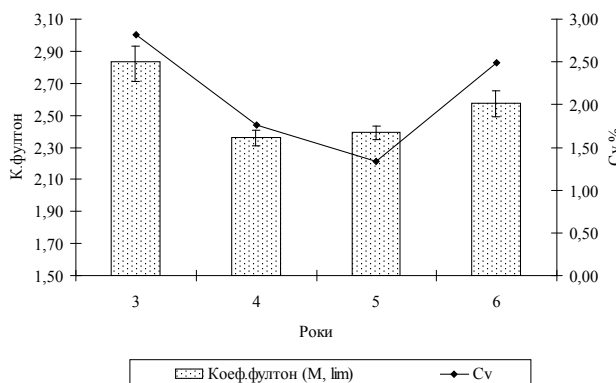


Рис. 3. Динаміка вікових змін вгодованості плоскирки

шувалася до $C_v=9,92\%$ у п'ятирічок та $C_v=13,14\%$. Динаміка росту маси тіла у плоскирки зумовлювалася віком настання статевої зрілості самиць, що впливало на статеву структуру стада.

У молодших вікових групах (трирічки–чотирирічки) помічається домінування самців. Проте їх частка у вказаних вікових групах поступово знижувалася з 54,1 до 52,1%. Важливо зазначити те, що навіть у граничній групі правого крила вікового ряду (шестирічки) питома вага самців становила 33,9% (табл. 5).

Середня абсолютна плодючість плоскирки змінювалася у досить широких межах – від $8,2\pm 0,30$ тис. ікр. у трирічок до $32,94\pm 1,69$ тис. ікр. у шестирічок (рис. 2). Варіабельність плодючості різко зростала від $C_v=4,78\%$ у самиць чотирирічного

віку до $C_v=11,50\%$ у граничній групі правого крила вікового ряду. При цьому помічалось закономірне зростання коефіцієнтів вгодованості внаслідок значного домінування самиць у групі шестирічок (рис. 3).

Головні висновки. Сучасна структура стада плоскирки Дніпровсько-Бузької гирлової системи є порівняно сталою, але обмеженість правого крила вікового ряду свідчить про посилений промисловий тиск. Статеве співвідношення, як взагалі по стаду, так і за віковими групами відповідає біології виду і є свідченням задовільної відтворювальної здатності загалом. Морфологічні розбіжності між дніпровським та бузьким угрупованнями плоскирки порівняно з даними минулого століття стали менш суттєвими, що є наслідком трансформаційних процесів гідрологічного режиму річкових систем.

Література

1. Шерман І.М. Екологічні трансформації річкових гідроекосистем та актуальні проблеми рибного господарства / І.М. Шерман, К.М. Гейна, С.В. Кутіщев, П.С. Кутіщев. Рибогосподарська наука України. 2013 (26). № 4. С. 5–16.
2. Владимиров В.И. Размножение рыб в условиях зарегулированного стока реки / В.И. Владимиров, П.Г. Сухойван, Н.С. Бугай. К.: Издательство АН УССР, 1968. 394 с.
3. Амброз А.Н. Рыбы Днепра, Южного Буга и Днепро-Бугского лимана. К.: Издательство АН УССР, 1952. 405 с.
4. Павлов П.И. Современное состояние запасов промысловых рыб нижнего Днепра и Днепро-Бугского лимана и их охрана. Киев, 1964. 298 с. [Рукопись деп. в ВИНТИ, № 27-64].
5. Брюзгин В.Л. Структура нерестовых стад и стан запасов основных промысловых рыб у понизья Дніпра. Влияние зарегулированного стока на биологию та чисельность промысловых видов рыб. К.: Наукова думка, 1967. С. 91–128.
6. Щербуха А.Я. Сучасний стан запасів промысловых рыб понизья Південного Бугу та прогноз змін у його іхтіофауні у зв'язку з подальшим скороченням стоку. Влияние зарегулированного стока на биологию та чисельность промысловых видов рыб. К.: Наукова думка, 1967. С. 150–169.
7. Мовчан Ю.В. Шемая, верховодка, бистрянкa, плоскирка, абрамис, рибець, чехоня, гірчак, карась, короп, гіпофталміхтис, аристіхтис / Ю.В. Мовчан, А.І. Смирнов. К.: Наук. думка, 1983. 360 с. (Фауна України. Риби. Т. 8, вип. 2. Коропові. Ч. 2).
8. Спесивий Т.В. Аналіз росту самиць плоскирки популяції Дніпродзержинського водосховища / Т.В. Спесивий, Ю.Г. Кузьменко. Рибогосподарська наука України. 2010. № 2. С. 46–49.
9. Екологія живлення і харчові взаємовідносини промысловых корошових Дніпровського лиману: Наукова монографія / І.М. Шерман, П.С. Кутіщев. Херсон: Гринь Д.С., 2013. 248 с.
10. Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. М.: Пищевая промышленность, 1966. 376 с.
11. Брюзгин В.Л. Методы изучения роста рыб по чешуе, костям и отолитам. К.: Наукова думка, 1969. 187 с.
12. Чугунова Н.И. Руководство по изучению возраста и роста рыб. М.: АН СССР, 1959. 164 с.
13. Аксютин З.М. Элементы математической оценки результатов наблюдений в биологических и рыбохозяйственных исследованиях. М.: Пищевая промышленность, 1968. 288 с.
14. Румшинский Л.З. Математическая обработка результатов эксперимента. М.: Наука, 1971. 192 с.
15. Щербуха А.Я. К систематике, биологии и промыслу густеры (*Blicca bjoerkna* (L.)) низовьев Южного Буга. Гидробиологический журнал. 1969. № 3. С. 54–60.

ВМІСТ МАГНІЮ В ПАНКРЕАТИЧНИХ ОСТРІВЦЯХ, ТИМУСІ ТА ЛІМФОЦИТАХ КРОВІ ТВАРИН В УМОВАХ МОДЕЛЮВАННЯ ДІАБЕТУ ТА СТРЕСУ

Григорова Н.В.

Запорізький національний університет
вул. Жуковського, 66, 69600, м. Запоріжжя
nvgrigорова@ukr.net

У досліджах на мишах і щурах із цукровим діабетом вивчався вплив стресу на вміст магнію – макроелементу, що підвищує захисні властивості організму, в лімфоцитах крові, клітинах підшлункової і виличкової залоз тварин. Експериментальний діабет у тварин викликали підшкірним введенням алоксану, а для моделювання стресу робили ін'єкції адреналіну та преднізолону. Для цитохімічного виявлення магнію в панкреатичних клітинах β , тимусних епітеліальних клітинах (ТЕК) і лімфоцитах крові дослідних тварин використовували методи, розроблені в нашій лабораторії. Встановлено накопичення магнію у β -клітинах панкреатичних острівців, клітинах тимуса та лімфоцитах крові при введенні мишам і щурам адреналіну та преднізолону, підвищення рівня яких у крові супроводжує розвиток гострої стресової реакції, що характеризується активацією симпатичного відділу нервової системи і функції надниркових залоз. Після ін'єкцій гормонів надниркових залоз з алоксановим діабетом спостерігалася часткова корекція дефіциту магнію в досліджених клітинах. Позитивна кореляція змін кількості металу в досліджених клітинах тварин вказує на наявність тісних імунно-інсулярних взаємин. *Ключові слова:* цукровий діабет, стрес, магній, панкреатичні острівці, тимус, лімфоцити крові.

Содержание магния в панкреатических островках, тимусе и лимфоцитах крови животных в условиях моделирования диабета и стресса. Григорова Н.В. В опытах на мышах и крысах с сахарным диабетом изучалось влияние стресса на содержание магния – макроэлемента, что повышает защитные свойства организма, в лимфоцитах крови, клетках поджелудочной и выличковой желез животных. Экспериментальный диабет у животных вызывали подкожным введением алоксана, а для моделирования стресса делали инъекции адреналина и преднизолонa. Для цитохимического выявления магния в панкреатических клетках β , тимусных эпителиальных клетках (ТЭК) и лимфоцитах крови подопытных животных использовали методы, разработанные в нашей лаборатории. Установлено накопление магния в β -клетках панкреатических островков, клетках тимуса и лимфоцитах крови при введении мышам и крысам адреналина и преднизолонa, повышение уровня которых в крови сопровождается развитием острой стрессовой реакции, характеризуется активацией симпатического отдела нервной системы и функции надпочечников. После инъекций гормонов надпочечников с алоксановым диабетом наблюдалась частичная коррекция дефицита магния в исследованных клетках. Положительная корреляция изменений количества металла в исследованных клетках животных указывает на наличие тесных иммунно-инсулярных взаимоотношений. *Ключевые слова:* сахарный диабет, стресс, магний, панкреатические островки, тимус, лимфоциты крови.

Magnesium content in pancreatic islets, thymus and blood lymphocytes in animals under conditions of diabetes and stress modeling. Hryhorova N.V. In experiments on mice and rats with diabetes, stress was studied on the content of magnesium – a macro element that increases the body's protective properties, blood lymphocytes, cells of the pancreas and thymus glands of animals. Experimental diabetes in animals was induced by subcutaneous administration of aloxane, and for stress modeling, they injected adrenaline and prednisolone. For cytochemical detection of magnesium in pancreatic β cells, thymic epithelial cells (TEC) and blood lymphocytes of experimental animals, methods developed in our laboratory were used. The accumulation of magnesium in the β -cells of pancreatic islets, thymus cells and blood lymphocytes is established when adrenaline and prednisolone are administered to mice and rats whose elevation in the blood accompanies the development of acute stress reaction characterized by activation of the sympathetic part of the nervous system and adrenal function. After injections of adrenal hormones with aloxane diabetes, partial correction of magnesium deficiency in the studied cells was observed. The positive correlation of changes in the amount of metal in the studied cells of animals indicates the existence of close immune-insular relationships. *Key words:* diabetes mellitus, stress, magnesium, pancreatic islets, thymus, blood lymphocytes.

Постановка проблеми. Цукровий діабет (далі – ЦД) являє собою постійно та швидко зростаючу медико-соціальну проблему в усіх індустріально розвинених країнах. Поширеність ЦД у світі перевищує всі теоретичні прогнози та має характер неінфекційної пандемії. Якщо 15 років тому експерти ВООЗ припускали, що до 2025 р. число хворих на ЦД в світі становитиме 380 млн осіб, то, за даними Міжнародної асоціації діабету, в 2011 р. кількість хворих на ЦД вже досягла 366 млн, а, за прогнозами

експертів ВООЗ, до 2030 р. число таких осіб становитиме 552 млн осіб [1; 2]. За останнє десятиріччя кількість хворих на діабет в Україні стрімко зросла з 1,8 до 2,8%. Однак, як свідчать дослідження, їх реальна кількість щонайменше вдвічі більша, оскільки половина хворих навіть не здогадується про свою недугу. Нині в Україні від ЦД страждає 1,2 млн осіб [3; 4].

Організм хворого на ЦД у реальному житті зазнає впливу стресогенних факторів, у тому числі еколо-

гічно несприятливих, що може відбитися на перебігу захворювання. Відомо, що при стресі змінюється, зокрема, функціональний стан кори надниркових залоз і автономної нервової системи [5; 6]. Тому введення лабораторним тваринам з алоксановим діабетом адреналіну та преднізолону дексаметазону дасть змогу змодельовати при стресовій ситуації зазначені зміни стану гормональної та нервової систем.

Актуальність дослідження. Відомо, що в основі ЦД лежать глибокі порушення обміну речовин, у тому числі мінерального [4–6]. На особливу увагу, на наш погляд, заслуговують дослідження вмісту внутрішньоклітинного магнію, що належить до найбільш важливих і незамінних для життєдіяльності живого організму макроелементів. Він відіграє важливу роль у функціонуванні різних органів, у тому числі підшлункової залози [7]. Іони магнію, як відомо, є антагоністами іонів кальцію, що активують у клітинах панкреатичних острівців мікротубулярно-мікрофіламентну систему, відповідальну за транспорт і екзоцитоз секреторних гранул [4; 7]. Метал, з'єднуючись з інсуліном, переводить гормон в активний стан. Баланс магнію модулює трансмембранний потік глюкози в м'язи, гепатоцити, нейрони, клітини плаценти та інші енерговмісні, насичені мітохондріями клітини організму, перешкоджаючи тим самим формуванню інсулінорезистентності [7; 8]. Магній зміцнює й імунну систему. При недостатності металу розвивається прискорена інволюція тимуса, зменшується активність В- і Т-клітин [7–9]. Практично у всіх хворих на діабет виявляється гіпомagneзіємія [7]. Аналогічні зміни концентрації магнію в крові спостерігаються у тварин при розвитку експериментального ЦД [8]. Відомо, що клітинні механізми автоімунної агресії є головною причиною деструкції β -клітин панкреатичних острівців у процесі інсулінозалежного діабету [10]. Враховуючи той факт, що в автоімунній реакції клітинного ланцюга імунітету беруть участь лімфоцити та тимус – центральний орган імуногенезу [11; 12], становлять інтерес порівняльні дослідження вмісту магнію в панкреатичних острівцях, тимусних епітеліальних клітинах (ТЕК) і лімфоцитах крові тварин з алоксановим діабетом під впливом гормонів надниркових залоз. Раніше такі дослідження не проводилось через брак досконалих методів цитохімічного виявлення магнію. Розробка в нашій лабораторії методів визначення цього металу в клітинах підшлункової і виличкової залоз, а також лімфоцитах крові, дала змогу провести такі дослідження.

Загальнонаукове значення роботи полягає в розширенні уявлень про механізми розвитку ЦД та стресу.

Мета дослідження – вивчити зміни вмісту магнію в панкреатичних острівцях, тимусі та лімфоцитах крові тварин з алоксановим діабетом в умовах моделювання стресової ситуації.

Методологічне або загальнонаукове значення.

У досліджах були використані білі статевозрілі миші та щурі віком 5–6 місяців, по 60 особин кожного виду. У всіх експериментах інтактні тварини слугували контролем, тому що після дослідження контрольної групи тварин (тварини, яким вводили фізіологічний розчин) та інтактною групи (тварини без втручань) були отримані дані, які між собою статистично не відрізнялися. Дослідження з використанням лабораторних тварин проводились згідно з вимогами ст. 26 Закону України «Про захист тварин від жорстокого поводження», «Європейської конвенції про захист хребетних тварин» (Страсбург, 1986) та принципів біоетики.

Діабет у тварин викликали шляхом підшкірного введення алоксану в дозі 200 мг/кг. В окремій серії експериментів тваринам з алоксановим діабетом та без нього вводили підшкірно адреналіну гідрохлорид у дозі 0,05 мг/кг і преднізолон – внутрішньом'язово в дозі 10 мг/кг ваги тіла. Першу ін'єкцію речовин робили через добу після введення алоксану, наступні – щоденно впродовж 4 діб. У тварин через 5 діб після введення діабетогенної речовини, 5 діб та ще 2 год пізніше – алоксану та гормонів надниркових залоз прижиттєво брали кров із хвоста, а після забою методом декапітації – шматочки підшлункової та виличкової залоз.

Для виявлення магнію в лімфоцитах крові на предметне скло наносили шар яєчного білка, готували мазки, підсушували на повітрі, промивали дистильованою водою. Забарвлювали мазки 0,05% спиртовим розчином люмомагнезону. Промивання забарвлених мазків проводили 0,1н розчином гідроксиду натрію і підсушували на повітрі. На мазок наносили краплю імерсійної олії і розглядали його під люмінесцентним мікроскопом. Для збудження люмінесценції використовували світлофільтр ФС-1, а як захисний (окулярний) – світлофільтр ЖС-18.

Для цитохімічного визначення магнію в клітинах підшлункової і виличкової залоз шматочки цих органів фіксували в 70° холодному (4°С) спирті, насиченому сірководнем. Потім шматочки проводили через спирти зростаючої міцності (80°, 90°, 96°, 100° – по 4 год. у кожному), суміш 50%-го ксилолу та 50%-го парафіну (по 30 хв. при температурі 40°С), два ксилоли (по 15 хв. у кожному), суміш 50%-го ксилолу та 50%-го парафіну (по 30 хв. при температурі 40°С), два рідкі парафіни (по 1,5 год. у кожному при 50°С) та заливали у парафін.

Парафінові зрізи 5 мкм завтовшки обробляли впродовж 3 хв. послідовно у двох ксилолах і спиртах. Потім флуорохромували 1% водним розчином люмомагнезом впродовж 3 год. і вивчали під люмінесцентним мікроскопом із використанням масляної імерсії (світлофільтри ФС-1 і ЖС-18). Оцінку інтенсивності рожевого забарвлення цитоплазми лімфоцитів, інсулоцитів і ТЕК проводили за допомогою мікрофлуориметра. Інтенсивність флуорес-

ценції виражали в умовних одиницях (ум. од.). Експериментальні дані обробляли за допомогою критерію t Стюдента, що пояснюється нормальним характером розподілу варіант у вибірках (критерій Колмогорова-Смірнова, Statistica, 6.0). Обчислювали коефіцієнт кореляції Пірсона (r) для оцінки ступеня зв'язку між змінами досліджених показників.

Виклад основного матеріалу. Було встановлено, що введення мишам діабетогенного агенту алоксану призводило до зниження вмісту магнію на 54% у панкреатичних клітинах β і лімфоцитах крові, 63% – ТЕК (P<0,001). У тварин, які отримали адреналін, вміст металу збільшувався на 36% у β -клітинах острівців (P<0,05), 49% – клітинах тимуса (P<0,01) і 34% (P<0,05) – у лімфоцитах крові (таблиця 1).

Аналогічні зміни вмісту магнію спостерігалися у мишей після ін'єкції преднізолону: збільшення показника в досліджених клітинах становило відповідно 27% (P<0,05), 37% (P<0,01) і 26% (P<0,05). Після введення адреналіну мишам з алоксановим діабетом вміст магнію порівняно з контролем був нижчим на 37% у панкреатичних острівцях і тимусі (P<0,001), 34% (P<0,01) – лімфоцитах крові. Порівняно з діабетичними тваринами вміст дослідженого металу в клітинах був вище на 38% (P<0,05), 68 і 43% (P<0,01) відповідно. У разі призначення преднізолону мишам із діабетом вміст магнію порівняно з контролем був високо достовірно нижчим на 36% в острівцевих β -клітинах, 51% – клі-

тинах вилочкової залози, 40% – лімфоцитах крові. У порівнянні з тваринами, що отримували алоксан, показники збільшувалися на 19% (P<0,05), 32 і 29% (P<0,01) відповідно. Достовірні коефіцієнти кореляції змін вмісту магнію в інсулоцитах, ТЕК і лімфоцитах крові дослідних мишей свідчать на користь існування функціонального зв'язку між цими клітинами.

Подібний характер змін вмісту магнію в панкреатичних острівцях, тимусі та лімфоцитах крові спостерігався в досліді на щурах із діабетом, яким вводили гормони надниркових залоз (таблиця 2).

Вміст магнію в інсулоцитах, ТЕК і лімфоцитах крові знижувався після ін'єкції алоксану на 54, 49 і 50% (P<0,001), підвищувався після введення адреналіну на 39%, 30% (P<0,001) і 32% (P<0,05), преднізолону – на 23, 20 і 26% (P<0,05). Після введення адреналіну щурам з алоксановим діабетом вміст магнію порівняно з контролем був нижче на 23% (P<0,05) у панкреатичних острівцях, 30% (P<0,001) – тимусі, 31% (P<0,001) – лімфоцитах крові. У порівнянні з діабетичними тваринами вміст дослідженого металу в клітинах був вище відповідно на 66, 38 і 37% (P<0,001). У разі призначення преднізолону щурам із діабетом вміст магнію порівняно з контролем був достовірно нижчим на 29% (P<0,01) в острівцевих β -клітинах, 40% (P<0,001) – клітинах вилочкової залози, 38% (P<0,01) – лімфоцитах крові. У порівнянні з тваринами, що отримували алоксан, показники збільшувалися на 50% (P<0,001), 19 і 24%

Таблиця 1

Вміст магнію (M $\pm$ m) в інсулоцитах, ТЕК, лімфоцитах крові та їх взаємозв'язок (r) у мишей при введенні алоксану, адреналіну, преднізолону, n=10

Група тварин	Вміст магнію, ум. од.			r ₁	r ₂
	Інсулоцити	ТЕК	Лімфоцити крові		
Контроль	92 $\pm$ 6,7	67 $\pm$ 5,0	125 $\pm$ 10,8	0,65*	0,57*
Алоксан	42 $\pm$ 2,5***	25 $\pm$ 1,7***	58 $\pm$ 3,3***	0,82***	0,84***
Адреналін	125 $\pm$ 10,0*	100 $\pm$ 8,3**	167 $\pm$ 14,2*	0,75**	0,59*
Преднізолон	117 $\pm$ 8,3*	92 $\pm$ 6,7**	158 $\pm$ 10,8*	0,73***	0,60*
Алоксан + адреналін	58 $\pm$ 2,5***, #	42 $\pm$ 2,5***, ##	83 $\pm$ 5,8**, ###	0,83***	0,62*
Алоксан + преднізолон	50 $\pm$ 3,3***, #	33 $\pm$ 1,7***, ##	75 $\pm$ 4,2***, ##	0,86***	0,74**

Примітка: тут і далі: * – p < 0,05; ** – p < 0,01; *** – p < 0,001 порівняно з контролем; # – p < 0,05; ## – p < 0,01; ### – p < 0,001 порівняно з тваринами, яким вводили алоксан; r₁ – коефіцієнт кореляції змін вмісту магнію в інсулоцитах і ТЕК; r₂ – коефіцієнт кореляції змін вмісту магнію в інсулоцитах і лімфоцитах крові.

Таблиця 2

Вміст магнію (M $\pm$ m) в інсулоцитах, ТЕК, лімфоцитах крові та їх взаємозв'язок (r) у щурів при введенні алоксану, адреналіну, преднізолону, n=10

Група тварин	Вміст магнію, ум. од.			r ₁	r ₂
	Інсулоцити	ТЕК	Лімфоцити крові		
Контроль	108 $\pm$ 7,5	83 $\pm$ 5,8	133 $\pm$ 12,5	0,75**	0,76***
Алоксан	50 $\pm$ 3,3***	42 $\pm$ 1,7***	67 $\pm$ 5,0***	0,85***	0,73**
Адреналін	150 $\pm$ 8,3***	108 $\pm$ 7,5***	175 $\pm$ 15,0*	0,52*	0,75**
Преднізолон	133 $\pm$ 10,0*	100 $\pm$ 5,0*	167 $\pm$ 11,7*	0,65*	0,64*
Алоксан + адреналін	83 $\pm$ 5,8*, ###	58 $\pm$ 3,3***, ###	92 $\pm$ 6,7**, ###	0,73**	0,86***
Алоксан + преднізолон	75 $\pm$ 5,0**, ###	50 $\pm$ 2,5***, #	83 $\pm$ 5,0**, #	0,75**	0,87***

($P < 0,05$) відповідно. У всіх випадках встановлена позитивна кореляція змін вмісту магнію в досліджених клітинах підшлункової і виличкової залоз, а також крові.

Головні висновки. Встановлено накопичення магнію у β -клітинах панкреатичних островців, клітинах тимуса та лімфоцитах крові при введенні мишам і щурам адреналіну та преднізолону, підвищення рівня яких у крові супроводжує розвиток гострої стресової реакції, що характеризується активацією

симпатичного відділу нервової системи і функції надниркових залоз. Після ін'єкцій гормонів надниркових залоз з алоксановим діабетом спостерігалася часткова корекція дефіциту магнію в досліджених клітинах. Позитивна кореляція змін кількості металу в досліджених клітинах тварин вказує на наявність тісних імунно-інсулярних взаємин.

Перспективи використання дослідження базуються на можливості проведення заходів патогенетичного лікування ЦД на тлі розвитку стресу.

Література

1. Sundararaghavan V., Mazur M.M., Evans B. Diabetes and bone health: latest evidence and clinical implications. *Ther. Adv. Musculoskelet Dis.* 2017. Vol. 9, № 3. P. 67–74.
2. Ingelfinger J.R., Jarcho J.A. Increase in the Incidence of Diabetes and Its Implications. *N. Engl. J. Med.* 2017. Vol. 376, № 15. P. 1473–1474.
3. Паньків В.І. Цукровий діабет: визначення, класифікація, епідеміологія, фактори ризику. *Международный эндокринологический журнал.* 2013. Т. 55, № 7. С. 95–104.
4. Боднар П.М., Михальченко Г.П., Комісаренко Ю.І. *Ендокринологія.* Вінниця: Нова книга, 2013. 480 с.
5. Демичева О.Ю. *Сахарный диабет.* Москва: Эксмо, 2016. 160 с.
6. Гарднер Д., Шебек Д. *Базисная и клиническая эндокринология.* Москва: Бином, 2016. 464 с.
7. De Baaij J.H., Hoenderop J.G., Bindels R.J. Magnesium in man: implication for health and disease. *Physiol. Rev.* 2015. Vol. 95. P. 1–46.
8. Haase H., Maret W. *Cellular and molecular Biology of metals.* CRC Press. 2010. Vol. 10, № 5. P. 181–212.
9. Tam M., Gomez S., Gonzales-Gross M. Possible roles of magnesium on the immune system. *Eur. J. Clin. Nutr.* 2003. Vol. 57, № 10. P. 1193–1197.
10. Lernmark A., Le Torre D. Immunology of β -cell destruction. *Islets of Langergans.* 2015. P. 1047–1080.
11. Geenene V., Brilot F., Lonis C. Importance of a thymus dysfunction in the pathophysiology of type 1 diabetes. *Kev. Med. Liege.* 2005. Vol. 60, № 5–6. P. 291–296.
12. Diana J., Gahzarian L., Simoni J. Innate immunity in type 1 diabetes. *Discov. Med.* 2011. Vol. 61. P. 513–520.

THE SEARCH OF THE NATIVE SOIL BACTERIA BRADYRHIZOBIUM

Gumeniuk I.I., Gruzynskiy S.Yu., Brovko I.S., Chabaniuk Ya.V.

Institute of Agroecology and Environmental Management
National Academy of Agricultural Sciences of Ukraine
Metrolohichna str., 12, 03143, Kyiv
gumenyuk.ir@gmail.com

The use of inoculants is a necessary and inalienable agrotechnology for the cultivation of soybeans and other leguminous crops in the most countries of the world. An important property of nodule bacteria is the ability to fix molecular nitrogen in symbiosis with legumes. Obtaining of the effective rhizobia is possible by the direct isolation from the soil or with modification by applying genetic engineering techniques. We isolated 34 bacterial isolates. As a result of biochemical tests, three isolates (LG2, LG3 and LG5) possible to allocate them to *Bradyrhizobium* genus. *Key words*: symbiotic system, nodule bacteria, nitrogen fixation, soybean, *Bradyrhizobium japonicum*.

Пошук аборигенних бактерій *Bradyrhizobium* з ґрунту. Гуменюк І.І., Грузинський С.Ю., Бровко І.С., Чабанюк Я.В.

Використання інокулянтів є обов'язковою та невід'ємною агротехнологією вирощування сої та інших бобових культур більшості країн світу. Важливою властивістю бульбочкових бактерій є здатність фіксувати молекулярний азот у симбіозі з бобовими культурами. Одержання ефективних ризобій можливе завдяки безпосередньому виділенню з ґрунту або модифікуванню при застосуванні методів генетичної інженерії. Нами було виділено 34 бактеріальних ізоляти. Внаслідок проведення біохімічних тестів з'ясовано, що три ізоляти (LG2, LG3 та LG5) належать до бактерій роду *Bradyrhizobium*. *Ключові слова*: симбіотична система, бульбочкові бактерії, азотфіксація, соя, *Bradyrhizobium japonicum*.

Поиск аборигенных бактерий *Bradyrhizobium* из почвы. Гуменюк И.И., Грузинский С.Ю., Бровко И.С., Чабанюк Я.В.

Использование инокулянтов является обязательной и неотъемлемой агротехнологией выращивания сои и других бобовых культур в большинстве стран мира. Важным свойством клубеньковых бактерий является способность фиксировать молекулярный азот в симбиозе с бобовыми культурами. Получение эффективных ризобий возможно благодаря непосредственному выделению таковых из почвы или модифицирование при помощи методов генетической инженерии. Нами было выделено 34 бактериальных изолята. В результате проведения биохимических тестов три изолята (LG2, LG3 и LG5) были классифицированы как род *Bradyrhizobium*. *Ключевые слова*: симбиотическая система, клубеньковые бактерии, азотфиксация, соя, *Bradyrhizobium japonicum*.

Introduction. Lately in Ukraine there is a tendency to increase sowing of soybean, and at the same time – increasing demand of the inoculants. These biopreparations, based on one or more useful strains of microorganisms that use molecular nitrogen as a food source and convert it into a form that is accessible to plants, are gaining popularity due to their relatively simple application and high efficiency. In general, the use of inoculants is an indispensable and integral agricultural technology for growing soybeans and other leguminous crops in most foreign countries of the world. Soybean inoculation improves crop yields and leads to a reduction in financial risks, due to lower cost compared to mineral nitrogen fertilizers. One of important properties of nodule bacteria is ability to fix molecular nitrogen from the atmosphere, it is possible only in symbiosis with legume crops. Under enabling conditions this legume crop can accumulate in the soil up to 320 kg / ha of biological nitrogen (50-80 kg/ha on average). While being in symbiotic relations, bacteria get all elements needed for growth and development from the host plant [1–3].

So, it's important to use inoculants based on highly active strains of nodule bacteria because of absence of effective local microbiota in Ukrainian soils. The obtaining of the useful soil rhizobia is possible by the direct isolation from the soil or with modification by applying genetic engineering techniques (transposonal mutagenesis, for example).

Market of biological products is actively developing and is full of biological preparation of both foreign and national production. Leading productions are concentrated in Argentina, Brazil, Germany, the United States and Canada. Guided by general stereotypes, agrarians prefer foreign brands. However, actual researches confirm the efficiency and expediency of using Ukrainian biologics, which have good results and are not less effective than foreign analogue. Local biologics have a number of advantages, among which the most important thing is considered to be adaptation to weather circumstances, climate, operating environment on the territory of Ukraine [4].

Literary review. Majority of symbiotic nitrogen-fixing bacteria is classified as *Rhizobiaceae* fam-

ily, it's *Alphaproteobacteria*, representatives of *Rhizobium*, *Mezorhizobium*, *Ensifer* (*Sinorhizobium*) and *Bradyrhizobium* genus. Effective symbiosis can be formed by sowing legumes in a new area of the earth due to the presence in the soil of adapted strains of nodule bacteria [5; 6].

Now in soybean growing technologies, pre-sowing seed treatment with microbial preparations is widely used based on highly effective strains of nodule bacteria. The productivity of symbiosis with nitrogen-fixing bacteria is determined by the activity and competitiveness of the strain in specific soil and climatic conditions, its complementarity to a certain plant variety, and the genetic characteristics of the macrosymbiont. Therefore, the creation of highly effective nitrogen fixing system *Bradyrhizobium japonicum* – soybean *Glycine max* (L.) Merrill has a great theoretical and practical value.

Thus, it is necessary to search for new highly effective and competitive strains of rhizobia – potential components of microbial preparations. Creation of this preparations based on effective nodule bacteria will allow to obtain environmentally safe and economically profitable high quality products [7].

Materials and methods. The search for and selection of effective strains of soybean rhizobia was carried out using methods of analytical selection in the log area, which was used as a pasture and for 30 years did not grow crops. Nodules on soybean plants were selected during the flowering phase. Sterilization of soybean nodules was carried out using ethanol and Microbac (BODE Chemie GmbH, Germany).

The isolation of bacterial isolates from sterile nodules was carried out by sowing on yeast-agar medium (YAM) of the following composition (g/l): mannitol – 8,0; yeast extract – 2,0; glucose – 2,0; $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ – 0,5; K_2HPO_4 – 0,35; KH_2PO_4 – 0,35; MgSO_4 – 0,2; agar – 20,0; pH 7,2.

Determination of the main culture-morphological and physiological properties of new rhizobial strains was carried out using express systems for the bacterial identification API® (bioMérieux, USA) and identifying features of Bergey's manual [8, 9].

The technological parameters of the growth of cultures of the strains of the nodule soybean bacteria were determined by Nikitin [10].

The activity of the symbiotic apparatus of soy was studied in a laboratory experiment. For this purpose, the length and weight of the stem and root of plants, the number and weight of nodules were measured [11].

The statistical analysis of the results was carried out using the recommendations of statistical analysis manuals and standard statistical software Statistica 10.0, Microsoft Excel 16.

Results of the research and discussion. Thus, during the vegetative period, we isolated 34 bacterial isolates. Making morphological studies of colonies and individual microorganisms, their coloring by Gram allowed to divide the bacteria into several groups. Among them

there were endophytic microorganisms, fast-growing and slow-growing nodule bacteria.

As a result of done research, we came to the conclusion, that ten isolates, conditionally marked as SF (12-21) were gram-negative aerobic rod-shaped bacteria and without spores, therefore they can be classified as *Ensifer* (*Sinorhizobium*) genus. Whereas in 3-day culture we could observe bacteria with the size 2,3-2,5 x 0,4-0,5 μm , which were agile and formed 7 mm diameter cream-white colonies on solid nutrient medium yeast-mannitol agar (YMA) and meat-peptone agar (MPA) and over time have the property of merging.

Other thirteen isolates, conditionally marked as BP (22-34) were classified as endophytes, since they are gram-positive aerobic rod-shaped bacteria and with endospore. This gave the opportunity to make a conclusion about their affiliation to *Bacillus* genus. Isolates SF12-SF21 and BP22-BP34 were not used in following research.

For our research we matched only 11 isolates. They were classified as *Rhizobium* genera, according to preliminary estimation, since all of them are gram-negative, obligatory aerobic rod-shaped bacteria and do not produce spores. In 3-day culture rods in the size 0,5–0,9 x 1,2–3,0 μm are agile and form two types of colonies: cream-white, round, convex, 1 mm and white, slimy, round, 2 mm, don't grow on MPA. By morphological features of the bacteria and characteristics of their colonies (form, color, size, surface) more than a half of isolates were bigger and had other color at the next sowing on YMA were larger in size, different in color and over time had the ability to merge, which does not look like *Bradyrhizobium* genus [9].

By studying the ability to metabolize sugar, it was shown that LG2, LG3, LG5 isolates possessed the ability to use arabinose, galactose, glucose, rhamnose, sucrose and mannitol as a substrate, and do not use sorbitol and inositol at all, which is typical of the reference strain.

Selected bacterial isolates didn't have the ability to produce gelatinase and were characterized by negative Voges-Proskauer test, which is classical for rhizobia. Also they didn't excrete H_2S , didn't synthesize indole and didn't utilize citrate.

Owing to making biochemical tests, three isolates (LG2, LG3 and LG5) can really be referred to *Bradyrhizobium* genus. Therefore, these isolates isolated from soybean plants *Glycine max* (L.) Merrill can be classified as rhizobia due to the evaluation of their morphological and biochemical characteristics. Similar data were obtained and characterized by the indian researchers Khansole and Gachande, who isolated isolates of nodule bacteria from the rhizosphere of *Glycine max* (L.) Merrill soil and characterized them as *Bradyrhizobium japonicum* sp. on the basis of morphological, cultural and biochemical features. It is advisable to carry out a genetic analysis of the presented isolates, and now is possible to allocate them to *Bradyrhizobium* sp. genus [12].

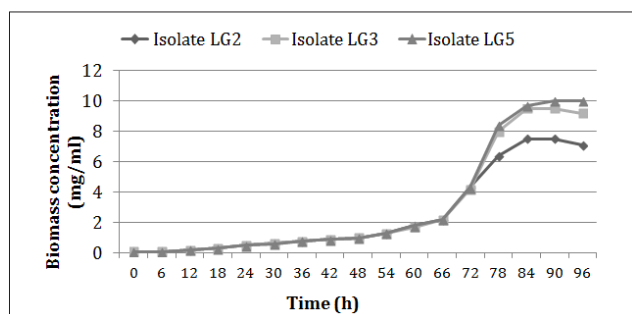


Fig. 1. Dynamics of growth of isolates *Bradyrhizobium* sp.

The other two isolates LG2 and LG3 also showed a good result. In particular, there was an increase in the vegetation index of soybean plants compared to control. Root length increased by 18 and 25%, root weight by 12 and 33% relative to LG2 and LG3 isolates accordingly. The stem height has increased by 15 and 17%, and the weight – 13 and 14%, accordingly. The weight of the stem and its height increased by 2-3% compared to the variant with *Bradyrhizobium japonicum* eko/001. The results of the root weight and length were somewhat lower than in this variant. The number of nodules

Table 1

The effect of *B. japonicum* isolates on the formation of a symbiotic apparatus and the development of soybean plants of Moravia variety

Variant	Stem length, cm	Stem weight, g	Root length, cm	Root weight, g	Nodules Quantity units/plant	Nodules weight, g/plant
Control	15,7 ±0,36	1,83±0,06	6,5±0,61	0,42±0,03	-	-
<i>Bradyrhizobium japonicum</i> eko/001 (Rizoaktiv R)	17,8 ±0,47	2,02±0,01	8,2±0,56	0,59±0,02	22,5±0,5	0,44±0,05
Isolate LG2	18,1±0,23	2,08±0,08	7,7±0,44	0,47±0,01	31,5±0,5	0,62±0,03
Isolate LG3	18,3±0,81	2,06±0,04	8,1±0,25	0,56±0,02	20,7±0,4	0,46±0,02
Isolate LG5	17,4 ±0,98	2,11±0,11	8,7±0,53	0,54±0,02	38,6±0,5	0,68±0,02

Studies on the dynamics of biomass growth of nodules soybean bacteria have shown that they are slowly growing bacteria (Fig. 1). In the exponential phase of isolates LG2 and LG3 went out on 3.5th day, and LG5 – on 4th day of cultivation.

The analysis of growth of studied isolates allows us to affirm that the optimum for cultivation of these soybean nodule bacteria is 90-96 hours. At the same moment the substrate of the nutrient medium is almost completely consumed by the studied microorganisms under investigation.

The pot experiment takes place in these studies to verify the efficiency of our isolates. The obtained data indicate that vegetative parameters of soybean plants are improved in all variants with bacterization (Table 1).

The isolate LG5 produced the largest number of nodules, which exceeded positive control by 72% and weight – by 55%, respectively. The development of plants in this variant was the best. For example, the length and mass of the root increased by 29 and 34% compared to the control variant without bacteria. The root length was 6%, and the stem weight was 4% higher than in the variant with the professional strain *Bradyrhizobium japonicum* eko/001.

and their weight while in variant with isolate LG2 was 1.4 times higher than that number in variant with professional strain *Bradyrhizobium japonicum* eko/001. And isolate LG3 index were at the level of the professional strain. In the control variant without bacterization, the formation of nodules was not noted.

While searching we isolated active bacterial isolates, which require a verification of competitiveness, virulence and other important features in field conditions and in the future they can be used as a base for microbiological preparations.

Conclusions. Thus, due to the search of nodule soybean bacteria and the study of their properties, the evaluation of the morphological and cultural characteristics of new isolates and the implementation of generally accepted physiological and biochemical tests for the identification of three isolates (LG2, LG3 and LG5) can be allocated to the genus *Bradyrhizobium* sp. These isolates are slowly growing bacteria, with an output of 3.5-4 days in the exponential phase. The largest nodulation activity was shown by isolate *Bradyrhizobium* sp. LG5, which exceeded the positive control by 72% by number and by 55% by the weight of the tubers. Further study and evaluation of these isolates, their use as bio-agents of modern biological products is all the more necessary.

References

1. Сидорова К.К., Глянченко М.Н., Мищенко Т.М., Власова Е.Ю., Шумный В.К. Симбиотическая фиксация атмосферного азота у бобовых растений как генетико-селекционный признак. Вавиловский журнал генетики и селекции. 2015. № 19 (1). С. 50–57.
2. Biate D., Kumar L., Ramadoss D., Kumari A., Naik S., Reddy, K., Annapurna K. Genetic diversity of soybean root nodulating bacteria. *Bacterial Diversity in Sustainable Agriculture*. 2014. Vol 5. P. 131–145.
3. Ronner E, Franke A, Vanlauwe B, Dianda M, Eden E, Ukem B, Bala A, Van Heerwarden J, Giller K(2016). Understanding variability in soybean yield and responses to P-fertilizer and rhizobium inoculants on farmers' field in Northern Nigeria. *Field Crop Research*. 2016. № 186. P. 133–145.

4. Маліченко С.М., Омельчук С.В., Маменко П.М., Коць С.Я. Ефективність, конкурентоздатність і технологічність нових аналітично селекціонованих штамів бульбочкових бактерій сої. Физиология и биохимия культ. растений. 2013. № 1. С. 53–60.
5. Howieson J.G., O'Hara G.W., Carr S.J. Changing roles for legumes in Mediterranean agriculture: developments from an Australian perspective. Field Crops Res. 2000. Vol. 65. Issue 2-3. P. 107–122. doi:10.1071/CP14063
6. Howieson J.G., Malden J., Yates R.J., O'Hara G.W. Techniques for the selection and development of elite inoculant strains of *Rhizobium leguminosarum* in southern Australia. Symbiosis. 2000. Vol. 28. P. 33–48.
7. Habtegebrial, K., Singh B.R. Wheat responses in semiarid northern Ethiopia to N₂ fixation by *Pisum sativum* treated with phosphorus fertilizers and inoculants Nutrient Cycling in Agroecosystems. 2006. Vol. 75. P. 247–255. doi:10.1007/s10705-006-9031-0
8. Возняковская Ю.М., Попова Ж.И. Методические указания по идентификации неспоровых бактерий, доминирующих в ризосфере растений. Ленинград: Наука, 1985. 48 с.
9. Brenner Don J., Krieg Noel R., Staley James T. The Proteobacteria. Bergey's Manual of Systematic Bacteriology. 2nd ed. New York: Springer, 2005. 1388 p.
10. Никитин Г.А. Биохимические основы микробиологических производств Київ: Вища школа, 1981. 112 с.
11. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. Москва: Агропромиздат, 1985. 351 с.
12. Gachande B.D., Khansole G.S Morphological, cultural and biochemical characteristics of *Rhizobium japonicum* syn. and *Bradyrhizobium japonicum* of soybean". Bioscience Discovery. 2011. Vol 2. Issue 1. P. 1–4.

МОРФОЛОГІЧНИЙ СКЛАД КРОВІ КОРОПА (*CUPRINUS CARPIO L.*) ЗА ДІЇ СУЛЬФАНИЛАМІДУ ТА ХЛОРТТЕТРАЦИКЛІНУ

Курбатова І.М., Захаренко М.О., Чепіль Л.В.

Національний університет біоресурсів і природокористування України
вул. Героїв Оборони, 19, 03041, м. Київ
innakurbatova@ukr.net

Досліджено морфологічний склад крові дворічок коропа під впливом сульфаніламідів та антибіотика хлортетрацикліну. У коропів за нетривалого (протягом 72 годин) перебування у воді, в яку додавали сульфаніламід у концентрації 0,015 мг/дм³ більшість морфологічних показників крові не змінюється. Встановлено лише незначне зниження у крові риб кількості еритроцитів та підвищення числа лімфоцитів і показника ШОЕ. Підвищення концентрації сульфаніламідів у воді до 0,15 і 0,30 мг/дм³ впливає на гематологічні показники риб більшою мірою, зменшуючи кількість еритроцитів і лейкоцитів, вміст еозинофілів, сегментоядерних нейтрофілів і концентрацію гемоглобіну, одночасно збільшуючи кількість лімфоцитів і моноцитів, а також показника ШОЕ крові коропів. У коропів, які перебували у воді з концентрацією хлортетрацикліну 1,10 мг/дм³, морфологічний склад крові не змінювався, за виключенням кількості еритроцитів, значення яких порівняно з контролем зменшилось на 21,4%, а показника ШОЕ – підвищилось на 58,8%. За більш високих доз хлортетрацикліну у воді (3,15 і 6,30 мг/дм³) морфологічний склад крові дворічок коропа зазнавав більшого впливу цього антибіотика, на що вказує зменшення кількості еритроцитів, лейкоцитів, еозинофілів і нейтрофілів, а також концентрації гемоглобіну за одночасного збільшення числа лімфоцитів і моноцитів та показника ШОЕ. Одержані результати свідчать про негативний вплив антимікробних препаратів сульфаніламідів і хлортетрацикліну, доданих у воду акваріума у високих концентраціях, на морфологію крові риб. *Ключові слова:* короп, кров, гемоглобін, клітини крові, сульфаніламід, хлортетрациклін.

Морфологический состав крови карпа (*Cuprinus carpio L.*) под воздействием сульфаниламида и хлортетрациклина. Курбатова И.Н., Захаренко Н.О., Чепиль Л.В. Исследован морфологический состав крови двухлеток карпа под воздействием сульфаниламида и антибиотика хлортетрациклина. У карпов при кратковременном (на протяжении 72 часов) пребывании в воде, в которую добавляли сульфаниламид в концентрации 0,015 мг/дм³, большинство морфологических показателей крови не изменяются. Установлено лишь незначительное снижение в крови рыб количества эритроцитов и повышение числа лимфоцитов и показателя СОЭ. Повышение концентрации сульфаниламида в воде до 0,15 и 0,30 мг/дм³ влияет на гематологические показатели рыб в большей степени, уменьшая количество эритроцитов и лейкоцитов, содержание эозинофилов, сегментоядерных нейтрофилов и концентрацию гемоглобина, одновременно увеличивая количество лимфоцитов и моноцитов, а также показателя СОЭ крови карпов. У карпов, которые находились в воде с концентрацией хлортетрациклина 1,10 мг/дм³, морфологический состав крови не изменялся за исключением количества эритроцитов, значение которых по сравнению с контролем уменьшилось на 21,4%, а показателя СОЭ – повысилось на 58,8%. При более высоких дозах хлортетрациклина в воде (3,15 и 6,30 мг/дм³) морфологический состав крови двухлеток карпа ощутил большее влияние данного антибиотика, на что указывает уменьшение количества эритроцитов, лейкоцитов, эозинофилов и нейтрофилов, а также концентрации гемоглобина при одновременном увеличении числа лимфоцитов, моноцитов и показателя СОЭ. Полученные результаты свидетельствуют о негативном влиянии антимикробных препаратов сульфаниламида и хлортетрациклина, добавленных в воду аквариума в высоких концентрациях, на морфологию крови рыб. *Ключевые слова:* карп, кровь, гемоглобин, клетки крови, сульфаниламид, хлортетрациклин.

Morphological composition of carp (*Cuprinus carpio L.*) blood under the influence of sulfonamide and chlortetracycline. Kurbatova I.M., Zakharenko M.O., Chepil L.V. The morphological composition of the blood of the two-year-old carpum was studied exposure to sulfonamide and the antibiotic chlortetracycline. In carps with short-term (during 72 hours) arrival in water in which sulfanilamide was added at a concentration of 0.015 mg/dm³, most of the morphological parameters of the blood do not change. A slight decrease in the number of erythrocytes in the blood of fish and an increase in the number of lymphocytes and an ESR index have been established. An increase in the concentration of sulfanilamide in water to 0.15 and 0.30 mg/dm³ affects the hematological parameters of ribs to a greater extent, reducing the number of erythrocytes and leukocytes, the content of eosinophils, segmented neutrophils and concentration, while increasing the number of lymphocytes and monocytes, as well as the index of ESR blood carps. In carp, which were in water with a concentration of chlortetracycline 1.10 mg/dm³, the morphological composition of the blood did not change except for the number of red blood cells, whose value, compared with the control, decreased by 21.4%, and the index of ESR increased by 58.8%. With the high doses of chlortetracycline in water (3.15 i 6.30 mg/dm³), the morphological composition of the blood of the two-year-old carp felt a greater effect of this antibiotic, as indicated by a decrease in the number of red blood cells, leukocytes, eosinophils and neutrophils, as well as hemoglobin concentration with simultaneous an increase in the number of lymphocytes and monocytes and a display of ESR. The results obtained indicate a negative effect of antimicrobial sulfanilamide preparations and chlortetracycline added to the aquarium water in high concentrations on the morphology of fish blood. *Key words:* carp, blood, hemoglobin, blood cells, sulfanilamide, chlortetracycline.

Постановка проблеми. Екологічні проблеми територій, на яких розміщені великі тваринницькі об'єкти, пов'язані з викидами у навколишнє середовище значної кількості різних забруднювачів – шкідливих газів, пилу, мікроорганізмів, продуктів життєдіяльності тварин, а також низки штучних ксенобіотиків лікувально-профілактичного призначення та антропогенного походження [1–3].

Проведеними дослідженнями встановлено, що, крім давно відомих, забруднювачами водних об'єктів останнім часом є залишки лікувально-профілактичних засобів – антимікробні препарати, засоби захисту тварин від гельмінтів, стимулятори продуктивності тварин [4].

Актуальність дослідження. Потрапляючи у природні водойми, вони мало піддаються біотрансформації, накопичуються у воді та негативно впливають на гідробіонтів [5; 6]. Крім того, джерелом цих забруднювачів води можуть бути також ветеринарні препарати, які застосовуються для профілактики інфекційних та інвазійних хвороб риб [7]. Негативний вплив антимікробних препаратів, антигельмінтиків та інших токсикантів води проявляється у зниженні виведення личинок коропа, зміні морфометричних показників, функції зябер та гепатопанкреаса, низки метаболічних перетворень у тканинах коропів різного віку [2; 7; 9]. Ступінь впливу ксенобіотиків, у тому числі вищевказаних, на організм риб залежить від властивостей токсикантів, його концентрації у воді, кумулятивної здатності, швидкості біодеградації, а також активності механізмів його знешкодження в тканинах [10; 11].

Одним із можливих шляхів токсичної дії ксенобіотиків в організм риб є їхній вплив на кровотворні органи, що може бути важливим критерієм оцінки екологічного стану водойми при вирощуванні риби.

Мета роботи – дослідити морфологічний склад крові коропа за дії антимікробних препаратів сульфаніламідів та хлор тетрацикліну, доданих у воду акваріума в різних концентраціях.

Методологічне або загальнонаукове значення.

Для досягнення поставленої мети проведено дві серії дослідів на дворічках коропа (*Cyprinus carpio* L.), живою масою 450–500 г, яких утримували в акваріумах об'ємом 40 дм³, протягом 72 годин по дві особи в кожному. У воді підтримували оптимальні значення температури (18–20 °С), вміст Оксигену (7,5 мг/л) та величину рН (7,82).

У першому експерименті досліджували морфологічний склад крові коропів під впливом сульфаніламідів, який додавали до води у концентрації 0,015 (перша), 0,15 (друга) і 0,30 мг/дм³ – (третя дослідна група). У другому досліді, який проведено за аналогічних умов, вивчали вплив на морфологічні показники крові риб хлортетрацикліну, який додавали у воду у концентрації 1,10 (перша), 3,15 (друга) і 6,30 мг/дм³ (третя дослідна група).

Риб контрольної групи у першому і другому досліді утримували в акваріумі об'ємом 40 дм³, заповненому відстояною водопровідною водою, гідрохімічні показники якої відповідали аналогічним значенням для коропів дослідних груп. Під час перебування коропів контрольної та дослідних груп у воді їх не годували. Кров у риб для досліджень відбирали із серця в спеціальні пробірки з гепарином. Морфологічні показники крові визначали за допомогою гематологічного аналізатора Micros-60 (Франція), ШОЕ – за методом Вестернгрена [12], а підрахунок лейкоцитарної формули здійснювали після фарбування препаратів за Паппенгеймом [12]. Одержані результати обробляли біометрично [13], використовуючи програмне забезпечення в M.Exel.

Виклад основного матеріалу. Дослідженнями встановлено, що антибактерійний препарат сульфаніламід, доданий у воду перед посадкою риб в акваріуми та їх перебування в ньому протягом 72 годин, впливає на кровотворні органи дворічок коропа. У риб зареєстровано значні зміни морфологічних показників крові, особливо за високих концентрацій сульфаніламідів у воді.

Таблиця 1
Морфологічний склад крові дворічок коропа за дії сульфаніламідів, %, $M \pm m$, $n=4$

Показник	Групи			
	контрольна	дослідні (вміст сульфаніламідів у воді, мг/дм ³)		
		перша (0,015)	друга (0,15)	третя (0,30)
Гемоглобін, Г/л	90,75±5,88	74,50±2,67	56,00±1,83*	74,55±4,84
Еритроцити, Т/л	2,15±0,22	1,43±0,07*	1,28±0,12*	1,43±0,06*
ШОЕ, мм/год	4,00±0,71	6,75±0,63*	8,00±0,41*	5,75±0,48
Лейкоцити, Г/л	15,50±0,50	15,88±0,41	9,03±0,49***	7,13±0,60***
Еозинофіли	1,97±0,02	2,17±0,10	1,74±0,11***	0,97±0,08*****
Нейтрофіли (сегментоядерні)	22,00±0,21	22,75±0,75	18,25±0,63***	15,25±0,48****
Лімфоцити	54,50±0,87	64,75±3,20*	67,00±1,83*	70,50±0,87*
Моноцити	5,25±0,48	5,50±0,64	8,00±0,41***	5,75±0,25***

Примітка: * – достовірна різниця порівняно з контролем; ** – порівняно з показниками першої дослідної групи; *** – порівняно з показниками другої дослідної групи.

Перебування коропів протягом 72 годин із сульфаніламідом, концентрація якого становила 0,015 мг/дм³ води (перша дослідна група), не впливало на морфологічні показники крові, за винятком кількості еритроцитів і лімфоцитів (табл. 1).

Встановлено, що кількість еритроцитів крові риб цієї групи порівняно з контролем зменшилась на 33,5%, лімфоцитів – зросла на 18,8%, а показник ШОЕ збільшився на 68,7%. У риб вказаної групи концентрація гемоглобіну, кількість лейкоцитів, еозинофілів, сегментоядерних нейтрофілів і моноцитів в крові, порівняно з контролем, не змінювалась.

Більш суттєвий вплив сульфаніаміду на морфологічні показники крові спостерігали у коропів другої дослідної групи при підвищенні його концентрації у воді до 0,15 мг/дм³. Навіть за нетривалого перебування риб другої дослідної групи у воді, із вказаною концентрацією сульфаніаміду, концентрація гемоглобіну в крові зменшилась на 38,8%, кількість еритроцитів – в 1,7 раза, лейкоцитів – на 41,7%, еозинофілів – на 25,3%, сегментоядерних нейтрофілів – на 17%, число лімфоцитів зросло на 22,9%, моноцитів – на 52%, а показник ШОЕ збільшився удвічі, порівняно з аналогічними показниками у риб контрольної групи (див. табл. 1).

Варто також зазначити, що порівняно з коропами першої дослідної групи деякі морфологічні показники крові риб другої групи змінились: кількість лейкоцитів знизилась на 39,8%, еозинофілів – в 1,5 раза, сегментоядерних нейтрофілів – на 19,8%, а моноцитів збільшилась на 45,4%. Інші показники морфологічного складу крові залишались у риб другої дослідної групи, порівняно з першою, залишались без змін.

Значний вплив сульфаніаміду на морфологічний склад крові встановлено і у риб третьої дослідної групи, які знаходились у воді з концентрацією цього ксенобіотика 30 мг/дм³. Під дією вказаної концентрації сульфаніаміду кількість еритроцитів у крові риб третьої дослідної груп, порівняно з контролем, знизилась на 33,5%, лейкоцитів – на 54%, еозинофілів – у 2 рази, сегментоядерних нейтрофілів – на 30,7%, а лімфоцитів, навпаки, – збільшилась на 29,3%,

тоді як концентрація гемоглобіну, число моноцитів і показник ШОЕ, порівняно з контролем, не змінювались (див. табл. 1).

Порівняно з рибами другої дослідної групи в крові коропів третьої дослідної групи зареєстровано зниження кількості еозинофілів на 33,9%, сегментоядерних нейтрофілів – на 16,4% і моноцитів – на 38,1%. Решта показників морфологічного складу крові риб третьої групи, порівняно з другою, не змінювалась.

Сульфаніламід чинить вплив на морфологічний склад крові риб, ймовірно, шляхом проникнення його в кров та кровотворні органи з подальшою дією на процеси кровотворення в таких органах риб, як селезінка, червоний кістковий мозок, лімфатичні вузли, а також на функціональну активність клітин червоної і білої крові [14]. Зниження концентрації гемоглобіну в крові під впливом сульфаніаміду може викликати тканинну гіпоксію, а зменшення кількості еритроцитів і лейкоцитів та інших клітин білої крові свідчить про токсичний вплив цього антибіотика на процеси гемо- та імунопоезу в організмі [14].

Вплив антибіотика хлортетрацикліну на гематологічні показники крові коропа також супроводжувався зміною кількості клітин крові та концентрації гемоглобіну. За концентрації хлортетрацикліну у воді акваріума 1,10 мг/дм³ (перша дослідна група) більшість досліджуваних показників крові коропів залишалась без змін порівняно з рибами контрольної групи. У крові риб цієї групи зареєстровано тільки незначне зниження кількості еритроцитів на 21,4%, а також збільшення показника ШОЕ на 58,8%, порівняно з контролем (табл. 2). Тоді як вміст гемоглобіну, кількість лейкоцитів, еозинофілів, сегментоядерних нейтрофілів, лімфоцитів і моноцитів у крові риб не змінювався.

За концентрації хлортетрацикліну у воді акваріума до 3,15 мг/дм³ (друга дослідна група), навіть за нетривалої його дії гематологічні показники риб змінювались у значно більшій мірі.

У крові риб вказаної групи порівняно з контролем встановлено нижчу на 26,2% концентрацію

Таблиця 2
Морфологічний склад крові дворічок коропа звичайного за дії хлортетрацикліну, %, $M \pm m$, $n=4$

Показник	Групи			
	контрольна	дослідні (вміст хлортетрацикліну у воді, мг/дм ³)		
		перша (1,10)	друга (3,15)	третя (6,30)
Гемоглобін, Г/л	127,00±6,96	106,50±7,41	93,75±2,95*	116,00±3,58
Еритроцити, Т/л	2,10±0,11	1,65±0,09*	1,48±0,14*	2,50±0,13*
ШОЕ, мм/год	4,25±0,48	6,75±0,63*	9,50±0,64*	5,00±0,82***
Лейкоцити, Г/л	14,95±0,39	13,35±0,39	8,10±0,37*	5,30±0,10*****
Еозинофіли	2,50±0,06	2,25±0,10	1,75±0,09*	1,45±0,10****
Нейтрофіли (сегментоядерні)	21,75±1,44	22,00±0,91	19,75±1,11	15,75±0,85*****
Лімфоцити	65,00±2,61	69,25±2,87	76,25±1,03*	77,75±1,65***
Моноцити	4,75±0,48	5,25±0,48	7,75±0,95*	7,50±0,64***

гемоглобіну, меншу на 29,5% кількість еритроцитів, на 45,8% лейкоцитів, на 30,0% еозинофілів, вищу на 17,3% чисельність лімфоцитів, на 63,1% моноцитів, більше значення у 2,2 раза показника ШОЕ, за сталої кількості сегментоядерних нейтрофілів (див. табл. 2).

Морфологічні показники крові риб другої дослідної групи практично не відрізнялись від аналогічних даних у коропів першої групи. За концентрації хлортетрацикліну у воді 6,30 мг/дм³, в якій перебували риби третьої дослідної групи, тобто підвищення вмісту цього ксенобіотика у два рази порівняно з його рівнем у воді риб другої групи кількість еритроцитів у крові риб порівняно з контролем, на відміну від аналогічного показника у коропів першої та другої групи, навпаки, зросла на 19,0%, лімфоцитів – на 19,6%, моноцитів – на 57,0%, тоді як чисельність лейкоцитів знизилась у 2,8 раза, еозинофілів – на 42,0%, сегментоядерних нейтрофілів – на 26,7%, а концентрація гемоглобіну і показник ШОЕ не змінювались (див. табл. 2).

Порівнюючи морфологічні показники крові коропів третьої дослідної групи з другою, варто вказати на вищу на 23,7% концентрацію гемоглобіну, більшу на 68,9% кількість еритроцитів, нижче на 34,6%

число лейкоцитів, на 20,0% сегментоядерних нейтрофілів і на 47,7% показника ШОЕ за сталих значень кількості еозинофілів, лімфоцитів і моноцитів.

Виявлені суттєві зміни морфологічних показників крові коропів при перебуванні у воді з концентрацією хлортетрацикліну 3,15 (друга) і 6,30 мг/дм³ (третья дослідна група), ймовірно, виникли внаслідок впливу цього антибіотика на кровотворні органи, процеси біосинтезу гемоглобіну і вказують на розвиток патологічного процесу в тканинах риб [15].

Головні висновки. Отже, на основі проведених досліджень можна зробити висновок, що дворічки коропа за низьких концентрацій досліджуваних антимікробних засобів сульфаніламідів, хлортетрацикліну, які додавали до води акваріума, здатні адаптуватись до їх негативної дії, про що свідчить відсутність впливу на кровотворні органи, і це підтверджено одержаними результатами морфологічних показників крові.

Підвищення концентрації сульфаніламідів та хлортетрацикліну у воді акваріума у два і більше разів негативно впливає на кровотворні органи дворічок коропа, що підтверджується значними змінами концентрації гемоглобіну, клітин червоної і білої крові, а також показника ШОЕ.

Література

1. Цудзевич Б.О. Ксенобіотики: накопичення, детоксикація та виведення із живих організмів. Тернопіль, 2012. 384 с.
2. Курбатова І.М., Цедик В.В. Антибактеріальні препарати, антигельмінтики та гормони продуктів життєдіяльності свиней. Агроекологічний журнал. 2017. № 3. С. 122–128.
3. Іванова О.В., Захаренко М.О. Санітарно-гігієнічна оцінка стоків тваринницьких підприємств. Ветеринарна біотехнологія. 2010. № 18. С. 77–81.
4. Hou J., Wan W.N., Mao D.Q., Wang C., Mu Q.H., Qin S.Y. Luo, Y. Occurrence and distribution of sulfonamides, tetracyclines, quinolones, macrolides and nitrofurans in livestock manure and amended soil of Northern China. Environmental Science Pollution Research. 2015. 22. P. 4545–4554.
5. Іванова О.В., Захаренко М.О. Гігієнічні показники стоків свинарських підприємств за біологічних способів очистки. Науковий вісник Львівського нац. ун-ту вет. медицини і біотехнології ім. С.З. Гжицького. 2013. № 3 (57). С. 335–341.
6. Курбатова І.М. Чепіль Л.В., Євтушенко М.Ю. Активність ферментів плазми крові коропа за дії нандролону. Вісник Запорізького національного університету. Серія «Біологічні науки». 2017. № 1. С. 38–41.
7. Курбатова І.М. Розвиток ікри та виживання ембріонів коропа за дії альбендазолу. Гідробіологічний журнал. 2013. 193. С. 127–131.
8. Куцан О.Т., Малінін О.О., Євтушенко Н.В. та ін. Ефективність застосування альбендазолу за умов ботріоцефальної інвазії коропа та фармакінетика препарату в органах і тканинах риб. Ветеринарна медицина. 2008. Т 90(Х). С. 285–289.
9. Курбатова І.М. Білковий спектр плазми крові коропа за дії хлортетрацикліну. Гідробіологічний журнал. 2016. Т. 52. № 2. С. 103–108.
10. Sreekala, G., Raghuprasad, S., Zutshi, G. Bela. Biochemical markers and histopathology of the target tissues of Labeo rohita reared in freshwater Lakes of Bangalore Karnataka. Indian journal of Research in Environmental Science and toxicology. 2 (2). P. 43–52.
11. Жиденко А.А. Гематологические показатели двухлеток карпа в условиях гербицидной загрузки. Вісник Дніпропетровського нац. ун-ту. Серія «Біологія, Екологія». 2007. Т. 1. Вип. 16. С. 38–44.
12. Боярчук О.Д., Виноградов О.О. Біохімія стресу. Лабораторний практикум Луганський ДЗ ЛНУ імені Тараса Шевченка. 2013. 256 с.
13. Кокунин В.А. Статистическая обработка данных при малом числе опытов. Украинский биохимический журнал. 1975. Т. 47. № 6. С. 776–790.
14. Житенева Л.Д., Макаров Э.В., Рудницкая О.А. Основы ихтиогематологии. Ростов-на-Дону, 2004. 312 с.
15. Маклакова М.Е., Ступин Р.В., Кондратьева И.А. Исследование влияния различных агентов на иммуно-физиологический статус радужной форели. Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический. Т. 114. № 2. С. 64–65.

О НЕКОТОРЫХ ВИДАХ КОКЦИНЕЛЛИД (COLEOPTERA, COCCINELLIDAE), РЕГУЛИРУЮЩИХ ЧИСЛЕННОСТЬ РАВНОКРЫЛЫХ НАСЕКОМЫХ В АЗЕРБАЙДЖАНЕ (HEMIPTERA, COCCOIDEA, APHIDOIDEA)

Мустафаева Г.А., Мирзоева Н.Б., Мустафаева И.Э.,
Асланова Гюльнара Мирза-бала

Институт зоологии
Национальной академии наук Азербайджана
Аббасзаде 504-й квартал, 1128-й переход,
AZ1073, Сабаильский район, г. Баку
zoolog88@mail.ru
mustafazadeh2006@mail.ru
nauka-205@mail.ru

В статье приводятся данные о видовом составе и трофических связях кокцинелл с равнокрылыми насекомыми в Азербайджане. В результате исследований в республике было выявлено 21 вид кокцинелл, из которых к роду *Coccinella* Linnaeus относятся 3 вида, роды *Chilocorus* Leach, *Exochomus* Redtenbacher, *Adalia* Mulsant, *Scymnus* Kugelann, *Nephus* Mulsant представлены 2 видами и к остальным родам относится 1 вид. 2 вида *Rhyzobius lophanthae*, *Chilocorus bipustulatus* являются эффективными энтомофагами, и их можно использовать в биологической борьбе против щитовок. **Ключевые слова:** кокцинеллы, видовой состав, энтомофаги, щитовки, ложнощитовки, тли, биологическая борьба.

Про деякі види кокцинелл (coleoptera, coccinellidae), що регулюють чисельність рівнокрилих комах в Азербайджані (Hemiptera, coccioidea, aphidoidea). Мустафаєва Г.А., Мирзоева Н.Б., Мустафаєва И.Э., Асланова Гюльнара Мирза-бала. У статті наводяться дані про видовий склад і трофічні зв'язки кокцинелл із рівнокрилими комахами в Азербайджані. В результаті досліджень у республіці було виявлено 21 вид кокцинелл, з яких до роду *Coccinella* Linnaeus належать 3 види, роди *Chilocorus* Leach, *Exochomus* Redtenbacher, *Adalia* Mulsant, *Scymnus* Kugelann, *Nephus* Mulsant представлені 2 видами і до решти родів належить 1 вид. 2 види *Rhyzobius lophanthae*, *Chilocorus bipustulatus* є ефективними ентомофагами, і їх можна використовувати в біологічній боротьбі проти щитівок. **Ключові слова:** кокцинелли, видовий склад, ентомофаги, щитівки, ложнощитовки, попелиці, біологічна боротьба.

On some coccinellid species (Coleoptera, Coccinellidae) regulating densities of homopteran insects in Azerbaijan (Homoptera, Coccoidea, Aphidoidea). Mustafayeva G. A., Mirzoyeva N.B., Mustafayeva I.E., Aslanova Gulnara Mirza-bala. In present paper the data on species composition and trophic relations of coccinellids with homopteran insects in Azerbaijan are provided. As a result of investigation 21 coccinellid species were revealed. There species belong to the genus *Coccinella* Linneus. Each of the genera, *Chilocorus*, *Exochomus*, *Adalia*, *Scymnus*, *Nephus* in clued 2 species While remaining genera are represented by a single species. Two species – *Rhyzobius lophanthae*, *Chilocorus bipustulatus* are efficient entomophages which could be used as biological control agents against scale in sects. **Key words:** coccinellids, species composition, entomophages scale insects, false scale insects, aphids, biological control.

Постановка проблемы. В защите растений от равнокрылых вредителей важное место отводится биологическому методу борьбы. Божьи коровки, или кокцинеллы, широко известны как энтомофаги щитовок, ложнощитовок и тлей, их успешно применяют в биологической борьбе.

Природные ресурсы кокцинелл мало используются в защите растений от вредителей. Использование природных ресурсов полезных энтомофагов имеет важное место для защиты растений. Чтобы использовать энтомофаги против вредителей растений, важно изучить их видовой состав и трофические связи. Использование энтомофагов против вредителей является единственным способом,

который позволяет человеку бороться против этих вредителей и уничтожить их естественным путем. Поэтому очень важно и актуально изучение видового состава и трофических связей кокцинелл Азербайджана как основы для разработки путей их практического применения в интегрированной защите растений от вредителей.

Впервые о кокцинеллах Азербайджана сообщил Г.Г. Яковсон. Он отметил для фауны Азербайджана 44 вида божьих коровок, а Н.Г. Самедов отметил 53 вида [1]. Кокцинеллы в Азербайджане мало изучены. А.М. Мехтиев и М.М. Сеидли изучали божьих коровок Нахичеваньской Автономной Республики [2]. А.М. Мехтиев и З.М. Мамедов дали

сведения о некоторых видах божьих коровок в фруктовых садах этой зоны [13].

Л.М. Рзаева и Г.А. Мустафаева показали роль божьей коровки – *Lindorus lophanthae* в регуляции численности ее вредителей [12]. О роли божьих коровок в биологической борьбе дали сведения Г.А. Мустафаева и В.П. Гамарли [5]. Г.А. Мустафаева и другие пишут о роли божьих коровок в регуляции численности вредителей [3; 4; 6; 7; 9–11].

Г.А. Мустафаева, З.Ю. Мусаева, П. Ивинскис, Ж. Римсаите сообщили о том, что кокцинеллиды могут быть использованы в биологической борьбе [16]. Некоторые энтомологи написали статьи о кокцинеллидах [16], но фауна этих энтомофагов и использование их в биологической борьбе недостаточно изучены.

Материалом для настоящей статьи послужили сборы, проводившиеся в районах Азербайджана с ранней весны до поздней осени. Кокцинеллиды были собраны во время индивидуальных и комплексно-фаунистических экспедиций и командировок Института зоологии НАН Азербайджана. Во время исследований преимущество было оказано сельскохозяйственным культурам.

Энтомологический материал был собран по общепринятой методике с естественных и культурных биоценозов (Шапиро, Щепетельников, Тряпицын, 1982) [14]. Кокцинеллиды собирались в естественных и культурных стациях при помощи энтомологического сачка. Подготовка и разработка этого материала проходила в лаборатории «Интродукция полезных насекомых и научные основы в биологической борьбе» Института зоологии Национальной академии наук Азербайджана.

Часть энтомофагов монтировалась путём наклейки сухих экземпляров на треугольники из плотной бумаги и накалыванием на энтомологические булавки.

Изложение основного материала. Питательным рационом божьих коровок являются некоторые виды тлей, щитовок и ложнощитовок, паутинных клещей и трипсы. Из божьих коровок 4 вида – клеверная, Лихачевская, 22-точечная Тея и тыквенная – являются вредителями и питаются растениями. Остальные виды – хищники, которые питаются различными вредителями. Часть равнокрылых, которые питаются на стволах деревьев, в основном листьями и другими вегетативными органами, замедляют развитие растений. В некоторых случаях в ослаблении процесса фотосинтеза и отставании функционирования листьев нарушается обмен веществ растений, в результате чего происходит снижение урожайности, которое приводит даже к их полному уничтожению.

Божьи коровки, питающиеся тлями, откладывают свои яйца на нижнюю сторону листьев, среди колоний тлей. В зависимости от количества тлей на листьях количество яиц разнообразно. Насколько

больше количество тлей на листьях, настолько больше яиц. Вышедшие из яиц личинки начинают уничтожать тлей.

Вышедшие из яиц личинки с жадностью уничтожают свой улов и, нападая на тлей, быстро их убивают. По сравнению с имаго, взрослые личинки уничтожают больше тлей, чем маленькие личинки. Этот процесс связан с физиологическим развитием личинок. Роль личинок в уничтожении вредителей велика и интенсивна. Большую роль в уничтожении вредителей играют личинки.

Разные виды божьих коровок в плодовых садах в массовом количестве на деревьях и листьях уничтожают тлей, а также клещей и других вредителей. Например, зелёные яблоневые тли, клеверные, вишнёвые наносят серьёзный вред многим фруктовым деревьям. Эти виды являются основным рационом питания кокцинеллид. В естественных стациях жуки уничтожают вредителей на 80–90%, тем самым они сами, интенсивно размножаясь, в природе повышают свою численность.

Часто встречающиеся на полях и в садах тли еще больше вредят растениям. Одна только хлопковая тля питается 50 видами растений. 7-точечная божья коровка, 11-точечная семиадилия, изменчивая божья коровка, 14-точечная пропупеа божья коровка активно уничтожают хлопковую тлю.

Процент выхода личинок из яиц жуков высок, когда они питаются специфической едой. Некоторые виды, выходя из зимовки, не находят специфическое питание и поэтому высасывают соки растений, но при этом не откладывают яйца. Эти жуки откладывают яйца только на тех листьях, где есть специфическое питание, то есть тля, кокциды, и этим они обеспечивают охрану и питание только вышедших новых личинок.

В результате проведённых работ в Азербайджане был выявлен 21 вид кокцинеллид, которые играют огромную роль в численности равнокрылых.

Coleoptera, Coccinellidae – Божьи коровки

Род *Chilocorus* Leach, 1815

1. *Chilocorus bipustulatus* (Linnaeus, 1758) – Двухточечный хилокорус.

Питается щитовками на фруктовых деревьях и тополем. Является хищниками разных видов щитовок.

2. *Chilocorus renipustulatus* (Scriba, 1791) – Бочковидный хилокорус.

Питается щитовками. Живёт в садах на заражённых щитовками деревьях.

Род *Exochomus*, Redtenbacher, 1843

3. *Exochomus flavipes* Thunberg, 1781 – Желтоногий экзохомус.

Питается щитовками.

4. *Exochomus quadripustulatus* (Linnaeus, 1758) – 4-пятнистый экзохомус.

Это очень распространённый вид божьей коровки. В основном питается щитовками находящимися на фруктовых деревьях.

Род *Hippodamia* Mulsant, 1846

5. *Hippodamia (Adonia) variegata* (Geze, 1777) – Изменчивая божья коровка.

Распространена во всех биотопах и естественных зонах. Многочислен. Питается тлями.

Род *Coccinella* Linnaeus, 1758

6. *Coccinella 7-punctata* Linnaeus, 1758 – 7-точечная божья коровка.

C. septempunctata питается универсально. Следующее место занимает *Adonia variegata*, *Semiadalia 11 notata*.

7. *Coccinella undecimpunctata* Linnaeus, 1758 – 11-точечная божья коровка.

Редкий вид. Питается разными видами тлей, мигрирует на различные агроценозы.

8. *Coccinella 14-pustulata* Linnaeus, 1758 – 14-пятнистая божья коровка.

Широко распространённый вид. Встречается во всех естественных зонах. Питается тлями, живущими на огородно-бахчевых растениях.

Род *Adalia* Mulsant, 1846

9. *Adalia bipunctata* (Linnaeus, 1758) – 2-точечная Адалия божья коровка.

Питается тлями, в основном, ореховыми и тополиными.

10. *Adalia decumpunctata* (Linnaeus, 1759) – 10-точечная Адалия божья коровка.

Питается разными видами тлей.

Род *Synharmonia* (Ganglbauer, 1899)

11. *Synharmonia conglobata* Linnaeus, 1759 – Древесная сингармония божья коровка.

Эта божья коровка в основном питается ореховыми и тополиными тлями разных видов. Встречается в лесах и фруктовых садах.

Род *Harmonia* Fabricius, 1781.

12. *Harmonia quadripunctata* (Pontoppidan, 1763) – Сосновая божья коровка.

Питается сосновыми тлями.

Род *Propulacea* Linnaeus, 1758.

13. *Propulacea 14 punctata* L., 1758 – 14-точечная пропулеа божья коровка.

Встречается на клевере, сорняках, на растениях огородно-бахчевых культур, немного на плодовых деревьях. Питается, больше всего, вишнёвыми, гранатовыми и клеверными тлями, иногда паутиными клещами и трипсами.

Род *Calvia* Linnaeus, 1758.

14. *Calvia decimguttata* L., 1758 – 10-точечная кальвия.

В Азербайджане в основном встречается в лесных, густых лесистых участках и фруктовых садах. Питаются тлями.

Род *Semiadalia* Crotch, 1874

15. *Semiadalia undecimnotata* (Schneider, 1792) – 11-точечная *semiadalia* божья коровка.

Многочисленный вид распространённый в основном во всех биотопах и биоценозах. Владеет универсальными способностями питания. Уничтожает щитовок, тлей и трипсов.

Род *Rhyzobius* Casey, 1899.

16. *Rhyzobius lophanthae* (Blaisdell, 1892). Эффективный энтомофаг. Новый вид для фауны Азербайджана. Очень перспективен в биологической борьбе против щитовок.

Род *Scymnus* Kugelann, 1794

17. *Pullus (Scymnus) testaceus* Motschulsky, 1837. – Чёрная божья коровка.

Питается кокцидиями и тлями. Распространён в лесах и фруктовых садах.

18. *Pullus subvillosus* (Goeze, 1777) – Садовая божья коровка.

Питается тлями и клещами. Играет огромную роль в снижении численности равнокрылых вредителей и клещей в агроценозах.

Род *Nephus* Mulsant, 1846

19. *Nephus bipunctatus* (Kugelann, 1794) – Двухточечный нефус.

Уничтожает тлей пшеничных растений. Распространён на пшеничных полях и в пустынях.

20. *Nephus quadrimaculatus* (Herbst, 1783) – 4-пятнистый нефус.

Питаются щитовками и ложнощитовками. В агроценозах уничтожает вредителей диких растений.

Род *Sidis* Mulsant, 1850

21. *Sidis biguttatus* Mulsant, 1850 – 2-пятнистый *sidis*.

Питается разными видами тлей. Распространён на лесных и фруктовых деревьях.

Учитывая эффективность 2 видов энтомофагов, была разработана методика их массового размножения в лабораторных условиях.

Были изучены биоэкологические особенности божьих коровок *Rhyzobius lophanthae* и *Chilocorus bipustulatus*, которые играют большую роль в биологической борьбе против круглой щитовки (тутовая, олеандровая, фиолетовая, калифорнийская, ложнокалифорнийская щитовки и т.д.). Была разработана методика массового разведения этих кокцинеллид в лаборатории [7–9; 16].

В лабораторных условиях самки *Rhyzobius lophanthae*, вышедшие из куколок, через 7–8 дней оплодотворяются. Хищные жуки откладывают свои яйца под щитком. Обычно яйца откладываются по одиночке, иногда в виде кучки (3–8 штук). При температуре 25 °C (50–60% влажности) личинки жуков выходят через 9–10 дней. Личинки жуков уничтожают взрослые особи щитовок и личинок I и II возраста. Личиночная стадия в общем продолжается в течение 10–13 дней. Перед окукливанием личинки неподвижны и они не питаются. Предкуколичное состояние продолжается в течение 3–4 дней, и личинки переходят в стадию куколки. Созревание куколки происходит в течение 6–7 дней. Один жук в течение дня может уничтожить 20–25 олеандровых щитовок. Развития одного поколения *Rhyzobius lophanthae* при температуре 25 °C происходит в течение 30–34 дней. При температуре 30 °C (влажность

50–60%) срок развития укорачивается, это происходит за 24–26 дней.

Rhyzobius lophanthae – эффективный хищник, полифаг, может широко использоваться в биологической борьбе против круглых щитовок. Этот хищник хорошо размножается в лабораторных условиях. Разводится на картошке, заражённой олеандровой, фиолетовой и тутовой щитовками. Для этой цели вначале картофель заражается щитовкой, когда щитовки зреют, то на них размножают этого жука.

Chilocorus bipustulatus питается разными видами щитовок. Очень эффективен против олеандровой, тутовой, фиолетовой щитовки, Кавказской тополевой щитовки, калифорнийской, ложнокалифорнийской щитовки. Весной можно встретить заражённые щитовками различные деревья и кустарники, на которых встречается в массовом количестве божьи коровки. В некоторых случаях они питаются ложнощитовками и мучнистыми червецами.

Яйца бывают оранжевого цвета, откладываются по одному, иногда по 2–3 штуки. Откладки яиц *Chilocorus bipustulatus* происходит в течение 8–10 дней. Они питаются личинками I, II возраста и взрослыми особями щитовок. Личинки 3 раза линяют. Личиночная стадия приблизительно продолжается 12–14 дней. Через 3–4 дня происходит I линька, личинки переходят во II возраст. Эти личинки бывают желтоватые, а в сравнении с предыдущими они крупнее. Через 3–4 дня снова происходит линька. Приблизительно через 6–8 дней личинки бывают неподвижными, приклеиваются на листья, переходят в состояние покоя, начинается процесс окукливания.

Через 2–3 дня происходит окукливание. Окукливание происходит в течение 6–8 дней, и затем оттуда выходят взрослые жуки.

Личинки хилокоруса во время своего развития уничтожают 300–350 штук щитовок. Взрослые жуки через 10–15 дней развития снова начинают откладывать яйца.

В лабораторных условиях можно развести этих жуков на картофеле, заражённом олеандровой щитовкой.

Главные выводы.

1. 21 вид кокцинеллид играет огромную роль в снижении численности щитовок, ложнощитовок и тлей. Были представлены род *Coccinella* Linnaeus 3 видами, роды *Chilocorus* Leach, *Exochomus* Redtenbacher, *Adalia* Mulsant, *Scymnus* Kugelann, *Nephus* Mulsant каждая 2 видами.

2. Большинство видов питаются тлями, некоторые виды являются энтомофагами щитовок, ложнощитовок. 1. *Chilocorus bipustulatus* (Linnaeus) – двуточечный хилокорус. 2. *Chilocorus renipustulatus* (Scriba) – бочковидный хилокорус. 3. *Exochomus flavipes* Thunberg – желтоногий экзохому. 4. *Exochomus quadripustulatus* (Linnaeus) – 4 пятнистый экзохому. 5. *Rhyzobius lophanthae* (Blaisdell) питается щитовками и ложнощитовками. Большинство видов являются энтомофагами только тлей. Некоторые виды *Semiadalia undecimnotata* (Schneider), *Pullus* (*Scymnus*) *testaceus* Motschulsky, *Pullus subvillosus* (Goeze) владеют способностью универсального питания, уничтожая тлей, щитовок, трипсов, клещей.

3. Некоторые виды *Rhyzobius lophanthae* (Blaisdell), *Chilocorus bipustulatus* (Linnaeus), являясь эффективными, могут использоваться в биологической борьбе. Была разработана методика массового разведения этих видов на разных видах щитовок.

Литература

1. Животный мир Азербайджана. II том, Членистоногие. Баку, 2004. С. 177–180.
2. Мехтиев А.М., Сеидли М.М. Охрана и польза хищных насекомых, распространённых в Нахичеванской Автономной Республике. Нахичевань: 2013, Новый полиграфист ММС, 145 с.
3. Мустафаева Г.А. О биоэкологических особенностях 3-х видов кокцинеллид (Coleoptera, Coccinellidae), распространённых на Апшероне. Труды Института зоологии. 2012. XXX, № 1. С. 201–207.
4. Мустафаева Г.А. Значение биологической борьбы против щитовок. Научно-популярная брошюра, Баку: 2013, 54 с.
5. Мустафаева Г.А., Гамарли В.П. Роль некоторых божьих коровок в биологической борьбе. Экология, философия, культура. Альманах научных статей. Баку, 2006. С. 172–178.
6. Мустафаева Г.А. Биоэкологические особенности тутовой щитовки (*Pseudaulacaspis pentagona* Tar. Tozz) и разведение её энтомофагов в Азербайджане. Вестник Харьковского национального ун-та. 2014. Выпуск 22. С. 117–123.
7. Мустафаева Г.А. Исследование олеандровой щитовки (*Aspidiotus nerii* Bche) и способ разведения её энтомофагов. Journal Ecology and Noospherology. 2014. № 3-4. С. 69–77.
8. Мустафаева Г.А., Абасова Н.М. Разведение энтомофага *Rhyzobius lophanthae* Blaisd. (Coleoptera, Coccinellidae) в Азербайджане. Биотехнологические системы производства и применения средств биологизации земледелия: Междун. научно-практ. конф., Одесса, 2016. 181 с.
9. Мустафаева Г.А., Мамедов З.М., Мирзоева Н.Б. Что мы знаем об интегрированном методе борьбы против вредителей? Баку, 2007, 48 с.
10. Мустафаева Г.А., Мамедов З.М., Мирзоева Н.Б. Будьте близкими друзьями полезных энтомофагов. Баку: Календарь, 2007, 14 с.
11. Мустафаева Г.А., Мирзоева Н.Б. О роли и жизни божьих коровок в природе. Баку: Буклет, 2007. 20 с.
12. Рзаева Л.М., Мустафаева Г.А. Использование энтомофага *Lindorusa* в биологической борьбе. Известия Академии наук Азербайджана. Сер. биол. наук. 1995. № 1-6. С. 58–60.
13. Мехтиев А.М., Мамедов З.М. К изучению кокцинеллид плодовых садов и их хозяйственное значения в условиях Нахичеванской АССР. Материалы сессии Закавказского совета по координации научно-исследовательских работ по защите растений. 1967. С. 447–450.

14. Тряпицын В.А., Шапиро В.А., Щепетильникова В.А. Паразиты и хищники вредителей с.х. культур. Ленинград: Колос, 1982. 256 с.
15. Mustafayeva G.A. Biological control of diaspid (Homoptera) with coccinellid – *Rizobius lophanthae* Blaisd (Coleoptera) in Azerbaijan. Nano Bio and related new and perspective Biotechnologies. 2007. PP. 214–215.
16. Mustafayeva G.A., Musayeva Z.Y., Povilas Ivinskis, Jolanta Rimsaite. Coccinellids of Azerbaijan (Coleoptera, Coccinellidae) and their application in biological control of pests / XXVIII Nordis-Baltic Congress of Entomology. Abstract book. August 2 nd – 7th, 2010. P. 56.

РОЗВИТОК ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОГО ФОНДУ УКРАЇНИ

УДК 727:58:069.029

ПРОЕКТИ ОРГАНІЗАЦІЇ ТЕРИТОРІЇ ХОРОЛЬСЬКОГО БОТАНІЧНОГО САДУ ТА БОТАНІЧНОГО САДУ ДНІПРОВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО УНІВЕРСИТЕТУ ІМЕНІ ОЛЕСЯ ГОНЧАРА ЯК СТРАТЕГІЯ РОЗВИТКУ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНОЇ ГАЛУЗІ В СИСТЕМІ МІСТОБУДУВАННЯ

Зайцева І.О.¹, Опанасенко В.Ф.¹, Красовський В.В.², Соковніна Н.Х.³.

¹Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара
просп. Гагаріна, 72, 49010, м. Дніпро
cdep@mail.dnu.dp.ua
tolos@i.ua

²Хорольський ботанічний сад
вул. Кременчуцька 1/79, 37800, м. Хорол, Полтавська область
horolbotsad@gmail.com

³Державне підприємство
«Науково-дослідний і проектний інститут містобудування»
вул. Лесі Українки, 26А, 01133, м. Київ
ndpi@mail.com

Розроблені та погоджені в установленому порядку Проекти організації території новоствореного Хорольського ботанічного саду (ХБС) та ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара (ДНУ), визначено стратегічні завдання науково-дослідної, природоохоронної, рекреаційної, господарської діяльності, в основу яких покладено нормативні положення Закону України «Про природно-заповідний фонд України», сучасний досвід вітчизняного та світового паркобудування, створення та утримання заповідних охоронних територій. Показано, що території ботанічного саду ДНУ та ХБС є головними природними складовими міського ландшафту і функціонують як ланка цілісної системи озеленення міст, що передбачає формування повноцінного естетичного середовища цих об'єктів. Для повної реалізації багатоцільових задач, що висувуються перед ботанічними садами на сучасному етапі, проведена відповідна ландшафтно-планувальна організація території, котра має свою специфіку, залежну від факторів природного середовища та інфраструктури міста. *Ключові слова:* ботанічний сад, проект організації території, природоохоронні об'єкти, інтродукція, колекції, експозиції, субтропічні плодові культури.

Проекты организации территории Хорольского ботанического сада и ботанического сада Днепропетровского национального университета имени Олеся Гончара как стратегия развития природно-заповедной отрасли в системе градостроения. Зайцева И.А., Опанасенко В.Ф., Красовский В.В., Соковнина Н.Х. Разработаны и согласованы в установленном порядке Проекты организации территории вновь созданного Хорольского ботанического сада (ХБС) и ботанического сада Днепропетровского национального университета имени Олеся Гончара (ДНУ), определены стратегические задания научно-исследовательской, природоохранной, рекреационной, хозяйственной деятельности, в основу которых положены нормативные положения Закона Украины «О природно-заповедном фонде Украины», современном опыте отечественного и мирового паркостроения, создании и содержании заповедных охранных территорий. Показано, что территории ботанического сада ДНУ и ХБС являются главными естественными составляющими городского ландшафта и функционируют как звено целостной системы озеленения городов, что предусматривает формирование полноценной эстетической среды этих объектов. Для полной реализации многоцелевых задач, которые выдвигаются перед ботаническими садами на современном этапе, проведена соответствующая ландшафтно-планировочная организация территории, которая имеет свою специфику, зависимость от факторов естественной среды и инфраструктуры города. *Ключевые слова:* ботанический сад, проект организации территории, природоохранные объекты, интродукция, коллекции, экспозиции, субтропические плодовые культуры.

The Projects of organization the territory of Khorol Botanical Garden and the botanical garden of Dnipro National University named by Oles' Honchar as a strategy of development a nature-research branch in the system of town building. Zaitseva I., Opanasenko V., Krasovskiy V., Sokovnina N. The Projects of organization the territory of new forming Khorol Botanical

Garden and the botanical garden of Dnipropetrovsk National University named by Oles' Honchar were formed and agreed. It was determined the strategic tasks of science-research, natural-protected, recreational and economic activity, the basis of which are regulatory positions of the Ukraine Law «About the natural-research fund of Ukraine», the modern experience of homeland and world park building, forming and maintaining of research territories. It was improved, the territories of Khorol Botanical Garden are the main natural components of town landscape and they function as a link of whole system of town landscaping. It provides the forming of aesthetic surroundings of these objects. To realize the tasks, putting on botanical gardens on the modern stage, it was done the landscape planning organization the territory with its specific, depending on the factors of natural surroundings and town infrastructure. *Key words:* Botanical garden, Project of territory organization, natural-research objects, introduction, collections, subtropical fruit crops.

Постановка проблеми. Світова і національна практика вказує на актуальність питання охорони навколишнього природного середовища у зв'язку із зростанням темпів розвитку техносфери та відповідно до антропогенної зміни територій.

У плані подальшого розвитку нашої держави з метою збереження довкілля, в тому числі і біорізноманіття, значну роль відіграє розвиток об'єктів природно-заповідного фонду України (ПЗФ) штучного походження, зокрема ботанічних садів. Зібрані в ботанічних садах колекції рослин мають важливе наукове та економічне значення, передусім як джерело впровадження в народне господарство нових високопродуктивних харчових, лікарських, технічних та декоративних культур.

Про необхідність збереження генофонду рідкісних і зникаючих рослин природної флори, збагачення рослинних ресурсів України шляхом інтродукції та акліматизації, підвищення екологічної культури широких верств населення наголошується в Указі Президента України від 23.05.05 р. № 838/2005 «Про заходи щодо подальшого розвитку природно-заповідної справи в Україні», що зобов'язує суспільство шукати шляхи і можливості для розширення мережі природоохоронних об'єктів, у тому числі збільшення площі існуючих та створення нових ботанічних садів.

Для повної реалізації всіх багатогранних задач, які висувуються перед ботанічними садами на сучасному етапі розвитку мережі природно-заповідних об'єктів України, необхідна відповідна ландшафтно-планувальна організація території [17], яка для існуючих ботанічних садів потребує значних реконструктивних робіт із метою перепланування, благоустрою й оновлення колекційних ділянок та експозицій, а для новостворених ботанічних садів – проектування їх ще на початку заснування природоохоронного об'єкту.

Особливості розвитку ландшафтно-планувальної та функціональної структури раніше закладених і новостворених ботанічних садів якнайкраще репрезентують Проекти організації територій, розроблені та затверджені у 2008 році для ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара та у 2014 році для Хорольського ботанічного саду. Великі за площею зелені масиви ботанічних садів у м. Дніпропетровськ і м. Хорол є головними природними складовими міських ландшафтів і функціонують як ланки цілісної системи

озеленення міст, що передбачає формування повноцінного естетичного і санітарно-гігієнічного середовища цих об'єктів. Ботанічні сади ДНУ і ХБС відіграють важливу екологічну й соціально-значиму роль, виконують містобудівну і рекреаційну функцію в загальній інфраструктурі озелених територій міст та є невід'ємною частиною міської системи озеленення. З іншого боку, ботанічні сади в м. Дніпропетровськ і м. Хорол є складовими частинами природоохоронної мережі і мають статус об'єктів природно-заповідного фонду України загальнодержавного значення, що зумовлює пріоритет природоохоронних задач у науковій та навчально-просвітницькій діяльності.

Мета досліджень – дослідити перспективний розвиток територій Хорольського ботанічного саду та ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара як об'єктів природно-заповідного фонду України загальнодержавного значення в системі містобудування та завдань їх діяльності зі збереження, вивчення, акліматизації та розмноження в спеціально створених умовах рідкісних і типових видів рослин місцевої та світової флори шляхом формування ботанічних колекцій, організації навчальної і освітньої роботи в галузі охорони довкілля.

Матеріали та методи досліджень. Методи досліджень: історичний, безпосереднє спостереження, описовий, вимірювання, аналіз, пояснення, узагальнення, наукове моделювання за допомогою креслень та візуалізації проектних розробок.

Результати та обговорення. Розроблена проектна документація визначає концепції розвитку територій Хорольського і Дніпропетровського ботанічних садів на перспективу, стратегічні завдання наукової, природоохоронної, рекреаційної, господарської та іншої діяльності, в основу яких покладено нормативні положення Закону України «Про природно-заповідний фонд України», сучасний досвід світового паркобудування, створення та утримання заповідних охоронних територій. Розроблено і погоджено проекти благоустрою та інженерного захисту території ботанічних садів, передбачена система інженерних мереж, що вирішує питання водопостачання, водовідведення та енергопостачання [1; 19]. Проекти визначають основні об'ємно-планувальні рішення, а також загальні для всієї території кожного із садів принципи та стилістику благоустрою [11]. Проте, маючи спільні характеристики щодо

призначення, функціональної ролі та основних задач діяльності, ботанічні сади в м. Дніпропетровськ і м. Хорол мають певні особливості природно-кліматичних умов, ландшафтно-рекреаційного потенціалу територій, історичних аспектів створення та розвитку, пріоритетних напрямків наукових досліджень, що знайшло своє відображення в Проектах організації територій.

Ботанічний сад у м. Дніпропетровськ є одним із найстаріших садів степової зони України. Зважаючи на низький рівень природної лісистості степової зони (3-5%), географічну і екологічну невідповідність лісових ценозів зональним ґрунтово-кліматичним умовам, обмеженість видового складу аборигенної дендрофлори, в даному регіоні на перший план висувається необхідність пошуків шляхів підвищення фіторізноманіття зелених насаджень різного призначення (захисних, озеленувальних, фітомеліоративних тощо), поповнення їх новими стійкими та декоративними видами, джерелом яких виступають колекційні фонди ботанічних садів. Важливим завданням є охорона і раціональне використання місцевої природної флори. Відповідно, основною метою створення ботанічного саду в Центральному степі України було збагачення рослинних ресурсів та розробка наукових основ їх використання в природних і штучних ценозах, оцінка стійкості інтродукованих видів у природно-кліматичних умовах степової зони, збільшення видового і формового різноманіття культурфітоценозів урбанізованих і промислових територій, до яких належить м. Дніпропетровськ – велике індустріально розвинене місто.

У Дніпропетровську ботанічний сад був закладений ще в 1931 році за ініціативою завідувача кафедри фізіології рослин Дніпропетровського державного університету професора О.В. Рейнгарда, який і став першим директором ботанічного саду. Територія саду була розташована на околиці міста на північно-західному схилі балки на базі існуючої тут із 1910 року сільськогосподарської станції і спочатку займала 13 га. У 1935 році територія саду розширилася до 50 га за рахунок площі міського розсадника, в 1938 році – до 68 га [13].

У зв'язку зі збільшенням площі ботанічного саду Інститутом ботаніки АН СРСР було розроблено проект, за яким передбачалася розбивка дендрологічного парку, дендрарію, ділянки корисних рослин, будівництво оранжерей. У дендропарку площею 10 га почалося формування колекції деревних рослин за географічним принципом, де була представлена рослинність окремих природно-кліматичних зон України, Європи, Північної Америки, Азії. В дендрарії площею 1,5 га групуються споріднені в систематичному відношенні деревні рослини (за системами Ліннея, де Кандоля, Кузнецова). У довоєнні роки закладено основу колекційного фонду деревно-кущових рослин (близько 250 видів), квіт-

ково-оранжерейних (близько 500 видів), відкрито для відвідування дендропарк.

У повоєнні роки, коли прийшлося майже заново відновлювати розпланування і насадження ботанічного саду, колекційні фонди дендрарію формуються за систематичним принципом, який існує і до цього часу. Розширюється науково-виробнича структура саду, створюються експозиційні ділянки для демонстрації різноманіття рослинного світу та різних прийомів ландшафтної композиції: сад безперервного цвітіння, розарій, альпінарій із рослинами гірських районів Кавказу, Криму, Карпат, побудовано і введено в експлуатацію адміністративно-лабораторний корпус, експозиційну оранжерею тропічних і субтропічних рослин площею 800 м². У той же час загальна площа саду скорочується більше ніж на 32 га за рахунок територій, відведених під районний парк культури і відпочинку та будівництво університетського містечка.

Сформовані й ефективно функціонують лабораторії дендрології, квітникарства відкритого ґрунту, рослин природної флори, корисних і лікарських рослин, плідництва, тропічних і субтропічних рослин, насінневої лабораторія, кожна з яких має колекційні ділянки на території саду. На даний час загальний обсяг рослинних колекцій сягає 3618 видів та внутрішньовидових таксонів [14]. Зібрані майже повні колекції гарноквітучих кущових рослин окремих родових комплексів: *Spiraea*, *Lonicera*, *Philadelphus*, *Rosa*, *Syringa*, *Deutzia*, *Weigela*, *Cotoneaster*, *Berberis*, *Hydrangea*, *Chaenomeles*, що являють собою цінний генетичний матеріал для селекційного процесу, адаптований в умовах степової зони України. Науково-виробнича діяльність саду спрямована на збереження й поповнення генофонду живих рослин, особливо рідкісних й унікальних, їх акліматизацію та розробку методів розмноження й відтворення в культурі. Колекційні фонди слугують базою для наукової й освітньо-виховної роботи з питань ботаніки, екології, охорони природи, рослинництва, декоративного садівництва та ландшафтної архітектури для учнівської молоді та широких верств населення, полігоном практичного навчання студентів-біологів та екологів ДНУ.

За час існування ботанічного саду склалася регулярна структура планування території із чітким поділом дендрарію доріжками на сектори геометричної форми та вільним розташуванням дерев і кущів усередині них, проте завершені пейзажні композиції або декоративні тематичні експозиції рослин лише одиничні. Найбільш композиційно розвиненою частиною території є дендропарк («власне ботанічний сад»), який становить ядро історичних посадок ботанічного саду. Характерна осьова структура з головною композиційною віссю – центральною алеєю, що веде від входу з експозиційною оранжереєю через сектори дендрарію і партерні ділянки вниз по схилу балки. Решта

території являла собою виробничі і колекційні ділянки та частково освоєні ділянки.

Після повернення до складу ботанічного саду розташованого поруч колишнього районного парку значно зросли обсяги територій, що потребують благоустрою та сучасного ландшафтного оформлення. Із часу заснування ботанічного саду ДНУ суттєво змінилася й містобудівна ситуація – через стрімкий розвиток міста територія саду опинилася в центральному районі Дніпропетровська. Функціонування ботсаду в межах великого промислового мегаполісу також зумовило необхідність внесення змін до структурно-функціональної організації території саду.

Надання в 1996 році ботанічному саду ДНУ статусу об'єкта природно-заповідного фонду України загальнодержавного значення (на основі рішення Держкомприроди УССР у 1972 році про природоохоронний статус республіканського значення) зобов'язувало підсилити роль природоохоронної тематики в діяльності ботанічного саду [12]. Вона повинна була вирішуватися у двох напрямках. По-перше, це цілеспрямована робота зі збору й культивування рідкісних і зникаючих рослин, яка до цього часу носила досить спонтанний характер, тобто поглиблення тематичного змісту колекції рослин природної флори. По-друге, необхідна відповідна просторова реорганізація ділянки, тобто така форма експозиції, яка б дозволила найефективніше вирішувати природоохоронні та еколого-просвітницькі задачі.

Таким чином, за більш ніж 75-річний період існування ботанічного саду ДНУ гостро постало питання про необхідність реконструкції, поновлення колекцій та експозицій і впорядкування території, що і було одним із завдань під час розробки Проекту організації території.

Загальна площа ботанічного саду ДНУ на час розробки проекту (2007–2008 роки) складала 28,7 га. За існуючим станом виділено такі зони функціонального призначення: зона ботанічних експозицій площею 15,7 га, паркова зона – 10,68 га, наукова зона – 4,7 га, адміністративно-господарська зона з оранжерейно-тепличними ділянками – 2,32 га. Кількість екскурсійних маршрутів – 2, середньорічна кількість відвідувачів – 10 тис. чол.

Ботанічний сад ДНУ, на відміну від більшості давно створених садів, має перспективні для розвитку неосвоєні території (колишній парк культури і відпочинку). Цільове використання цих територій у проекті з метою організації повноцінного ландшафтного середовища є головною особливістю, що визначає наукову новизну проекту та має стратегічне значення для перспективного розвитку території ботсаду та міста [3]. Існуюча в парку планувальна структура та рослинні елементи композиції, що на цей час утворюють сформований лісопарковий ландшафт, являють собою основу для подальшої реконструкції та перетворення паркової території на функціональну зону ботанічного саду.

Проект організації території ботанічного саду ДНУ передбачає формування трьох функціональних зон: експозиційної зони площею 21,15 га, наукової зони – 4,7 га та адміністративно-господарської зони – 2,32 га. Головна роль у планувальній структурі саду відводиться експозиційній зоні, яка поділяється на підзони: ландшафтно-експозиційну та колекційно-експозиційну, відповідно до існуючого просторового поділу території на паркову територію та територію власне ботанічного саду, де на цей час розташовані всі рослинні колекції.

З метою планувального поєднання цих двох частин передбачається створення системи контактно-стикових та архітектурно-планувальних вузлів, які утворюють головну вісь, що проходить через усі частини ботанічного саду, і складаються з таких експозицій: у старій частині саду – вже існуючих експозицій квітникового партеру, «зеленої аудиторії» на секторі витких рослин, оранжереї тропічних і субтропічних рослин; у парковій частині заплановано нову експозиційну оранжерею та оглядові майданчики на відвершку балки в парковій частині саду. На особливу увагу заслуговує експозиція «Малий ботанічний сад», сформована за зразками перших середньовічних «аптекарських» садів для ознайомлення з історією виникнення ботанічних садів. Завдяки єдиному стилю розпланування дорожньої мережі вся територія ботанічного саду утворює цілісний ландшафтний об'єкт.

У ландшафтно-експозиційній підзоні (колишній парк культури і відпочинку) з природним яружно-балковим ландшафтом, природним джерелом води та існуючими лісопарковими насадженнями за проектом передбачене формування різних типів паркових просторів із використанням прийомів пейзажної композиції, створення класичного паркового ландшафту, низки взаємопов'язаних експозицій, побудованих за ботаніко-географічним принципом, для яких використовуються рослини з різних природно-кліматичних та географічних районів – флори Далекого Сходу, Китаю, Японії, Середньої Азії, Європи, Північної Америки [16]. У проекті використовуються існуючі перепади рельєфу, виходи природних водних джерел, де пропонується створити природну водойму з експозиціями «Прибережні і водні рослини» та «Сад папоротей».

Колекційно-експозиційна підзона, або підзона основних колекцій, яка знаходиться на «старій» частині території саду, призначена переважно для навчальних та науково-дослідних робіт з інтродукції, фізіології та екології рослин [2; 4]. Вона включає дендрарій, сформований за систематичним принципом, колекційні ділянки, розсадники та оранжерейно-тепличні ділянки, оранжерею тропічних і субтропічних рослин. На цій частині території розташовані також адміністративні будівлі та допоміжні споруди.

Реконструкція окремих ділянок у «старій» частині ботанічного саду ДНУ передбачає як понов-

лення існуючих, так і створення нових експозицій і тематичних садів: сад спірей та садових жасминів, сад гарноквітух чагарників і деревних екзотів, сад декоративних форм хвойних рослин, Японський сад, формовий плодовий сад, ділянка дикорослих плодово-ягідних та горіхоплідних культур, скельний сад, тіньовий сад, газонний партер із розарієм, боскет та квітниковий партер, сад топіарного мистецтва (архітектурний сад), експозиції лікарських і корисних рослин, експозиції рослин Червоної книги України. Експозиційні ділянки «Деревні релікти в сучасній флорі» та «Система вищих рослин» призначені для демонстрації еволюційних аспектів розвитку рослинного світу.

Враховуючи статус ботанічного саду ДНУ як об'єкту природно-заповідного фонду загальнодержавного значення, Проектом передбачено та вже розпочато створення експозицій природної флори та рідкісних і зникаючих рослин України за ботаніко-географічним («Степ», «Карпати», «Лісостеп») та еколого-фітоценотичним принципом: рослини кам'янистих та вапнякових степових ділянок, схилів балок, байрачних лісів, долин річок, вологих луків [15]. Основне призначення цих експозицій – демонстрація окремих фрагментів біоценозів, рідкісних

і зникаючих рослин у середовищі, наближеному до природного.

Таким чином, розроблений Проект передбачає збагачення ландшафтно-планувального і композиційно-естетичного різноманіття території, флористичного й таксономічного фіторізноманіття колекцій та експозицій та, передусім, розширення й поглиблення природоохоронного статусу території ботанічного саду ДНУ ім. О. Гончара, що досягається шляхом включення в ландшафтну структуру саду яружно-балкового ландшафту, що характерний для Правобережжя Дніпра, формування мережі ділянок із рідкісними і зникаючими рослинами. На рис. 1. зображено схему функціонального зонування та склад колекцій і експозицій Проекту організації території Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара.

Хорольський ботанічний сад створено з метою більш ефективного використання в наукових, природно-охоронних, фітомеліоративних, рекреаційних та навчально-виховних цілях території в межах міста, частина якої за своїм рельєфом непридатна для господарської діяльності, а також покращення екологічного стану міста та розширення мережі природно-заповідного фонду України [7].

Під час розробки Проекту створення ботанічного саду в місті Хоролі Полтавської області (2007 р.) охарактеризовано флористичні особливості території, яка відзначається відносно збереженими природними комплексами, характерними для Лівобережжя Лісостепу України.

Також зазначено, що основні площі в рослинному покриві займають лісові угруповання. Особливої уваги заслуговує ділянка старого дубового лісу Дубовий гай, яка охороняється в категорії місцевого природного урочища. Дубові насадження, які збереглися, мають парковий вигляд. Розріджені крилаті дуби віком понад сто років мають діаметр від 50 до 90 см та висоту до 25 м. У деревостані домішок становить липа серцелиста, окремі дерева якої сягають першого яруса. У другому ярусі висотою до 12 м, окрім липи серцелистої, зростає клен польовий. Місцями спостерігається густе відновлення клена польового, поодинокі відновлюється клен гостролистий, ясен зелений. Крім того, поодинокі зростає бузина чорна, бруслина європейська. Дубові насадження, що розміщуються на стрімких схилах, мають дещо інший характер. Тут деревостан утворює різновіковий дуб звичайний із невеликою домішкою в'яза листуватого та окремими екземплярами груші лісової. Доповнюють різноманітність деревної рослинності ділянки берези повислої та акції білої. Трав'яний покрив із значною затіненістю розріджений.



Рис. 1. Схема функціонального зонування та склад колекцій і експозицій Проекту організації території Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара

Основу прибережно-водної рослинності, що розміщується неширокими смугами вздовж ставків, утворюють такі гідрофільні види, як очерет звичайний, рогіз широколистий, осока лисяча, серед різнотрав'я – вовконіг високий, плакун верболистий, сідач коноплевий та деякі інші види.

Таким чином, було визначено, що природні ділянки проектного ботанічного саду відзначаються різноманітним ценотичним складом та своєрідною флорою, в складі якої багато лікарських та гарно квітучих видів рослин. Крім флористичного обстеження території проектного ботанічного саду, в загальних рисах розглядалися пропозиції щодо функціонального зонування території.

Створений Хорольський ботанічний сад Указом Президента України № 1041/2009 від 11.12.2009 р., а розпочав своє функціонування наприкінці 2011 року [8].

Для новостворених ботанічних садів формування планувальної структури визначається певними чинниками існуючої містобудівної ситуації, особливостями природних та рекреаційних ресурсів неосвоєної території. Тому для заснування ботанічного саду необхідні інженерні вишукування, більш поглиблений ландшафтний і флористичний аналіз території, проведення кваліфікованого передпроектного аналізу території, узгодження всіх діючих чинників із задачами діяльності саду, насамперед природоохоронними, та проектування на цій основі найбільш раціональної ландшафтно-планувальної структури території саду, її змістовне навантаження колекціями та експозиціями. Саме такі завдання було поставлено і реалізовано в Проекті організації території новоствореного Хорольського ботанічного саду.

Територія Хорольського ботанічного саду складає 18 га, розташована в центральній частині міста, сформована навколо глибокого яру, на дніщі якого протікає річка Дошова продуха, що зарегульована каскадом чотирьох ставків із гідротехнічними спорудами. Перепад висот між крайкою яру та позначкою водного дзеркала нижнього ставка становить понад 25 м, відносно рівними ділянками є Дубовий гай і незначна за площею рівнинна місцевість, що переходить у яр. У ході дослідження визначено історичну і природоохоронну цінність території, бо саме тут розташований Дубовий гай із віковими деревами й окремими екземплярами віком понад 200 років. Отже, головними чинниками, які вплинули на планувальну організацію території Хорольського ботанічного саду, насамперед були унікальні природні ландшафтні умови: естетично привабливі яружні форми рельєфу, глибокий заліснений яр із відрогами та розміщені в ньому чотири мальовничі ставки, існуючий Дубовий гай, відносно рівна і відкрита ділянка між Дубовим гаєм та північним бортом яру, орієнтація окремих ділянок відносно руху сонця, а також умови містобудівної ситуації – розташування пішохідного

зв'язку із центром міста, вхідних та під'їзних шляхів. Ці фактори визначили планувальну структуру природоохоронного об'єкту, порядок трасування алей та доріжок, розміщення господарських споруд, розташування колекцій та експозиційних ділянок. Розподіл на функціональні зони продиктований розташуванням території ботанічного саду в системі міста, наявністю ділянки вікових дерев дуба звичайного, відкритих та заліснених територій, режимом інсоляції, особливостями рельєфу, розташуванням водойми. У результаті згідно з функціональним зонуванням території передбачено створення: наукової зони – 0,26 га (на наступні 10 років – 0,58 га), експозиційної зони площею 4,4 га (з перспективою на наступні 10 років – 17,24 га) та адміністративно-господарської зони – 0,18 га.

У Проекті організації території Хорольського ботанічного саду використано архітектурне рішення, покладене в основу створення ботанічного саду, щодо об'єднання двох природоохоронних ландшафтних об'єктів: заповідного урочища Дубовий гай та частини площі урочища Заяр'є, що дало можливість включити розташований між ними водний об'єкт із притаманною йому водно-болотною рослинністю та створити умови для збереження цінних природних комплексів на території ботанічного саду.

Цінність та необхідність збереження природних ландшафтів, включення до складу ботанічного саду вже існуючих природоохоронних об'єктів місцевого значення зумовило надання Хорольському ботанічному саду статусу об'єкта природно-заповідного фонду України загальнодержавного значення ще на етапі його створення у 2009 році. Це визначило пріоритет науково-дослідних та природоохоронних задач у його діяльності.

Проект передбачає в межах визначених функціональних зон створення ботанічних ділянок, зокрема експозиційних, із метою розширення біологічного різноманіття культивованої флори, формування колекційних фондів, демонстрації зразків типових ландшафтів України. У залежності від призначення, мети та задачі кожної окремої експозиції використовується систематичний, ботаніко-географічний, екологічний та біоценотичний принципи їх влаштування.

У результаті в межах експозиційної зони запроєктовано сад магнолій, горіховий сад, геометричний парк (ділянка топіарного мистецтва), сирінгарій (сад бузку), ділянку дерев із плакучою формою крони, золотий та рожевий сади (пістряволисті форми), формовий плодовий сад, колекцію витких рослин, колекцію глодів, верб, калин, колекцію горобин, колекцію рослин родини ломинекаміневих, ярусний сад на схилах, сад спірей, колекцію лип, колекцію вологолюбних і болотних рослин та інші.

Передбачено створення й більш складних фітоценотичних угруповань, які відтворюють фрагменти природних біогеоценозів: «Кленово-

липова діброва», де буде представлено мішаний ліс Полтавщини (наразі майже повністю винищений), «Рослини Червоної книги України», «Степ», «Карпати», «Грабова діброва», «Березовий гай» тощо.

З історією розвитку рослинного світу ознайомить відвідувачів «Парк Юрського періоду», в якому планується використати реліктові види, які збереглися як рештки минулих геологічних епох. Тематичне спрямування експозиції «Райський сад» – пов’язати між собою тему райського саду як колекції біблійських рослин та ілюстрацію витоків аграрної діяльності людства.

Беручи до уваги, що в ботанічних садах була і залишається науковою проблемою інтродукція рослин із корисними властивостями, в межах наукової зони на площі 0,26 га запроектовано дослідний сад субтропічних плодових культур. Необхідність створення окремої науково-дослідної ділянки субтропічних плодових культур відкритого ґрунту в Хорольському ботанічному саду ґрунтується передусім на результатах науково-дослідної роботи, яка активно провадиться за цією тематикою починаючи з 1998 року, про що свідчать численні наукові публікації та захист кандидатської дисертації [6; 10; 20]. Крім того, проектування зазначеної ділянки зумовлене й іншими чинниками.

По-перше, в лісостеповій зоні України не культивуються субтропічні плодові культури. Їх інтродукція в Лісостеп має перспективи з огляду на кліматичні зміни, проявом яких є підвищення глобальної температури поверхні планети, що призводить і до істотного перетворення сучасного клімату України в бік підвищення середніх зимових температур.

Отже, в новоствореному ботанічному саду доцільним є рішення під час закладки колекційного

фонду виокремити субтропічні плодові культури в окрему колекцію. Наукова цінність такої колекції зумовлюється видовою різноманітністю відібраних плодових культур, які є новими для регіону досліджень та цінні в господарському відношенні [5]. Плоди субтропічних культур за багатьма показниками мають суттєві переваги над традиційними в помірній зоні фруктами – яблуками, грушами, сливами. Основним напрямком застосування їх є отримання плодів із високими смаковими якостями та підвищеним вмістом біологічно активних речовин різної фізіологічної дії.

По-друге, вирощування субтропічних плодкових культур у Лісостепу України потребує особливих заходів, які можливо здійснити тільки за умов культивування в ботанічному саду – від просторового розміщення в певному місцезростанні, що досягається вибором ділянки та раціональним плануванням посадок, до спеціальних агротехнічних прийомів догляду за насадженнями. Тобто в процесі вирощування субтропічних плодкових культур у більш суворих природно-кліматичних умовах вагому роль відіграє наукова складова частина у вивченні та розробці агротехніки культивування, захисті рослин від несприятливих факторів середовища, вдосконаленні способів та прийомів розмноження.

На рис. 2 зображено схему експозиційних ділянок Хорольського ботанічного саду, на рис. 3 – візуалізацію експозиційних ділянок лівобережжя, Проекту організації його території.

У розроблених Проектах розширено і поглиблено природоохоронний статус територій, а саме Хорольського ботанічного саду, де збережено і включено в ландшафтну структуру саду цінний природний об'єкт – заповідне урочище Дубовий гай, бота-



Рис. 2. Схема експозиційних ділянок Хорольського ботанічного саду

нічного саду ДНУ, в якому включено в ландшафтну структуру яружно-балковий ландшафт у парковій частині саду, що є характерним для Правобережжя Дніпра, та сформовано мережу ділянок з рідкісними і зникаючими рослинами – вже існуючі колекційні ділянки та передбачені за проектом експозиції рослин Червоної книги України, ділянки підзони природної флори та рідкісних і зникаючих рослин на малому відвершку балки, фітоценотичні рослинні угруповання «Сосновий бір» та «Діброва».

Усі експозиції ботанічного саду ДНУ та ХБС включені в систему екскурсійних маршрутів різного ступеню складності: за тривалістю, змістовним навантаженням (дидактичні, пізнавальні, оглядові, тематичні) – для відвідувачів із різним рівнем біологічних та екологічних знань. Передбачене інформаційне забезпечення: планування засобів візуальної інформації у вхідних зонах, в експозиційній зоні, на екскурсійних маршрутах.

З метою виконання Проектів організації території Хорольського ботанічного саду та ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара, що були затверджені, відповідно, в 2014 р. та 2008 р., на теперішній час впроваджується ряд заходів.

У ботанічному саду ДНУ в колекційно-експозиційній функціональній зоні проведено капітальний ремонт існуючої експозиційної оранжереї тропічних і субтропічних рослин, що дозволило відновити оптимальний режим утримання рідкісних та екзотичних теплолюбних рослин, проводити екскурсії та навчальні заняття в оранжереї. Поповнено видовий склад колекції рідкісних і зникаючих рослин: на сьогодні вона містить 165 видів регіональної та світової флори. Розширена тематика та забезпечено інформаційне супроводження екскурсійних маршрутів. Розроблено ескізи проекти та робочі креслення 15 нових експозицій, еколого-фітоценотичні експозиції рослин природної флори Степового Придніпров'я та ботаніко-географічних експозицій, передбачених проектом. На даний час закладено ділянки десяти експозицій та висаджені рослини згідно з проектними планами. Вжито заходи із забезпечення посадковим матеріалом, необхідним для створення експозицій на площі близько 5 га, з використанням існуючих у колекційному фонді видів і форм деревно-кущових рослин. До колекційного фонду ботанічного саду залучено 68 нових видів і форм деревно-кущових інтродуцентів для подальшої акліматизації, розмноження та впровадження в озеленення.

У Хорольському ботанічному саду на території наукової зони на площі 0,26 га за еколого-систематичним принципом облаштовано колекційну ділянку з вирощування субтропічних плодів культур у відкритому ґрунті з просторовим розміщенням насаджень у регулярному стилі. Створена колекція, що має назву «Сад субтропічних плодів куль-



Рис. 3. Візуалізація експозиційних ділянок лівобережжя

тур», забезпечує проведення фундаментальних та прикладних науково-дослідних робіт з інтродукції, акліматизації, селекції та розмноження плодів рослин, нових для даного регіону. На даний час на її території зростають: азиміна трилопатева, гранатник зернястий, зизифус справжній, інжир звичайний, мигдаль звичайний, мушмула звичайна, хурма віргінська, хурма кавказька. На площі 1,4 га видалено малоцінні самосійні дерева та кущі, сплановано територію для облаштування колекційної ділянки «Парк Юрського періоду» та частини експозиційної ділянки «Дубовий гай». Облаштовано шість майданчиків відпочинку на центральній алеї ботсаду. Нині розпочато облаштування зеленої огорожі навколо території ботанічного саду висадкою самшиту вічнозеленого, бирючини звичайної та гледичії триколючкової [9], також облаштовується головний вхід до ботанічного саду та окремий вхід зі сторони агропромколеджу. Закладено розсадники з вирощування посадкового матеріалу практично для всіх проєктованих колекційних ділянок.

Головні висновки. Проведені дослідження відображають цілі та завдання розвитку територій Хорольського ботанічного саду та ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара, а саме стратегічні завдання наукової, природоохоронної, рекреаційної, господарської та інших видів їх діяльності. Крім того, визначають методологічні підходи та принципи формування й реконструкції об'ємно-просторової та функціональної структури території, змісту та форми репрезентації рослинних колекцій, у тому числі рідкісних і зникаючих рослин.

Накопичена та узагальнена інформація щодо результатів всебічних повномасштабних досліджень територій Хорольського ботанічного саду та ботанічного саду Дніпропетровського національного університету імені Олеся Гончара. Визначення проблем та пріоритетів стратегії їх розвитку належить покласти в основу розробки Положення про Проєкт організації території ботанічного саду, оскільки в нині існуючому нормативному документі, що регламентує організацію територій об'єктів природ-

но-заповідного фонду, – Положенні про Проект організації території природного заповідника та охорони його природних комплексів [18] – мова йдеться лише

про природний заповідник, біосферний заповідник, національний природний парк та регіональний ландшафтний парк.

Література

1. Державні будівельні норми: ДБН 360-92**. Містобудування. Планування і забудова міських і сільських поселень / Н.Х. Соковніна та ін. Київ: Укрархібудінформ, 2002. 108 с.
2. Зайцева І.О. Аналіз процесу інтродукції деревно-чагарникових рослин у ботанічному саду ДНУ // 36. наук. праць «Природно-заповідний фонд України – минуле, сьогодення, майбутнє». Тернопіль, 2010. С. 333–338.
3. Зайцева І.О. Оцінка стану та перспективи реконструкції ботанічного саду ДНУ // Наукові записки Тернопільського пед. ун-ту. Серія Біологія. 2007. № 2(32). С. 3–8.
4. Зайцева І.О. Фізіолого-біохімічні основи інтродукції деревних рослин у Степовому Придніпров'ї. Дніпропетровськ: Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2010. 388 с.
5. Красовський В.В. Видовий склад рослин ботанічної колекції: «Сад субтропічних плодів культур» Хорольського ботанічного саду // Лісове і садово-паркове господарство ХХІ сторіччя: актуальні проблеми та шляхи їх вирішення: Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції. Київ, 2014. С. 183.
6. Красовський В.В. Інтродукція нових південних плодів культур в Лісостеп України // Досягнення та проблеми інтродукції рослин в степовій зоні України: Міжнародна науково-практична конференція. Херсон: Айлант, 2007. С. 74.
7. Красовський В.В. Концепція створення ботанічного саду в м. Хоролі Полтавської області // Збірник наукових праць Полтавського державного педагогічного університету ім. В.Г. Короленка. Серія «Екологія. Ботанічні науки». Випуск 5(63). Полтава, 2008. С. 174–178.
8. Красовський В.В. Проблеми створення та функціонування Хорольського ботанічного саду // Науково-освітня роль заповідних дендропарків України: Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, присвяченої 60-річчю дендропарку Лубенського лісотехнічного коледжу. Полтава: Дивосвіт, 2013. С. 47–52.
9. Красовський В.В. Спосіб створення комбінованої охоронної живої огорожі об'єкту природно-заповідного фонду. Патент України на корисну модель № 92127; заявл. 12.06.2012; опубл. 11.08.2014, Бюл. № 15.
10. Красовський В.В. Субтропічні плодіві культури у розбудові Хорольського ботанічного саду // Екологія – основа збалансованого природокористування в агропромисловому виробництві: Матеріали Міжнародної науково-практичної інтернет-конференції. Полтава, 2013. www.pdaa.edu.ua.
11. Кузнецов С.И. Формирование основных типов экспозиций в ботанических садах и дендропарках. К.: Наукова думка, 1994. 200 с.
12. Опанасенко В.Ф. Ботанический сад Днепропетровского национального университета как заповедная территория общегосударственного значения. Вісник Дніпропетр. нац. ун-ту. 2004. № 1. С. 138–141.
13. Опанасенко В.Ф. Історія виникнення ботанічного саду Дніпропетровського національного університету ім. Олеса Гончара. Інтродукція рослин. 2009. Вип. 2. С. 114–121.
14. Опанасенко В.Ф. Колекція ботанічного саду Дніпропетровського національного університету. Дніпропетровськ: РВВ ДНУ, 2008. 224 с.
15. Опанасенко В.Ф. Оцінка стану рідкісних та зникаючих видів рослин Дніпропетровської області в умовах збереження в культурі. Вісник Київського нац. ун-ту. Серія «Інтродукція та збереження рослинного різноманіття». 2009. – Т. 22-24. С. 99–103.
16. Опанасенко В.Ф. Проект організації території ботанического сада Днепропетровского национального университета // Сб. науч. тр. «Ландшафтная архитектура в ботанических садах и дендропарках». М., ГБС РАН. 2010. С. 65–70.
17. Пархісенко Л.В. Склад, зміст, порядок розроблення, погодження та затвердження проектів утримання та реконструкції ботанічних садів (Методичні рекомендації) // Міністерство охорони навколишнього природного середовища України, Державна служба заповідної справи, Науковий центр заповідної справи. Київ: Фітосоціоцентр, 2004. 26 с.
18. Положення про Проект організації території природного заповідника та охорони його природних комплексів (Положення в редакції Наказу Міністерства екології та природних ресурсів України № 273 від 21.08.2014).
19. Соковніна Н.Х. Інженерний захист територій містобудування та пам'яток культурної спадщини. Будівництво України: науково-виробн. журнал. 2006. № 8. С. 41–43.
20. Черевченко Т.М. Збереження та збагачення рослинних ресурсів шляхом інтродукції, селекції та біотехнології: монографія. К.: Фітосоціоцентр, 2012. 432 с.

СОЗОЛОГІЧНА ОЦІНКА РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТЕРИТОРІЇ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «БІЛООЗЕРСЬКИЙ»

Крецул Н.І., Ярова О.А.

ДВНЗ «Переяслав-Хмельницький державний педагогічний університет і

мені Григорія Сковороди»

вул. Сухомлинського, 30, 08401

м. Переяслав-Хмельницький, Київська область

nataikr@ukr.net

olesyakr@ukr.net

Наводиться загальна характеристика Національного природного парку «Білоозерський». У результаті інвентаризації флори парку виявлено в її складі види судинних рослин, які занесені до созологічних списків, зокрема п'ять видів занесені до Додатку I Бернської конвенції, один – до Європейського Червоного списку, одинадцять (разом із видами Бернської конвенції) – до Червоної книги України (2009) та дев'ять – регіонально-рідкісні. Дана коротка характеристика видів та їх місцезнаходження. *Ключові слова*: національний природний парк, флора, рідкісні види, созологічний аналіз.

Созологическая оценка растительного покрова территории Национального природного парка «Белоозерский».

Крецул Н.И., Ярова О.А. Приводится общая характеристика Национального природного парка «Белоозерский». В результате инвентаризации флоры парка в его составе выявлены виды сосудистых растений, занесенные в созологические списки, в частности, пять видов занесены в Приложение I Бернской конвенции, один – в Европейский Красный список, одиннадцать (вместе с видами Бернской конвенции) – в Красную книгу Украина (2009) и девять – регионально-редки. Дана краткая характеристика видов и их местонахождения. *Ключевые слова*: национальный природный парк, флора, редкие виды, созологический анализ.

Sozology assessment of vegetation of Biloozersky National Nature Park . Kretsul N.I., Yarova O.A. Protection and preservation of the gene pool of the plant world is one of the priorities for national parks. The reservation of the Biloozersky National Nature Park's territories goes some way to providing of protection and maintaining the stability of populations of rare and endangered plants. Botanical research focuses on the study of floristic diversity, detection of rare, endangered, relict plant species and investigation of all stages of their development in the wild during long-study. As a result of inventory, in the composition of the flora of the park, the species of vascular plants that are included to sozoological lists are found. Among them, in particular: five species listed in the Appendix I of the Bern Convention, one – in the European Red List, eleven (together with the species of the Bern Convention) are in the Red Data Book of Ukraine (2009), and nine are regionally rare. A brief description of the species and their localities are given. *Key words*: national nature park, flora, rare species, sozoological analysis.

Постановка проблеми. Важливою созологічною характеристикою флори кожного природно-заповідного об'єкта є наявність у її складі рідкісних та зникаючих видів. Природоохоронним територіям відводиться головна роль у збереженні раритетних видів рослин та рідкісних рослинних угруповань. Тому виділення раритетної компоненти флори під час інвентаризаційних досліджень є досить важливим.

Національний природний парк (НПП) «Білоозерський» створений на території Переяслав-Хмельницького району Київської області та Канівського району Черкаської області і займає площу 7014,44 га. Загальна площа парку має таку адміністративно-організаційну структуру: Білоозерська лісова дача (3 660 га), яка знаходиться в Переяслав-Хмельницькому р-ні Київської обл., та Ліпнявська лісова дача (3 356 га), розташована в Канівському р-ні Черкаської обл. Територія парку складається з 215 лісових кварталів різної площі, максимальна – 126 га, мінімальна – 11 га.

За фізико-географічним районуванням територія належить до Дніпровського заплавно-борового фізико-географічного району Дніпровської терасової рівнини Північної Лісостепової області Лівобережно-Дніпровської лісостепової провінції [12].

За геоботанічним районуванням 1977 р. [3] територія парку належить до Середньодніпровського геоботанічного району заплавної лук, дубово-соснових лісів та низинних боліт Бахмацько-Кременчуцького округу терасових лучних степів, терасових дубово-соснових лісів, заплавної лук, евтрофних боліт та лучно-галофітної рослинності Лівобережнопридніпровської підпровінції Східноєвропейської провінції Європейсько-Сибірської лісостепової області. За доповненням Я.П. Дідуха та Ю.Р. Шеляга-Сосонка [4], територія парку розташована в південно-західній частині Лівобережнодніпровського округу липово-дубових, грабово-дубових, соснових (на терасах) лісів, лук, галофітної та болотної рослинності (на межі з Північним Правобережнопридніпровським округом).

гом грабово-дубових, дубових лісів, остепнених лук та лучних степів).

Аналіз останніх досліджень. Спеціальних ботанічних досліджень на досліджуваній території раніше не проводилося. Лише фрагменти про рослинний світ регіону, які знаходимо в узагальнюючих працях О. Роговича, Й. Пачоського, В. Монтрезора, А. Краснова, Ю. Клеопова, М. Дубовика, М. Бортняка та інших [1; 7; 9–11].

Проведені дослідження ставили за мету оцінити сучасний стан флористичного та ценотичного різноманіття території НПП «Білоозерський». Для досягнення мети були визначені такі завдання:

- визначити видовий склад флори національного природного парку «Білоозерський»;
- визначити раритетну компоненту флори досліджуваної території;
- дати соціологічну оцінку території НПП «Білоозерський».

Методологічне або загальнонаукове значення.

В основу досліджень покладено матеріали польових робіт, проведених протягом 2009–2014 рр. із використанням маршрутно-польових методів. Польові дослідження, збір гербарних зразків та фотографування видів проводився порівняно рівномірно по всій території парку.

Флористична рідкість оцінена за представленістю на досліджуваній території видів, занесених до «Червоної книги України» [13], Європейського та Світового червоних списків [5], а також видів, що охоплені місцевою охороною. Оцінка рідкісних видів проведена на основі їх комплексної соціологічної характеристики. Виявлення рослинних угруповань, що потребують охорони, проведено з використанням критеріїв рідкісних фітоценозів, наведених у «Зеленій книзі України» [6]. Крапкове картування рідкісних видів флори проводилося шляхом нанесення їх місцезростань на топографічну карту-основу масштабу 1:100 000.

Виклад основного матеріалу. В результаті інвентаризації флори парку нами виявлено в її складі види судинних рослин, які занесені до соціологічних списків різного рівня – міжнародних, національного та регіонального [8]. Зокрема п'ять видів занесені до Додатку I Бернської конвенції, один – до Європейського Червоного списку, одинадцять (разом із видами Бернської конвенції) – до «Червоної книги України» [13] та дев'ять – регіонально-рідкісні. Нижче наводимо коротку характеристику рідкісних, зникаючих та регіонально рідкісних видів флори НПП «Білоозерський».

Види міжнародної охорони

Jurinea cyanoides (L.) Rchb. – Юрінея волошкоподібна. Сибірсько-східноєвропейський вид. На території України трапляється в Поліссі та Лівобережному Лісостепу і Степу. Зростає в світлих та сухих соснових борах, на борових пісках, піщаних терасах річок, переважно надзаплавної тераси,

в піщаних та щебенисто-кам'янистих степах, на вапнякових та крейдових схилах у складі псамофітних угруповань. На території парку знайдено на сухих піщаних галявинах соснових та сосново-дубових лісів. Вид занесений до Додатку I Бернської конвенції [2].

Iris hungarica Waldst. et Kit. – Півники угорські. Центрально-східноєвропейський вид. В Україні спорадично трапляється в Лісостепу, південній частині Полісся, північній частині Степу, а також Закарпаття (м. Виноградів). Зростає на галявинах, у листяних та мішаних лісах, серед чагарників. На території парку зростає на узліссях та у дубово-сосновому лісі, утворюючи місцями чисельні популяції (кв. 76, 134, 35, 23, 42 та ін.). Занесений до Додатку I Бернської конвенції.

Liparis loeselii (L.) Rich. – Жировик Льозеля. Голарктичний бореальний вид із диз'юнктивним ареалом. В Україні знаходиться на південній межі ареалу, де трапляється в Карпатах, на Поліссі, в Лісостепу та зрідка в Степу (по долинах рік) у складі угруповань мезотрофних осокових та осоково-трав'яних боліт на торф'янистих або мінеральних ґрунтах і на заболочених луках [2]. Нами виявлено одне місцезнаходження цієї болотної орхідеї на Білому озері у кварталі 16, де вид представлений поодинокими особинами. Занесений до Додатку I Бернської конвенції та CITES, а також до «Червоної книги України» зі статусом «вразливий» [13].

Salvinia natans (L.) All. – Сальвінія плаваюча. Голарктично-давньосередземноморський реліктовий вид третинного періоду. В Україні трапляється спорадично у басейні річок Дніпра, Десни, Сіверського Дінця, Південного Бугу, Дністра, Дунаю, Ужа, Латориці, Боржави, у штучних водосховищах Дніпровського каскаду, ставках Лісостепу і Степу, де зростає в мезо-евтрофних і евтрофних прісноводних замкнутих або слабощочних водоймах, що добре прогріваються, з мулистопіщаними і мулистими відкладами на слабозатінених ділянках із товщею води 20–50 см. На території парку ми виявили дві, вочевидь, найчисельніші в регіоні популяції виду. *Salvinia natans* тут представлена невеликими групами особин уздовж південного берега озера Біле (кв. 24, 16) та в обводнених котловинних зниженнях серед соснового лісу (кв. 22).

Вид занесений до Додатку I Бернської конвенції та до Червоної книги України зі статусом «неоцінений» [13].

Trapa natans L. – Водяний горіх плаваючий. Поліморфний реліктовий вид третинного періоду з диз'юнктивним ареалом. В Україні трапляється у водоймах долин рр. Дніпра, Прип'яті, Тетерева, Десни, Сіверського Дінця, Пд. Бугу, Дністра, Дунаю, Ужа, Латориці, Боржави та Шацьких озерах. Трапляється спорадично, іноді в окремих водоймах може утворювати багаточисельні популяції з великою щільністю особин, де формує монодомінантні

угруповання. На території парку вид нами помічений на мілководдях (50–100 см) Канівського водосховища, що добре прогриваються з мулистими та мулистопіщаними донними відкладами. Занесений до Додатку I Бернської конвенції та до «Червоної книги України» зі статусом «неоцінений» [13].

***Tragopogon ucrainicus* Artemcz.** – Козельці українські. Північно-понтійний ендемік. В Україні зростає у Поліссі, Лісостепу та в північній частині Степу. Розсіяно трапляється на піщаних пагорбах по всій території парку. Вид занесений до Європейського Червоного списку без належних на те підстав, оскільки його зростанню в Україні нічого не загрожує.

Види, що охороняються на національному рівні

Крім видів Бернської конвенції (*Liparis loeselii*, *Salvinia natans*, *Trapa natans*), що охороняються також на національному рівні, до «Червоної книги України» [13] занесено ще 8 видів судинних рослин флори НПП «Білоозерський», коротку характеристику яких наводимо нижче.

***Adonis vernalis* L.** – Горицвіт весняний. Євросибірський лісостеповий вид. В Україні зростає на півдні Полісся (рідко), в Лісостепу, Степу і Криму. Нині популяції виду є ще досить чисельними, але останнім часом спостерігається їх зменшення та скорочення запасів сировини внаслідок розорювання, надмірного випасу, заліснення схилів тощо. На території НПП «Білоозерський» нещільні ценопопуляції виду нами помічені на остепненому схилі Канівського водосховища (кв. 1). Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «неоцінений». Включений також до Додатку конвенції CITES.

***Astragalus dasyanthus* Pall.** – Астрагал шерстистоквітковий. Південноєвропейсько-передньокавказький вид на північно-західній межі ареалу. На території України поширений у Лісостепу і Степу (смуга різотравно-типчаково-ковилових степів, північна частина смуги типчаково-ковилових степів), а також у Криму (рідко). Трапляється у складі лучно-степових, степових та петрофітно-степових угруповань. Основними антропогенними чинниками, що спричиняють скорочення чисельності виду, є розорювання степових ділянок, заліснення, надмірне випасання. На території парку поодинокі особини виду нами помічені на остепненому схилі Канівського водосховища (кв. 1). Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «вразливий».

***Epipactis helleborine* (L.) Crantz (*E. latifolia* (L.) All.)** – Коручка чемерникоподібна. Поліморфний євразійський вид із диз'юнктивним ареалом та широкою еколого-ценотичною амплітудою. В Україні поширений у Карпатах, лісовій, лісостеповій, степовій зонах та гірському Криму, де зростає в хвойних, мішаних та широколистяних лісах, зрідка – на узліссях на бідних і багатих ґрунтах різної вологості і кислотності. Основною причиною зміни чисельності виду є надмірне порушення екотопів. На терито-

рії парку трапляється майже повсюдно, де зростає у сосново-дубових та дубових лісах. Найчисельніша популяція знаходиться в дубовому лісі конвалієвому (кв. 31). Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «неоцінений».

***Iris sibirica* L.** – Півники сибірські. Рідкісний євросибірський вид. В Україні зростає на Закарпатті, в Прикарпатті, Розточчі, Поліссі, на заході Подільської височини, рідше в Правобережному та Лівобережному Лісостепу, зрідка – в північній частині степової зони (Дніпропетровська обл.) та в гірському Криму. Зростає на перезволожених місцях у складі угруповань високотравних лук та гігрофільних чагарникових заростей. Для популяцій виду характерне переважання куртин із генеративними особинами, в яких близько 10% пагонів є квітконосними. На території парку зростає у перезволоженому екотопі куртиною, площею близько 2 кв. м у складі чагарникових угруповань (кв. 22). Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «вразливий».

***Pulsatilla pratensis* (L.) Mill. (incl. *P. bohemica* (Skalické) Tzvelev)** – Сон лучний (С. чорніючий, С. богемський). Центральноевропейський вид на південній межі ареалу. В Україні спорадично трапляється на більшій частині території лісової, лісостепової та степової зон, крім крайніх західних районів і Криму, де зростає на ґрунтах різної кислотності, крейдяних та вапнякових відслоненнях у соснових лісах, на узліссях та лучно-степових схилах. Незважаючи на ще досить численні популяції виду, останнім часом спостерігається їх значне скорочення внаслідок розорювання чи заліснення степових схилів, випалювання, надмірного витоптування. Вид нами помічений по всій території парку, де трапляється у складі угруповань соснових та дубово-соснових лісів на дернових ґрунтах різного ступеня опідзолення. Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «неоцінений», де включений до складу видового комплексу *P. pratensis* (L.) Mill. s. l.

***Stipa capillata* L.** – Ковила волосиста. Центральноевразійський степовий вид. В Україні поширений в Лісостепу, Степу, Криму, зрідка – на Поліссі (південна частина) та у Прикарпатті. Зростає на степових та кам'янистих схилах, серед чагарників, рідше – на галявинах та узліссях. Популяції виду нині ще досить численні, але спостерігається тенденція до їх скорочення внаслідок розорювання та заліснення степових ділянок, забудови придатних для зростання виду територій, надмірного випасання. У парку виявлено місцезростання на схилі Канівського водосховища (кв. 1, 13). Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «неоцінений» [8].

***Stipa borysthena* Klokov ex Prokud** – Ковила дніпровська. Європейсько-південносибісько-північно-середньоазійський рідкісний вид на північній межі поширення. В Україні зростає на Південному Поліссі,

боровій терасі Дніпра, в східній частині Лісостепу та на річкових і приморських пісках степової частини країни. Спорадично трапляється на галявинах та узліссях соснових лісів із сухими бідними піщаними ґрунтами. Формує псамофітностепові ценози боро-вих піщаних терас. Основними чинниками зміни чисельності популяцій є антропогенні впливи (надмірний випас, розробка піщаних кар'єрів, заліснення територій) та екологічні особливості виду. Нове місцезнаходження нами виявлене на узліссі сосново-дубового лісу (кв. 30, 31, 22) та на остепненому схилі поблизу Дніпра, де популяція виду сформована окремими куртинами. Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «вразливий».

***Stipa pennata* L.** – Ковила пірчаста. Характерний вид лучних степів Євразійської степової області. В Україні поширений на ВолиноПоділлі, в лісостеповій (частіше на Лівобережжі) та степовій зонах, де зростає на степових схилах із малогумусними чорноземами або вапняковими відслоненнями. Основними причинами зменшення чисельності виду є розорювання та заліснення степових ділянок, надмірний випас, рекреація, випалювання травостою. На території парку вид помічений у вигляді окремих куртин на остепненому схилі Канівського водосховища, де зростає в лучностепових угрупованнях (кв.1). Занесений до «Червоної книги України» зі статусом «вразливий».

За природоохоронним статусом видів раритетний фітогенофонд поділяється на дві групи – «неоціненні» та «вразливі». До першої групи увійшло шість видів (*Adonis vernalis*, *Epipactis helleborine*, *Pulsatilla pratensis*, *Salvinia natans*, *Stipa capillata*, *Trapa natans*), а до другої – чотири (*Astragalus dasyanthus*, *Iris sibirica*, *Liparis loeselii*, *Stipa borysthena*). Варто зазначити, що у таксономічному плані *Salvinia*

natans представляє у флорі України цілий порядок *Salviniales*, а *Liparis loeselii* є єдиним представником роду *Liparis* Rich. Тому їхнє зникнення може призвести до елімінації цих таксонів із флори України [14].

Ботаніко-географічне значення мають сім видів. Із них три види знаходяться на південній межі ареалу (*Iris sibirica*, *Liparis loeselii*, *Pulsatilla pratensis*), два – на північній (*Stipa borysthena*, *Stipa capillata*), один – на північно-західній (*Astragalus dasyanthus*), один вид поширений у диз'юнктивній частині ареалу (*Trapa natans*). Ботаніко-історичне значення мають два види – *Salvinia natans*, *Trapa natans*, що вважаються для цієї території вторинними реліктами третинного періоду помірного типу. Ці види вже в післяльодовиковий час повернулися в Лівобережне Придніпров'я з рефугіумів на звільнену від льодовика територію своїх попередніх ареалів, але вже мають інше природне оточення [14].

Головні висновки. Таким чином, види, занесені до «Червоної книги України», які представлені на території парку, різняться за характером поширення, созологічним станом, мають відмінне таксономічне, фітоісторичне, ботаніко-географічне, екологічне та ценотичне положення. Тому проведення фітосо-зологічного аналізу потрібно не лише для інтегральної созологічної оцінки видів, а й для обґрунтування диференційованих активних і пасивних заходів їхнього збереження в екологічно відмінних умовах парку.

Перспективи використання результатів дослідження. Наведені відомості про місцезнаходження раритетних видів судинних рослин суттєво доповнюють загальну картину поширення рідкісних видів флори України, є показником созологічної цінності національного природного парку «Білоозерський», що свідчить про унікальність цієї території для лівобережної частини Лісостепу.

Література

1. Бортняк М.М. Матеріали до флори Київської області. Укр. ботан. журн. 1975. Т. 32, № 4. С. 445–448.
2. Вініченко Т.С. Рослини України під охороною Бернської конвенції. Київ : Хімджест, 2006. 176 с.
3. Геоботанічне районування Української РСР / за ред. А.Г. Барбарича. Київ: Наук. думка, 1977. 304 с.
4. Дідух Я.П., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Геоботанічне районування України та суміжних територій. Укр. ботан. журн. 2003. Т. 60, № 1. С. 6–17.
5. Европейский Красный список животных и растений, находящихся под угрозой исчезновения во всемирном масштабе. Нью-Йорк: ООН, 1992. 167 с.
6. Зелена книга України / за ред. Я.П. Дідуха. Київ: Альтерпрес, 2009. 448 с.
7. Клеопов Ю.Д., Дубовик М.В. Ботанічна екскурсія до колишнього Переяславського повіту Полтавщини. Укр. ботан. журн. 1926. Кн. 3. С. 44–45.
8. Крецул О.А. Рідкісні види флори Національного природного парку «Білоозерський». Укр. ботан. журн. 2011. Т. 68, № 2. С. 212–215.
9. Монтрезор В.В. Обзорение растений входящих состав флоры губерний Киевского учебного округа : Киевской, Подольской, Волынской, Черниговской и Полтавской. Записки Киевского общества естествоиспытателей. Киев : 1886–1889. 508 с.
10. Пачоский И.К. Очерк флоры окрестностей г. Переяславля Полтавской губернии. Зап. Киевск. общ. естествоисп. 1893. Вып. 1. С. 63–141.
11. Рогович А.С. Список растений флоры Киевской губернии. Статистическое описание Киевской губернии. Петербург, 1852. С. 91–121.
12. Физико-географическое районирование Украинской ССР / под ред. В.П. Попова, А.М. Маринича, А.И. Ланько. Киев : Изд-во Киевского ун-та, 1968. 684 с.
13. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я.П. Дідуха. Київ : Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
14. Ярова О.А., Устименко П.М., Федорончук М.М. Раритетне фіторізноманіття Національного природного парку «Білоозерський»: сучасний стан та аналіз. Чорномор. ботан. журн. 2012. Т. 8, № 3. С. 335–341.

ЕКОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ РОЗВИТКУ ТУРИСТИЧНО-РЕКРЕАЦІЙНОГО ПОТЕНЦІАЛУ МИКОЛАЇВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

Літвак О.А.

Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова
просп. Героїв України, 9, 54025, м. Миколаїв
olya.litvak@gmail.com

Визначено особливості туристично-рекреаційного потенціалу Миколаївської області, проведено аналіз екологічних проблем досліджуваної території та розроблено напрями подальшого розвитку туристично-рекреаційного потенціалу регіону з урахуванням екологічних вимог. *Ключові слова:* туристично-рекреаційний потенціал, земельні ресурси, природно-заповідний фонд, ліси та лісовкриті площі, водопостачання.

Экологические аспекты развития туристско-рекреационного потенциала Николаевской области. Литвак О.А. Определены особенности туристско-рекреационного потенциала Николаевской области, проведен анализ экологических проблем исследуемой территории, разработаны направления дальнейшего развития туристско-рекреационного потенциала региона с учетом экологических требований. *Ключевые слова:* туристско-рекреационный потенциал, земельные ресурсы, природно-заповедный фонд, леса и лесопокрываемые площади, водоснабжение.

Ecological aspects of the development of the tourist and recreational potential of the Mykolayiv region. Litvak O. The features of the tourist and recreational potential of the Mykolayiv region are researched, an analysis of the environmental problems of the territory is conducted and directions for the further development of the tourist and recreational potential of the region are developed and environmental requirements are taken into consideration. *Key words:* tourist and recreational potential, land resources, nature reserve fund, forests and wooded areas, water supply.

Постановка проблеми. Туристично-рекреаційна сфера є важливою складовою частиною регіонального розвитку, яка дозволяє досягти підвищення добробуту місцевого населення, його оздоровлення, а також збереження традицій і культурних цінностей. Простір природного комплексу майже повністю використовується людиною в процесі її життєдіяльності. У свою чергу, рекреаційна діяльність передбачає активну взаємодію людини і природи і займає важливе місце в системі задоволення потреб населення. Зростання антропогенного впливу на природний комплекс вимагає проведення заходів щодо відновлення і збереження природного туристично-рекреаційного потенціалу, поліпшення екологічного стану природних ресурсів і стабілізації деградаційних процесів.

Поєднання природних рекреаційних ресурсів разом із природними умовами формує туристично-рекреаційний потенціал. Екологічна стійкість природних екосистем забезпечує розвиток рекреаційної діяльності в місці надання послуг, а також визначає таке використання природних рекреаційних ресурсів, за якого не відбуваються нанесення шкоди цим ресурсам і їх виснаження. Це забезпечує захист ландшафтів регіону від деструктивних процесів, викликаних негативним антропогенним впливом, і тим самим створює умови безпеки екосистем.

Екологічні компоненти розвитку рекреаційно-туристичного потенціалу регіону включають у себе:

екологічну безпеку території; мінімізацію впливу промислових підприємств на екосистему; ефективну роботу систем водопостачання та водовідведення; створення місць для зберігання побутових відходів та їх утилізації; впровадження безвідходних технологій; гармонійне поєднання охорони природи з економічним використанням природних ресурсів заповідних об'єктів і територій.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Основні теоретичні та методологічні положення з проблем забезпечення раціонального використання і охорони рекреаційних територій відображені в працях вітчизняних та зарубіжних авторів, таких як: Галушкіна Т.П., Горланчук В.В., Герасименко В.Г., Гуляєв В.Г., Добряк Д.С., Канаш І.П., Кусков О.С., Третьяк А.М., Святохо Н.В., Шабаліна Н.В., Шеляг-Сосонко Ю.Р. та ін. Однак існує об'єктивна потреба в проведенні подальших комплексних досліджень туристично-рекреаційного потенціалу окремих регіонів із метою розробки рекомендацій щодо його використання та активного розвитку і прийняття управлінських рішень з урахуванням екологічної складової частини. Оскільки екологічні умови окремої території, які характеризують стан атмосферного повітря, водних об'єктів, земельних та лісових ресурсів, надають прямий безпосередній вплив на можливість залучення природно-ресурсного потенціалу території в організацію туристично-рекреаційної діяльності і вимагають оцінки і обліку.

Таблиця 1
Склад земель, придатних для організації туристично-рекреаційної діяльності в розрізі адміністративних районів Миколаївської області

Назви адміністративно-територіальних одиниць	Загальна площа тис. га	У тому числі землі				Усього земель, придатних для туристично-рекреаційної діяльності	
		природо- охоронного призначення	оздоровчого призначення	рекреаційного призначення	історико- культурного призначення	га	% від загальної площі території
Арбузинський район	96,87	1882,1			0,8	1882,9	1,9
Баштанський район	170,62	705,6				705,6	0,4
Березанський район	137,82	8691,0	4,7500	608,1		9303,9	6,8
Березнегуватський район	126,37	377,7		4,2	16,1	398,0	0,3
Братський район	112,92	155,0				155	0,1
Веселинівський район	124,47	972,3			0,2	972,5	0,8
Вознесенський район	139,19	3153,60		1,8	0,04	3155,4	2,3
Врадівський район	80,10	247,3				247,3	0,3
Доманівський район	145,80	1484,6				1484,6	1,0
Сланецький район	101,76	1510,0				1510,0	1,5
Вітовський район	146,04	453,0	8,6	25,7081		487,3	0,3
Казанківський район	134,92	1488,0	2,2			1490,2	1,1
Кривоозерський район	81,44	320,0		3,0		323	0,4
Миколаївський район	142,99	1895,0		22,4	2,0	1919,4	1,3
Новобузький район	124,28	3724,7				3724,7	3,0
Новоодеський район	142,85	2189,9	14,4	11,1	26,7	2242,2	1,6
Очаківський район	150,02	18571,2	74,9	162,1	292,1	19100,3	12,7
Первомайський район	131,87	5332,0		127,3	30,1	5489,4	4,2
Снігурівський район	135,02	67,3			0,1	67,4	0,0
г Вознесеньк	2,26	5,7		1,4	0,7	7,8	0,3
г Миколаїв	25,98	1189,3	1,6	38,6	59,0	1288,6	5,0
г Первомайськ	2,51	16,5			1,7	18,1	0,7
г Южноукраїнськ	2,44			101,1		101,1	4,1
Миколаївська область	2458,55	54431,7	106,4	1106,9	429,6	56074,6	2,3

Метою дослідження є вивчення особливостей туристично-рекреаційного потенціалу Миколаївської області, проведення аналізу екологічних проблем досліджуваної території та розробка напрямів подальшого розвитку туристично-рекреаційного потенціалу регіону з урахуванням екологічної складової частини.

Результати дослідження. Вивчення природно-ресурсного потенціалу є основним у дослідженні умов розвитку туризму і відпочинку на окремій території. Комплексний аналіз туристично-рекреаційних ресурсів дозволяє виділити території, що характеризуються сприятливими ландшафтно-екологічними умовами.

Миколаївська область володіє достатнім рекреаційно-ресурсним та туристським потенціалом. Область займає вигідне фізико-географічне положення як у межах України, так і в Європі. Сприятливим фактором є виходи до Чорного моря, Ягорлицької затоки та Дніпробузького лиману. Клімат області в цілому помірно-континентальний із м'якою малосніжною зимою і жарким літом. Розглянуті особливості говорять про широкі можливості курортного краю для проведення всіх видів кліматолікування. Важливим доповненням є морелікування. Купальний сезон починається в середині травня і закінчується в середині вересня. Уже в червні вода прогрівається понад 20 °C і не охолоджується до другої декади вересня [1].

Населеними пунктами, віднесеними до курортних, є села Василівка, Покровка, Чорноморка Очаківського району, м. Очаків, села Вікторівка, Коблеве, Морське, Лугове, Рибаківка Березанського району. На території області розташовані Очаківське, Коблевське, Казанківське родовища мінеральних вод, з родовищ лікувальних грязей – Бейкушське, Тилігульське.

Основна частина баз відпочинку зосереджена на узбережжі Дніпро-Бузького лиману, в районі с. Коблеве, Рибаківка, Чорноморка та м. Очаків. Справжні морські пляжі охоплюють більше 20 км Кінбурнського півострова. Не меншу цінність являють Ягорлицька затока, мілководні озера, запаси лікувальних грязей. На Кінбурні активно розвивається сільський туризм, за якого місцеві жителі приймають відпочиваючих у своїх садибах.

Величезний рекреаційний потенціал має долина р. Південний Буг на ділянці від м. Первомайськ до с. Олександрівка і нижче за течією. Поєднання надзвичайно гарних краєвидів, пам'яток історії та археології, слаломних трас та маршрутів для скелелазіння відкриває величезні можливості щодо розвитку тут організованого туризму [2].

У процесі задоволення туристично-рекреаційних потреб земельний фонд виступає як в якості території розміщення, так і в якості невід'ємного компонента задоволення потреби в активному відпочинку, а також відновлення природного потенціалу

території. За даними державного обліку, земельний фонд Миколаївської області станом на 01.01.2017 р. становить 2458,6 тис. га. Найбільшу питому вагу в складі земель займають землі сільськогосподарського призначення. Розораність території області сягає 69%. Миколаївська область має високий рівень сільськогосподарської освоєності – 83,5%. Для організації туристично-рекреаційної діяльності можуть використовуватися землі рекреаційного призначення, землі оздоровчого призначення, землі природно-заповідного фонду, землі історико-культурного призначення.

Відповідно до Земельного кодексу України *землі природно-заповідного фонду* – це ділянки суші і водного простору з природними комплексами та об'єктами, що мають особливу природоохоронну, екологічну, наукову, естетичну, рекреаційну та іншу цінність, яким відповідно до закону надано статус територій та об'єктів природно-заповідного фонду. До *земель оздоровчого призначення* належать землі, що мають природні лікувальні властивості, які використовуються або можуть використовуватися для профілактики захворювань і лікування людей. До *земель рекреаційного призначення* належать землі, які використовуються для організації відпочинку населення, туризму та проведення спортивних заходів. До *земель історико-культурного призначення* належать землі, на яких розташовані пам'ятки культурної спадщини, їх комплекси (ансамблі), історико-культурні заповідники, історико-культурні заповідні території, охоронювані археологічні території, музеї просто неба, меморіальні музеї-садиби [3].

Площа земель, придатних для організації туристично-рекреаційної діяльності, становить 56075 га, або 2,3% від загальної площі території Миколаївської області (табл.1). Із них 28,4 тис. га (51%) знаходяться в південній прибережній зоні, і 10,5 тис. га (18,8%) – в північно-західній степовій і лісостеповій зоні області.

За результатами оцінки складу земель Миколаївської області до найбільш сприятливих для організації туристично-рекреаційної діяльності територій можна віднести Очаківський, Березанський, Первомайський райони. До помірно сприятливих відносяться Вознесенський і Новобузький райони і міста Миколаїв і Южноукраїнськ. Усі інші райони області мають у складі землі природоохоронного або рекреаційного призначення, але їх питома вага складає менше 0,1% від загальної площі території району.

Із метою збереження і відновлення біологічного різноманіття в Миколаївській області існує мережа природно-заповідного фонду. Його фактична площа станом на 01.01.2017 р. становить 75487,74 га, кількість об'єктів ПЗФ – 142, із них 8 – загальнодержавного значення (рис. 1).

Відсоток заповідності Миколаївської області становить 3,07%. За даними Інституту всесвітнього спостереження Worldwatch Institute (Вашингтон,

США), для підтримання нормального функціонування ландшафтів і екосистем будь-якого регіону площа первісних, неушкоджених людською діяльністю територій (акваторій) має становити не менше 10-12% загальної території [4]. Враховуючи зазначене, можна зробити висновок, що Миколаївська область забезпечена природно-заповідними територіями лише на 30,2% від мінімально необхідної площі. Для підтримання екологічної рівноваги загальна площа ПЗФ регіону повинна становити 245 тис. га. Але майже вся територія Миколаївської області розташована в зоні Степу, і на екологічний стан агроекосистем впливає комплекс негативних чинників, таких як: виснаження родючості ґрунтів, високий рівень сільськогосподарської освоєності, мала питома вага пасовищ і сіножатей, недотримання науково-обґрунтованих норм ведення сільськогосподарства.

За таких умов покращення стану існуючих об'єктів природно-заповідного фонду та створення нових є дуже важливим. Тому особливого значення набуває формування екологічної мережі як єдиної структурованої системи територій регіонального і національного

рівнів із природними або частково зміненими ландшафтами. Розбудова екомережі Миколаївської області дасть змогу оптимізувати стан природного і антропогенно перетвореного середовища, значно розширити площу природно-заповідного фонду і зберегти типові та унікальні природні комплекси екосистем Степової і Лісостепової зони [5]. Це, у свою чергу, позитивно вплине на розвиток туристично-рекреаційного потенціалу області.

З метою розвитку туристично-рекреаційної інфраструктури на об'єктах природно-заповідного та природоохоронного фонду області підтримується розбудова екскурсійної діяльності, прокладання еколого-туристичних стежок та облаштування оглядових зупинок. Розроблено туристичні маршрути, зокрема: «Екологічний Південний Буг», «Зелене розмаїття гранітно-степового Побужжя», «Екзотика Приінгулля», «Місто давніх греків – Ольвія», «Найцікавіші об'єкти регіонального ландшафтного парку «Приінгульський» та інші [2].

Залучення лісового фонду в процеси формування і розвитку туристично-рекреаційного потенціалу регіону проявляється в таких аспектах:

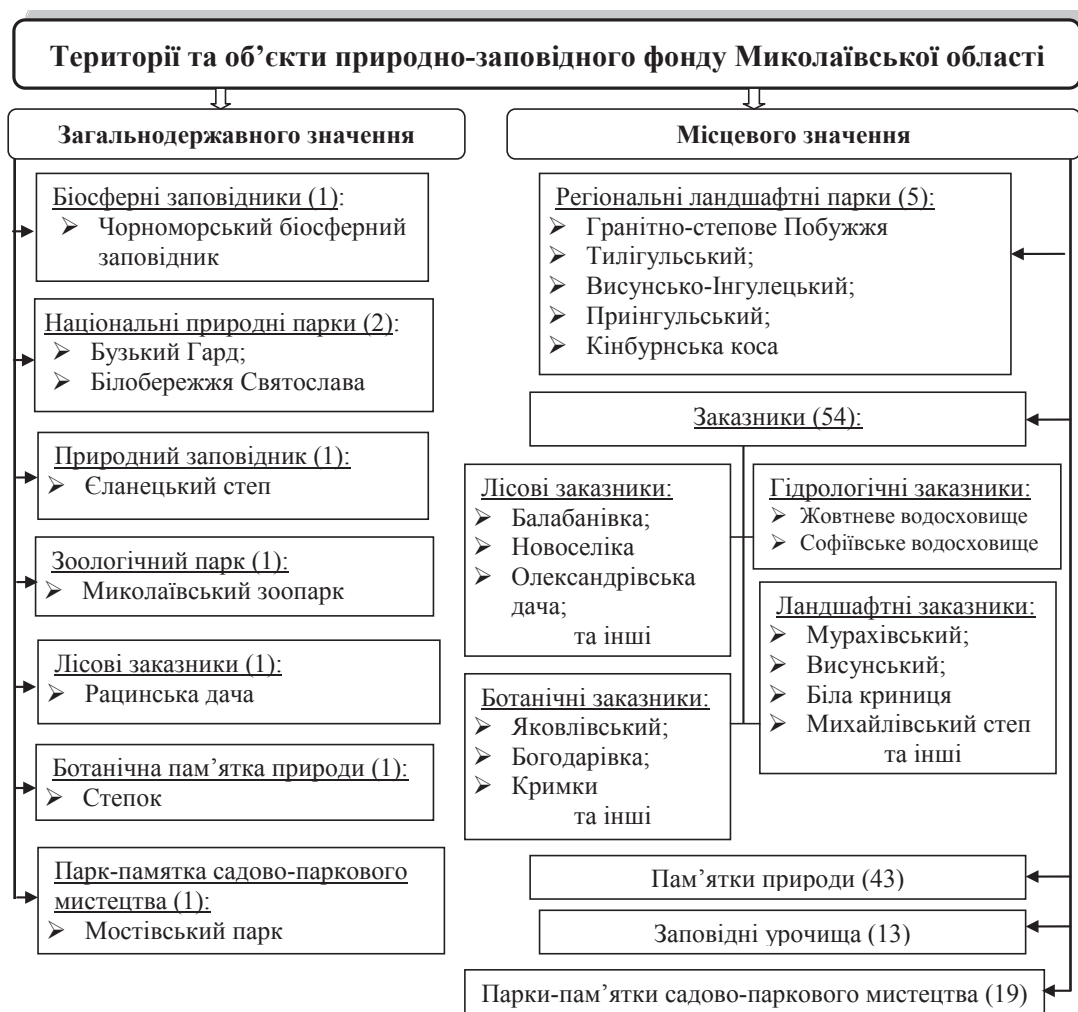


Рис. 1. Структура природно-заповідного фонду Миколаївської області станом на 01.01.2017 р.

1) ліс, як об'єкт рекреації, несе медико-біологічні функції та є джерелом відпочинку, спокою, місцем оздоровлення та відновлення фізичних і психологічних сил людини, виступає джерелом задоволення естетичних потреб;

2) лісові насадження поповнюють атмосферу киснем, поглинають вуглекислий газ, затримують важкі елементи, пил, фільтрують промислові стоки, істотно зберігають вологу повітря і ґрунту [6];

3) ліс є регулятором мікроклімату територій, зменшує перепад температур взимку і літку, впливає на збільшення кількості опадів.

Миколаївська область є однією з найменш заліснених регіонів України. Ліси та інші лісовкриті площі займають лише 5% території області. Незважаючи на важливу захисну, природоохоронну та соціальну роль лісових насаджень, їх площа не відповідає сучасним нормативам, і вони розміщені вкрай нерівномірно. Найбільше лісів мають Вознесенський (9,05%) та Кривоозерський (7,16%) райони, найменше – Вітовський (1,84%) та Березанський (1,89%) райони.

З усіх лісів та лісовкритих площ Миколаївської області 87% складають ліси I групи, що виконують переважно природоохоронні, захисні і біологічні функції, а також ліси на територіях природно-заповідного фонду. Тільки 0,1% складають ліси рекреаційного призначення, які розташовані на північному заході Миколаївської області – в Первомайському районі і м. Южноукраїнськ. За площею лісових насаджень домінують хвойні і твердолистяні породи. Переважаючими в складі наведених груп порід є сосна, акація, дуб.

Для стабілізації екологічної ситуації важливе значення має відновлення лісів і лісових ресурсів, забезпечення розширеного відтворення і підвищення продуктивності лісових земель. За 2017 рік в області були проведені роботи по відтворенню лісів на землях лісового фонду на площі 191 га, що у 2,5 рази менше рівня 2016 року (рис. 2). Відновлення проводилось в основному за рахунок садіння та висівання

лісу. За досліджуваний період (2011–2017 роки) простежується тенденція до значного зниження площ відтворення лісових насаджень. У 2011 році відтворення відбулося на площі 2124 га, що у 12,4 рази більше показника 2017 року [7].

Загибель лісових насаджень відбувається за таких причин: від пошкодження шкідливими комахами, від хвороб лісу, від впливу несприятливих погодних умов, від лісових пожеж тощо. Найбільший негативний вплив на функціонування лісів області та на довкілля в цілому спричиняють пожежі. Упродовж 2017 року в регіоні зафіксовано 136 випадків лісових пожеж (у попередньому році – 50). Площа лісових земель, пройдена пожежами, склала 352 га., при цьому згоріло і пошкоджено 14222 м³ лісових насаджень. Збиток, заподіяний пожежами у 2017 р., склав 5267 тис. грн (у 2016р. – 16,2 тис. грн).

Проведення лісозахисних робіт має суттєве значення для збереження лісів. Площа, на якій здійснювались заходи захисту лісів від шкідників і хвороб у 2017 році, склала 196 га (у 1,9 разів менше порівняно з 2016 р.). Захист лісів від шкідників та хвороб лісу протягом останніх років проводиться виключно біологічними препаратами.

Управління сучасним станом лісів Миколаївської області не відповідає принципам збалансованого розвитку та потребує вдосконалення. Основними причинами проблем лісової галузі Миколаївської області є: недостатнє державне фінансування лісового господарства; недосконалість лісової політики і системи управління лісами; низький рівень впровадження інноваційних біотехнологій лісовідновлення.

Рівень лісистості області необхідно збільшувати за рахунок створення штучних лісових насаджень на малопродуктивних, деградованих, техногенно забруднених землях, а також на низькопродуктивних землях сільськогосподарського призначення. Одночасно збільшення лісистості за рахунок створення рекреаційних лісонасаджень доцільно проводити в межах виділених рекреаційних зон. Ліси, створені біля берегів річок та інших водойм, мати-

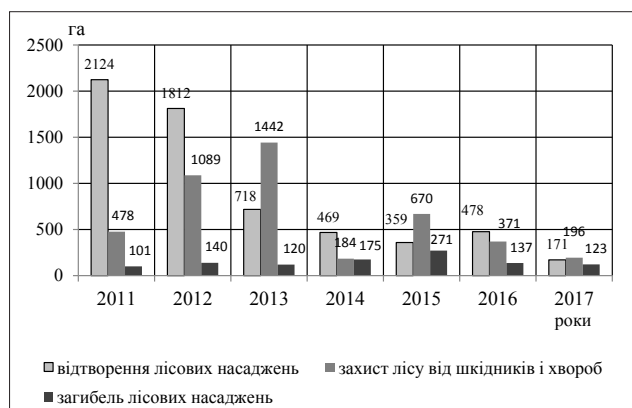


Рис. 2. Динаміка площ лісовідтворення, захисту від шкідників і хвороб та загибелі лісу в Миколаївській області



Рис. 3. Динаміка скиду забруднених зворотних вод у Миколаївській області

муть високі естетичні якості і будуть дуже сприятливими для рекреації. В окремих випадках звичайні полезахисні лісосмуги використовуються місцевим населенням для влаштування короточасного відпочинку. Лісосмуги створюють певний колорит в одноманітній степовій місцевості і можуть бути задіяні в сільському зеленому туризмі.

Велика щільність населення, урбанізація, освоєність території Миколаївської області, а також значна кількість і доступність рекреаційних і туристських об'єктів призводить до негативних наслідків. Якість вод у рекреаційно-туристських зонах на узбережжі Чорного моря останнім часом найчастіше оцінюється як несприятлива. Безпосередньо побережжя Чорного моря належить до територій Очаківського та Березанського районів і використовується для забезпечення рекреації. Скид зворотних вод здійснюють до вод Бузького лиману, до Березанського лиману і до Чорного моря.

Головним забруднювачем, що здійснює скидання недостатньо очищених вод до Бузького лиману, є МКП «Миколаївводоканал». Обсяг скиду забруднених стічних вод складає більше 90% від загальної кількості скинутих забруднених стоків по області. Через аварійний стан глибоководного випуску стоків після очистки та недостатню потужність очисних споруд на стадії вторинного відстоювання не забезпечується очищення стічних вод до встановлених гранично допустимих норм скидання. Також потребують реконструкції і каналізаційні очисні споруди КП «Очаківводоканал», оскільки фактичний обсяг надходження стічних вод перевищує проектну потужність 22,0 тис. м³/добу [8]. Динаміку скиду забруднених зворотних вод у Миколаївській області за 2011–2016 роки наведено на рис. 3.

За результатами аналізу треба відзначити, що обсяги скинутих зворотних вод мають тенденцію до зниження. За досліджуваний період найбільший показник відведених зворотних вод 125 млн. м³ був у 2014 році. У 2016 році обсяги скиду зворотних вод знизилися на 46%. При цьому обсяги забруднених зворотних вод складають 22 млн. м³ у 2016 році, що становить 33% від загального обсягу скинутих зворотних вод.

Недостатній розвиток мереж каналізації в прибережних міських і сільських поселеннях, а також туристично-рекреаційних об'єктах, призводить у ряді випадків до збору стічних вод без очищення. Значний вплив на прибережні води надає скидання неочищених зливових вод із територій поселень і об'єктів. Проблема забруднення Чорноморського узбережжя ускладнюється відсутністю в Коблево-Рибаківській зоні системи централізованого водовідведення. Каналізаційні стоки баз відпочинку накопичуються у вигрібних ямах, що безпосередньо впливає на стан підземних вод, які є однією зі складових частин водного балансу Чорного моря. Також це призводить до викиду стічних вод у морське

середовище на малих глибинах у районах водокористування та, як наслідок, до погіршення санітарно-епідеміологічної обстановки в туристично-рекреаційних районах [8].

Проблеми якісного питного водопостачання є дуже важливими для Миколаївської області, оскільки місцеві водні ресурси області дуже обмежені і залежать, головним чином, від притоку з інших регіонів. З поверхневих джерел (р. Дніпро, р. П. Буг, р. Синюха, р. Інгул) здійснюється водопостачання п'яти міст області, серед яких обласний центр – м. Миколаїв. Більшість сільських населених пунктів та райцентрів області для питних потреб користуються підземними водами. У північно-західній і південній частинах Миколаївської області умови для господарсько-питного водозабезпечення є найбільш сприятливими, адже там розповсюджені переважно прісні підземні води.

Ще однією екологічною проблемою, що впливає на розвиток туристично-рекреаційного потенціалу, є утворення відходів виробництва і споживання. У зонах рекреації дуже часто відсутні споруди для утилізації відходів, що відповідають екологічним вимогам. Деякі діючі звалища вичерпали свій ресурс і є потужним джерелом забруднення довкілля. Вони порушують природні ландшафти, займають значні площі туристично-рекреаційних районів і зон. Досить розповсюдженим явищем є стихійні звалища твердих побутових відходів.

Аналіз динаміки утворення відходів в Миколаївській області за період 2011–2017 років дозволяє зробити висновок, що обсяг утворених відходів має тенденцію до зниження, що є позитивним чинником (рис. 4).

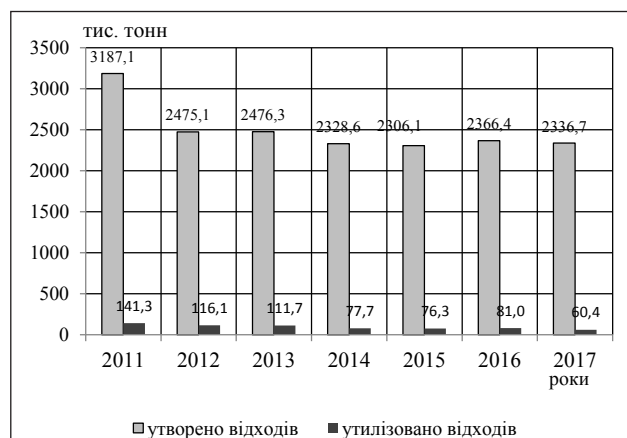


Рис. 4. Динаміка утворення відходів в Миколаївській області

Упродовж 2017 року в Миколаївській області утворилося 2336,7 тис. т відходів, що на 2% менше, ніж у 2016 році. Із загального обсягу утворених відходів 48,8 тис. т становили відходи I–III класів небезпеки, що на 22% менше порівняно з 2016 роком. Безумовна більшість (83%) загального обсягу від-

ходів утворена підприємствами та домогосподарствами м. Миколаєва. Серед решти адміністративно-територіальних одиниць області найбільші обсяги утворених відходів спостерігаються в Жовтневому, Первомайському, Веселинівському районах та місті Первомайську [9].

Утилізовано, перероблено в 2017 році 60,4 тис. т відходів, що на 25% менше, ніж у 2016 році. Частка відходів, які були утилізовані, в загальному обсязі утворених відходів склала 2,6%.

У Миколаївській області відсутні полігони для промислових токсичних відходів, тому гальванічний мул, відходи лакофарбових матеріалів, гуми накопичуються на підприємствах, і часто – в місцях, абсолютно не пристосованих для цього. Більшість із перелічених промислових відходів потрапляє на побутові сміттєзвалища. Таким чином, проблема поводження з відходами в Миколаївській області є дуже актуальною і потребує вирішення з дотримання таких принципів, як: мінімізація кількості утворюваних відходів; максимально можливе залучення відходів до господарського обігу; пошук екологічно безпечних методів переробки відходів із найменшими економічними витратами.

Головні висновки. До перспективних напрямів розвитку туристично-рекреаційної діяльності Миколаївської області можна віднести: культурно-пізнавальну, лікувально-оздоровчу, природничо-пізнавальну, науково-освітню, спортивно-оздоровчу, відпочинково-розважальну, екскурсійну. Широкий розвиток повинні отримати такі види туризму, як сільський, зелений і екологічний, що базуються на територіях природно-заповідного фонду, природних і культурних агроландшафтах. Важливим є також розвиток різних видів закладів

відпочинку, в тому числі розширення спеціалізації закладів санаторно-курортного лікування.

Формування і розбудова туристично-рекреаційного потенціалу є одним із перспективних напрямів соціально-економічного розвитку Миколаївської області. При цьому використання туристично-рекреаційних ресурсів регіону повинно здійснюватися з урахуванням екологічних вимог у таких напрямках:

1) упровадження систем обліку, реєстрації, моніторингу стану туристично-рекреаційних ресурсів та діяльності на них;

2) розвиток мережі природно-заповідного фонду і культурно-історичних територій з урахуванням нормативно-дозволеного рекреаційного навантаження;

3) оцінка туристично-рекреаційного потенціалу окремих територій області, розробка менеджмент-планів об'єктів природно-заповідного фонду, створення необхідних умов для розвитку інфраструктури туризму та залучення інвестицій;

4) проведення робіт із благоустрою, підтримки екологічної рівноваги, збереження та відновлення природно-заповідного фонду, історико-культурного середовища, прибережних зон відпочинку;

5) формування кадрової бази, необхідної для забезпечення туристично-рекреаційної діяльності з дотриманням вимог екологічної безпеки і охорони навколишнього середовища регіону;

6) упровадження сучасних технологій і методів організації екологічного туризму;

7) розвиток системи екологічної інформації та освіти для туристів та відпочиваючих.

Запропоновані заходи є важливим кроком до збалансованого розвитку та комплексного збереження біологічного і ландшафтного різноманіття регіону.

Література

1. Стратегія розвитку Миколаївської області на період до 2010 року: Рішення обласної ради від 16.04.2015 р., № 9 / Миколаївська обласна рада. URL: <https://www.economy-mk.gov.ua> (дата звернення: 01.07.2018).
2. Програма розвитку туризму та курортів у Миколаївській області на 2016-2020 роки: Рішення обласної ради від 10.06.2016 р. № 6. / Миколаївська обласна рада. URL: <https://www.mk-oblrada.gov.ua> (дата звернення: 01.07.2018).
3. Земельний кодекс України. Закон України від 25.10.2001р. № 2768-III. / Верховна Рада України. Відомості Верховної Ради України. 2002. № 3-4, Ст. 27.
4. Мудрак О.В., Кирилук Л.М., Ворона Є.І. Перспективи створення національного природного парку «Подільське Полісся». Екологічний вісник. 2005. № 1. С. 22–24.
5. Обласна цільова програма розвитку екологічної мережі на період до 2015 року: затверджена рішенням обласної ради від 24.06.2011 р., № 4 / Миколаївська обласна рада. URL: <http://www.duescomk.gov.ua> (дата звернення: 01.07.2018).
6. Максимів Л.І., Яворська О.М. Економічна оцінка ролі лісових екосистем у регулюванні складу атмосферного повітря. Лісівнича академія наук України: Наукові праці. 2005. Випуск 4. С. 47–51.
7. Web-сайт Головного управління статистики у Миколаївській області. Статистична інформація про Миколаївщину. URL: www.mk.ukrstat.gov.ua. (дата звернення: 02.07.2018).
8. Регіональна доповідь про стан навколишнього середовища в Миколаївській області у 2016 році / Управління екології та природних ресурсів Миколаївської обласної державної адміністрації. Миколаїв, 2017. 246 с.
9. Довкілля Миколаївщини. Статистичний збірник за 2016 рік / за ред. З.А. Лук'яненко. Миколаїв: Головне управління статистики у Миколаївській області, 2017. 163 с.

ЗАСТОСУВАННЯ ФУНКЦІОНАЛЬНОГО ЗОНУВАННЯ ПРИРОДООХОРОННИХ ТЕРИТОРІЙ ДЛЯ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ

Шевцова Л.В.¹, Шевцова Н.Л.², Глуховський П.В.³

¹ Національний університет «Києво-Могилянська Академія»
вул. Сковороди 2, 04655, м. Київ
shevtsova245@gmail.com

² Інститут гідробіології
Національної академії наук України
просп. Героїв Сталінграда, 12, 04210, м. Київ
shevtsovanl245@gmail.com

³ Національний університет
5245 Пасифик Конкорс Драйв, 100, Лос-Анджелес, СА 90045-6905, США
pglukhovskiy@nu.edu

Створення природоохоронних територій у країнах світу набуває дедалі більшого поширення та вимагає розробки та втілення основних принципів, що забезпечать поєднання різного цілеспрямованого цінності цих територій з одночасним збереженням їх природного біорізноманіття. Порівнюються різні підходи до класифікації природоохоронних територій, застосування принципів функціонального зонування, та розглядається їх вплив на зменшення екологічних ризиків для ландшафту, біоти та біологічного різноманіття територій, що мають природоохоронний статус. *Ключові слова:* природоохоронні території, біорізноманіття, принципи функціонального зонування.

Значение принципов функционального зонирования природоохранных территорий для сохранения биоразнообразия. Шевцова Л.В., Шевцова Н.Л., Глуховский П.В. Создание природоохранных территорий в различных странах мира получает все большее распространение и требует разработки и внедрения основных принципов, которые обеспечат объединение разного назначения этих территорий с одновременным сохранением их биоразнообразия. Сравниваются различные подходы к классификации природоохранных территорий, применению принципов функционального зонирования, и рассматривается их влияние на уменьшение экологических рисков для ландшафта, биоты и биологического разнообразия территорий, имеющих природоохранный статус. *Ключевые слова:* природоохранные территории, биоразнообразие, принципы функционального зонирования.

Applying the principles of functional zoning of protected areas for conserving biodiversity Shevtsova L., Shevtsova N., Glukhovskiy P. Establishment of protected areas in the world is becoming more widespread and requires the development and implementation of basic principles that will ensure the combination of different targeting of these areas while preserving their natural biodiversity. Different approaches to the classification of protected areas, the application of the principles of functional zoning compared and their impact on the reduction of environmental risks for the landscape, biota and biological diversity of territories having an environmental status examined. *Key words:* protected areas, biodiversity, principles of functional zoning.

Постановка проблеми. Поглиблення світової екологічної кризи загострює проблему збереження природних екосистем та вимагає розробку універсальних підходів щодо створення, планування та проектування природоохоронних територій. Створення природоохоронних територій сприяє збереженню біорізноманіття, і, за визначенням Міжнародного Союзу Охорони Природи (МСОП), це – «територія суші та/або моря, яка спеціально призначена для охорони та підтримання біологічного різноманіття, а також природних та асоційованих із ними культурних ресурсів, і яка управляється за допомогою законодавчих або інших ефективних засобів» [1]. Природоохоронні території є поліфункціональними та виконують природоохоронну, науково-до-

слідницьку, рекреаційну, просвітницьку, охорону культурного надбання, господарську функції. Саме вирішенню можливих протиріч між різними цілями використання цих територій допомагає основний принцип планування території, а саме принципи функціонального зонування.

Уперше Конвенція про охорону біологічного різноманіття, яка визначила необхідність глобального аналізу та спільного вирішення соціальних і економічних проблем разом із проблемами навколишнього середовища, була прийнята в 1992 р. на Саміті Планети Земля в Ріо-де-Жанейро. А перший документ щодо процесів формування мережі біосферних резерватів та принципів їх функціонування був затверджений на Севільській конференції ЮНЕСКО

в 1995 р., де було прийнято також Положення щодо біосферних резерватів (заповідників) та їх функціональної структури [2].

Виклад основного матеріалу. Філософія створення природних охоронних територій сягає в далеку давнину. Однак сучасна історія пов'язана зі створенням у 1872 р. Єллоустонського національного парку в США. У 1976 р. Єллоустонський національний парк отримав статус міжнародного біосферного заповідника, а в 1978 р. був включений до списку Всесвітньої спадщини ЮНЕСКО.

На сучасному етапі у світі під охороною знаходиться більше ніж 147 тис. природних об'єктів, площа яких становить 13% усієї поверхні суші. Більше 4,5 тис. природоохоронних територій (ПТ), включаючи об'єкти світової спадщини та заповідники за програмою ЮНЕСКО «Людина і Біосфера», створено у відповідності до різних міжнародних договорів та конвенцій, ратифікованих Україною: Конвенції про біологічне різноманіття, Конвенції про водно-болотні угіддя, що мають міжнародне значення, переважно як середовища існування водоплавних птахів (Рамсарська угода), Конвенції про охорону мігруючих видів диких тварин та інших.

Площа природоохоронних територій значно відрізняється в різних країнах. Так, у США, вона становить 15,5% загальної площі країни, в країнах Європейського Союзу – більше 18% [3]. Станом на 01.01.2018 р. природно-заповідний фонд України має у своєму складі 8296 територій та об'єктів загальною площею 6,6% по відношенню до загальної площі країни [4].

За природоохоронною спрямованістю основні завдання створення ПТ полягають у підтримці та розширенні зон природного існування аборигенних видів, підтримці міграції та/або генетичного обміну, відновленні якості ареалів існування та захисту видів, які знаходяться під загрозою зникнення, уразливих, ключових чи комплексних видів та ін.

Природно-заповідний фонд становлять ділянки суші і водного простору, природні комплекси та об'єкти, які мають особливу природоохоронну, наукову, естетичну, рекреаційну та іншу цінність і виділені з метою збереження природної різноманітності ландшафтів, генофонду тваринного і рослинного світу, підтримання загального екологічного балансу та забезпечення фонових моніторингу навколишнього природного середовища.

Мета роботи – дослідити значення природоохоронних територій для збереження та відновлення біорізноманіття.

Завдання: дати аналіз класифікацій природоохоронних територій рекомендованих як МСОП, так і діючим в Україні законодавством; проаналізувати досвід застосування принципу зонування природоохоронних територій та дослідити значення природоохоронної території басейну Прип'яті у відновленні та збереженні біорізноманіття.

1. Існуючі класифікації природоохоронних територій

У світі існує декілька підходів до класифікації природоохоронних територій, серед яких найбільш поширена класифікація Міжнародного Союзу Охорони Природи (МСОП), який був заснований у 1948 р. у Швейцарії та об'єднує державні та громадські організації з метою сприяння збереження природних ресурсів. Згідно з рекомендацією МСОП ПТ підрозділяють на шість категорій.

Ряд країн має своє бачення щодо класифікації ПТ. В Україні використовується інша класифікація ПТ, де території та об'єкти, що охороняються Законом України про Природно-заповідний фонд України, поділяють на природні та штучно створені (табл. 1).

Перша категорія класифікації МСОП включає дві підкатегорії: природний заповідник суворого режиму, територія якого переважно використовується для проведення наукових досліджень, та територія дикої природи, що призначена переважно для

Таблиця 1

Класифікації природоохоронних територій [4–6]

КЛАСИФІКАЦІЯ МСОП	КЛАСИФІКАЦІЯ України
Категорія 1:	Природні природоохоронні території:
А Природний заповідник суворого режиму	Природні заповідники
Б Територія дикої природи	Біосферні заповідники
Категорія 2. Національний парк	Національний природний парк
Категорія 3. Пам'ятка природи	Пам'ятка природи
Категорія 4. Заказник для охорони окремих біотопів /видів	Заказник
Категорія 5. Охоронний наземний/морський ландшафт	Заповідне урочище
Категорія 6. Територія контрольованого природокористування	Регіональні ландшафтні парки
	Штучні природоохоронні території:
	Ботанічні сади, дендрологічні парки, зоологічні парки, парки – пам'ятки садово-паркового мистецтв

охорони дикої природи. Згідно з українською класифікацією це може бути співставним із природними заповідниками, що створюються з метою збереження всієї сукупності компонентів живої природи та проведення наукових досліджень, та біосферними заповідниками, що призначені для збереження найбільш типових природних комплексів біосфери, наукових досліджень та міжнародного моніторингу. Друга та третя категорії МСОП представлені Національними парками, що призначені переважно для охорони екосистем та для рекреації та Пам'ятками природи, що призначені переважно для збереження специфічних особливостей природи. В українській класифікації представлена і четверта категорія МСОП – це заказник для охорони окремих біотопів/видів, що призначений переважно для збереження окремих видів, часто із навмисним втручанням в екосистему. В українській класифікації Заповідне урочище, що є цілісним ландшафтом, відокремлене з метою збереження його в природному стані, та має важливе наукове, природоохоронне та естетичне значення, співпадає з п'ятою категорією МСОП – Охоронний наземний/морський ландшафт, що призначений переважно для збереження наземних/морських ландшафтів. Шоста категорія МСОП – це територія контролюваного природокористування, призначена переважно для сталого використання природних екосистем, подібна до Регіональних ландшафтних парків, що за Законом України про природно-заповідний фонд України створюються для збереження в природному стані типових або унікальних природних комплексів та об'єктів, а також для організації відпочинку населення. До штучно створених об'єктів ПТ відносять: ботанічні сади, що створюються для збереження, вивчення, акліматизації, розмноження в спеціально створених умовах та ефективного господарського використання рідкісних і типових видів місцевої і світової флори; дендрологічні парки – збереження і вивчення в спеціально створених умовах різноманітних видів дерев і чагарників та їх композицій для наукового, культурного, рекреаційного та іншого використання; зоологічні парки – для організації екологічної, освітньо-виховної роботи, створення експозицій рідкісних, екзотичних та місцевих видів тварин, збереження їх генофонду; парки – пам'ятки садово-паркового мистецтва – найбільш визначні та цінні зразки паркового будівництва з метою їх охорони і використання в естетичних, виховних, наукових, природоохоронних та оздоровчих цілях [6].

Аналіз цих класифікацій показує, що їх мета споріднена і спрямована як на збереження та відновлення біорізноманіття, так і на збереження природної різноманітності ландшафтів, генофонду тваринного і рослинного світу та підтримання загального екологічного балансу. Однак класифікація, прийнята в Україні, більш деталізована та включає, крім природних, ще й штучні природоохоронні території.

2. Принципи функціонального зонування.

На стан 2018 р. у 120 країнах світу існує 669 біосферних резерватів і їх кількість неупинно збільшується [7]. Однак використання значних площ під природоохоронні (заповідні) території обмежує використання цих земель населенням, що часто призводить до конфліктних ситуацій. Тому у випадку залучення великих площ до природоохоронних територій часто застосовують принцип їх зонування, який полягає в поділі території за її функціональним призначенням. Ці принципи були запроваджені Севільською Конвенцією про біологічне різноманіття (1995 р.), що визначила нову парадигму в охороні природи («збереження біорізноманіття – від внутрішньовидового різноманіття до різноманіття екосистем») та з тих пір майже не зазнали змін. Їх широко використовують у Національних парках-резерватах США та Європи, та, зокрема, України. Фундаментальним положенням цих принципів є те, що під час зонування біосферних резерватів виділяють певні площі, що знаходяться під суворим природоохоронним контролем, тобто являють собою резервати з непорушеною природою і ділянки, на яких поєднується принцип охорони екосистем із частковим використанням їх природних ресурсів.

Принцип функціональної зональності згідно із Севільською стратегією для біосферних резерватів (Іспанія, 1995) і Положення про Всесвітню мережу біосферних резерватів, затверджених Генеральною конференцією ЮНЕСКО (1995), є рекомендованим та обов'язковим елементом під час створення біосферних резерватів, що в класифікації МСОП відповідає 2-й та 3-й категорії, а за класифікацією України – Біосферним заповідникам та Національним паркам [4–6]. Відповідно до Севільської конвенції кожен біосферний резерват (біосферний заповідник) повинен включати три елементи: зону Ядра, Буферну зону та зону Співпраці [8]. Перша категорія класифікації МСОП та Природні заповідники згідно з класифікацією України не підпадають під принципи зонування, тому що цілком уся їх територія і є зоною суворого природоохоронного режиму.

У так званій зоні Ядра можливе лише збереження існуючого природного стану екосистем, здійснюються постійний екологічний моніторинг за біосферними процесами та винятково наукові дослідження. Заповідна зона, або ядро, зазвичай закрита для сторонніх. Вона охороняється найсуворіше, для її відвідування потрібно спеціальний дозвіл. Завдання цієї території – захищати природні комплекси від будь-якого втручання з боку

Буферна зона оточує чи прилягає до зони Ядра та передбачає об'єднання природоохоронної та рекреаційної діяльності, а саме спільної діяльності, сумісної з практикою в галузі освіти, рекреації, екотуризму, прикладних чи базових наукових досліджень. В її межах здійснюється наукова, просвітницька, дослідницька діяльність. Вона виступає природним

кордоном між уразливими екосистемами і антропогенними ландшафтами, зменшуючи вплив господарської діяльності на власне заповідну територію.

До території біосферного заповідника нерідко входять і інші особливо охоронювані об'єкти, такі як заказники, ландшафтні та національні парки, які зазвичай розміщуються в буферній зоні.

Зона Співпраці чи вільна перехідна зона – це територія, де дозволяється керована господарська діяльність і поселення людей, де дозволено традиційне користування землею, лісом і водними ресурсами. Тут можуть розміщуватися поселення і сільськогосподарські угіддя. Тут місцеві спільноти, владні структури, вчені, неурядові організації разом здійснюють цілеспрямовані заходи щодо управління і сталого використання природно-ресурсного потенціалу цієї природоохоронної ділянки. Організація таких зон у структурі біосферних резерватів спрямована на врахування локальних чи регіональних особливостей у різних умовах і ситуаціях та покликана задовольнити економічні, соціальні, культурні, духовні потреби суспільства та сприяти аналізу наслідків його впливу на якість навколишнього середовища.

Застосування цих базових принципів дещо відрізняється в різних країнах світу та залежить від регіонального законодавства, економічного розвитку та ступеню екологічного усвідомлення. Наприклад, якщо порівняти тенденції в системі Національних парків різних країн, то можна зробити дещо невтішні

висновки стосовно країн колишнього СРСР. Так, у національних парках Північної Америки пріоритетним є заповідний принцип – Заповідна зона (зона Ядра) в них становить, як правило, більше 75% території парку, як, наприклад, у Йеллоустоні (США в межах штатів в межах Айдахо, Вайомінг і Монтана), що став першим у світі національним парком (1872 р.), а сто років по тому – одним із перших біосферних заповідників США [9]. У Канаді ця площа може сягати 86% (Національні парки Йохо та Уотсон-Лейкс (рис. 1)) і навіть 98% (Національний парк Кутні) [9–11].

На рекреаційні цілі в Національних парках США, Канади, та біосферних резерватах країн Африки залишається від 14 до 2% території.

У колишніх країнах СРСР, зокрема в Російській Федерації, віддаються переваги рекреаційній функції. Згідно з Федеративним законом 33-03 зона Ядро має становити 3-5% загальної площі території – тут заборонене лише капітальне будівництво, буферна зона має становити 10-20% загальної площі території – багатofункціональна територія, покликана інтегрувати соціальне середовище в природну, та перехідна зона – 50-75% загальної площі території, призначена для забезпечення стійкості використання при-

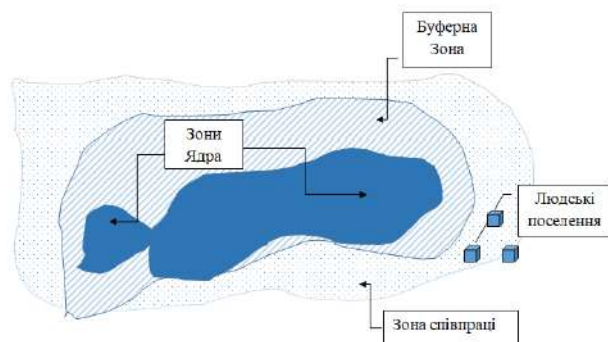


Рис. 1. Система зонування Національного парку Уотсон-Лейкс, Канада [11]



Рис. 2. Система функціонального зонування Дунайського біосферного заповідника, Україна [14]

Таблиця 2

Біосферні заповідники України, включені до міжнародної мережі за програмою ЮНЕСКО «Людина і біосфера»

Назва заповідника	Площа заповідника		
	Загальна, га	Заповідна зона,	
		га	% від загальної площі
Асканія-Нова	33 307,0	11 054,00	33
Чорноморський	87 348,0	57 048,00	65
Карпатський	38 930,0	19 989,00	51
Дунайський	50 252,9	15 134,27	30
ВСЬОГО	209 837,9	103 225,27	49

родних ресурсів і соціально-економічного розвитку регіону. Основна функція – збереження традиційних культурних ландшафтів. Можливо заселення [12].

3. Впровадження принципів функціонального зонування природоохоронних територій в Україні.

Першим в Україні був створений Карпатський біосферний заповідник (1968 р.). У наступні роки були створені Чорноморський біосферний заповідник та Асканія-Нова, які в 1993 р. рішенням Бюро Міжнародної координаційної ради за програмою ЮНЕСКО «Людина і біосфера» були включені до міжнародної мережі біосферних заповідників. У 1999 р. до них приєднався Дунайський біосферний заповідник (рис. 2). У 2016 р. був заснований Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник, що ще не включений до міжнародної мережі біосферних заповідників.

Принципи функціонального зонування в Україні були започатковані в 1993 р. Указом Президента України [13] Про біосферні заповідники, що включені до міжнародної мережі (табл. 2).

Зараз в Україні йде створення нового унікального біосферного заповідника. Це Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник, що створений відповідно до Указу Президента України № 174-2016 від 26 квітня 2016 року на території Іванківського та Поліського районів Київської області в межах зони відчуження і зони безумовного (обов'язкового) відселення. У кінці 2018 року заплановано завершення проекту землеустрою заповідника, який розробляється з метою функціональної організації території, місця розташування, розміру земельних ділянок, режиму використання та охорони території, а також визначення його меж. Площа новоствореного заповідника становить 226 964,7 га, що більш за загальну площу всіх уже існуючих біосферних заповідників України [15].

Новий біосферний заповідник знаходиться на території, що історично характеризувалася великою кількістю ПТ України. Найбільша кількість ПТ в Україні знаходиться в басейні р. Прип'ять. Їх площа складає 14% площі Полісся. Формування долини р. Прип'ять відбувалася в льодовиковий період. Льодовики танули та залишали за собою марени та безкраї водні простори, з яких у подальшому утворилися болотні масиви та розгалужена річкова мережа. Тут збереглися в природному стані низові, верхові та перехідні болота, заплавні діброви, чорно-вільшаники, луки, стариці. Різноманіття біотопів сприяло формуванню великої кількості реліктових видів рослин та тварин. Однак у другій половині ХХ століття ця територія зазнала суттєвої трансформації в результаті меліоративних робіт з осушення перезволожених земель. Задля збереження реліктової фауни та флори були створені об'єкти природно-заповідного фонду, такі як Природний Поліський заповідник (1968 р.), що є одним з найстаріших

в Україні, Шацький Національний природний парк, Національний природний парк Прип'ять – Стохід та значна кількість природоохоронних територій державного, регіонального та місцевого значення [16].

Незважаючи на антропогенний прес, Прип'ятське Полісся характеризується багатим біорізноманіттям, а його територія залишається осередком проживання зникаючих Європейських видів. Так, 80% європейської популяції вертлявої камішівки знаходиться в Прип'ятському Поліссі. Через цей район проходять міграційні шляхи птахів, Захід-Схід. У заплаві р. Прип'ять зупиняються на перепочинок та харчування 35 тис. особин різних видів гусей, 50-100 тис. турухтанів, а також багаточисельні зграї інших птахів. У заплаві Прип'яті живуть водно-болотні, навколоводні тварин, що знаходяться під охороною: болотна черепаха, норка Європейська, бекас, чібіс, мала крачка та інші.

Наявність гідравлічного зв'язку басейну р. Прип'ять з Західним Бугом створює умови транс-басейнових міграцій гідробіонтів. Гідро-екосистеми басейна налічують 80 видів рослин, 44 види тварин, що занесені до Зеленої та Червоної книг України та 77 видів водних навколо водних тварин, що знаходяться під охороною різних Міжнародних Конвенцій та охоронних списків [16].

Басейн р. Прип'ять є унікальною територією внаслідок радіоактивного забруднення після аварії на Чорнобильській АЕС. До радіаційного забруднення на цій території у 1980 р. засновано Іллінський гідрологічний. Після аварії на ЧАЕС у 1986 р. в Білорусії у 1988 р. створено Поліський державний радіаційно-екологічний заповідник, що є найбільшим у Європі [17–19]. У 2007 р. в Україні частина зони відчуження отримала статус зоологічного заказника загальнодержавного значення. 26 квітня 2016 р. Указом Президента України в межах Іванківського та Поліського районів Київської області, в Зоні відчуження Чорнобильської АЕС створено нову природоохоронну територію – Чорнобильський радіаційно-екологічний біосферний заповідник (РЕБЗ), що займає 2/3 ЧЗВ та має транскордонний характер. Створення Чорнобильського РЕБЗ вимагало особливого підходу щодо визначення функціонування його окремих територій. РЕБЗ створюється для збереження природних комплексів Полісся [20; 21].

Створення Чорнобильського РЕБЗ вимагає особливого підходу щодо визначення функціонування його окремих територій. У Чорнобильському РЕБЗ виділена Центральна зона та Буферна. У Центральній зоні суворо обмежена людська діяльність, у Буферних зонах дозволяється регульована діяльність. Інші основні категорії зонування Чорнобильського РЕБЗ включають зону абсолютного заповідання, територію обмеженого доступу та територію регульованого доступу. Такий підхід дає змогу природного регулювання та самовідновлення екосистем, збереження міграційних шляхів, що

сприяє в перспективі відновленню популяцій рідких та зникаючих видів.

Головні висновки. Історія створення природоохоронних територій тісно пов'язана з трансформацією довкілля, і в цих умовах необхідністю є збереження природи. Природоохоронні території призначені для охорони та збереження природного різноманіття у всіх його проявах від генетичної складової видів до екосистем та ландшафтів. На сучасному етапі площа природоохоронних об'єктів складає 13% усієї поверхні суші.

Природоохоронні об'єкти поліфункціональні і виконують природоохоронну, наукову, рекреаційну, естетичну і інші функції і створені з метою збереження природного різноманіття. Кожна природоохоронна територія виконує певну функціональну роль і має свої пріоритети, що відображено в системі їх класифікації. Найбільш поширеною є класифікація Міжнародного Союзу охорони природи, згідно з якою природоохоронні об'єкти поділяють на 6 категорій.

Класифікація природоохоронних об'єктів України, незважаючи на її індивідуальність, споріднена з класифікацією МСОП та спрямована на збереження та відновлення різноманітності видів, ландшафтів, генофонду тваринних та рослинних організмів.

У структурі природоохоронних територій важливе значення має принцип функціонального зонування, тобто визначення форм діяльності, дозволеної в межах делімітованих територій. Відповідно до Севільської Конвенції кожен біосферний резерват (заповідник) повинен включати три елемента: Ядра, Буферну зону та зону Співпраці.

Співвідношення базових принципів зонування залежить від законодавств країн, економічного розвитку, екологічної свідомості населення.

В Україні принцип функціонального зонування на законодавчому рівні впроваджено в біосферних заповідниках та Національних парках. Інші заповідні території, як-то заказники, заповідні урочища, не мають законодавчих підстав щодо необхідності функціонального зонування.

Створення спеціальних зон обмеженого господарювання, туризму, традиційного природокористування на всіх природоохоронних об'єктах – особливо це стосується державних природних заповідників та заказників, де природоохоронні функції хоча і є основними, але не єдиними, дозволило б офіційно регламентувати практичні види діяльності, що сприяло би вирішенню можливих конфліктів та раціональній організації природоохоронних територій.

Література

1. IUCN [The World Conservation Union]. 1994. Guidelines for protected area management categories. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. URL: www.wild.org/wp.../IUCN-Protected-Area-Categories.pdf. Access date June, 20, 2018.
2. Севильская стратегия для биосферных резерватов. М.: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2000. 30 с. URL: <http://wwf.ru/resources/publications/booklets/sevilskaya-strategiya-dlya-biosfernykh-rezervatov/>. Access date June, 20, 2018.
3. UN Environment World Conservation Monitoring Centre URL: www.unep-wcmc.org/wdbpa. Access date June, 20, 2018., 2018.
4. Закон України Природно-заповідний фонд України. от 16.06.1992 г. № 2456-XII Території та об'єкти. URL: <http://pzf.menr.gov.ua/html>.
5. UN Environment World Conservation Monitoring Centre. URL: www.unep-wcmc.org/protected_areas/categories. Access date June, 20, 2018.
6. Міністерство екології та природних ресурсів України. Природно-заповідний фонд. URL: <https://menr.gov.ua>.
7. World Network for Biosphere Reserves. URL: <http://unesdoc.unesco.org/images/0025/002596/259695M.pdf>.
8. UNESCO, 1996. Biosphere Reserves: The Seville Strategy and the Statutory Framework of the World Network. URL: <http://unesdoc.unesco.org/images/0010/001038/103849Eb.pdf>.
9. National Parks of USA.
10. Yoho National Park. URL: <https://www.pc.gc.ca/en/pn-np/bc/yoho>.
11. Watertone Lakes National Par. URL: <http://www.watertonbiosphere.com/biosphere-reserves/three-functions-three-zones/>.
12. Федеральный закон Российской Федерации № 33-ФЗ. Об особо охраняемых природных территориях. 1995. URL: www.gosnadzor.ru/activity/control/acts/common/609871243917.doc.
13. Указ президента України Про біосферні заповідники в Україні. 1993. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/563/93>.
14. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління / Гол. ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. К.: Наук. Думка. 1999. 702 с.
15. Проект глобального екологічного фонду в Україні ID 4634 ЮНЕП-ГЕФ. URL: <http://chornobyl-gef.com/ru/zadacha-zapovednika.html/>.
16. Управление трансграничным бассейном Днепра: суббассейн реки Припяти: монография / под ред. А.Г. Оболюсовского, А.П. Станкевича та С.А. Афанасьева. К.: Кафедра, 2012. 448 с.
17. Державне агентство України з управління зоною відчуження. URL: <http://dazv.gov.ua/>.
18. Урядовий портал. URL: <https://www.kmu.gov.ua/news/>.
19. Emerald Network. URL: <https://era.org.mt/en/Pages/Emerald-Network.aspx>.
20. Гідроєкосистеми заповідних територій верхньої Прип'яті в умовах кліматичних змін / за ред. В.Д. Романенка, С.О. Афанасьєва та В. І. Осадчого. К.: Кафедра, 2013. 228 с.
21. Report Status and Development of Biodiversity and Landscapes in the Chernobyl Exclusion Zone Бондарьков М.Д. Гащак С.П., Маклюк Ю.А. URL: <http://chornobyl-gef.com/meta-proekty-chornobyl-gef.html>. Access date June, 20, 2018.

ЕКОЛОГІЧНІ ПИТАННЯ В КОНТЕКСТІ ЄВРОІНТЕГРАЦІЇ УКРАЇНИ

УДК 54.084

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ ЗАКОНОДАВСТВА ЄС ТА УКРАЇНИ В ГАЛУЗІ ОХОРОНИ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

Шаповалов Є.Б.¹, Салавор О.М.², Якименко І.Л.²

¹Національний центр «Мала академія наук України»
вул. Дегтярівська, 38-44, 04119, Київ

²Національний університет харчових технологій
вул. Володимирська, 68, 01601, м. Київ
gws0731512025@gmail.com

Проведено аналіз законодавства в галузі охорони атмосферного повітря в ЄС та Україні. Розглянуто особливості стратегічних документів «Європа-2020» та «Україна-2020». Розглянуто зміст нормативних актів щодо нормування стану атмосферного повітря, моніторингу якості повітряного середовища, методів контролю якості повітря та особливості оповіщення громадян. Показано, що у всіх сферах охорони атмосферного повітря є необхідність узгодження українського законодавства із законодавством ЄС. *Ключові слова:* євроінтеграція, нормативний акт, стратегічний документ, директива, «Європа-2020».

Сравнительный анализ законодательства ЕС и Украины в области охраны окружающей среды. Шаповалов Е.Б., Салавор О.М., Якименко И.Л. Проведен анализ законодательства в области охраны атмосферного воздуха в ЕС и Украине. Рассмотрены особенности стратегических документов «Европа-2020» и «Украина-2020». Рассмотрено содержание нормативных актов относительно нормирования состояния атмосферного воздуха, мониторинга качества воздушной среды, методов контроля качества воздуха и особенности оповещения граждан. Показано, что во всех сферах охраны атмосферного воздуха существует необходимость согласования украинского законодательства с законодательством ЕС. *Ключевые слова:* евроинтеграция, нормативный акт, стратегический документ, Директива, «Европа-2020».

Comparative analysis of EU and Ukraine legislation in the field of air protection. Shapovalov Ye.B., Salavor O.M., Yakymenko I.L. The analysis of the regulations in the field of air protection in the EU and Ukraine has been carried out. The features of the strategic documents “Europe-2020” and “Ukraine-2020” are compared. The content of the regulations of air quality monitoring, air quality control methods and peculiarities of citizens’ alert are described. It is demonstrated the necessity to reconcile of Ukrainian regulation in the field of air protection to the EU laws. *Key words:* European integration, regulation, strategic document, directive, “Europe 2020”.

Постановка проблеми. Впровадження сучасних науково-обґрунтованих стандартів та нормативів є важливим для сталого розвитку. Одними із найбільш прогресивних нормативів щодо якості навколишнього середовища є нормативи ЄС. Вони зазвичай є превентивними, враховують глобальні наслідки, відповідають вимогам сталого розвитку та є науково обґрунтованими.

Окрім того, адаптація, імплементація та ратифікація законодавчих актів ЄС є важливою складовою частиною євроінтеграції України згідно з Угодою про асоціацію між Україною та Європейським Союзом [2; 11]. Отже, важливо проводити порівняльний аналіз стану законодавчої бази України та ЄС. Одним із важливих напрямів екологічної політики ЄС, який є актуальним для України, є охорона атмосферного повітря.

Літературний огляд. Стратегічні документи. Значну роль у визначенні тенденцій щодо нормування відіграють стратегічні документи. Стратегічні документи є важливою складовою частиною сталого розвитку суспільства. Відповідно до них формуються інші законодавчі акти, що забезпечують виконання стратегії.

Країни ЄС нині керуються стратегією сталого розвитку «Європа-2020» [16], що затверджена 2010 р., та є логічним продовженням стратегії «Стабільна Європа для кращого світу: Стратегія Європейського Союзу у сфері сталого розвитку» (2003 р.) [22], зокрема, щодо якості атмосферного повітря. Так, вона передбачає досягнення мети «20/20/20» стосовно клімату/енергетики. За цією метою, викиди парникових газів у ЄС мають бути зменшені щонайменше на 20%, порівняно з рівнем 1990 р., або навіть

на 30%, якщо це можливо. Енергія, що використовується, має бути забезпечена не менше ніж на 20% з відновлювальних джерел та покращення енергоефективності на 20% порівняно з 2010 р. Стратегія передбачає зменшення залежності економічного зростання від використання ресурсів, підтримку переходу до низьковуглецевої економіки, збільшення використання відновлюваних джерел, модернізації транспортної галузі та підвищення енергоефективності [16].

Пріоритетними напрямками стратегії розвитку ЄС «Європа-2020» у галузі атмосферного повітря є:

атмосферного повітря є:

- 1) вплив на здоров'я дрібних частинок (PM_{2,5}) та озону;
- 2) підкислення (контроль за викидами сульфур(IV) оксиду, оксидів Нітрогену та амонію) та евтрофікація (осадження нітрогену вище критичних навантажень);
- 3) не пов'язаний зі здоров'ям вплив приземного озону на рослинність.

Стратегія передбачає впровадження:

1. Стандарти Євро 5 для легкових автомобілів і фургонів;
2. Стандарти Євро 6 для великовантажних автомобілів;
3. Перегляд національних гранично допустимих викидів;
4. Регулювання спалювальних установок малої потужності;
5. Скорочення викидів амонію в сільському господарстві;
6. Перегляд правових актів у сфері якості атмосферного повітря [16].

В Україні чинною є «Стратегія сталого розвитку «Україна-2020»», відповідно до Указу Президента України (далі – «Україна-2020») [12], яка також частково охоплює аспекти атмосферного повітря, зокрема щодо викидів парникових газів. Порівняння стратегічних документів «Україна-2020» та «Європа-2020» щодо цілей клімат/енергія представлено у табл. 1.

Таким чином, стратегія «Європа-2020» передбачає більш чіткі цілі клімат/енергія та має більш чітко визначені критерії щодо оцінки виконання стратегії викидів та енергії з відновлювальних джерел. Так, у стратегії «Україна-2020» визначено лише підвищення енергоефективності виробництв,

інші аспекти стратегії не мають чітких критеріїв для оцінки успішності.

Структура нормативної бази України та ЄС. До нормативної бази ЄС щодо моніторингу якості повітря входять такі нормативні документи:

1. Директива 2008/50/ЄС «Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи» [20];
2. Директива 2004/107/ЄС «Щодо миш'яку, кадмію, ртуті, нікелю та поліциклічних ароматичних вуглеводнів у навколишньому повітрі» [19];
3. Директива 87/217/ЄЕС «Про запобігання та зменшення забруднення навколишнього середовища азбестом» [17];
4. Директива 2001/81/ЄС «Про обмеження викидів деяких забруднюючих повітря речовин від великих установок спалювання» [18].

До складу нормативної бази України щодо моніторингу якості повітря входять такі нормативні документи:

1. Закон України «Про охорону атмосферного повітря» [3];
2. Наказ «Про затвердження Гігієнічного нормативу «Перелік промислових алергенів»» [5];
3. Постанова «Про порядок розроблення та затвердження нормативів граничнодопустимих викидів забруднюючих речовин зі стаціонарних джерел» [6];
4. Гранично допустимі концентрації хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць [1];
5. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження переліку найбільш поширених і небезпечних забруднюючих речовин, викиди яких в атмосферне повітря підлягають регулюванню» [7].

Згідно з Угодою про асоціацію між Україною та Європейським Союзом, обов'язковими до імплементації до українського законодавства є Директива 2008/50/ЄС та Директива 2004/107/ЄС [2; 11].

Виклад основного матеріалу. *Контроль за якістю атмосферного повітря та його нормування в ЄС та Україні.* Основні аспекти нормування стану повітряного середовища у ЄС представлені у Директиві 2008/50/ЄС [20]. Окрім того, в ЄС існують Директиви, призначені для нормування конкретних показників, наприклад, Директива 2004/107/ЄС (по нормуванню концентрації Арсену, Кадмію, Меркурію, Нікелю та поліциклічних ароматичних

Таблиця 1

Порівняння стратегічних документів «Україна-2020» та «Європа-2020» щодо цілей клімат/енергетика [12; 16]

Цілі щодо якості атмосферного повітря	Європа-2020	Україна-2020
Викиди парникових газів	Зниження на 20% (порівняно з 1990 р.)	Не регламентується
Отримання енергії з відновлюваних джерел	Забезпечення 20% виробленої з відновлювальних джерел енергії	Впровадження альтернативних джерел енергії
Підвищення енергоефективності виробництва	Підвищення енергоефективності на 20% порівняно з 2010 р.	Підвищення енергоефективності на 20%

вуглеводнів у повітрі) [19] та Директива 87/217/ЄЕС (по зменшенню впливу азбесту на атмосферу) [17] та Директива 2001/81/ЄС (щодо державних граничних норм для певних забруднювачів атмосфери) [18].

Директива 2004/107/ЄС встановлює цільові показники для них, а також верхній та нижній пороги оцінки, порядок та критерії визначення місця розташування та мінімальну кількість пунктів відбору проб для вимірювання концентрацій в атмосферному повітрі, методи відбору проб. Директива зобов'язує держави-члени вжити всіх необхідних заходів для забезпечення того, щоб із 31 грудня 2012 р. концентрації Арсену, Кадмію, Нікелю і бенз(а)пірену використовувалися як показник для канцерогенного ризику поліциклічних ароматичних вуглеводнів в атмосферному повітрі згідно з оцінкою та не перевищували встановлених Директивою граничних значень [19].

Нині гранично допустимі концентрації забруднюючих речовин в атмосфері в Україні врегульовує документ, затверджений головним лікарем України, – «Гранично допустимі концентрації хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць» [1]. Також варто зазначити, що для курортних, лікувально-оздоровчих, рекреаційних та інших окремих районів можуть встановлюватись більш суворі нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря (ст. 6 Закону України «Про охорону атмосферного повітря» [3]).

Значною мірою підходи до нормування забрудників атмосферного повітря відрізняються в Україні та ЄС. Європейське законодавство передбачає використання таких нормативів: «target values» (цільовий показник), «limit values» (лімітуючі значення), «alert value» (поріг небезпеки), «information value» (інформаційний поріг) та «critical levels for vegetation and ecosystems» (критичний рівень). Показники «target values» та «limit values» призначені для лімітування вмісту забруднюючих речовин та визначення цілей щодо їх змін в атмосферному повітрі, «alert value» та «information value» призначені для інформування населення. Ці показники є науково обґрунтованими. У випадках, коли неможливо науково обґрунтувати значення вмісту забруднюючих речовин в атмосферному повітрі, затверджують «mean value». Відповідно до визначень, зазначених у директиві 2008/50/ЄС, «цільовий показник» означає рівень, встановлений із метою уникнення, попередження чи зниження шкідливих впливів на людське здоров'я та/або на довкілля загалом, який має бути досягнутий за можливості за заданий період часу. Директива 2008/50/ЄС «Про якість атмосферного повітря та чистіше повітря для Європи» також визначає поняття «поріг небезпеки», «інформаційний поріг» та критичні рівні наступним чином [20]:

«Поріг небезпеки» означає рівень, перевищення якого пов'язане з ризиком для людського здоров'я від короточасного впливу для населення загалом, і

при перевищенні якого держави-члени мають вжити негайних заходів;

«Інформаційний поріг» означає рівень, перевищення якого пов'язане з ризиком для людського здоров'я від короточасного впливу на уразливі групи і для якого необхідне негайне й адекватне інформування;

«Критичний рівень» означає рівень, встановлений на основі наукових знань, у разі перевищення якого можуть виникати прямі несприятливі впливи на деякі об'єкти, наприклад, дерева, інші рослини чи природні екосистеми, але не на людину;

Таким чином, нормативи забезпечують контроль за станом атмосферного повітря, що враховує здоров'я людей та стан екосистем, а також аспекти інформування населення, в той час як нормативна база України передбачає використання ГДК, що враховують лише вплив на здоров'я людини та не мають визначених значень щодо інформування людини.

Відповідно до Постанови Кабінету Міністрів України «Про затвердження переліку найбільш поширених і небезпечних забруднюючих речовин, викиди яких в атмосферне повітря підлягають регулюванню» від 29 листопада 2001 р. № 1598, найбільш поширеними забруднюючими речовинами є нітроген(II) оксид, сульфур(IV) оксид та інші його сполуки, карбон(II) оксид, озон. До небезпечних забруднюючих речовин належать метали та їх сполуки, органічні аміни, леткі органічні сполуки, стійкі органічні сполуки, хлор, бром, фтор та їх сполуки тощо [7].

Доцільно зазначити, що загалом нормування в галузі охорони атмосферного повітря в Україні та ЄС значно відрізняються та потребують гармонізації.

Нормативи щодо вмісту карбон(II) оксиду, сульфур(IV) оксиду (середньодобове значення) та плюмбу є жорсткішими в Україні. Нормативи щодо РМ₁₀ та сульфур(IV) оксиду (короткострокове значення) є м'якшими в Україні, а вміст арсену, кадмію та нікелю є значно м'якшими в українському законодавстві та потребують різкої кореляції з європейськими показниками. Нормативи щодо вмісту Бензпірену та нітроген(IV) оксиду є ідентичними. Вміст діоксину в атмосферному повітрі не врегульовується відповідно до українського законодавства. Неповною мірою врегульованим залишається вміст твердих частинок пилу (РМ 2.5) в атмосферному повітрі, відсутня регламентація всіх видів пилу, визначених Директивою 2008/50/ЄС. Порівняльний аналіз нормативів щодо нормування довкілля представлено у табл. 2.

У країнах ЄС розміщення постів спостережень врегульовується положеннями Директиви 2008/50/ЄС, а в Україні – вимогами РД 52.04.186-89 «Руководство по контролю загрязнения атмосферы». У нормативних документах України відсутні вимоги стосовно кількості постів спостереження. Окрім того, в Україні ряд промислових зон не мають необ-

хідної кількості або взагалі не мають ПС, що не відповідає вимогам Директиви [8; 10; 20].

Методи контролю в Україні частково відповідають методам контролю в ЄС, зокрема, визначення пилу, нітроген(IV) діоксиду, карбон(II) оксиду, плумбуму. Однак метод вимірювання сульфур(IV) діоксиду відрізняється, а визначення твердих часточок 2,5, твердих часточок 10 та озону в Україні не відбувається. З іншого боку, вимірювання бенз(а)пірену та формальдегіду не проводиться в країнах ЄС [19]. Отже, методи контролю в Україні потребують узгодження з нормативами ЄС.

Таким чином, необхідно узгоджувати законодавство України із законодавством ЄС щодо забруднюючих речовин атмосферного повітря, підходів до нормування атмосферного повітря (ГДК), методи вимірювання забрудників, підходів до моніторингу навколишнього середовища. Найбільш близьким до європейського законодавства є регулювання України щодо методів вимірювання забруднюючих речовин.

Інформування громадян. Інформування громадян у країнах ЄС здійснюється через онлайн-ГІС. Так, інформацію про стан навколишнього середовища у цей конкретний момент можна отримати на сайті <https://waqi.info/> або <http://aqicn.org> [13; 14]. У країнах ЄС застосовується простий для розуміння людини показник AQI (air quality index), який розраховується за формулою:

$$I = \frac{I_{high} - I_{low}}{C_{high} - C_{low}}(C - C_{low}) + I_{low}, \quad [14]$$

де I – індекс якості повітря;

C – концентрація забрудника;

C_{low} – концентрація точки зупинки, менша або дорівнює C (таблиця EPA's);

C_{high} – концентрація точки зупинки, більша або дорівнює C (таблиця EPA's);

I_{low} – індекс точки зупинки, що відповідає C_{low} ;

I_{high} – індекс точки зупинки, що відповідає C_{high} [15].

Приклад представлення інформації на сайті <http://aqicn.org> представлено на рис. 1 [14].



Рис. 1. Приклад представлення інформації на сайті <http://aqicn.org> [13]

Таблиця 2

Порівняння нормативних показників в ЄС та Україні

Речовина	Середнє значення протягом 1 години, $\text{мг}/\text{м}^3$	Середнє значення протягом 24 години, $\text{мг}/\text{м}^3$	Середнє значення протягом року, $\text{мг}/\text{м}^3$	Очікуване значення протягом 8 годин, $\text{мг}/\text{м}^3$	Гранично допустима концентрація середньодобова ($\text{ГДК}_{сд}$), $\text{мг}/\text{м}^3$	Гранично допустима концентрація максимальноразова ($\text{ГДК}_{мр}$), $\text{мг}/\text{м}^3$
Арсен			0,000006* [19]		0,003 [1]	-
Кадмій			0,000005* [19]		0,0003** [1]	-
Нікель			0,00002* [19]		0,001 [1]	-
Бензпірен			0,000001* [19]		0,000001 [1]	-
Нітроген(IV) оксид	0,2 [20]		0,04 [20]		0,04 [1]	0,2 [1]
Діоксини			Нормується викидами та скидами [21]		-	-
Карбон(II) оксид				10 [20]	5 [1]	3 [1]
PM_{10}		0,05 [20]	0,04 [20]		0,15*** [1]	0,5*** [1]
Сульфур(IV) оксид	0,35 [20]	0,125 [20]			0,05 [1]	0,5 [1]
Плумбум			0,0005 [20]		0,0003 [1]	0,001 [1]
Бензєн			0,005 [20]		0,1 [1]	1,5 [1]
Азбест		0,1 [17]			0,06 волокон в 1 мл повітря [1]	

Примітки: *Target Value; ** для сполук кадмію; ***загальний вміст завислих часточок

Стан забруднення атмосферного повітря
міста Ужгорода в серпні 2012 року

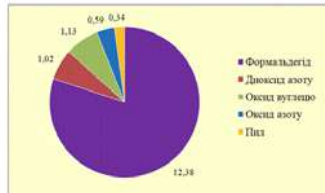
Протягом серпня 2012 року лабораторією спостережень за забрудненням атмосферного повітря (ЛСЗА) Закарпатського Гідрометцентру відібрано та проаналізовано 988 проб атмосферного повітря міста Ужгорода. Порівняння середньої за місяць концентрації забруднюючих речовин із гранично допустимою середньодобовою концентрацією показало підвищений рівень забруднення формальдегідом ($6,93 \text{ ГДК}_{\text{с.д.}}$), оксидом вуглецю ($1,2 \text{ ГДК}_{\text{с.д.}}$) та діоксидом азоту ($1,02 \text{ ГДК}_{\text{с.д.}}$).

У порівнянні з липнем, в серпні зросла середньомісячна концентрація пилу та діоксиду азоту; концентрація сірчаної кислоти та розчинних сульфатів залишилася на рівні попереднього місяця; рівень забруднення іншими забруднюючими речовинами зменшився.

Порівняно з серпнем минулого року, спостерігається ріст середньомісячної концентрації оксиду вуглецю та пилу; концентрації інших забруднюючих речовин менші минулорічних.

Перевіщення максимальної разової гранично допустимої концентрації ($\text{ГДК}_{\text{м.р.}}$) спостерігалось для формальдегіду та діоксиду азоту. Повторюваність перевіщення гранично допустимої концентрації формальдегіду, по відношенню до загальної кількості відібраних проб, склала 14,4% та діоксиду азоту – 1%. Максимальні значення концентрацій цих забруднюючих речовин в серпні: формальдегіду – $4,71 \text{ ГДК}_{\text{м.р.}}$ (23.08.12 р. о 13-00 на ПС3-1) та діоксиду азоту – $1,88 \text{ ГДК}_{\text{м.р.}}$ (20.08.12 р. о 13-00 на ПС3-1).

Індекс забруднення атмосферного повітря міста Ужгорода п'ятьма пріоритетними забруднюючими речовинами в серпні склав 15,46 (для порівняння, в липні – 18,35), в тому числі: індекс забруднення формальдегідом – 12,38, діоксидом азоту – 1,02, оксидом вуглецю – 1,13, оксидом азоту – 0,59 та пилом – 0,34.



Середньомісячна потужність експозиційної дози гама – випромінювання (ПЕД) в Ужгороді в серпні 2012 року склала 13 мкР/год при нормі радіаційної безпеки 25 мкР/год. Максимальна ПЕД спостерігалась 12.08.2012 року і склала 15 мкР/год.

Начальник ЛСЗА Закарпатського ЦГМ

В. Лобко

Рис. 2. Приклад представлення інформації на сайтах Гідрометцентру [10]

Цей показник дає досить чітке розуміння про небезпечність стану якості повітря. Він варіюється від 0 до 500. Низькі його значення свідчать про високу якість повітря, а високі – про небезпечність стану атмосферного повітря.

Попередження населення у країнах ЄС відбувається, коли концентрація сульфур(IV) оксиду становить $0,5 \text{ мг/м}^3$, нітроген(IV) оксиду – $0,4 \text{ мг/м}^3$ та озону – $0,24 \text{ мг/м}^3$, а інформування при концентрації озону – $0,18 \text{ мг/м}^3$. Критичний рівень концентрацій для захисту рослин сульфур (IV) оксиду становить $0,02 \text{ мг/м}^3$, оксидів нітрогену – $0,03 \text{ мг/м}^3$ [20].

В Україні застосовують порівняння з ГДК і виражають у коефіцієнті, порівнюючи фактичне значення концентрації зі значенням ГДК (наприклад, 0,5, 2,7). Для інформування населення не використовуються ГИС, а періодичність підготовки звітів про стан довкілля здійснюється Гідрометцентром та становить кілька місяців. Отже, громадяни отримують інформацію про якість повітря із затримкою у кілька місяців. Приклад представлення інформації на сайтах Гідрометцентру представлений на рис. 2 [9].

Система моніторингу атмосферного повітря, що використовується в ЄС, є більш досконалою, дозволяє отримати інформацію у реальному часі та забезпечує просте і якісне сповіщення громадян про потенційну небезпеку, а також орієнтовано на забезпечення безпеки громадян зі специфічним станом здоров'я. Тому доцільно модифікувати систему інформування громадян в Україні так, щоб вона забезпечувала вищезазначені критерії.

Головні висновки.

Європейський стратегічний документ «Європа-2020» є більш конкретним та більш спря-

мованим на покращення стану атмосферного повітря порівняно зі стратегією «Україна-2020»

Загалом нормативні документи України щодо охорони атмосферного повітря частково відповідають нормативним документам ЄС, однак потребують узгодження. Найбільш узгодженою складовою частиною нормативної бази щодо атмосферного повітря між Україною та ЄС є методи контролю, а найменш узгодженими є нормативні акти, що стосуються моніторингу стану довкілля (розміщення постів спостережень) та підходів нормування складу атмосферного повітря (ГДК).

Підходи щодо нормування вмісту забруднюючих речовин досить різняться. Так, українське законодавство передбачає використання ГДК, що базується на впливі забрудників на здоров'я людини, а законодавство ЄС також враховує аспект впливу забрудників на довкілля.

Нормативи щодо вмісту карбон(II) оксиду, сульфур(IV) оксиду (середньодобові значення) та плюмбуму є жорсткими в Україні. Нормативи щодо PM_{10} та сульфур(IV) оксид (короткострокові значення) є м'якшими в Україні, а вміст арсену, кадмію та нікелю є значно м'якшими в українському законодавстві та потребують узгодження з європейськими показниками. Нормативи щодо вмісту бензпірену та нітроген(IV) оксиду є ідентичними. Вміст діоксину в атмосферному повітрі не врегульовується відповідно до українського законодавства.

Важливим неузгодженим показником якості атмосферного повітря в Україні є вміст твердих часточок пилу $\text{PM}_{2,5}$ до. На відміну від ЄС, в Україні цей показник якості атмосферного повітря не вимірюється взагалі. Запропоновано угодити цей показник.

Доцільним є покращення системними сповіщення громадян.

Література

1. Гранично допустимі концентрації хімічних і біологічних речовин в атмосферному повітрі населених місць. URL: https://view.officeapps.live.com/op/view.aspx?src=http://oblvet.org.ua/data/Normativna_Baza_CEC/GDK_Atmosfera_miscb15_1.doc.
2. Додаток XXX до глави 6 «Навколишнє природне середовище» розділу V «Економічне і галузеве співробітництво». URL: https://www.kmu.gov.ua/storage/app/media/ugoda-pro-asociaciyu/30_Annex.pdf.
3. Про охорону атмосферного повітря: Закон України. Відомості Верховної Ради України. 1992. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/2707-12>.
4. Інформація щодо стану забруднення атмосферного повітря в Києві / Державна служба України з надзвичайних ситуацій. 2018. URL: <http://www.dsns.gov.ua/ua/Ctan-zabrudnennya-atmosfernogo-povitrya.html>.
5. Про затвердження Гігієнічного нормативу «Перелік промислових алергенів». Офіційний вісник України. 2007. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/z0285-07>.
6. Про затвердження Порядку розроблення та затвердження нормативів граничнодопустимих викидів забруднюючих речовин із стаціонарних джерел: Наказ. Офіційний вісник України. 2004. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1780-2001-%D0%BF>.
7. Про затвердження переліку найбільш поширених і небезпечних забруднюючих речовин, викиди яких в атмосферне повітря підлягають регулюванню: Наказ. Урядовий кур'єр. 2001. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1598-2001-%D0%BF>.
8. РД 52.04.186-89 Руководство по контролю загрязнения атмосферы / Министерство здравоохранения СССР. 1989. URL: <http://docs.cntd.ru/document/1200036406>.
9. Стан забруднення атмосферного повітря міста Ужгорода в вересні 2012 року. URL: <http://gmc.uzhgorod.ua/ZA/092012.htm>.
10. Дмитрієва О.О. Стан мережі спостереження за атмосферним повітрям в Україні та її відповідність вимогам директиви 2008/50/ЄС / О.О. Дмитрієва, Є.М. Варламов, В.А. Квасов, О.А. Палагута, Л.М. Нестеренко, У.Ю. Нестеренко Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. 2016.
11. Угода про асоціацію між Україною, з однієї сторони, та Європейським Союзом, Європейським співтовариством з атомної енергії і їхніми державами-членами, з іншої сторони. 2014. URL: http://zakon4.rada.gov.ua/laws/show/984_011/page.
12. Указ Президента України «СТРАТЕГІЯ сталого розвитку «Україна – 2020»». 2015. URL: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/5/2015>.
13. Air Pollution in Europe: Real-time Air Quality Index Visual Map. URL: <http://aqicn.org/map/#@g/22.6938/47.373/3z>.
14. Air Pollution in the World Real-time Air Quality Index (AQI). URL: <https://waqi.info/>.
15. Air quality index. URL: https://en.wikipedia.org/wiki/Air_quality_index.
16. Brussels, COM(2010) 2020. Europe 2020. URL: <http://ec.europa.eu/eu2020/pdf/COMPLET%20EN%20BARROSO%20%20%20007%20-%20Europe%202020%20-%20EN%20version.pdf>.
17. Council Directive 87/217/EEC of 19 March 1987 on the prevention and reduction of environmental pollution by asbestos. European Commission. 1987. URL: <http://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1987/217/oj>.
18. Directive 2001/81/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2001 on national emission ceilings for certain atmospheric pollutants. European Commission. 2001. URL: <http://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2001/81/oj>.
19. Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, cadmium, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air. European Commission. 2004. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32004L0107>.
20. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. European Commission. 2008. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0050>.
21. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control). European Commission. 2010. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32010L0075>.
22. European security strategy «A Secure Europe In a Better World». European Commission – 2003. URL: <https://europa.eu/globalstrategy/en/european-security-strategy-secure-europe-better-world>.

ІННОВАЦІЙНІ АСПЕКТИ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОБЕЗПЕКИ

УДК 502+504:537.874+537.528

НВЧ-РЕАКТОР ІЗ КОМПОЗИТНОЮ АКТИВНОЮ ЗОНОЮ ДЛЯ УТИЛІЗАЦІЇ РІДКОФАЗНИХ ОРГАНІЧНИХ ВІДХОДІВ

Забулонов Ю.Л.¹, Ольшевський С.В.², Зубчик О.О.²

¹ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища

Національної академії наук України»

бульв. Академіка Палладіна, 34а, 03680, м. Київ

Zabulonov@nas.gov.ua

²Київський національний університет імені Тараса Шевченка

вул. Володимирська, 60, 01033, м. Київ

solaristics@gmail.com

У роботі пропонується метод утилізації рідких органічних відходів невизначеного хімічного складу шляхом їх конверсії в синтез-газ із використанням хімічного реактору, активною зоною якого є губчасте тіло з церієво-керамічного композиту, яке нагрівається потужним НВЧ-випромінюванням до високих температур та крізь яке дроселюється рідкий органічний забруднювач. Проаналізовано умови взаємодії потужного НВЧ-поля із середовищем активної зони. Показано, що для оптимізації введення НВЧ-потужності в конверсійний об'єм необхідно використовувати монохроматичне електромагнітне випромінювання з аксіальним розподілом частоти вздовж потоку робочої рідини. *Ключові слова:* синтез-газ, хімічний реактор, церієво-керамічний композит, комплексна діелектрична проникність.

СВЧ-реактор с композитной активной зоной для утилизации жидкофазных органических отходов. Забулонов Ю.Л., Ольшевський С.В., Зубчик Е.О. В работе предлагается метод утилизации жидких органических отходов неопределенного химического состава путем их конверсии в синтез-газ с использованием реактора, активной зоной которого является губчатое тело из цериево-керамического композита, нагреваемое мощным СВЧ-излучением до высоких температур, через которое дроселируется жидкий органический загрязнитель. Проанализированы условия взаимодействия мощного СВЧ-поля со средой активной зоны. Показано, что для оптимизации ввода СВЧ-мощности в конверсионный объем необходимо использовать монохроматическое электромагнитное излучение с аксиальным распределением частоты вдоль потока рабочей жидкости. *Ключевые слова:* синтез-газ, химический реактор, цериево-керамический композит, комплексная диэлектрическая проницаемость.

Microwave reactor with a composite active zone for utilization of liquid-phase organic waste. Zabulonov Yu., Olshevskiy S., Zubchuk O. The method for utilization of liquid organic wastes with undetermined chemical composition by converting them into synthesis gas it was proposed in work. This method uses a reactor with active zone, which is a sponge body from a cerium-ceramic composite heated by high-power microwave radiation to high temperatures and through which the liquid organic wastes are throttled. The conditions for the interaction of a high-power microwave field with the medium of active zone are analyzed. It is shown that to optimize the input of microwave power into the conversion volume, it is necessary to use no monochromatic electromagnetic radiation with an axial frequency distribution along the flow of the treatments fluid. *Key words:* synthesis gas, chemical reactor, cerium-ceramic composite, complex dielectric constant.

Постановка проблеми. Останнім часом забруднення довкілля антропогенними речовинами досягло катастрофічно високого рівня. Стаття 6.1.d Стокгольмської конвенції про стійкі органічні забруднювачі, стороною якої є Україна, зазначає, що з такими відходами, як хлорорганічні токсиканти, слід «розпоряджатися таким чином, щоб вміст стійкого органічного забруднювача був знищений або безповоротно перетворений...». Водночас втілених у мобільних системах надійних інженерно-технічних методів, спрямованих на знищення сумішей токсикантів або токсикантів невизначеного хімічного складу, не створено.

Незадовільний стан практично всіх спеціалізованих сховищ токсикантів сільськогосподарського призначення на території України беззаперечно вказує як на високу актуальність потреб у створенні таких мобільних систем, так і на державний рівень цих потреб.

Як правило, деструктивні способи утилізації речовин базуються на використанні високих температур: спалювання, піроліз, електродугове випалювання тощо. Проте в реакторах, де відбуваються зазначені процеси, завжди існує перехідна зона між областю, де протікає інтенсивне розкладання цільових сполук, та середовищем за нормальних умов.

Отже, такі реактори принципово містять область, що межує з довкіллям, в якій із високою ймовірністю можуть протікати зворотні процеси, результатом яких є синтез токсичних речовин. Тобто має місце не загальне знешкодження, а лише перетворення одного різновиду СОЗ в інший.

Фундаментальні закони термодинаміки взагалі унеможливають повне знищення будь-яких складних сполук у високотемпературних технологічних циклах. Останнє спричиняє необхідність обов'язкового використання захисних фільтрів, в яких відбувається подальше накопичення шкідливих речовин. У зазначеному аспекті найбільш актуальними є виключно безполум'яні технології [1].

Подолання конфлікту між потребами економіки сьогодні і необхідністю збереження придатного для існування людства навколишнього середовища в майбутньому може полягати у створенні новітніх інноваційних технологій, в яких затратна частина, пов'язана з утилізацією відходів, компенсується споживчою вартістю продуктів їх переробки. Виходячи з постанови кабінету міністрів України від 1 березня 2010 р. № 243 «Про затвердження Державної цільової економічної програми енергоефективності і розвитку сфери виробництва енергоносіїв із відновлюваних джерел енергії та альтернативних видів палива на 2010–2020 роки» та Національної стратегії управління відходами в Україні до 2030 року, схваленої розпорядженням кабінету № 820-р від 8 листопада 2017 р. необхідно зосередитись на технологіях, які перетворюють органічні забруднювачі в штучні палива.

Виклад основного матеріалу. Міжнародний досвід показує, що продуктивність та рентабельність утилізації відходів за допомогою різних методик істотно підвищується, якщо переробка здійснюється безпосередньо на місцях зберігання відходів із виключенням необхідності транспортування небезпечних сполук. Ці міркування зумовлюють розвиток методів конверсії відходів і отримання синтез-газу за допомогою мобільних установок, а інженерно-технічна задача розробки реакторів для таких установок, безумовно, є актуальною.

Аналіз світового досвіду розвитку технологій утилізації СОЗ

Найбільш поширеними методами знешкодження накопичених органічних забруднювачів є методи їх термічного розкладання. Провідними серед них є спалювання, піроліз, газифікація та електродугове руйнування.

До найбільш технічно відпрацьованого методу промислової переробки відходів може бути віднесене високотемпературне спалювання в спеціалізованих печах. З моменту винайдення цього методу техніку та технологію спалювання весь час вдосконалювали. Однак провідні недоліки технології, такі як необхідність у великих площах, виділення великого об'єму димових газів, висока вартість обладнання для газо-

очистки, великий об'єм залишків, потреба в контролі токсичної органіки – залишилися неподоланими [2].

Сьогодні «традиційний» піроліз вдосконалюється і модернізується. Наприклад, у сучасні піролітичні реактори можуть бути завантажені органічні і неорганічні, газоподібні, рідкі, напіврідкі і тверді відходи. Утилізації підлягають як розплави, що утворюються на дні камери, так і гази, що відходять. Піролітичні реактори є замкнутою системою, а продукти переробки багатьох видів відходів можуть бути утилізовані з отриманням корисних вторинних продуктів. Однак такі недоліки методу, як технологічна складність, високі операційні та інвестиційні витрати, необхідність очищення піролітичних димів, високий вміст у вироблених золах важких металів, які є неорганічними забруднювачами, – суттєво знижують конкурентну здатність піролізу серед альтернативних методів виробництва штучного палива [3].

Альтернативою піролізу є процес газифікації. Газифікація відбувається подібно до піролізу, але за температури 800–1300 °С і за наявності незначної кількості повітря. У цьому випадку отриманий газ є сумішшю низькомолекулярних вуглеводнів. Газифікація – це процес, під час якого термічне розкладання органічних речовин продукує неконденсоване паливо або синтезовані гази. Під час газифікації біомасових матеріалів кількість залишкових продуктів практично дорівнює нулю. Однак суттєві недоліки газифікації, серед яких – наявність різних смол в отриманому з муніципальних відходів синтез-газі, висока чутливість вмісту галогенів, важких металів та лужних сполук до складу палива та умов процесу газифікації, висока вартість будівництва та експлуатації газифікаційних установок – роблять більшість сучасних об'єктів газифікації відходів невдалими [4].

Найбільш екологічно прийнятним методом знешкодження відходів за допомогою плазмової дуги вважають його реалізацію в системі PLASCON. У цій системі рідкі або газоподібні відходи за допомогою потоку аргону вводять безпосередньо в плазму електричної дуги з температурою 5000–15000 °С. Органічні сполуки дисоціюють на атоми й іони, що рекомбінують у холодній зоні реактора. Кінцеві продукти складаються з вуглекислого газу, водяної пари і водного розчину неорганічних солей, наприклад хлоридів, бікарбонатів, фторидів, тощо. Подальша обробка кінцевих продуктів не потрібна. Однак незважаючи на такі переваги технології, як висока ефективність руйнування, порівняно низька собівартість, легкість в експлуатації, компактність і зручність для транспортування, відсутність потреби в реагентах, електродугова технологія є не вигідною, оскільки спрямована виключно на знищення органічних відходів і не виробляє штучного палива. Більш того, як і для інших плазмових процесів, у

водах і газах, що залишаються після переробки, було виявлено діоксини [5].

Остаточним результатом проведеного аналізу може бути виділений один спільний недолік усіх методів підтримання стаціонарних температурних умов конверсії органічних сполук у синтез-газ за рахунок підведення теплової енергії. Для забезпечення рівномірного розподілу високої температури в конверсійному об'ємі його середовище повинне мати високу теплопровідність. Наслідком цього є однаковий порядок характерного розміру перехідних зон між ділянками з високою температурою та довкіллям із низькою температурою та характерний розмір самого конверсійного об'єму. Наявність таких зон зумовлює обов'язкове продукування діоксинів та фуранів, які самі по собі є небезпечними для довкілля і вимагають подальшого знешкодження. Більш того, для сировини невизначеного або неоднорідного хімічного складу уникнути цього явища за рахунок конструктивних особливостей реактора неможливо принципово.

Підводячи підсумок, можна стверджувати, що світової практики використання реакторів для термічної утилізації органічних забруднювачів із нефіксованим хімічним складом шляхом конверсії в синтез-газ, в яких би негативний вплив

паразитних перехідних зон нівелювався за рахунок нетрадиційних механізмів введення потужності у високотемпературний активний об'єм, не встановлено.

НВЧ-реактор на основі керамічно-церієвого композиту

Одним із нетрадиційних механізмів безпосереднього об'ємного розігріву активної зони хімічного реактора до температур 1200-1800°C може бути резонансне поглинання підведеної НВЧ-потужності. За умови цих температур переважно протікають реакції дисоціації будь-яких органічних молекул на окремі атоми, серед яких вуглець, водень, кисень та азот мають утворювати такі горючі гази, як молекулярний водень, чадний газ та етилен. Активний або конверсійний об'єм реактора з НВЧ-розігрівом може бути виконаний у вигляді губчастого тіла з діелектричного матеріалу, крізь яке дроселюється водний розчин, емульсія або суспензія органічного забруднювача. Конструкція такого реактора схематично зображена на рис.1. Одна з вимог до діелектричного матеріалу полягає в тому, щоб його хімічно інертна поверхня не була каталізатором каскадних процесів синтезу токсичних або високомолекулярних сполук.

Окрім того, матеріал має мати низьку теплопровідність, яка забезпечує настільки високі значення градієнтів температури, що характерний розмір перехідних зон є на декілька порядків меншим за характерний розмір конверсійного об'єму. Механічні властивості матеріалу активної зони повинні забезпечувати його стійкість щодо руйнування за умов градієнтів температури $\sim 10^3$ °C/мм.

Фактично композити на основі легованих церієм керамік, механічні та діелектричні властивості яких можуть бути змінені в широкому діапазоні за рахунок керованого складу, є досить перспективним матеріалом для створення хімічних реакторів, активною зоною яких є високотемпературна діелектрична губка заданої геометрії, яка нагрівається НВЧ-випромінюванням до необхідних температур.

Для забезпечення максимально ефективного введення НВЧ-потужності необхідно забезпечувати узгодження хвильових опорів НВЧ-тракту – 5 та середовищем активної зони – 4. Таке узгодження на довжині хвилі λ можна здійснити введенням шару діелектрика товщиною $d = \lambda/4$ між вихідним перерізом хвильоводу та матеріалом активної зони, показник заломлення n_p якого має задовольняти умовам просвітлення:

$$n_p = \sqrt{n_{tr} n_{az}} \quad (1),$$

Де n_{tr} – показник заломлення хвильоводного тракту, а n_{az} – показник заломлення активної зони.

Комплексну відносну діелектричну проникність матеріалу зручно описувати виразом:

$$\hat{\epsilon} = \epsilon' - i\epsilon'' = \epsilon' - i \frac{\sigma}{2\pi f \epsilon_0} \quad (2).$$

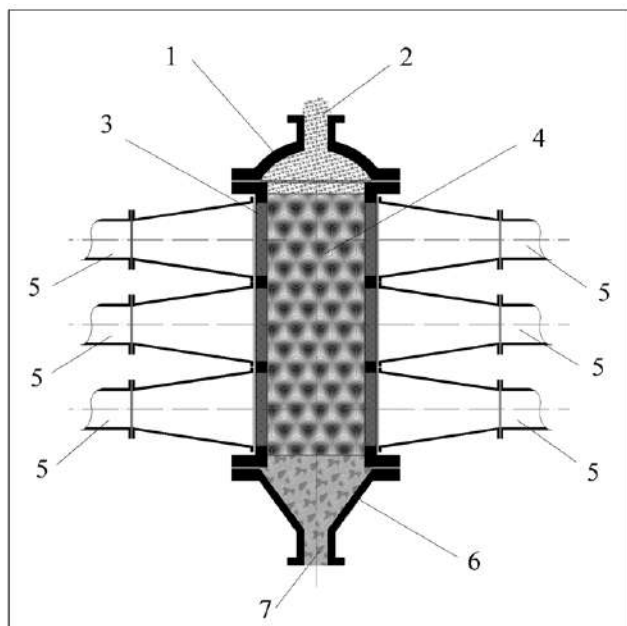


Рис. 1. Конструкція НВЧ-реактора для конверсії органічних забруднювачів у синтез-газ: 1 – металева оболонка колектора газофазних продуктів термічного розкладання органіки; 2 – продукти конверсії органічних забруднювачів; 3 – діелектричні вікна для введення НВЧ-випромінювання; 4 – активна зона з керамічно-церієвого композиту; 5 – хвильоводи з узгоджувальними рупорами для введення НВЧ-потужності; 6 – вузол подавання розчину, емульсії або суспензії органічного забруднювача; 7 – рідина, що підлягає конверсії в синтез-газ

Тут ε' – дійсна складова частина, яка відповідає за ослаблення електричного поля в матеріальному середовищі, ε'' – уявна складова частина, яка відповідає за теплові втрати енергії змінного електромагнітного поля під час розповсюдження в матеріальному середовищі, σ – питома електропровідність середовища, f – частота змінного електромагнітного поля.

Зв'язок між показником заломлення та діелектричною проникністю середовища дається виразом:

$$n^2 = \frac{1}{2} \left(\varepsilon' + \sqrt{\varepsilon'^2 + \varepsilon''^2} \right) \quad (3).$$

Тобто виконання умов узгодження активної зони з джерелом НВЧ-потужності на вибраній довжині хвилі за умови відомих височастотних характеристик хвильоводного тракту та матеріалу оболонки реактору може бути забезпечена підбором відповідного значення комплексної діелектричної проникності $\hat{\varepsilon}_{az}$ тіла активної зони. Згідно з конструкцією реактора тіло активної зони являє собою основу з керамічно-церієвого композиту, в якому реалізовані канали для дроселювання робочої рідини. Ці канали можуть бути як правильної, так і випадкової геометричної форми. Як відомо, діелектрична проникність такого неоднорідного середовища може бути оцінена за формулою:

$$\hat{\varepsilon}_{az} = \frac{2(1 - C_v) \hat{\varepsilon}_c^2 + (1 + C_v) \hat{\varepsilon}_c \hat{\varepsilon}_l}{(2 + C_v) \hat{\varepsilon}_c + (1 - C_v) \hat{\varepsilon}_l} \quad (4)$$

Тут $\hat{\varepsilon}_l$ – відносна діелектрична проникність композиту, $\hat{\varepsilon}_c$ – відносна діелектрична проникність середовища в каналах активної зони, C_v – об'ємна концентрація каналів в тілі активної зони. Якщо комплексна діелектрична проникність композиту не змінюється вдовж зони реакції, то в потоці робочої рідини внаслідок термічного розкладання реалізується стаціонарний аксіальний розподіл комплексної діелектричної проникності $\hat{\varepsilon}_l(z)$ від значення діелектричної проникності рідини на вході системи $\hat{\varepsilon}_l(z_0)$ до значення діелектричної проникності газу на виході системи $\hat{\varepsilon}_l(z_\infty)$. Отже, забезпечити умови просвітлення для НВЧ поля на всіх ділянках активної зони за рахунок конструктивних особливостей реактора неможливо. Таким чином, під час підведення НВЧ-потужності до активної зони реактора завжди буде мати місце повертання частини потужності в хвильовод у вигляді відбитої від границі матеріального середовища електромагнітної хвилі. Поле цієї хвилі визначається коефіцієнтом відбиття. У загальному випадку коефіцієнт відбиття є комплексним числом, яке зручно записати в експоненціальній формі:

$$\hat{\Gamma} = |\Gamma| e^{i\varphi} \quad (5),$$

де $|\Gamma|$ – модуль, φ – фаза коефіцієнта відбиття. Згідно з [7] для відкритого кінця коаксіальних хвильоводів зв'язок між кое-

фіцієнтом відбиття та комплексною діелектричною проникністю зовнішнього середовища дається співвідношенням:

$$\frac{1 - \hat{\Gamma}}{1 + \hat{\Gamma}} = \frac{\hat{\varepsilon}}{\sqrt{\hat{\varepsilon}_d \ln\left(\frac{b}{a}\right)}} \int_0^\infty \frac{\left(J_0(2\pi f \sqrt{\varepsilon} b x) - J_0(2\pi f \sqrt{\varepsilon_0 \mu_0} a x) \right)}{x \sqrt{\hat{\varepsilon} - x^2}} dx \quad (6).$$

Тут a – діаметр центрального провідника коаксіальної лінії, b – внутрішній діаметр зовнішнього провідника коаксіальної лінії, $\hat{\varepsilon}$ – відносна діелектрична проникність зовнішнього середовища, $\hat{\varepsilon}_d$ – відносна діелектрична проникність середовища коаксіальної лінії, ε_0 , μ_0 – абсолютна діелектрична та магнітна стала вакууму, f – частота НВЧ-поля, $J_0(\dots)$ – функція Бесселя нульового порядку.

Методика розрахунку зв'язку між коефіцієнтом відбиття відкритого кінця прямокутного хвильоводу та параметрами зовнішнього середовища більш складна і наведена в роботі [8].

Обчислена для частоти 2,45 ГГц залежність модуля коефіцієнта відбиття від комплексної діелектричної проникності зовнішнього середовища у вигляді тривимірної поверхні в координатах дійсної складової частини ε' відносної діелектричної проникності, та кута втрат $\delta = \arctg(\varepsilon'/\varepsilon'')$ наведена на рис. 2.

Із результатів розрахунків видно, що на фазовій площині діелектричної проникності існує долина: $0 < \delta < 20$, $25 < \delta < 60$, в якій величина повернутої в хвильовод потужності не перевищує 1%. Тобто в зазначеному діапазоні величини відносної комплексної діелектричної проникності НВЧ-потужність майже повністю буде передана в реактор.

Аналогічна залежність для фази комплексного коефіцієнта відбиття наведена на рис. 3.

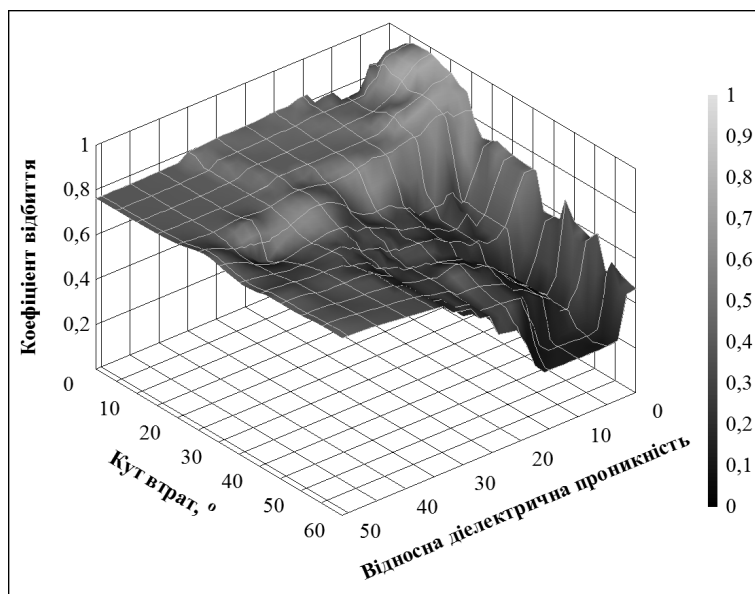


Рис. 2. Залежність модуля коефіцієнта відбиття від відкритого кінця хвильовода від комплексної діелектричної проникності зовнішнього середовища

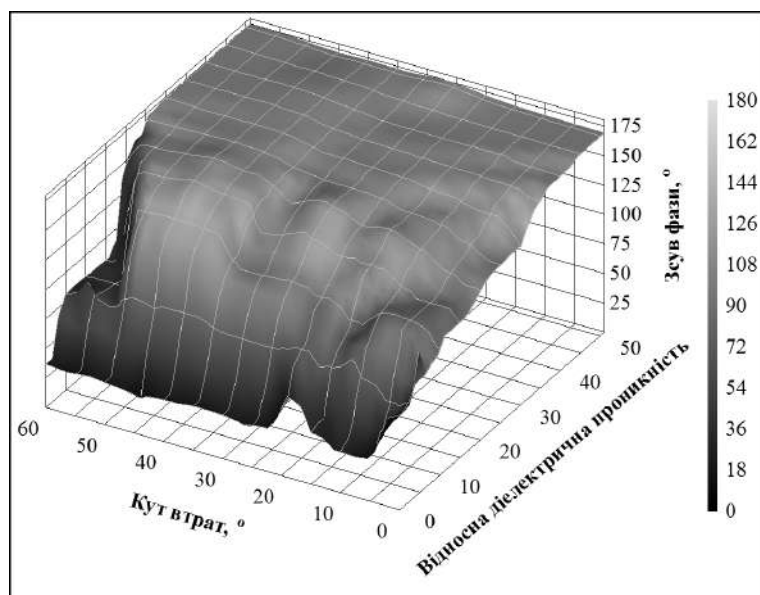


Рис. 3. Залежність фази коефіцієнта відбиття від відкритого кінця хвильовода від комплексної діелектричної проникності зовнішнього середовища

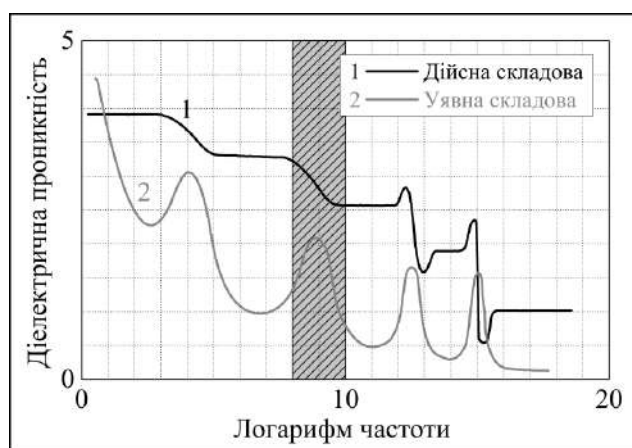


Рис. 4. Залежність дійсної (крива 1) та уявної (крива 2) складових частин відносної діелектричної проникності матеріальних середовищ від логарифму частоти електромагнітного поля

Розрахунки показали, що зсув фази відбитої хвилі також чутливий до величини відносної діелектричної проникності, що впливає на розрахунок товщини просвітлювального шару. Проте при величинах відбитої потужності $\leq 1\%$ це не має принципового значення.

Згідно з теорією Дебая величина комплексної діелектричної проникності матеріальних середовищ із дисперсією залежить від частоти збудженого в середовищі НВЧ-поля, і ця залежність носить немонотонний характер [9]. На рис. 4. наведено узагальнену залежності дійсної (крива 1) та уявної (крива 2) складових частин відносної діелектричної проник-

ності матеріальних середовищ від логарифму частоти електромагнітного поля.

Заштрихована ділянка відповідає діапазону частот 1–10 ГГц, які доцільно використовувати для реактора з водними розчинами, емульсіями або суспензіями органічного забруднювача. Як показує теорія, у виділеному діапазоні залежність комплексної діелектричної проникності чутлива до частоти НВЧ – випромінювання. Отже, змінюючи частоту, можна компенсувати відхилення діелектричної проникності активної зони реактора внаслідок зміни стану робочої рідини. Використовуючи немонохроматичне збудження НВЧ-поля в активній зоні реактора з аксіальним розподілом частоти вздовж потоку робочої рідини, можна забезпечити максимум поглинання потужності вздовж усього об'єму активної зони.

Головні висновки. Принциповий недолік всіх методів підтримання стаціонарних температурних умов конверсії органічних сполук у синтез-газ за рахунок підведення теплової енергії полягає в наявності перехідних зон між ділянками з високою температурою, характерний розмір яких мало відрізняється від характерного розміру самого конверсійного об'єму, та довкіллям. Наявність таких зон зумовлює обов'язкове продукування небезпечних для довкілля діоксинів та фуранів, і для сировини невизначеного або неоднорідного хімічного складу уникнути цього явища за рахунок конструктивних особливостей реактора неможливо.

Світова практика методів термічної утилізації органічних забруднювачів із нефіксованим хімічним складом шляхом конверсії в синтез-газ на промисловому рівні не використовує альтернативних механізмів введення потужності у високотемпературний активний об'єм. У зв'язку із цим запропоновано конструкцію хімічного реактора з НВЧ-розігрівом активної зони, виконаної з церієво-керамічного композиту

Проведено оцінки умов взаємодії НВЧ-випромінювання з композитною губкою в процесі дроселювання крізь неї робочої рідини. Показано, що використання немонохроматичного НВЧ-випромінювання для розігріву активної зони реактора з аксіальним розподілом частоти вздовж потоку робочої рідини може забезпечити максимальне поглинання всієї підведеної потужності та підтримання оптимальних температурних умов конверсії органічних сполук невизначеного хімічного складу в синтез-газ у межах всього об'єму активної зони.

Література

1. USEPA. Potential Applicability Of Assembled Chemical Weapons Assessment Technologies To RCRA Waste Streams And Contaminated Media, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response, Technology Innovation Office, Washington, DC, EPA 542-R-00-004, August, 2000.
2. Speight, J.G. Fuel science and technology handbook. United States: N. p., 1990. Web.
3. Mark Crocker, ed., Thermochemical Conversion of Biomass to Fuels and Chemicals, (2010) Royal Society of Chemistry.
4. Sergey Zinoviev, Paolo Fornasiero, Andrea Lodolo, Stanislav Miertus, Non-combustion Technologies non-combustion Technologies for POPs Destruction or POPs Destruction, Review and Evaluation // INTERNATIONAL CENTRE FOR SCIENCE AND HIGH TECHNOLOGY Trieste, 2007. P. 21–82.
5. E Pfender, Thermal plasma technology: where do we stand and where are we going // Plasma Chem. Plasma Proc., 19, 1, 1999, p.p.1-31.
6. Зарубин В.С. Оценки диэлектрической проницаемости композита с дисперсными включениями. ISSN 0236-3933. Вестник МГТУ им. Н.Э. Баумана. Сер. «Приборостроение». 2015. № 3.
7. Mosig J.R., Besson J-C.E. Reflection of a Open-Ended Coaxial Line and Application to Nondestructive Measurement of Material // IEEE Trans. Instr. Meas. 1981. Vol. IM-30, № 1. P. 45–50.
8. Croswell W.F., Rudduck R.C., Hatcher D.M. The admittance of a rectangular waveguide radiating into a dielectric slab // IEEE Trans. AP. 1967. Vol. AP-15. № 5. P. 627–633.
9. Томилин В.И. Физическое материаловедение: в 2 ч. Ч. 1. Пассивные диэлектрики : учеб. пособие. Красноярск: Сиб. федер. ун-т, 2012. 280 с.

УДК 378.16(063)

PERSPECTIVES USING BPMS-TOOLS FOR ECOLOGICAL COMPETENCES' FORMATION AT THE STUDENTS ECONOMIC SPECIALTIES

Lapyga I.V.

M. P. Dragomanov National Pedagogical University
9, Pirogov, Str., 01601, Kyiv
salpario@bigmir.net

The research results modern approaches perspective to the ecological competencies' formation at the economic specialties students in Poland universities are presented. The revealed advantages of using BPMS-tools for forming practical skills of enterprise management automation in the ecological crisis conditions are suggested to be applied in the training process of training specialists of economic specialties in Ukraine, which will contribute to the world trends' development of "Eco-banking" and "Eco-entrepreneurship".
Key words: FBD, LAD, SPSS Statistics, Bizagi Modeler, Bizagi Studio, Bizagi Engine, Business Process Modeling System, ecological competencies'.

Перспективи використання BPMS-засобів для формування екологічних компетенцій у студентів економічних спеціальностей. Лапи́га І.В. Наведено результати дослідження сучасних перспективних підходів формування екологічних компетенцій у студентів економічних спеціальностей в університетах Польщі. Виявлені переваги застосування BPMS-засобів для формування практичних навичок автоматизації керування підприємством в умовах екологічної кризи запропоновано застосовувати в навчальному процесі підготовки фахівців економічних спеціальностей в Україні, що сприятиме розвитку світових тенденцій «Екобанкінгу» та «Еко-підприємництва». *Ключові слова:* FBD, LAD, SPSS Statistics, Bizagi Modeler, Bizagi Studio, Bizagi Engine, системи моделювання бізнес процесів, екологічні компетенції.

Перспективы использования BPMS-средств для формирования экологических компетенций у студентов экономических специальностей. Лапы́га И.В. Приведены результаты исследования современных перспективных подходов формирования экологических компетенций у студентов экономических специальностей в университетах Польши. Выявленные преимущества применения BPMS-средств для формирования практических навыков автоматизации управления предприятием в условиях экологического кризиса предложено применять в учебном процессе подготовки специалистов экономических специальностей в Украине, что будет способствовать развитию мировых тенденций «Еко-банкинга» и «Еко-предпринимательства». *Ключевые слова:* FBD, LAD, SPSS Statistics, Bizagi Modeler, Bizagi Studio, Bizagi Engine, системы моделирования бизнес процессов, экологические компетенции.

Problem statement. At the preparing future specialists of economic specialties in Ukraine, insufficient attention is paid to the ecological competencies formation and skills of enterprise management automation, business processes, aimed at improving the ecological environment state. In the conditions of the Ukrainian economy integration into the EU countries economic space, this can lead to low competitiveness of Ukrainian specialists economic in the European work market, which is confirmed by the low percentage of their participation in international economic grants and projects, which are directed on the production ecologization.

Research relevance lies in the disclosure of the European educational experience of training specialists' advantages economical specialties with the use BPMS-tools of enterprise management automation, the formation their eco-oriented professional competencies.

Relation of author's rework with important scientific and practical tasks.

In the conditions modern integration of Ukrainian economy into the economic EU space, increased has need in economic specialties specialists with deep ecological knowledge for the long-term and prospective development programs implementation of "Eco-banking" and "Eco-entrepreneurship". Using of positive European experience for training economic specialties specialists in higher Ukraine educational institutions will facilitate the implementation state concept of national ecological policy for the period to 2020. In particular, it will ensure the preparation specialists to economic specialties, capable solving problems of ecologization the Ukrainian economy by applying the latest automation means of enterprise management with the involvement of the Kyoto Protocol mechanisms to the UN Framework Convention on Climate Change [1].

Analysis of recent research and publications.

Higher education in the EU countries, for exemplified by Poland, is characterized by high efficiency and success in organizing the learning process, which are achieved through the computer-based learning tools introduction. In scientific works, devoted to the reason's disclosure success of the higher education development in Poland, the authors [2; 3] emphasizes on modernized legislative provisions on education, as well on pedagogical features using of the information communication technologies methods by teachers for visualize complex information and facilitating formation of knowledge by many disciplines. In Germany, cause success and perspectives higher education, it is believed, is its sociologization tendency [4; 5].

Wherein, features of computer specialized application software that students master during the educational process and which are used to solve the problems of professional activities of the ecological and economic direction remain insufficiently disclosed. In the universities of Poland, the specialists training by economic specialties, the development they have of practical skills of working with professional computerized programs is carried out in compliance with the high requirements level. This is due to the fact, that upon the training completion, graduates should be ready to introduce in the workplace new computerized technologies and thereby enhance the enterprises competitiveness and efficiency in the European economic area, reduce their dependence on traditional energy sources.

Taking into account the above, the purpose of there is article to reveal the functional features of computer BPMS-tools used in EU countries universities for the professional ecological competencies formation at the economic specialties specialists training.

Researches originality is to disclosure of current higher economic education trends EU countries and the experience of applying the modern approaches to the specialists' formation with professional competencies in the automation by enterprise management at the ecological crisis conditions and planetary climate change global.

Methodological or general scientific value.

Methodological or general scientific value consists of disclosing ways to improve of Ukraine economic higher education, directing activities future economical specialties specialists to using latest automate means of modeling, design, control and enterprises management in improve their profitability and improve the environment ecological state.

Statement of the main material. In modern development conditions of industrial and agrarian complexes, enterprise management is mainly aimed at obtaining economic profits for ensuring competitiveness and development. Trying to minimize costs, for a long time the in management of the enterprise did not pay enough attention to ecological problems, which led to an increase in the relevance of many ecological problems.

It became obvious that most effectively they solve can specialists not only with deep economic, but and ecological knowledge. In this regard, in higher education institutions of EU countries, at the training of specialists of economic specialties, considerable attention is paid to the formation of environmentally oriented practical skills of computerized systems use for management enterprise automation.

In the Polish universities educational process, the of the greatest amount auditory time is allotted to mastering the skills working with the "FBD" (Function Block Diagram), "LAD" (Ladder Learning Diagram), "SPSS" Statistics, Bizagi Modeler, "Bizagi Studio" and "Bizagi Engine", at the same time, in the Ukraine universities, the study time majority is planned for the students independent work, which leads to a low training students efficiency and the specialists' formation not competitive in the EU countries economic space.

In the EU countries, in particular in Poland, the specialists training of economic specialties at the bachelor's and master's level provides of the need to take studying disciplines, mainly the economic-ecological and engineering directions, for which the study hours' majority are allocated. This is due to the fact, that EU countries are actively implementing environmental projects in industry and households, increasing the alternative energy sources use (in particular, automatic solar and wind energy systems). In these conditions, has increased the need in specialists of economic specialties with deep ecological and engineering knowledge, which are able not only to implement automatic control systems for enterprises, but also to design energy-saving systems and program their component technical facilities. To solve this problem, in economic universities use programs educational in which provide for forming develop practical skills of working in computer environments of programming technical means used in alternative energy sources (for example, solar panels), in Smart House systems and others. Examples of such graphical programming environments are "FBD" (Function Block Diagram) and "LAD" (Ladder learning Diagram) (Fig. 1). They are used to creating software for logic microcontrollers, which are structural component of automatization alternatives energy sources system.

In addition, in students of economical specialties at practical classes are formed skills to work with computer and software tools of environmental monitoring. For example, to monitor the enterprise activities, its influence at succession of plants, are carried monitoring of condition photosynthetic apparatus by the tools "HandyPEA" [6] device (England), which is contributes to the formation of the skills of using the computer software "WinControl", by which it is staffed. "HandyPEA" provides convenient tools for a comparative and in-depth analysis of the data under study, provides their recording in the memory of a fluorimeter.

In the software, several methods of calculating data can be included to visualize even insignificant differ-

ences in significations of plant chlorophyll fluorescence, which may indicate the presence of plant stress factors

in the environment. The device English interface and the applied computer program motivate students to learn English more deeply, which further enhances their professional competencies. In order to improve the analysis accuracy of statistical data, obtained as a result of

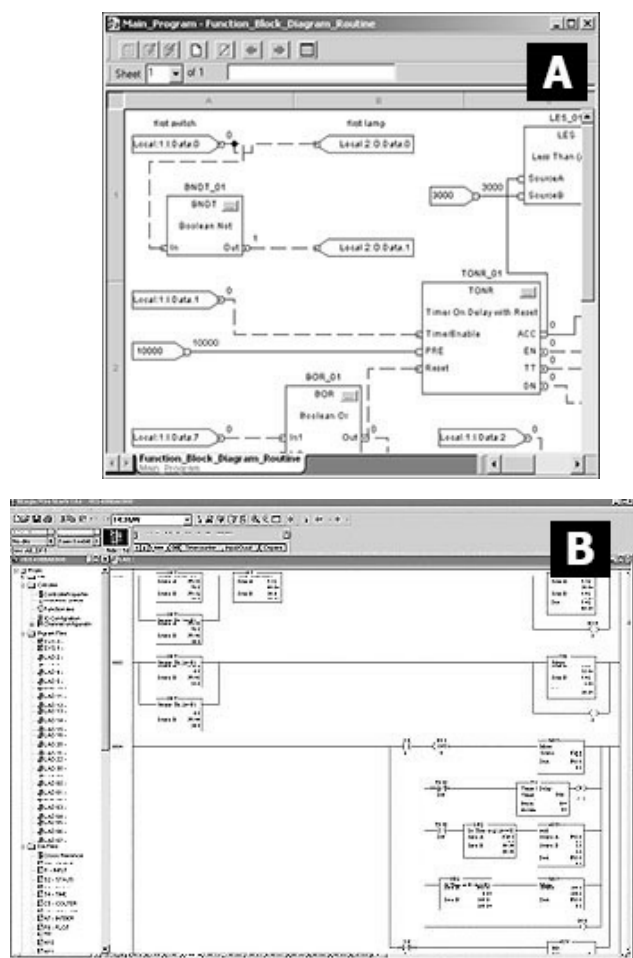


Fig. 1. Appearance main windows of graphical programming environments: A) Function Block Diagram (FBD) [7] and B) Ladder learning Diagram (LAD) [8]

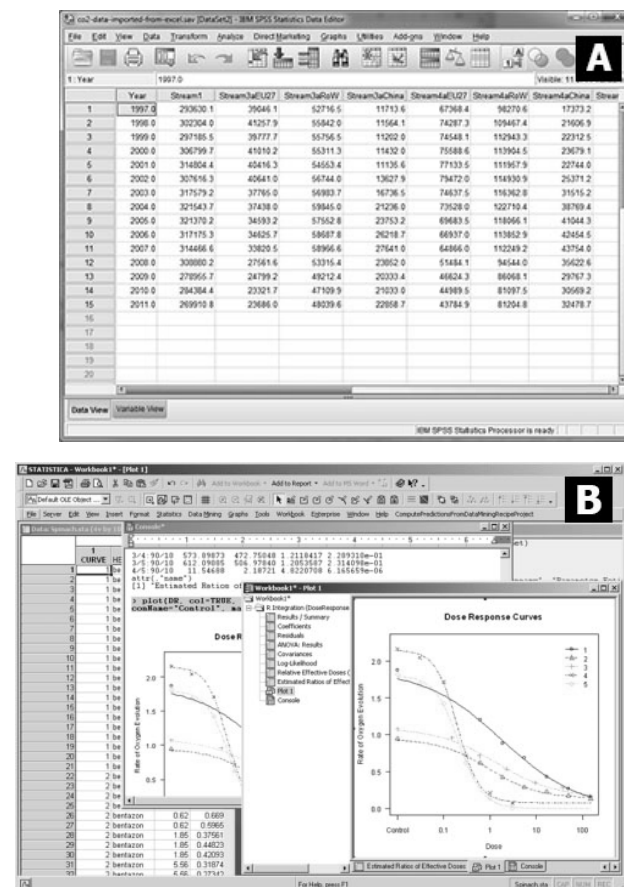


Fig. 2. Appearance to windows of processing statistical data in computer applications: A) SPSS [9] and B) Statistica [10]

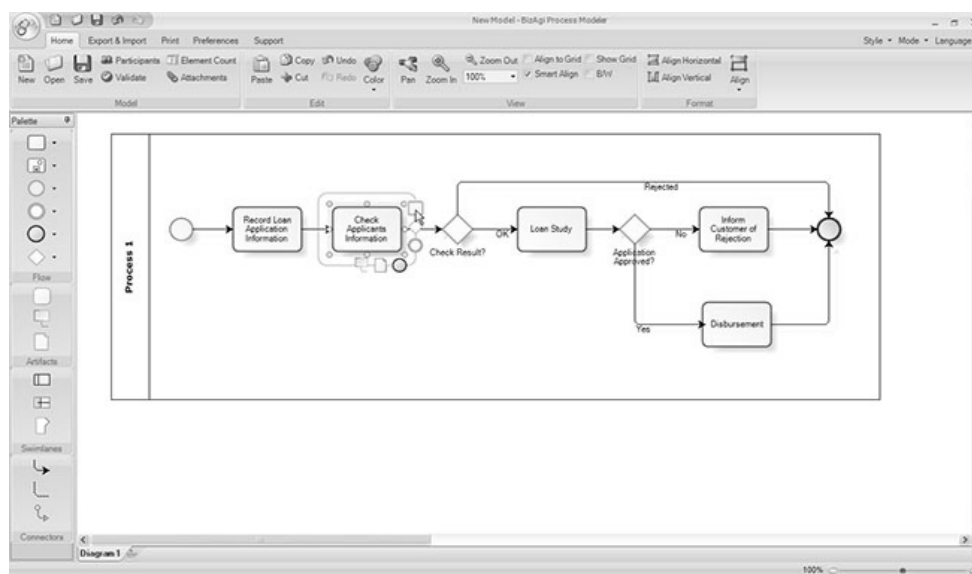


Fig. 3. Appearance to software environment window: "Bizagi Modeler" [11] of business process management automation

environmental monitoring and scientific experiments, at students are forming practical skills in working with computer programs “SPSS Statistics” and “Statistica” (Fig. 2).

These programs provide convenient tools for automating the calculation of not only average indicators, correlation and regression analysis, but also forecasting.

Formation of modern professional competencies in enterprise management automation involves mastering the skills of working with business process management systems BPMS, among which “BizAgi BPM Suite” is the most widespread and powerful. Within the framework of this system, the programs “Bizagi Modeler” (Fig. 3), “Bizagi Studio” and “Bizagi Engine” are functionally integrated.

The program “Bizagi Modeler” is used for graphic modeling automation, analysis, optimization and regulation of business processes. The program “Bizagi Studio” provides convenient tools for converting the created model into program performing addition a software application of automatization business process management, such as “BPMN-modeler”, “Database logical scheme designer” (entity-relations diagram), “Web-forms process steps designer”, “Business rules editor”, “Organization structure editor”. “Bizagi Engine” provides execution of the processes created by “Bizagi Studio” and provides users with mobile access to data on specialized Web-portals.

Increase of the use specialized computer programs intensity in scientific and economic professional activities of the EU countries, led to an increase in the demand for highly skilled competitive specialists with formed practical skills in the professional use of applied computer programs. The legislative basis modernization

of higher education, for example in Poland, has granted private universities more independence in the creation and curricula implementation and the organization of learning process, increased their flexibility in responding to the needs development of science and industry.

Conclusions. In the conditions environmental crisis growing, at the specialists training of economic specialties, in addition to economics knowledge in EU universities, much attention is paid to the formation of environmentally-oriented, engineering practical working skills with specialized computer programs that are used for influence control of enterprises on the environment. Formation of the economic direction competences involves gaining students the computer simulation skills and abilities, optimization and automation of business processes management using BPMS tools, aimed at improving the environment ecological state.

Orientation of higher education to the highly qualified specialists training, necessary for the enterprises' development in the EU, contributed to the increase in the investment income volume in economic universities, made education more accessible and attractive for entrants also from other countries.

Prospects of using research results. We believe that the experience of developing and reforming higher education in the EU countries can be useful in the modern strategy's development for the higher education development in Ukraine. Increasing attention to the engineering and environmental knowledge formation in the preparation of economic specialties students will contribute to further accelerate the economy reform Ukraine, the success of the “Eco-banking” and “Eco-enterprises” development on the integration path into the EU countries economic space.

References

1. The Concept Ukraine National Ecological Policy for the Period to 2020. Official Bulletin of Ukraine. 2007. № 79. P. 170.
2. Khomenko K.P. Modern Development Trends of Higher Education of Poland. Humanitarian Bulletin of the State Higher Educational Institution “Pereyaslav-Khmelnytsky Grigory Skovoroda State Pedagogical University”. 2014. Vol. 5, № 1(52). P. C. 385–391.
3. Jakubowski M. Opening up opportunities: education reforms in poland. IBS Policy Papers. 2015. 19 p.
4. Schmitt M., Sixt M. Social relations and academic success in the german educational system soziale beziehungen und schulerfolg im deutschen bildungssystem. Journal for Educational Research. 2014. Vol. 6. № 2. P. 66–88.
5. Hart J. Tracking german education: an examination of three postwar periods. Loyola eCommons. 2016. Vol. 3134. 67 p.
6. Installation & Maintenance Handy Pea, Pocket Pea & Pea Plus Software Hansatech Instruments: Operations Manual Setup. Norfolk: Hansatech Instruments Ltd, 2006. 85 p.
7. Function block diagrams – do your systems use these ? URL: http://www.ronbeaufort.com/CLX_Function_Block_Diagram.htm (Last accessed: 04.07.2018).
8. Graphic operator panel allen bradley rslogix 500 plc advanced ladder learning diagram. URL: <https://picclick.com/ALLEN-BRADLEY-RSLogix-500-PLC-Advanced-Ladder-learning-183005056293.html> (Last accessed: 02.07.2018).
9. Research expertise from the business data service of the university of manchester library. URL: <https://bizlib247.wordpress.com/2014/04/24/importing-data-into-spss-statistics-part-2/> (Last accessed: 01.07.2018).
10. Statistica solutions using the r language platform. Statistica. URL: <https://statisticasoftware.wordpress.com/2012/07/30/statistica-solutions-using-the-r-language-platform/> (Last accessed: 01.07.2018).
11. Business process management – software, methods and practical tips practical bpm tips for business process analysis and process managers. BizAgi Process Modeler overview. URL: <https://bpmssoftware.wordpress.com/2008/11/30/bizagi-process-modeler-overview/> (Last accessed: 01.07.2018).

ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА: ДОСВІД НАУКОВО-ОСВІТНЬОЇ СПІВПРАЦІ ДВНЗ «ХДАУ» НА ШЛЯХУ СТАЛОГО РОЗВИТКУ

Шахман І.О.

ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет»
вул. Стрітенська 23, 73000, м. Херсон
shakhman.i.a@gmail.com

Висвітлено досвід науково-освітньої співпраці фахівців ДВНЗ «ХДАУ» в напрямі зміцнення спроможності майбутніх поколінь на шляху забезпечення сталого розвитку держави. *Ключові слова:* сталий розвиток, екологічна освіта, науково-освітня співпраця.

Экологическое образование: опыт научно-образовательного сотрудничества ГВУЗ «ХГАУ» на пути устойчивого развития. Шахман И.А. Освещён опыт научно-образовательного сотрудничества специалистов ГВУЗ «ХГАУ» в направлении укрепления способности будущих поколений на пути обеспечения устойчивого развития государства. *Ключевые слова:* устойчивое развитие, экологическое образование, научно-образовательное сотрудничество.

Ecological education: the experience of scientific and educational cooperation of the DVNZ “KHDAU” on the path of sustainable development. Shakhman I.A. The experience of scientific and educational cooperation of the specialists of the DVNZ “KHDAU” in the direction of strengthening the ability of future generations on the path of sustainable development of the state is highlighted. *Key words:* sustainable development, environmental education, scientific and educational cooperation.

Постановка проблеми. Організація освітньої та просвітницької діяльності з питань сталого розвитку визнана необхідною в «Комплексній програмі реалізації на національному рівні рішень, прийнятих на Всесвітньому самміті зі сталого розвитку, на 2003–2015 роки», яка затверджена Постановою Кабінету Міністрів № 634 від 26 квітня 2003 р. Оскільки одним із компонентів сталого розвитку є охорона навколишнього середовища та забезпечення екологічної безпеки, невід’ємним елементом освіти в цій галузі має бути екологічна освіта.

Актуальність дослідження. Екологічна освіта – безперервний процес виховання, навчання, самоосвіти і розвитку особистості, спрямований на формування норм моральної поведінки людей, їхніх обов’язків і відповідальності стосовно довкілля, а також одержання спеціальних знань і практичних навичок у справі охорони навколишнього середовища, раціонального природокористування та екологічної безпеки. Усвідомлюючи складність і масштабність цілей у сфері охорони довкілля, науковці заявляють про принципову можливість їх досягнення та визнають, що відповідь людства на глобальні загрози природного і техногенного характеру поки не відповідає темпу збільшення екологічних проблем.

Зв’язок із важливими науковими та практичними завданнями. Ключовим фактором ефективності механізмів розв’язання екологічних проблем є відкрите та публічне обговорення стратегічних і програмних документів у сфері екологічної політики із залученням представників усіх секторів

суспільства, що можливе лише за наявності певного рівня знань про явища і процеси, що відбуваються в природі, економіці та суспільстві, а також від ефективних заходів із раціонального використання й охорони природних ресурсів. Вхідження української освіти в європейський освітній простір потребує реформування всіх її ланок, починаючи з дитячого садка до набуття вищої освіти та професійної екологічної освіти. Основні підходи до організації екологічної освіти закладено в Національній доктрині розвитку освіти [1], Національній стратегії розвитку освіти в Україні на період до 2021 р. [2], Проекті концепції розвитку освіти в Україні на період 2015–2025 рр. [3].

Аналіз останніх досліджень. Екологічна освіта спрямована на формування єдиної життєвої, світоглядної, наукової, культурної та професійної компетентності учнів, що забезпечить їх подальше самовдосконалення та самореалізацію. Науковцями доведено, що зміст сучасної шкільної освіти не повністю адаптований до майбутніх потреб збалансованого розвитку суспільства. Проблема змісту екологічної освіти необхідно вирішувати на державному рівні із залученням широкого кола науковців і фахівців-практиків. Означені зміни потребують нових підходів при підготовці, перепідготовці та підвищенні кваліфікації педагогічних і керівних кадрів.

Теоретичні та методологічні аспекти компетентнісного підходу до освітніх процесів ґрунтовно розкрито у дослідженнях вітчизняних вчених О. Овчарук [4], А. Хуторського [5], В. Ягупова [6] та ін. Дослідженням питань професійної підготовки

екологів у закладах вищої освіти присвячені праці О. Заболоцької [7].

Згідно з державними вимогами, фахівець з екології має бути професіоналом широкого профілю, об'єктом діяльності якого є навколишнє середовище і його компоненти [8]. Він має бути обізнаним із питань гуманітарної та соціально-економічної спрямованості, володіти базовим об'ємом знань із фізики, хімії, біології, вищої математики та обчислювальної техніки, мати необхідні знання з природничих наук (геологія, метеорологія, гідрологія та інші) та досконало володіти умінням використовувати знання з професійних дисциплін (моніторинг навколишнього середовища, екологічне право, економіка природокористування, заповідна справа, нормування антропогенного навантаження на природне середовище тощо). Саме тому, вкрай необхідно, екологічну освіту починати зі шкільних років, поступово формуючи компетентного фахівця з екології.

Масові форми роботи забезпечують вчасне інформування освітян про перспективи екологічної освіти, спонукають їх до творчої діяльності. Але ці окремі заходи набуватимуть більшої ефективності, якщо будуть підпорядковані загальній регіональній стратегії екологічного навчання, яка як стратегія локальних змін (на рівні навчального закладу) буде гнучку систему екологічної освіти за принципом мобільності та стратегію системних змін на рівні освітніх округів міст, районів, сутнісний зміст якої полягає в реалізації інноваційних ідей екологічного навчання шляхом комплексного вирішення науково-методичних, кадрових, фінансових проблем.

Методологічне значення. Поширення досвіду співпраці щодо обміну знаннями і практикою шляхом навчання майбутніх спеціалістів екологів, участі в заходах, націлених на зміцнення зв'язків між наукою та освітою в інтересах сталого розвитку держави на всіх рівнях, є важливим аспектом сьогодення.

Виклад основного матеріалу. ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет» у 2011 р. підписав Меморандум про розуміння за Програмою Розвитку ООН. Загальною ціллю співпраці було зміцнення регіональної спроможності та бази знань для підтримки самоврядування на шляху сталого розвитку – моделі економічного зростання, в якій використання природних ресурсів направлено на задоволення потреб сучасного і майбутнього поколінь людського суспільства при обов'язковому збереженні якісного навколишнього середовища. У програмі співпраці функціонування суспільства розглядається як гармонійне поєднання трьох взаємопов'язаних складників: економічного, соціального та екологічного. Отже, розвиток одного зі складників без врахування стану інших не може вважатися цілісним.

Результатом семирічної співпраці є включення навчальної дисципліни «Стратегія сталого розвитку» до навчального плану спеціальності

«Екологія» освітнього рівня «Магістр». Її навчальна програма містить лекційний курс, семінарсько-практичні заняття, виїзні заняття та самостійну роботу з тематикою сталого розвитку суспільства, а саме шляхів вирішення економічних, соціальних та екологічних проблем. Розглядається людський розвиток як головний чинник і показник успішного розвитку суспільства, науковий, освітній показники та Україна в контексті переходу на засади сталого розвитку. Студентам надається інформація з питань історії формування концепцій сталого розвитку, причин виникнення ідей сталого розвитку, розкривається його сутність, надаються основні поняття та визначення, формується правильне соціально-екологічне мислення студентів, відповідно до якого модель розвитку життя сучасного суспільства має відповідати реальним обмеженням можливостям довкілля, припинення насильницького відношення до природи, забезпечення пріоритетного розвитку людини в гармонії з навколишнім середовищем, відтворення екологічного балансу на планеті.

Науково-педагогічний колектив кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка факультету рибного господарства та природокористування ХДАУ успішно працює в області випуску науково-методичних розробок, монографій, посібників. Студентство бере активну участь у конференціях, семінарах, дебатах, конкурсах наукових робіт тощо. Науково-педагогічні працівники разом зі студентами займаються дослідженнями проблем життя та розвитку місцевих громад, проводять дослідження регіональних особливостей сталого розвитку, надають допомогу щодо використання сучасних соціальних комунікацій, інноваційних технологій сталого місцевого розвитку. Сприяння поширенню концепції та досвіду участі громад у місцевому сталому розвитку відбувається через різні наукові заходи, допомогу в підвищенні кваліфікації шкільних вчителів та розвитку учнівської молоді, екологічну освіту.

Екологічне навчання як вид диференційованого навчання передбачає врахування освітніх потреб, нахилів і здібностей учнів, створення умов для навчання дітей відповідно до їхнього професійного самовизначення, що забезпечується завдяки змінам у цілях, змісті та структурі організації навчання. Екологічна освіта спрямована на формування єдиної життєвої, світоглядної, наукової, культурної та професійної компетентності учнів, що забезпечить їх подальше самовдосконалення та самореалізацію.

Масові форми роботи фахівців кафедри забезпечують вчасне інформування освітян області про перспективи екологічної освіти, спонукають їх до творчої діяльності. Але ці окремі заходи набуватимуть більшої ефективності, якщо будуть підпорядковані загальній регіональній стратегії екологічного навчання, яка як стратегія локальних змін (на рівні навчального закладу) буде гнучку систему екологічної освіти за принципом мобільності та стратегію

системних змін на рівні освітніх округів міст, районів, сутнісний зміст якої полягає в реалізації інноваційних ідей екологічного навчання шляхом комплексного вирішення науково-методичних, кадрових, фінансових проблем.

Головними чинниками стратегії мають стати:

- формування розуміння необхідності реалізації концепції «зеленої» економіки в контексті збалансованого розвитку, що сприятиме подоланню бідності, створенню додаткових робочих місць, соціальному розвитку і поліпшенню стану довкілля;

- формування розуміння у суспільства єдиного шляху розвитку країни в напрямі екологізації економіки через впровадження енергозберігаючих, мало-відходних, екологічно чистих технологій, глибокої переробки сировини і відходів як найважливіший напрям розв'язання екологічних проблем;

- створення національних організаційних механізмів та інституційної інфраструктури на базі провідних вищих навчальних закладів, громадських об'єднань, інформаційно-просвітницьких центрів;

- створення інформаційної бази методів педагогічної практики, проектної та дослідницької діяльності, електронних підручників, а також спеціалізованих порталів з екологічної освіти та освіти для сталого розвитку;

- розроблення навчальних програм, підручників і навчальних посібників, методичного забезпечення з екологічної освіти та освіти для сталого розвитку;

- розвиток наукових досліджень із питань екологічної освіти та освіти для сталого розвитку, в тому числі шляхом формування та затвердження відповідної програми фундаментальних і прикладних досліджень із залученням установ НАН України, Академії педагогічних наук, науково-дослідних та освітніх закладів, вчителів і громадськості;

- сприяння виданню еколого-освітніх матеріалів, підручників і посібників зі збалансованого (сталого) розвитку, підтримка видавничої програми для видання праць вітчизняних і зарубіжних вчених, державних і громадських діячів із питань екологічної політики і сталого розвитку;

- запровадження на національних каналах радіо і телебачення регулярних еколого-освітніх програм;

- задоволення потреб учнів та їх батьків на освітні послуги;

- відповідна фахова підготовка педагогічних кадрів.

Екологічна освіта – це організація диференційованого навчання, що передбачає поглиблене і професійно зорієнтоване вивчення циклу споріднених предметів природничого циклу (біологія, географія, фізика, математика, хімія, системний аналіз, економіка, програмування, інформаційні технології тощо). Навчальний предмет «Екологія» вміщує понад 100 наукових дисциплін, що утворюють сучасну екологічну науку. Отже, вирішити проблему розвитку шкільної екології, її оновлення, наближення до осіб-

них інтересів учнів і покликана екологічна освіта. Відповідно до Концепції екологічного навчання [9], екологія має бути базовим загально-навчальним предметом – обов'язковим для вивчення всіма учнями в усіх профілях старшої школи.

Нині перед екологією як шкільним предметом постає проблема: як вирішити протиріччя, що виникає між уявою учнів про екологію як предмет, перш за все, цікавий, що буде знайомити їх із різноманітністю природи Землі, її загадками, та реальним шкільним предметом, де вивчаються складні біологічні, фізичні, географічні, хімічні закономірності, системний аналіз, велика кількість спеціалізованої номенклатури, термінів, понять тощо. Вирішити цю проблему допоможе запровадження у загальноосвітніх навчальних закладах профільного навчання. Це дасть змогу розширити межі екології як предмета і допоможе розкрити учням ті сторони екологічної науки, які їх найбільше цікавлять і які, як повітря, знадобляться в подальшому житті.

Таким чином, управління освіти і науки Херсонської області разом із вищими закладами освіти зробили певний внесок на шляху впровадження екологічного навчання. Протягом останнього десятиліття в освітньому просторі Херсонської області, як і в країні загалом, почали працювати ліцеї, гімназії, коледжі, в яких профільність [10] утілюється на практиці. Прикладом співпраці партнерів, зацікавлених в екологічній освіті, зі школами міста та області є досвід викладачів кафедри екології та сталого розвитку імені професора Ю.В. Пилипенка Херсонського державного аграрного університету з фахівцями Херсонської академії неперервної освіти. Протягом останніх семи років спеціалісти екологічного відділення розширюють географію контактів із соціальними партнерами, зацікавленими в якості екологічної освіти:

- беруть активну участь в організації та проведенні обласних учнівських олімпіад з екології, біології, географії;

- розробляють авторські програми факультативів екологічного напрямку («Метеорологічні аспекти взаємодії людського суспільства та природи», «Основи соціоекології» та ін.);

- проводять навчальні семінари для шкільних вчителів («Екологічна оцінка водних ресурсів», «Гідроекологічне дослідження водних об'єктів», «Шляхи вирішення еколого-економічних проблем» тощо);

- активно співпрацюють при підготовці конкурсних робіт секцій «Екологія», «Охорона та раціональне природокористування», «Біологія», «Лісове та садово-паркове господарство» Малої академії наук;

- розробляють для шкільних вчителів методичні рекомендації щодо організації навчального процесу в напрямі екологічної освіти;

- здійснюють підготовку педагогічних і керівних кадрів, керівників гуртків до роботи у профільних класах і групах;

—беруть активну участь у науково-практичних конференціях, семінарах із проблем екологічної освіти.

Головні висновки. В сучасних умовах, коли проблеми взаємодії людини і природи набувають значення загальнонаціональних пріоритетів, сформувався й отримала своє конституційне закріплення порівняно нова функція держави – екологічна, спрямована на гармонізацію відносин суспільства і природи, забезпечення оптимального врахування економічних та екологічних інтересів суспільства, за безумовної першості екологічних.

Під час запровадження екологічного навчання важливо пам'ятати, що його основне завдання – не лише поглибити знання учнів і студентів, а й сформувати у молодого покоління правильне екологічне мислення, новий погляд на все, що відбувається

навколо, навчити аналізувати глобальні і регіональні проблеми сучасного світу. Час підкреслює важливість формування екологічної свідомості, нової системи цінностей, екологічної культури, розвитку екологічної освіти, яка стає основним засобом гармонізації взаємодії людини і природи.

Системна робота українських ЗВО з Програмами розвитку ООН, регіональними управліннями освіти і науки, закладами МАН, загальноосвітніми навчальними закладами має і далі сприяти встановленню принципів сталого розвитку в нашій державі, децентралізації та спільному самоврядуванню шляхом навчання майбутнього покоління підходу щодо сталого місцевого розвитку за участі громад задля подолання бідності, ефективному державному управлінню та верховенству права.

Література

1. Національна доктрина розвитку освіти / Верховна Рада України. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua>.
2. Національна стратегія розвитку освіти в Україні на період до 2021 року. / Верховна Рада України. URL: <http://zakon0.rada.gov.ua>.
3. Проект концепції розвитку освіти України на період 2015–2025 роки. URL: <http://www.prof.univ.kiev.ua/prof/home>.
4. Овчарук О.В. Компетентність як ключ до оновлення змісту освіти. Стратегія реформування освіти в Україні: рекомендації до освітньої політики. К.: К.І.С., 2003. 296 с.
5. Хуторський А.В. Ключові компоненти і освітні стандарти. URL: <http://eidos.ru/journal/2002/0423.htm>.
6. Ягупов В.В. Компетентнісний підхід до підготовки фахівців в системі вищої освіти / В.В. Ягупов, В.І. Свистун. Наукові записки НаУКМА. 2007. Т. 71. С. 3–8. (Серія «Педагогічні, психологічні науки та соціальна робота»).
7. Заболоцька О.С. Реалізація компетентнісного підходу у вітчизняній освіті. Вісник Житомирського державного технологічного університету. Сер.: Економічні науки. 2009. С. 58–63.
8. Стандарт вищої освіти (Проект) спеціальності 101 – Екологія, галузь знань 10 – Природничі науки, 2016. URL: <https://mon.gov.ua/ua/osvita/visha-osvita/naukovo-metodichna-rada-ministerstva-osviti-i-nauki-ukrayini/proekti-standartiv-vishoyi-osviti>.
9. Концепція неперервної екологічної освіти та виховання в Україні. Інформаційний збірник Міністерства освіти України. 1995. № 14. С. 4–5.
10. Концепція профільного навчання в старшій школі. Інформаційний збірник Міністерства освіти і науки України. 2003. № 24. С. 3–15.

УДК 661.728:66.081:547.97:544.723

ОПТИМІЗАЦІЯ ТЕХНОЛОГІЇ ОДЕРЖАННЯ СОРБЕНТІВ ІЗ ВІДХОДІВ РОСЛИННОГО ПОХОДЖЕННЯ¹

Білявський С.А.¹, Сарахман Р.Б.¹, Галиш В.В.^{1,2}, Трус І.М.¹

¹ Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
пр. Перемоги, 37, 03056, м. Київ

² Інститут хімії поверхні імені О.О. Чуйка
Національної академії наук України
вул. Генерала Наумова, 17, 03042, Київ
v.galysh@gmail.com

Наведено результати хімічного модифікування шкаралуп волоських горіхів розчином перексиду водню в присутності оцтової кислоти з одержанням сорбентів. Наведено математичні моделі, що адекватно описують процес отримання рослинних сорбентів. Встановлено, що оптимальними параметрами для отримання ефективного сорбенту є концентрація перексиду водню у вихідному розчині 1% та тривалість процесу 90 хв. *Ключові слова:* сорбент, рослинні відходи, шкаралупи горіхів, математична модель, оптимальні параметри.

Оптимизация технологии получения сорбентов из отходов растительного происхождения. Билявский С.А., Сарахман Р.Б., Галыш В.В., Трус И.М. Приведены результаты химического модифицирования скорлуп грецких орехов раствором пероксида водорода в присутствии уксусной кислоты с получением сорбентов. Приведены математические модели, адекватно описывающие процесс получения растительных сорбентов. Установлено, что оптимальными параметрами для получения эффективного сорбента является концентрация пероксида водорода в исходном растворе 1% и продолжительность процесса 90 мин. *Ключевые слова:* сорбент, растительные отходы, скорлупы орехов, математическая модель, оптимальные параметры.

Optimization of technology for obtaining sorbents from vegetable waste. Bilyavskiy S., Sarahman R., Halysh V., Trus I. The results of chemical modification of nutshells with a solution of hydrogen peroxide in the presence of acetic acid with the production of sorbents are presented. Mathematical models that adequately describe the process of obtaining vegetal sorbents are given. It was found out that the optimal parameters for obtaining an effective sorbent is the hydrogen peroxide concentration in the initial solution 1% and the time of the process is 90 minutes. *Key words:* sorbent, plant waste, nutshells, mathematical model, optimal parameters.

Постановка проблеми. Забруднення водойму поллютантами різної природи відбувається в результаті функціонування багатьох галузей важкої та легкої промисловості, також вони потрапляють у навколишнє середовище разом із побутовими стоками. Погіршення екологічного стану водних об'єктів навколишнього середовища пов'язане з тим, що стічні води не обробляються належним чином. Накопичення небезпечних речовин у водних середовищах може призводити до серйозних ризиків завдання непоправної шкоди екосистемі [1; 2] та має негативний вплив на всі живі організми, оскільки може спричинити численні захворювання [3; 4].

Актуальність дослідження. Одним із методів зменшення кількості забруднюючих речовин у стічних водах є використання поглиначів різного похо-

дження. В останні роки особлива увага науковців різних країн спрямована на розробку способів одержання сорбентів та ентеросорбентів із доступних сировинних матеріалів, таких як компоненти рослин та живих організмів, наприклад альгінати [5], пектин [6], хітин [7]. Незважаючи на задовільні сорбційні властивості, такі сорбенти характеризуються досить високою вартістю, оскільки технології їх одержання є енергоємними та складними. Іншим важливим недоліком цих матеріалів є їх низька механічна міцність, що обмежує їх широке використання.

Іншим перспективним джерелом сорбентів можуть розглядатися тверді рослинні відходи сільськогосподарства та харчової промисловості [8; 9]. Розробка способу одержання сорбентів на основі вітчизняних відходів, які щорічно утворю-

¹ Публікація містить результати досліджень, проведених при грантовій підтримці Державного фонду фундаментальних досліджень за конкурсним проектом Ф83/50087.

ються у великих кількостях, дозволить запровадити нові напрямки їх утилізації з одержанням корисних продуктів.

Аналіз останніх досліджень та публікацій.

Властивості поглиначів рослинного походження залежать від їх складу та структури: від вмісту целюлози, лігніну, екстрактивних речовин і мінеральних компонентів, які впливають на поруватість структури, вміст функціональних груп, здатність до набухання. Вченими різних країн світу досліджено можливість використання різних рослинних відходів для поглинання неорганічних та органічних токсикантів із водних розчинів [10–13], і результати досліджень показали, що сорбційні властивості рослинних матеріалів у необробленому вигляді є невисокими – сорбційна ємність щодо органічних барвників не перевищує 70 мг/г, а йонів важких металів не перевищує 30 мг/г. Це може бути пов'язано з низькофібрильованою структурою та невеликою кількістю доступних активних функціональних груп.

Підвищити поглинальну здатність рослинних матеріалів можна шляхом хімічного модифікування подрібненої сировини. Це призведе до покращення сорбційної здатності за рахунок збільшення питомої поверхні матеріалу та збільшення кількості доступних активних функціональних груп.

Раніше нами на прикладі шкаралуп плодових кісточок було показано, що пероксидна обробка рослинного матеріалу в присутності оцтової кислоти за температури 95 °С дозволяє покращити сорбційні властивості кінцевого матеріалу більше ніж удвічі в порівнянні з вихідним. Зміною кількості пероксиду водню в модифікуючій суміші та тривалості обробки можна одержати матеріал з різним співвідношенням полісахаридної та поліароматичної складової частини [14]. Сорбенти на основі шкаралуп абрикосових кісточок характеризуються високою ефективністю вилучення метиленового синього з водного розчину, що свідчить про перспективність їх використання як для вирішення екологічних проблем, так і як ентеросорбентів у медицині. Крім того, було показано, що сорбент із високим вмістом целюлози може розглядатися як матриця-носія протизапальних лікарських препаратів і може бути використана у виробництві медичних препаратів пролонгованої дії.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми. Зазначені напрацювання потребують розширення та продовження досліджень із використанням інших представників вітчизняних рослинних відходів, як, наприклад, шкаралупи волоського горіху, які не знаходять подальшого застосування і потребують розробки перспективних та ефективних способів їх утилізації.

Новизна. У роботі представлено результати хімічного модифікування шкаралуп волоських горіхів розчинами пероксиду водню в присутності оцтової кислоти.

Мета статті – встановлення оптимальних умов процесу хімічного модифікування шкаралуп волоських горіхів для одержання ефективних сорбентів.

Методи дослідження. У роботі для досягнення поставленої мети як вихідну сировину використовували подрібнені шкаралупи волоських горіхів (фракція 0,5-1,0 мм) такого хімічного складу: целюлоза – 41,2%, геміцелюлози – 13,7%, лігнін – 37,5%, зола – 2,3%, екстрактивні речовини – 5,3%. Для одержання сорбентів шкаралупи горіхів обробляли перексидом водню в присутності оцтової кислоти за температури 95 °С. Наприкінці процесу модифікований матеріал відокремлювали від розчину центрифугуванням, промивали дистильованою водою до нейтрального рН промивних вод та висушували на повітрі до постійної вологості.

Вихідну сировину модифікували відповідно до плану повного факторного експерименту типу 2^2 (табл. 1) [15]. Факторами, що впливають на показники сорбентів, були обрані такі параметри процесу (x_i): x_1 – концентрація пероксиду водню, %; x_2 – тривалість модифікування, хв. Змінними функціями (y_i) при цьому були: y_1 – вихід продукту, %; y_2 – вміст целюлози, %; y_3 – вміст лігніну, %; y_4 – зола, %; y_5 – ефективність поглинання метиленового синього, %.

Вихід сорбенту визначали гравіметричним способом. Вміст целюлози, лігніну та золи визначали за загальноприйнятими методиками [16]. Сорбційні властивості досліджували в статичних умовах за температури 25 °С. Наважка сорбенту становила 0,2 г, об'єм розчину метиленового синього становив 25 см³, концентрація барвника – 100 мг/дм³. Для визначення початкової та рівноважної концентрації метиленового синього в розчині використовували спектрофотометричний метод із застосуванням «Specord M-40». Довжина хвилі складала 664 нм.

У роботі було досліджено вплив індивідуальних та комбінованих параметрів процесу на властивості сорбентів із використання математичної моделі другого порядку:

$$y_i = b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + b_3x_1x_2 + b_4x_1^2 + b_5x_2^2,$$

де y_i – показники якості сорбентів; $b_0, b_1, b_2, b_3, b_4, b_5$ – коефіцієнти математичної моделі; x_1 і x_2 – значення параметрів (факторів) процесу.

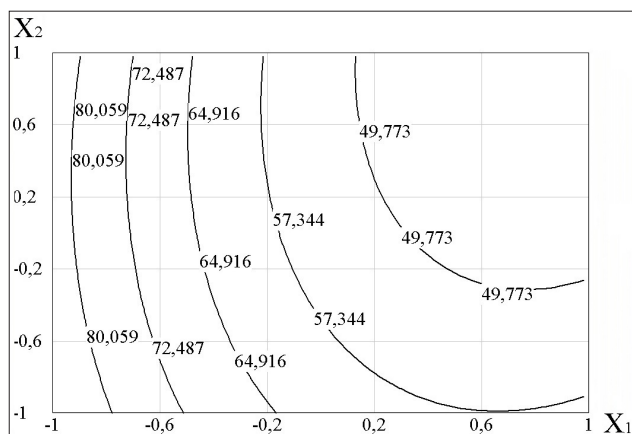
Оптимізацію параметрів процесу модифікування виконано методом багатокритеріальної оптимізації з використанням узагальненої функції бажаності Харрінгтона [17].

Виклад основного матеріалу. Хімічна обробка шкаралуп горіхів перексидом водню в присутності оцтової кислоти спрямована на отримання рослинних сорбентів, які мають високу ефективність сорбції щодо токсикантів органічної природи. Експериментальні дослідження були виконані для дослідження впливу параметрів (табл. 1) на властивості рослинних сорбентів.

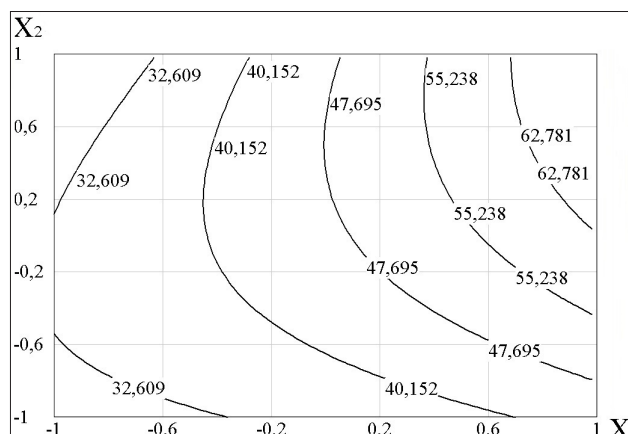
Таблиця 1

Вихідні дані повного факторного експерименту типу 2^2

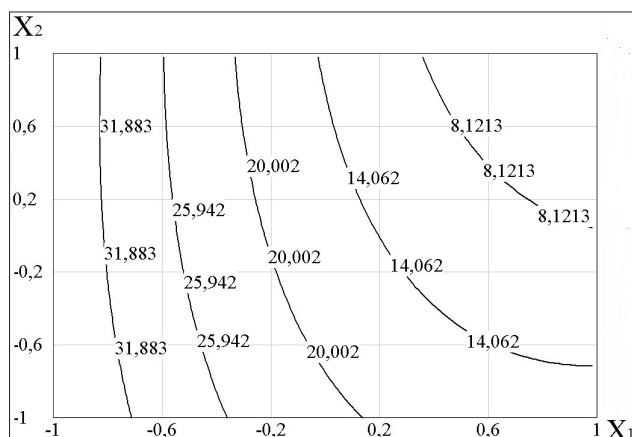
Фактори x_i	Рівні варіювання факторів		Інтервал варіювання
	Верхній	Нижній	
концентрація H_2O_2 (x_1), %	9	0	4,4
тривалість модифікування (x_2), хв	120	30	45



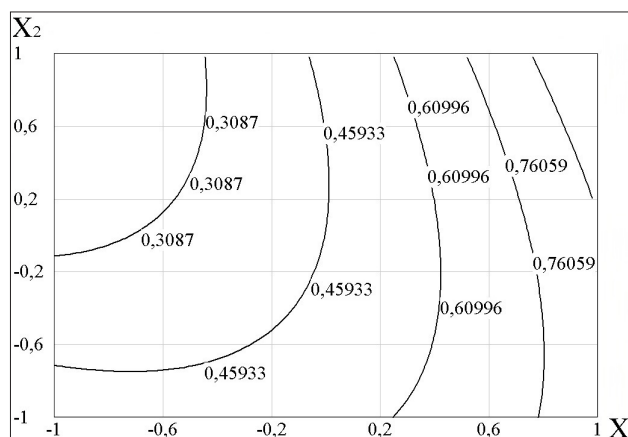
а



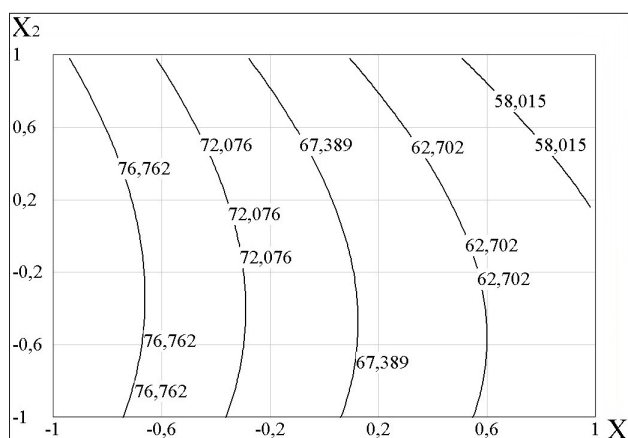
б



в

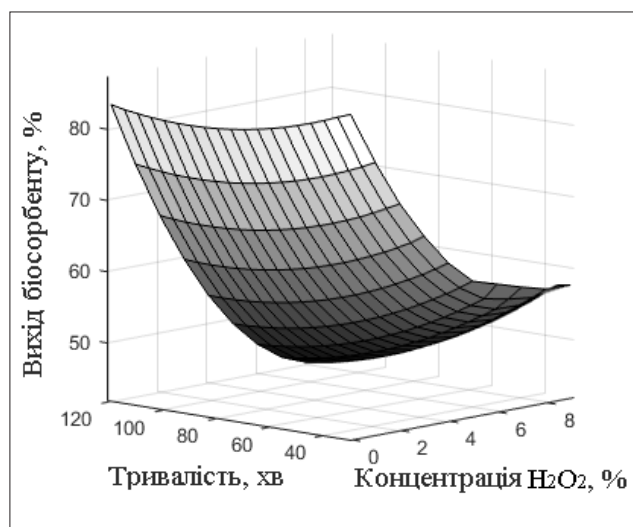


з

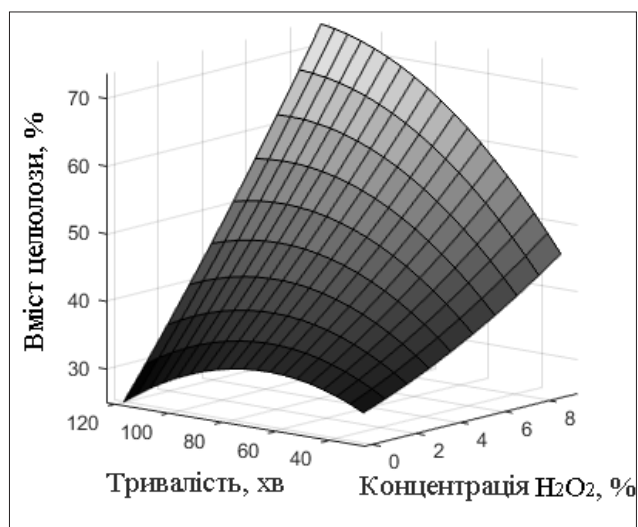


д

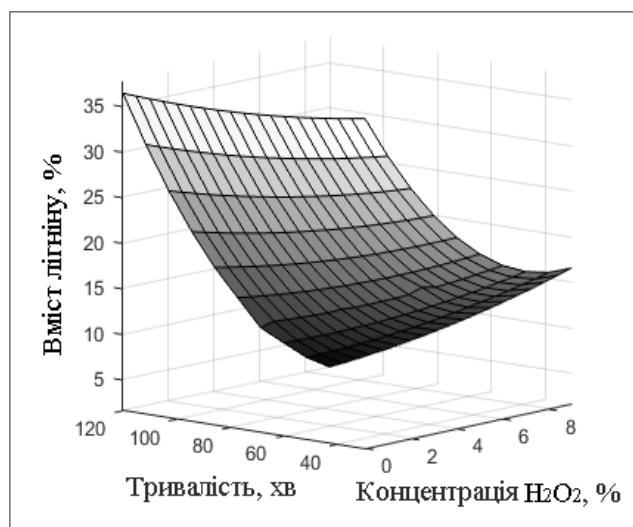
Рис. 1. Проекції кривих відгуку результуючих показників на площину факторного простору:
а $-y_1$; б $-y_2$; в $-y_3$; з $-y_4$; д $-y_5$



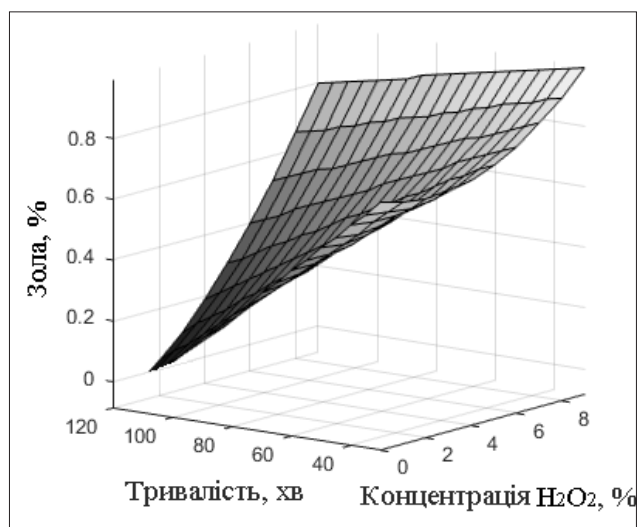
а



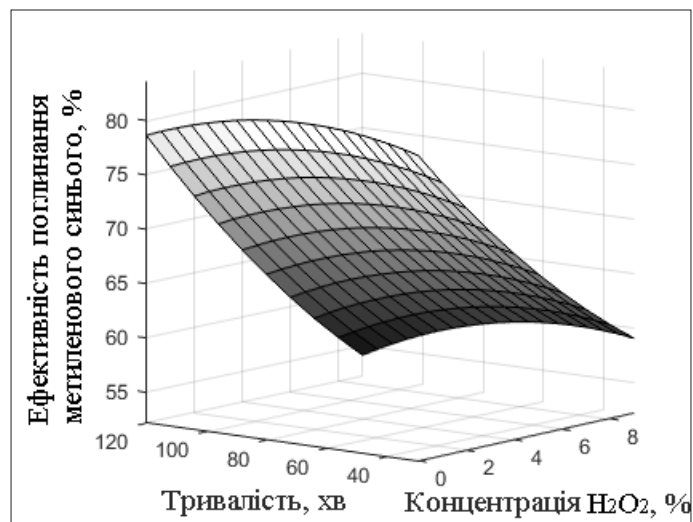
б



в



г



д

Рис. 2. 3D-поверхні прогнозування значень показників: а – y_1 ; б – y_2 ; в – y_3 ; г – y_4 ; д – y_5

За результатами експериментальних досліджень та математичних розрахунків були одержані рівняння регресії, які адекватно описують процес хімічного модифікування шкаралуп волоських горіхів за різних значень параметрів процесу та які мають вигляд:

$$\begin{aligned} y_1 &= 93,979 - 7,588x_1 - 0,255x_2 - 0,016x_1x_2 + \\ &\quad 0,542x_1^2 + 0,0014x_2^2; \\ y_2 &= 21,006 + 3,398x_1 + 0,373x_2 + 0,0405x_1x_2 + \\ &\quad 0,072x_1^2 - 0,0028x_2^2; \\ y_3 &= 39,697 - 4,452x_1 - 0,0753x_2 - 0,016x_1x_2 + \\ &\quad 0,288x_1^2 + 0,00042x_2^2; \\ y_4 &= 0,797 - 0,305x_1 - 0,00925x_2 + 0,00077x_1x_2 + \\ &\quad 0,00641x_1^2 + 0,000329x_2^2; \\ y_5 &= 76,842 - 2,931x_1 - 0,147x_2 - 0,00418x_1x_2 + \\ &\quad 0,0781x_1^2 - 0,00117x_2^2. \end{aligned}$$

Проекції кривих відгуку результуючих показників y_1 - y_5 на площину факторного простору наведено на рис. 1. Наведені дані свідчать про те, що збільшення значень пероксиду водню та тривалості обробки сприяє зменшенню виходу сорбенту та збільшенню в ньому вмісту целюлози. Вміст лігніну при цьому зменшується. Видно також, що одночасна зміна обох параметрів має однаковий рівнозначний вплив на вихід кінцевого продукту та вміст у ньому основних двох компонентів. Проте така одночасна зміна умов обробки має дещо суперечливий вплив на вміст у кінцевому продукті мінеральних речовин, тобто збільшення концентрації H_2O_2 за однакової тривалості процесу сприяє збільшенню вмісту золи в сорбентах, а збільшення тривалості процесу в межах однієї концентрації, навпаки, сприяє її зменшенню.

Дослідження сорбційної здатності вихідної сировини щодо метиленового синього показало, що ефективність вилучення його з модельних розчинів концентрацією 100 мг/л становить 38%. Проте в результаті хімічного модифікування спостерігається збільшення значення цього показника для одержаних сорбентів зі збільшенням значень параметрів x_1 та x_2 процесу модифікування.

На рис. 2 представлено 3D-поверхні прогнозування властивостей сорбентів, побудованих на основі одержаних рівнянь регресії. Наведені результати свідчать про те, що максимальний вихід сорбента можна досягти за умов проведення хімічного оброблення вихідної сировини за мінімальної концентрацією пероксиду водню в модифікуючій суміші. Збільшення вмісту H_2O_2 призведе до значного зниження виходу кінцевого продукту, оскільки в реакційній суміші відбувається утворення пероцтової кислоти, яка є ефективним реагентом процесу делігніфікації. Делігніфікація інтенсифікується також і зі збільшенням тривалості обробки, про що свідчать дані рис. 1.

Враховуючи, що досліджені фактори характеризуються неоднозначним впливом на показники кін-

цевого продукту, необхідним є визначення компромісного оптимального значення обох параметрів для встановлення умов, що дозволять одержати сорбент із високою сорбційною здатністю щодо органічного токсиканта при високому виході. У зв'язку із цим було проведено оптимізацію технологічних параметрів із використанням узагальненої функції бажаності Харрінгтона.

Із цією метою натуральні значення показників y_i переводили в безрозмірні величини, тобто часткові функції бажаності d_i із використанням шкали бажаності в інтервалі від 0 до 1 (від «дуже погано» до «дуже добре») (табл. 2).

Таблиця 2

Шкала бажаності для показників y_i сорбентів

Показник y_i	«Дуже добре»	«Дуже погано»
y_1	87,4	40,2
y_2	76,8	24,5
y_3	0,8	38,3
y_4	0,14	1,21
y_5	80,9	56,2

За результатами розрахунків багатокритеріальної оптимізації встановлено, що оптимальними параметрами процесу модифікування шкаралуп волоських горіхів є концентрація пероксиду водню в модифікуючій суміші 1% та тривалість обробки 90 хв. Значення розрахункових величин y_i для визначених оптимальних умов та експериментальні дані в точці оптимуму наведено в табл. 3.

Таблиця 3

Розрахункові та експериментальні значення показників сорбентів y_i в точці оптимуму (x_1 – 1% та x_2 – 90 хв)

Показник y_i	Значення	
	розрахункове	експериментальне
y_1 , %	73,8	74,0
y_2 , %	35,2	35,6
y_3 , %	30,5	31,3
y_4 , %	0,21	0,27
y_5 , %	79,7	79,0

Наведені в табл. 3. дані показують, що експериментальні значення показників якості сорбенту добре узгоджуються з розрахунковими, що також вказує на адекватність та прийнятність використання одержаних математичних моделей.

Висновки. Досліджено процес хімічного модифікування подрібнених шкаралуп волоського горіху розчинами пероксиду водню в середовищі оцтової кислоти. Показано, що зміна параметрів процесу значно впливає на вихід сорбентів, їх склад, а також сорбційні властивості. За результатами розв'язання задачі багатокритеріальної оптимізації визначено оптимальні параметри процесу обробки, що дозво-

ляють одержати сорбент із високими поглинальними властивостями щодо метиленового синього на рівні 79% за високого виходу (близько 74%), це концентрація пероксиду водню в модифікуючій суміші 1% та тривалість процесу 90 хв.

Перспективи використання результатів дослідження. В умовах сучасного стрімкого індустріального розвитку пріоритетним напрямком завданням науки, а саме хімічної технології та екології, є модернізація старих та розробка нових технологій захисту населення та навколишнього середовища від шкідливих речовин органічного та неорганічного походження шляхом створення нових дешевих ефективних сорбентів із викорис-

танням вторинних природних ресурсів – відходів сільського господарства та харчової промисловості. Україна – аграрна держава, в якій щорічно виробляється велика кількість твердих відходів рослинного походження, тобто є достатня сировинна база, а також технічні можливості для реалізації ефективної технології утилізації таких матеріалів, що дозволить виробляти низку сорбентів на основі рослинних компонентів. Запропонований спосіб хімічного оброблення відходів агропромислового комплексу дозволить одержувати поглинальні матеріали, що в подальшому можуть застосовуватись як сорбенти промислового, екологічного та медичного призначення.

Література

1. Aguiar J.E., de Oliveira J.C.A., Silvino P.F.G., Neto J.A., Silva I.J., Lucena S.M.P. Correlation between PSD and adsorption of anionic dyes with different molecular weights on activated carbon. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 2016. № 296. С. 125–131.
2. Aravind P., Selvaraj H., Ferro S., Sundaram M. An integrated (electro- and bio-oxidation) approach for remediation of industrial wastewater containing azo-dyes: Understanding the degradation mechanism and toxicity assessment. *Journal of Hazardous Materials*. 2016. № 318. P. 203–215.
3. Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B., Beeregowda K.N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicolog*. 2014. № 7(2). P. 60–72.
4. Duruibe J.O., Agwuegbu M.O.C., Ekwurugwu J.N. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*. 2007. № 2(5). P. 112–118.
5. Wang Z., Huang Y., Wang M., Wu G., Geng T., Zhao Y., Wu A. Macroporous calcium alginate aerogel as sorbent for Pb²⁺ removal from water media. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2016. № 4(3). P. 3185–3192.
6. Jakóbk-Kolon A., Milewski A.K., Karoń K., Bok-Badura J. New, hybrid pectin-based biosorbents. *Separation Science and Technology*. 2016. № 51(15-16). P. 2604–2611.
7. Sofiane B., Soia S. Biosorption of heavy metals by chitin and the chitosan. *Der Pharma Chemia*. 2015. № 7(5). P. 54–63.
8. De Gisi S., Lofrano G., Grasi M., Notarnicola M. Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*. 2016. № 9. P. 10–40.
9. Surovka D., Pertile E. Sorption of iron, manganese, and copper from aqueous solution using orange peel: optimization, isothermic, kinetic, and thermodynamic studies. *Polish Journal of Environmental Studies*. 2017. № 26(2). P. 795–800.
10. Bsoul A.A., Zeatoun L., Abdelhay A., Chiha M. Adsorption of copper ions from water by different types of natural seed materials. *Desalination and Water Treatment*. 2014. № 52. P. 5876–5882.
11. Conrad E.K., Nnaemeka O.J., Chris A.O. Adsorption removal of Methylene Blue from aqueous solution using agricultural waste: equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *American Journal of Chemistry and Materials Science*. 2015. № 2(3). P. 14–15.
12. Liu J., Li E., You X., Hu C., Huang Q. Adsorption of methylene blue on an agro-waste oiltea shell with and without fungal treatment. *Scientific Reports*. 2016. № 6. P. 1–10.
13. Elmorsi T.M. Equilibrium isotherms and kinetic studies of removal of Methylene Blue dye by adsorption onto miswak leaves as a natural adsorbent. *Journal of Environmental Protection*. 2011. № 2. P. 817–827.
14. Galysh V.V., Mukalo Z.A., Kozakevych R.B., Kartel M.T. Obtaining and properties of sorption materials of medical purpose from fruit seed shell. *Chemistry, Physics and Technology of Surface*. 2016. № 7(3). P. 361–369.
15. Бондарь А.Г., Статюха Г.А. Планирование эксперимента в химической технологии. Київ, 1976. 184 с.
16. Оболенская А.В., Ельцина З.П., Леонович А.А. Лабораторные работы по химии древесины и целлюлозы. Москва, 1991. 320 с.
17. Ахназарова С.Л., Гордеев Л.С. Использование функции желательности Харрингтона при решении оптимизационных задач химической технологии. Москва, 2003. 76 с.

ЗАСТОСУВАННЯ ГІС ТЕХНОЛОГІЙ В ОЦІНЮВАННІ РОЗПОВСЮДЖЕННЯ КАДМІЮ В ҐРУНТАХ М. КАМ'ЯНСЬКЕ

Гуцько С.О.

Дніпровський державний технічний університет
вул. Дніпробудівська, 2, 51918,
м. Кам'янське, Дніпропетровська область
gooonko@gmail.com

У роботі продемонстровано можливості програмного забезпечення ArcGIS Spatial Analyst в оцінюванні екологічного стану ґрунтів міста за вмістом кадмію. Представлено дані концентрації кадмію в ґрунтах (валова та рухома форми) м. Кам'янське в ґрунтовому горизонті 0–150 см. *Ключові слова:* концентрація, ґрунт, ArcGIS Spatial Analyst, кадмій.

Применение ГИС технологий в оценивании распространения кадмия в почвах г. Каменское. Гуцько С.А. В работе продемонстрированы возможности программного обеспечения ArcGIS Spatial Analyst в оценке экологического состояния почв города по содержанию кадмия. Представлены данные концентрации кадмия в почвах (валовая и подвижная формы) г. Каменское в почвенном горизонте 0–150 см. *Ключевые слова:* концентрация, почва, ArcGIS Spatial Analyst, кадмий.

Application of GIS technologies in evaluation of distribution of Cadmium soils of the city Kamianske. Gunko S. The paper demonstrates the ArcGIS Spatial Analyst software capabilities in assessing the ecological status of the city's soils cadmium content. The data on the concentration of cadmium in soils (gross and moving forms) of city of Kamianske in 0–150 cm soil horizon are presented. *Key words:* concentration, soil, ArcGIS Spatial Analyst, cadmium.

Постановка проблеми. Екологічна безпека в Україні не може забезпечуватися лише за допомогою природоохоронних заходів без урахування соціальних, економічних, політичних і демографічних проблем. Усі вони настільки взаємопов'язані, що розв'язання кожної окремо потребує загального їх розгляду. В Україні, де велику частину території займають сильно перетворені ландшафти, всі техногенні й переважна більшість природних катастроф пов'язані, як правило, з негативними екологічними наслідками таких несприятливих процесів, як забруднення ґрунтів, погіршення якості води, повітря, збіднення біорізноманіття, що зумовлюють деградацію природного середовища загалом. Несприятливе навколишнє середовище, як і інші чинники, однозначно призводить до погіршення суспільного здоров'я та, як наслідок – до загострення медико-демографічних проблем [1; 2].

Унаслідок забруднення природного середовища хімічною, металургійною і гірничодобувною галузями промисловості, атомними і тепловими електростанціями, цукровими заводами, автотранспортом, меліоративними системами відбувається техногенне навантаження на ландшафти України. Промисловість впливає на ландшафти переважно шляхом їх безпосередньої руйнації, в результаті чого викиди в атмосферу й гідросферу забруднюючих речовин розносяться на великі відстані та потрапляють майже до всіх компонентів ландшафту. У районах із високою концентрацією паливно-енергетичних підприємств формуються техногенні геохімічні аномалії, забруд-

нюються ґрунти, поверхневі та підземні води, відчужуються значні площі родючих сільськогосподарських земель [3; 4]. Прикладом таких територій може слугувати місто Кам'янське. Як і інші індустріальні міста, воно являє собою вкрай нестійку, але єдину систему, створену з природних, штучних та техногенних складових. Ця система в наш час втратила здатність до самовідновлення, нездатна протистояти негативним екологічним факторам середовища, включаючи антропогенні впливи, що мають місце повсякчасно [5].

Актуальність дослідження. Актуальною проблемою, що вимагає постійної уваги та вирішення, виступає комплексне екологічне дослідження ступеня забруднення важким металами природних компонентів міста Кам'янське, зокрема кадмієм, як вкрай небезпечним елементом, що відноситься до І класу небезпеки [6–8].

Існують численні дані про вміст кадмію в різних типах ґрунтів (в тому числі, Кам'янського) [9–12], але дотепер немає повної інформації про достовірну геохімічну поведінку кадмію в них у конкретних ґрунтах – природних і антропогенно перетворених. Ґрунтовий покрив накопичує інформацію про процеси та зміни, що відбуваються в ньому, тобто ґрунт виступає своєрідним індикатором не тільки теперішнього стану середовища, але й відбиває минулі процеси. Кам'янське – один із найбільших промислових центрів України. Взаємодія потенційно небезпечних виробництв (підприємства металургійної, хімічної, машинобудівної, енергетики та ін.) із природним

середовищем і населенням утворює небезпечні регіональні структурно-екологічні зони, які потребують відповідного регулювання [13].

Одним із важливих факторів, що визначають ступінь екологічної безпеки території, є антропогенна перетвореність сучасних ландшафтів України та її окремих природно-господарських регіонів. Певний вид антропогенного впливу на ландшафти визначається великою кількістю параметрів, кожен із яких безпосередньо характеризує ступінь антропогенного навантаження.

Будь-яка інформація за своїм визначенням є джерелом, потужність якого залежить як від актуальності та значущості самої інформації, так і від готовності, можливості, вміння та бажання ефективно її використовувати для досягнення мети.

Родина програмних продуктів ArcGIS – це потужний набір засобів для створення та редагування географічних баз даних, для цілей просторового аналізу, пошуку, надання та керування даними. Використання технології ГІС кардинально прискорює та підвищує якість роботи зі звичайними картами та планами. ArcGIS Spatial Analyst надає широкий набір функцій просторового аналізу і моделювання на основі растрової моделі, включаючи картографічну алгебру, а також інтегрованого вектор-растрового аналізу. ArcGIS Spatial Analyst також дозволяє проводити спільний растрово-векторний аналіз. За допомогою модуля Spatial Analyst можна отримувати інформацію про наявні дані, визначати їх просторові взаємини, виявляти місця розташування по заданих критеріях [14; 15]. Подібна інформація, особливо нова, в різному ступені є актуальною для всіх без виключення напрямків діяльності на території та, за досвідом розвинених країн, є важливою та використовуваною для якості свого життя; зокрема, в м. Кам'янське подібних досліджень до нас не проводилось.

Методика досліджень. Для створення цілісної характеристики вмісту кадмію в ґрунтах м. Кам'янське застосовано системний підхід до оцінювання екологічних проблем в урбосистемах з різним ступенем техногенного навантаження. Експериментальні дослідження передбачали проведення польових дослідів за геоботанічними методиками. Вибір проб ґрунтів для визначення вмісту кадмію здійснювали за загальноприйнятими методиками. Хімічний аналіз ґрунтів у лабораторії проводили за атестованими методиками з наступною математичною обробкою даних, при $P > 0,05$ (Statistica 7.0). Валові форми важких металів визначали атомно-абсорбційним методом на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 з атомізацією в повітряно-ацетиленовому полум'ї, рухомі форми визначали в буферній амонійно-ацетатній витяжці ($pH = 4,8$) [16]. Результати, наведені в статті, представляють собою середнє арифметичне з 10 значень.

Виклад основного матеріалу. Для оцінки розповсюдження кадмію в ґрунтах у межах м. Кам'янське

проведено ретельне ґрунтове обстеження, виділено 29 пробних площ, що являють собою екологічні профілі (рис. 1), закладені з півдня на північ, згідно з розсою вітрів і зміною висотних позначок міста.

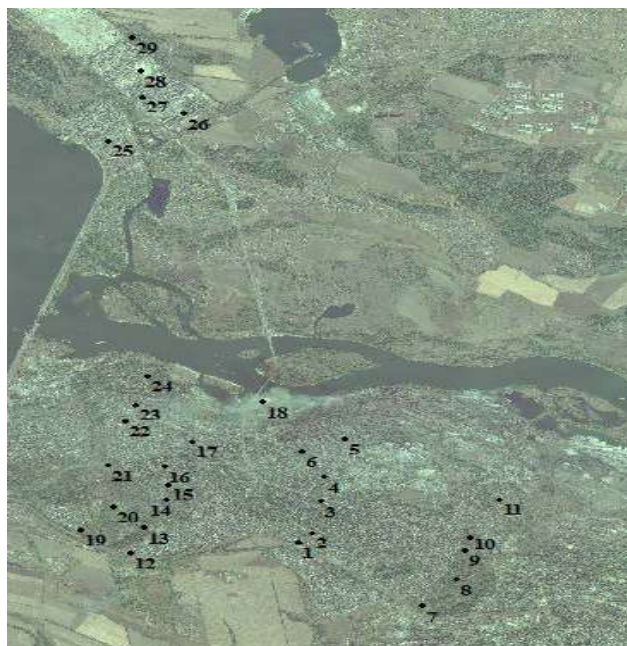


Рис. 1. Точки відбору проб ґрунту в м. Кам'янське

Правобережна частина міста розташована на заплаві та надзаплавних терасах Дніпра, а також на лесовій вододільній рівнині та її схилах на північно-східній околиці Дніпровсько-Бузького вододілу. Лівобережжя розташоване на заплаві та першій надзаплавній терасі Дніпра і являє собою рівнину. Західна частина міста характеризується більш крутим рельєфом. Мінімальна висотна позначка – 51 м, максимальна – 180 м, таким чином, амплітуда коливання висот – 129 м. У правобережній частині міста зональним типом ґрунтів є чорноземи звичайні мало-гумусні, в лівобережній – дернові піщані і глинисто-піщані в комплексі із слабкогумусними пісками та піщаними чорноземами, а в плавнях річки – лучні ґрунти [10]. На прикладі двох окремих екологічних профілів правобережжя (точки 1–6) та лівобережжя (точки 25–29) показано вміст і поширення валових і рухомих форм кадмію (дані представлено в табл. 1).

ґрунти всіх досліджуваних нами правобережних урбосистем екологічного профілю (точки 1–6) в тій чи іншій мірі забруднені кадмієм. Найбільш низький валовий вміст кадмію та його рухомих форм характерний для урбаноземів територій залізничного вокзалу та автовокзалу. Середньостатистичний вміст валової форми кадмію в цих ґрунтах (шар 0–150 см) складає $2,38 \pm 0,6$ мг/кг. Максимальна акумуляція кадмію спостерігається в ґрунтах, що піддаються антропогенному пресу. Середньостатистичний вміст валової форми кадмію в плантоземах пр. Свободи складає $6,08 \pm 1,8$ мг/кг, в антропогенно-поверхнево-перетворених природних ґрунтах центрального

міського парку в середньому становить $6,3 \pm 1,8$ мг/кг. У ґрунтах екологічного профілю 2 визначались відносно великі кількості рухомого кадмію, особливо в тих урбоекосистемах, де спостерігався його висо-

кий валовий вміст. Середній вміст рухомого кадмію в ґрунтах урбоекосистем даного екологічного профілю правобережжя складає $0,57 \pm 0,13$ мг/кг. Загальний розподіл всіх форм кадмію характери-

Таблиця 1

Матриця вмісту важких і рухомих форм кадмію в ґрунтах м. Кам'янське (n=10)

Урбоекосистема	Горизонт ґрунту, см	Інтервал варіювання концентрації Кадмію, мг/кг		Точки відбору проб
		валова форма	рухома форма	
Залізничний вокзал	0–10	$2,57 \pm 0,54$	$0,08 \pm 0,01$	1
	20–50	$2,51 \pm 0,63$	$0,16 \pm 0,12$	
	50–80	$2,21 \pm 0,54$	$0,14 \pm 0,11$	
	120–150	$2,01 \pm 0,53$	$0,14 \pm 0,11$	
Автовокзал	0–10	$2,69 \pm 0,73$	$0,08 \pm 0,02$	2
	20–50	$2,54 \pm 0,65$	$0,08 \pm 0,03$	
	50–80	$2,49 \pm 0,63$	$0,08 \pm 0,02$	
	120–150	$2,00 \pm 0,52$	$0,08 \pm 0,01$	
Пр. Аношкіна	0–10	$3,69 \pm 0,93$	$0,16 \pm 0,01$	3
	20–50	$3,40 \pm 0,82$	$0,08 \pm 0,03$	
	50–80	$3,15 \pm 0,54$	$0,05 \pm 0,02$	
	120–150	$2,52 \pm 0,53$	$0,04 \pm 0,01$	
Вул. Ковалевича	0–10	$5,65 \pm 1,54$	$0,11 \pm 0,02$	4
	20–50	$5,59 \pm 1,54$	$0,08 \pm 0,01$	
	50–80	$4,50 \pm 1,23$	$0,06 \pm 0,01$	
	120–150	$4,10 \pm 0,94$	$0,06 \pm 0,01$	
Пр. Свободи (р-н ПАТ «Дніпровський металургійний комбінат»)	0–10	$7,59 \pm 2,01$	$0,98 \pm 0,32$	5
	20–50	$7,31 \pm 2,02$	$0,73 \pm 0,30$	
	50–80	$5,01 \pm 1,82$	$0,39 \pm 0,12$	
	120–150	$4,39 \pm 1,51$	$0,38 \pm 0,10$	
Центральний міський парк	0–10	$6,74 \pm 2,02$	$0,51 \pm 0,20$	6
	20–50	$6,31 \pm 1,92$	$0,38 \pm 0,12$	
	50–80	$5,86 \pm 1,61$	$0,35 \pm 0,10$	
	120–150	$5,42 \pm 1,58$	$0,31 \pm 0,10$	
кінотеатр Мир	0–10	$0,91 \pm 0,05$	$0,03 \pm 0,06$	25
	20–50	$0,98 \pm 0,08$	$0,03 \pm 0,02$	
	50–80	$0,71 \pm 0,05$	$0,34 \pm 0,02$	
	120–150	$0,63 \pm 0,03$	$0,24 \pm 0,03$	
вул. Харківська (1 мкр)	0–10	$0,57 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,006$	26
	20–50	$0,49 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,005$	
	50–80	$0,50 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,006$	
	120–150	$0,42 \pm 0,03$	$0,06 \pm 0,006$	
пр. Металургів (2 мкр)	0–10	$0,61 \pm 0,02$	$0,09 \pm 0,004$	27
	20–50	$0,51 \pm 0,02$	$0,08 \pm 0,007$	
	50–80	$0,50 \pm 0,02$	$0,05 \pm 0,006$	
	120–150	$0,52 \pm 0,03$	$0,05 \pm 0,007$	
бульвар Героїв	0–10	$1,11 \pm 0,05$	$0,04 \pm 0,02$	28
	20–50	$1,06 \pm 0,05$	$0,04 \pm 0,01$	
	50–80	$1,01 \pm 0,04$	$0,03 \pm 0,01$	
	120–150	$1,00 \pm 0,04$	$0,03 \pm 0,01$	
проспект Дружби Народів (зелена зона)	0–10	$0,83 \pm 0,05$	$0,37 \pm 0,06$	29
	20–50	$0,80 \pm 0,08$	$0,36 \pm 0,02$	
	50–80	$0,73 \pm 0,05$	$0,34 \pm 0,02$	
	120–150	$0,68 \pm 0,03$	$0,34 \pm 0,03$	

зується істотною варіабельністю, яка зумовлена особливостями розташування промислових підприємств у місті, потужністю і складом їх атмосферних викидів, напрямком техногенних потоків, геоморфологічними особливостями міста. Вивчення розподілу кадмію за глибиною ґрунтового профілю показало, що кадмій відносно рівномірно розподіляється за профілем чорноземів звичайних і концентрується у верхній його частині. Інакшою була поведінка вмісту та розподілу кадмію в лівобережній частині м. Кам'янське. Антропогенно-поверхнево-перетворені природні ґрунти лівобережжя міста визначаються наступним середнім вмістом валової форми кадмію: він складає 0,8 мг/кг, цей показник є найнижчим. Причин такого низького вмісту кадмію в ґрунтах даної території може бути декілька: зональними ґрунтами лівобережжя є намівні дерново-піщані та глинисто-піщані ґрунти в комплексі із слабогумусними пісками та піщаними чорноземами, а також значна віддаленість від основних джерел промисловості (металургійної, машинобудівної, хімічної) нашого міста. Тому з точки зору вмісту кадмію дану територію можна вважати умовно чистою. Для візуалізації конкретних даних вмісту валової та рухомих форм кадмію представлено гістограми, які наглядно демонструють наведені вище результати та пояснення. Невипадково було обрано в якості демонстрації вмісту валової та рухомої форми кадмію саме на прикладі цих екологічних профілів правобережжя (точки 1–6) та лівобережжя (точки 25–29). Отримані в результаті досліджень конкретні дані демонструють строкатість концентрації та розподілу кадмію на території урбосистем міста.

Отримані результати проведених досліджень підтверджують формування зон із підвищеним вмістом кадмію в межах правобережної частини (точки 1–6) м. Кам'янське, проте виявлено недостатню кількість закладених профілів з урахуванням строкатості отриманих результатів, що не дозволяє певною мірою вказати на формування аномалій із підвищеним вмістом кадмію правобережжя Кам'янського чи з повною впевненістю вважати лівобережжя еталонним чистим регіоном міста. Тому наступним етапом дослідження було виявлення таких зон не тільки в межах закладених профілів, а й у віддаленні від них. Геоінформаційна обробка даних проводилась із застосуванням геоінформаційних технологій, що полягає у створенні електронних карт визначених параметрів, а також їх моделювання та прогнозування. Використовуючи інструменти програмного модулю ArcGIS Spatial Analyst, проведено інтерполяцію отриманих результатів варіювання концентрації кадмію у відповідних горизонтах ґрунту, що дозволило виявити аномальні зони вмісту кадмію або ж концентрацію металу в конкретній точці, де не було відібрано пробу (рис. 6 а, б; рис. 7 а, б).

Згідно з проведеним моделюванням встановлено, що ґрунти екологічного профілю правобережжя

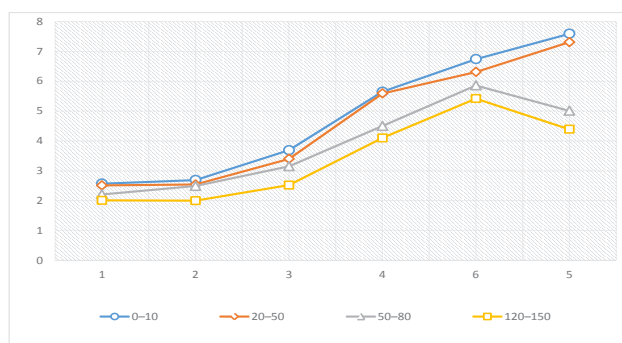


Рис. 2. Варіювання концентрацій валових форм кадмію в ґрунтах м. Кам'янське (точки 1–6)

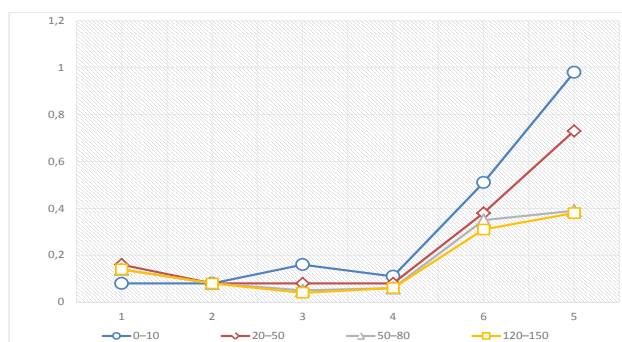


Рис. 3. Варіювання концентрацій рухомих форм кадмію в ґрунтах м. Кам'янське (точки 1–6)

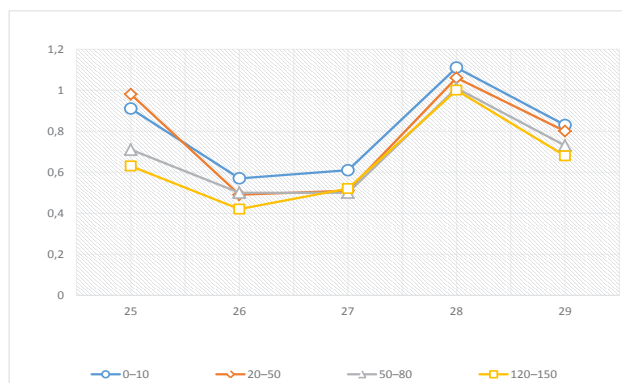


Рис. 4. Варіювання концентрацій валових форм кадмію в ґрунтах м. Кам'янське (точки 25–29)

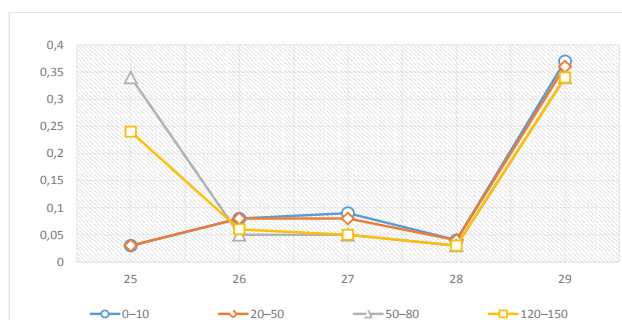


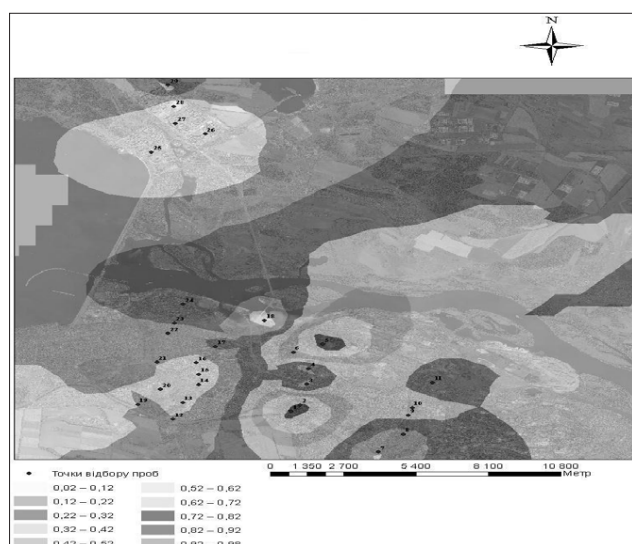
Рис. 5. Варіювання концентрацій рухомих форм кадмію в ґрунтах м. Кам'янське (точки 25–29)

Примітка: по осі абсцис – номер урбосистеми, горизонт ґрунту, по осі ординат – інтервал варіювання концентрації кадмію, мг/кг

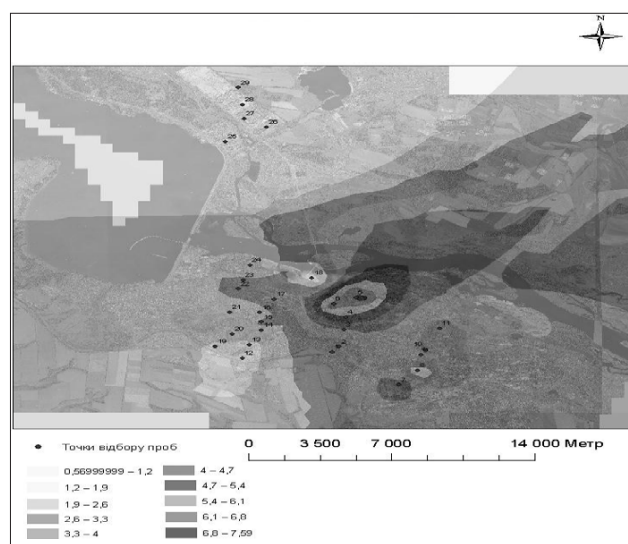
міста (точки 1–6) ґрунтового горизонту (0–10 см) характеризуються великою варіабельністю вмісту валової форми кадмію в діапазоні від 6,8–7,59 мг/кг у центральній частині міста (факельній зоні діючого металургійного підприємства) до 4,0–4,7 мг/кг. Характеризуючи вміст рухомої форми кадмію даного регіону, слід зазначити, що райони авто та залізничного вокзалів (точки 1, 2) характеризуються вмістом 0,72–0,82 мг/кг, що, безумовно, вказує на вплив рельєфу місцевості, оскільки наступна зона пр. Аношкіна та вул. Ковалевича (точки 3, 4) характеризуються вмістом рухомої форми кадмію в діапазоні 0,22–0,32 мг/кг. Згідно з отриманими модельними результатами в центральній частині міста утворюються дві аналогічні зони: зона центрального місцевого парку (точка 6) та

зона ПАТ «Дніпровський металургійний комбінат» (точка 5) із вмістом рухомої форми кадмію в межах 0,42–0,52 мг/кг та 0,52–0,62 мг/кг ґрунту відповідно. У територіальних межах рекреаційної та селітебної частини міста даних урбосистем прогнозується концентрація кадмію від 2,6 до 3,3 мг/кг.

За рахунок помірного техногенного навантаження та відмінностей у будові ґрунтового профілю лівобережної частини міста в порівнянні з правобережжям у ґрунтовому горизонті (120–150 см) спостерігається мінімальний вміст валової та рухомої форм кадмію. Аналізуючи валовий вміст кадмію в екологічному профілю лівобережжя (точки 25–29), робимо висновок, що концентрація варіює в діапазоні 0,56–1,2 мг/кг ґрунту. Характеризуючи вміст рухомої форми кадмію даного регіону на глибині 120–150 см, слід

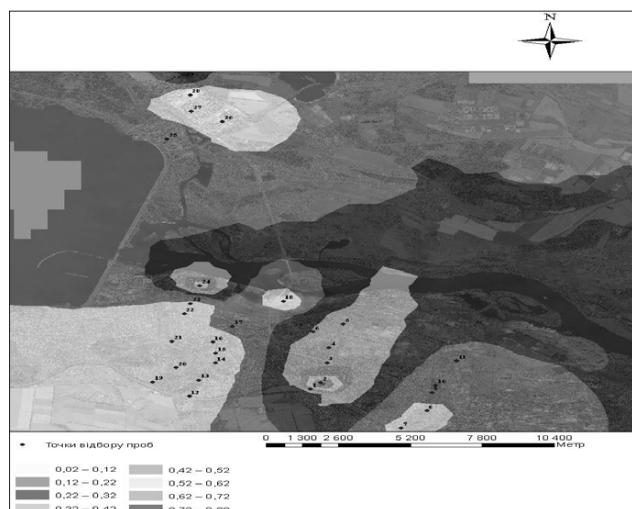


а)

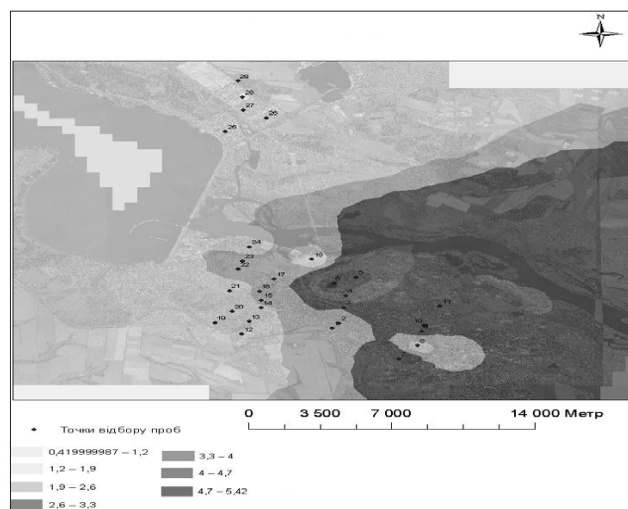


б)

Рис. 6. Інтерполяція вмісту валових (а) і рухомих (б) форм кадмію в ґрунтовому горизонті (0–10 см) м. Кам'янське (точки 1–6)



а)



б)

Рис. 7. Інтерполяція вмісту валових (а) і рухомих (б) форм кадмію в ґрунтовому горизонті (120–150 см) м. Кам'янське (точки 25–29)

зазначити, що в точці 25 відмічено діапазон вмісту 0,12-0,22 мг/кг, для точок 26–28 характерний – від 0,62-0,72 мг/кг, у зеленій зоні лівобережжя (точка 29) вміст рухомої форми кадмію на глибині 0-150 см становить 0,22-0,32 мг/кг.

Головні висновки. Показане співвідношення валової та рухомої форм кадмію в ґрунтах і ґрунтоутворюючих породах (горизонт 0–150 см) урбанізованих територій двох відмінних екологічних профілів

правобережної та лівобережної частин м. Кам'янське. Проведено інтерполяцію методом ординарного крігінга вмісту валової та рухомої форм кадмію в ґрунтових горизонтах (0-10 см та 120-150 см) урбосистем м. Кам'янське. Отримані дані можуть бути використані екологічними службами міст із високим ступенем антропогенного навантаження для моніторингу компонентів навколишнього середовища (зокрема, вмісту важких металів у ґрунтах).

Література

1. Пасічний Г.В., Сердюк С.М. Геоекотичні моніторингові дослідження вмісту важких металів у ґрунтах техногенно змінених ландшафтів (на прикладі м. Дніпродзержинська). Вісник Дніпропетровського університету. Сер. Геологія. Географія. 2002. Вип. 4. С. 161–166.
2. Цветкова Н.М., Пахомов О. Є., Сердюк С.М., Якуба М.С. Біологічне різноманіття України. Дніпропетровська область. Ґрунти. Метали у ґрунтах. Д.: ЛІРА, 2016. 180 с.
3. Пахомов А.Е. Сравнительная характеристика содержания микроэлементов в организме различных видов дождевых червей с урбанизированной территории и использование этих показателей для биоиндикационного картографирования городской среды г. Днепродзержинска. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Екологія. 2001. Т. 1. Вип. 9. С. 97–101.
4. Сараненко І.І. Біогеохімічні аномалії накопичення важких металів у ґрунтах промислових центрів (на прикладі м. Кременчук). Ґрунтознавство. 2005. Т. 6. № 1–2. С. 62–66.
5. Цветкова Н.Н. Особенности миграции органо-минеральных веществ и микроэлементов в лесных биогеоценозах степной Украины. Д.: Изд-во ДГУ, 1992. 238 с.
6. Якуба М.С. Моніторинг вмісту кадмію та цинку у біогеоценозах зеленої мережі Присамар'я Дніпровського // Питання степового лісознавства. Вип. 8(33). Д.: РВВ ДНУ, 2004. С. 47–53.
7. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях Л.: Агропромиздат, 1987. 148 с.
8. Дзлий И.И. Металлургия кадмия. М.: Металлургиздат, 1962. 188 с.
9. Клименко Т.К. Джерела просторової неоднорідності вмісту валових і рухомих форм важких металів у ґрунтах урбанізованих ландшафтів // Збірник наукових праць Дніпровського державного технічного університету (технічні науки). Кам'янське: ДДТУ, 2017. Випуск 2(31). С. 117–128.
10. Гуцько С.О. Сучасний стан вивченості кадмію в едафотопях урбанізованих територій Степового Придніпров'я // Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель: [зб. наук. пр.] / ред. кол. А.П. Травлев (гол. ред) [та ін.]. Д.: Вид-во Дніпропетр. нац. ун-ту, 2010. Вип. 39. С. 125–139.
11. Гуцько С.О. Кадмій у ґрунтах м. Дніпродзержинськ. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія. Медицина. 2011. Вип. 2. Т. 1. С. 24–30.
12. Цветкова Н.М., Гуцько С.О. Корелятивна характеристика кадмію у ґрунтах степового Придніпров'я. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 2015. Вип. 23(2). С. 190–196. URL: <https://doi.org/10.15421/011527>.
13. Цветкова Н.М., Сараненко І.І., Дубина А.О. Застосування геоінформаційних систем в оцінюванні розвитку яружно-балкової ерозії степової зони України. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 2015. Вип. 23(2). С. 197–202. URL: <https://doi.org/10.15421/011528>.
14. Kevin, J., Ver Hoef, J.M., Krivoruchko, K., & Lukas, N. Using ArcGIS Geostatistical Analyst., CA: ESRI, Redlands. 2001. 180.
15. Сарханов О.А. Геоинформационные системы. Сумы: СНАУ, 2012. 200 с.
16. Ковальский В.В., Гололобов А.Д. Методы определения микроэлементов в органах и тканях животных, растениях и почвах. М.: «Колос», 1969. 272 с.

ЕНЕРГО-ЕКОЛОГІЧНІ КРИТЕРІЇ ПРИ ОПТИМІЗАЦІЇ ТЕХНОЦЕНОЗУ ЖИТЛОВО-КОМУНАЛЬНОГО ГОСПОДАРСТВА

Василенко В.І.

Національний технічний університет України
«Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського»
просп. Перемоги, 37, 03056, м. Київ
veravasylenko@gmail.com

У статті розглянуто проблеми підвищення енергетичної ефективності та екологічної безпеки в житлово-комунальному секторі, представлено техноценологічний метод вирішення поставленої проблеми за допомогою математичного апарату рангового аналізу. Розроблено алгоритм оптимізації техноценозу житлово-комунального господарства, а також програмний комплекс «Smart Technocenosis», який призначений для аналізу споживання енергоресурсів об'єктів комунальної та бюджетної сфери. *Ключові слова:* енергетична ефективність, енергозбереження, техноценоз, ранговий аналіз, критерії оптимальності.

Энерго-экологические критерии при оптимизации техноценоза жилищно-коммунального хозяйства. Василенко В.И. В статье рассмотрены проблемы повышения энергетической эффективности и экологической безопасности в жилищно-коммунальном секторе, представлен техноценологический метод решения поставленной задачи с помощью математического аппарата рангового анализа. Разработан алгоритм оптимизации техноценоза жилищно-коммунального хозяйства, а также программный комплекс «Smart Technocenosis», который предназначен для анализа потребления энергоресурсов объектов коммунальной и бюджетной сферы. *Ключевые слова:* энергетическая эффективность, энергосбережение, техноценоз, ранговый анализ, критерии оптимальности.

Energy and ecological criteria for the optimization of technoconosis of the housing and communal enterprise. Vasylenko V.I. The article deals with the problems of increasing energy efficiency and environmental safety in the housing and communal sector, presented a technocenological method for solving the problem with the help of a mathematical apparatus of rank analysis. The algorithm of optimization of the technocenosis housing communal services, as well as the program complex “Smart Technocenosis”, designed to analyze the consumption of energy resources of the communal and budgetary sphere, was developed. *Key words:* energy efficiency, energy saving, technocenosis, rank analysis, optimality criteria.

Постановка проблеми. Значні перевитрати паливно-енергетичних ресурсів (ПЕР) є причиною забруднення навколишнього середовища викидами у повітря парникових газів, які утворюються внаслідок згорання органічного палива для одержання теплової енергії. Єдиний шлях стабілізувати стан енергоспоживання в Україні та поліпшити екологічний стан довкілля – це енергозбереження до 43–47% усього енергоспоживання [1].

Нині фахівці розглядають енергоефективність, економію енергоресурсів і скорочення викидів як очевидну умову конкурентоспроможності компаній і наявності доступного та чистого джерела енергозабезпечення у майбутньому. Підвищення енергоефективності дає змогу країнам долати тиск, який на них чинить залежність від енергоресурсів, вирішувати питання ненадійності енергопостачання, нерівності, високих цін і рахунків за енергоресурси, а також екологічної шкоди і збитків здоров'ю [2].

Виробництво енергії є нині важливим показником соціального та економічного добробуту. Однак, виробництво та споживання енергії пов'язано зі значним впливом на довкілля, включаючи зміну клімату,

вплив на екосистему і здоров'я людини. Причому вплив енергетики на довкілля характерний для всіх етапів впровадження її в життя (видобуток, транспортування, передача та розподіл, споживання). Тому необхідно приділити увагу енерго-екологічним критеріям під час вирішення задачі оптимізації системи енергопостачання [3].

Енергоефективність є лише одним аспектом енергозбереження, яке істотно залежить від технологічної витрати електроенергії на її передачу і постачання в розподільних мережах, порушення надійності та якості електропостачання споживачів. Загрозлива ситуація в сфері енергоспоживання є, насамперед, результатом низької диверсифікації споживання ПЕР, практичної відсутності альтернативних джерел енергії та повільного впровадження енергозберігаючих технологій в усіх сферах діяльності. Одним із найбільш складних виявляються об'єкти комунальної та бюджетної сфери. Житловий фонд в Україні та соціальна сфера споживають 85% енергоресурсів від їх загального споживання. Щорічно галузь споживає приблизно 10 млрд кВт·год. електроенергії, 14 млрд куб. м природного газу, 1,5 млн т вугілля,

обсяги залучених нетрадиційних та відновлюваних видів енергії становлять 0,87 млн т у. п. При цьому витрати на одного мешканця в Україні становлять 0,7–1,0 т у. п., в Європі цей показник є значно меншим, а витрати енергоресурсів на одиницю виготовленої вітчизняної продукції та наданих комунальних послуг більш ніж у 1,5 раза перевищують зарубіжні показники [4]. За останнє десятиліття відбуваються поступові зрушення в системі забезпечення енергетичними ресурсами житлово-комунального господарства (ЖКГ) країни, що відбивається позитивною тенденцією до зниження обсягів споживання пер. У межах національної проблеми із забезпечення екологічної безпеки та регулювання енергозбереження суттєва увага приділяється впровадженню еколого-економічних інновацій у ЖКГ. На опалення 100 м² загальної площі житлових будинків щорічно витрачається приблизно 6...9 т умовного палива, що в 1,5 раза більше ніж у США та 3 рази більше ніж у Швеції [5; 6].

Актуальність дослідження. Чинна система вітчизняного управління екологічністю не відповідає сучасним вимогам і потребує подальшого вдосконалення організаційно-економічного механізму екологобезпечної діяльності. У зв'язку з цим є суттєва необхідність дослідження енерго-екологічного менеджменту при впровадженні енергозберігаючих технологій у ЖКХ, що набуває особливої актуальності у разі обмеженого державного інвестування програм екологічної безпеки та регулювання енергозбереження. Вирішення цих проблем потребує розробки математичних моделей, наукового-обґрунтованого організаційно-економічного механізму управління екологічністю в ЖКГ шляхом впровадження інноваційних енергозберігаючих технологій [7].

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями. ЖКГ – великі технічні, еколого-економічні системи, які можна розглядати як сукупність функціонуючих елементів, об'єднаних в єдине структурне ціле. Різноманітність видів у технічних системах призводить до великих витрат. Це означає, що розвиток систем і поява нових видів виробів, структур, підрозділів має управлятися за допомогою стратегії і програми розвитку, які враховують взаємодію результатів розвитку з можливостями природного середовища.

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Сукупність функціонуючих елементів технічної системи в однорідних умовах і в певному середовищі проживання називають техноценозом. Ефективна організація цих процесів і управління ними мають ґрунтуватися на законах техноеволюції і системних дослідженнях. Реальне управління техноценозом можливе лише в умовах правильного осмислення об'єкта управління, а також впровадження коректних методів оптимального управління цим об'єктом [8].

Основним інструментом техноценологічного підходу в дослідженні складних технічних систем є ранговий аналіз – метод дослідження великих технічних систем (інфраструктури), що має на меті їх статистичний аналіз, а також оптимізацію і в якому використовується як основний критерій форма видових і рангових розподілів. Для опису техноценозів використовуються гіперболічні *H*-розподіли. Під ранговим розподілом розуміється спадна послідовність значень параметрів, упорядкована таким чином, що кожне наступне число менше за попереднє і відповідає рангу (номеру по порядку, ряду натуральних чисел, розташованих у порядку зростання) [9–11]. Нехай задано безліч об'єктів, які утворюють певну цілісність (всі підрозділи одного підприємства) і які відповідають ценологічним критеріям. Кожен об'єкт характеризується одним або кількома параметрами, які виражені чисельно. Визначивши параметр, можна впорядкувати безліч, розташувавши всі об'єкти по порядку по зменшенню параметра, й отримати гіперболічний ранговий *H*-розподіл за параметром. Площа під кривою рангового *H*-розподілу за параметром характеризує енергоспоживання підприємства загалом:

$$W(x) = \frac{W_1}{r^\beta}, \quad (1)$$

$$\beta = \log_r \frac{W_1}{W(x)}. \quad (2)$$

де *r* – ранг об'єкта; *β* – показник, який визначає ступінь крутизни кривої розподілу; $W_1 = W_{\max}(x)$ – константа, за яку приймається максимальне значення енергоспоживання найбільш крупного споживача.

Виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Виділення техноценозу супроводжується його описом. Рекомендується створювати для цього спеціальну базу даних, що включає максимально систематизовану і стандартизовану, досить повну (і водночас без зайвих подробиць) інформацію про види і особи техноценозу. Доступ до неї має бути, за можливості, автоматизований, необхідно передбачити процедури її аналізу та узагальнення в інтерактивному режимі. При цьому варто максимально використовувати можливості комп'ютерної техніки (зокрема зі стандартними програмами ОС Windows: MS Excel, MS Access, Fox-pro, VS.NET, SQL та ін.).

Новизна. Запропонована нами програма «Smart Technocenosis» призначена для аналізу споживання енергоресурсів об'єктів ЖКГ. На основі оброблених даних із формату «XLSX» програма здатна будувати апроксимаційні криві за кожним видом енергоресурсів, а також розраховувати довірчий інтервал для фактичного споживання. Приклад розрахунків за одним із видів енергоресурсів представлено на рисунку 1.

Програма виводить на екран розрахункові дані по потенціалу енергозбереження для кожного об'єкта, починаючи від найбільшого до найменшого, і про-

понує найбільш доцільні заходи з енергозбереження, враховуючи критерії оптимальності (рисунк 2).

Методологічне або загальнонаукове значення.

Перевагами цієї програми є те, що у разі необхідності доробки будь-якого блоку, працездатність програми не зміниться. Також характерною особливістю програми є те, що у разі зміни даних зі споживання програма не починає весь процес із початку від реєстрації користувача до виводу графіків, а лише змінює ті точки на графіках, які зазнали змін. Недоліком цієї програми є вузька направленість дій самої програми.

Алгоритм проведення рангового аналізу для оптимізації техноценозу включає наведені нижче кроки:

Крок 1. Виділення ценозу. Виділення техноценозу супроводжується його описом. Для цього задають спеціальну базу даних, що включає системати-

зовану і стандартизовану, досить повну і водночас без зайвих подробиць інформацію по видах і особинах техноценозу.

Крок 2. Завдання видоутворюючих параметрів.

Елементи техноценозу виділяються на основі бази даних. Для кожного елемента має бути певна документація в базі даних.

Крок 3. Рангово-параметричний опис ценозу.

Перший ранг присвоюється об'єкту з найбільшим споживання енергетичних ресурсів, далі – за зменшенням енергоспоживання.

Крок 4. Побудова табульованого рангового розподілу та графічного рангового параметричного розподілу наявного техноценозу.

Крок 5. Розрахунок ступеня крутизни кривої гіперболічного H -розподілу. Апроксимація розподілів.

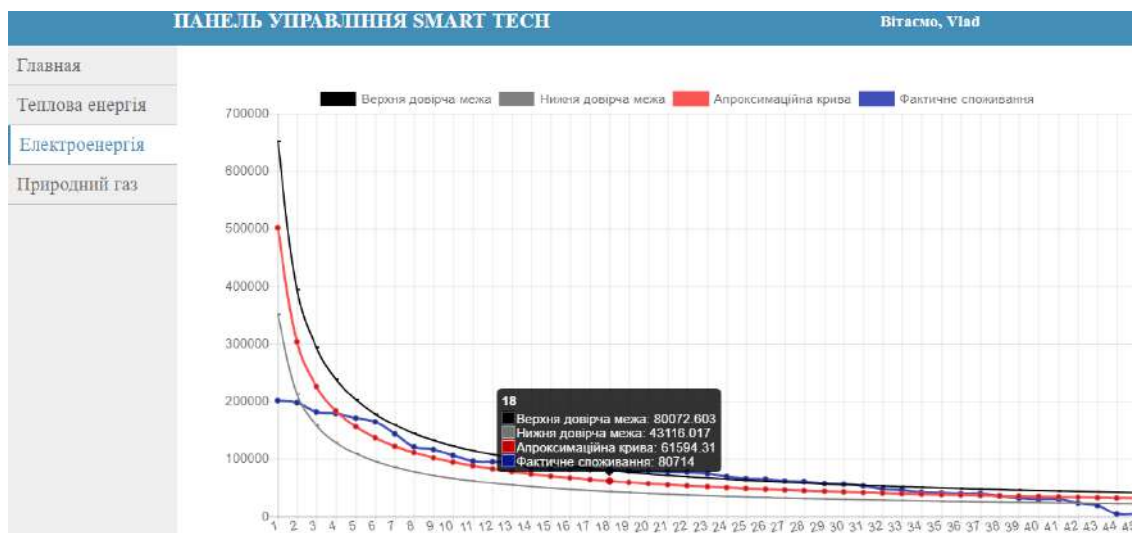


Рис. 1. Графік по фактичних даних

Назви об'єктів			Об'єкти з найбільш високим потенціалом до впровадження енергозберігаючих заходів		Об'єкти, споживання яких вище довірчого інтервала	
№	Назва	Площа, м2	Назва	Потенціал	Назва	Потенціал від довірчого інтервала
1	ДНЗ №10	1125.0	ДНЗ №76	27743.49	ДНЗ №373	7884.6
2	ДНЗ №17	1005.3	ДНЗ №374	23859.69	ДНЗ №374	7722.18
3	ДНЗ №51	1125.0	ДНЗ №375	23190.37	ДНЗ №360	6402.69
4	ДНЗ №55	792.0	ДНЗ №373	22926.07	ДНЗ №375	4772.92
5	ДНЗ №63	2194.0	ДНЗ №146	21450.52	ДНЗ №355 "Ясочка"	4144.18
6	ДНЗ №76	976.0	ДНЗ №360	21262.83	ДНЗ №382	3631.02
7	ДНЗ №146	2620.0	ДНЗ №355 "Ясочка"	20194.67	ДНЗ №376	2717.23
8	ДНЗ №191	1547.2	ДНЗ №376	19770.86	ДНЗ №395	2484.67
9	ДНЗ №197	2323.4	ДНЗ №350	19119.69	ДНЗ №350	2427.07
10	ДНЗ №211	1648.5	ДНЗ №383 "Веселинка"	17782.94	ДНЗ №383 "Веселинка"	1805.12
11	ДНЗ №223	1298.0	ДНЗ №382	17277.56	ДНЗ №397	905
12	ДНЗ №225	2161.0	ДНЗ №344	17246.14	ДНЗ №344	641.4
13	ДНЗ №255	2019.0	ДНЗ №396	15895.9	ДНЗ №396	401.32
14	ДНЗ №295	1552.0	ДНЗ №395	15574.86		
15	ДНЗ №313	883.3	ДНЗ №255	15047.14		
16	ДНЗ №334	1740.0	ДНЗ №334	14911.74		
17	ДНЗ №344	1448.9	ДНЗ №63	14825.7		
18	ДНЗ №350	1956.0				
19	ДНЗ №355 "Ясочка"	1439.0				

Рис. 2. Аналітичні дані з електроспоживання об'єктів

Крок 6. Оптимізація ценозу. Оптимізація техноценозу здійснюється за допомогою критеріїв оптимальності. Базовими елементами в процесі підвищення енергоефективності в ЖКГ є розробка відповідної системи критеріїв оцінки та її елементів, методик оцінки ефективності схем функціонування в режимах оптимального споживання енергоносіїв, проведення їх енерготехнологічного обстеження та оцінки взаємного впливу окремих елементів. Щодо механізмів досягнення ефективності енергоресурсів, то вони визначаються багатьма факторами, що зумовлюють існування та застосування порівняно великої кількості показників. Необхідне застосування трьох систем показників: енергетичних, економічних, екологічних, що вважається достатнім для всебічної оцінки ефективності нововведень.

Виклад основного матеріалу. Як критерії оптимальності доцільно використовувати наведені нижче критерії [12].

1. Енергетичні критерії. Під енергетичною ефективністю будемо розуміти сукупність різних показників, які будуть впливати на обсяги виробленої енергії і, відповідно, на витрати [13]. Серед цих

показників можна виділити ККД, тривалість роботи за рік, матеріалоемність, територія, яку займає генеруючий енергооб'єкт, надійність, якість енергії.

2. Економічні критерії. До них зазвичай належать ті, які дають змогу визначити обсяги можливої економії палива і енергії, масштабність реалізації енергозберігаючих заходів, а також характеризувати рівень їх ефективності. Це можуть бути питомі витрати енергетичних ресурсів (палива, тепла та електричної енергії) на виробництво продукції, коефіцієнти корисного використання енергоресурсів, показники втрат енергоресурсів, енергоемність основних виробничих фондів, сировина та матеріали тощо. Систему економічних показників для визначення економічної ефективності енергозберігаючих заходів становлять вартісні показники використання енергоресурсів і супутніх виробничих процесів із метою попередження можливих втрат та покращення результатів діяльності ЖКГ [14].

Енергозберігаючий захід або проект можна вважати економічно ефективним за наявності прибутку, який утворився при впровадженні цього заходу:

$$E_{\text{ЕКОНОМ}} = C_{\text{ЗП}} \times Q_{\text{ЗП}} / B_{\text{З}}, \quad (3)$$

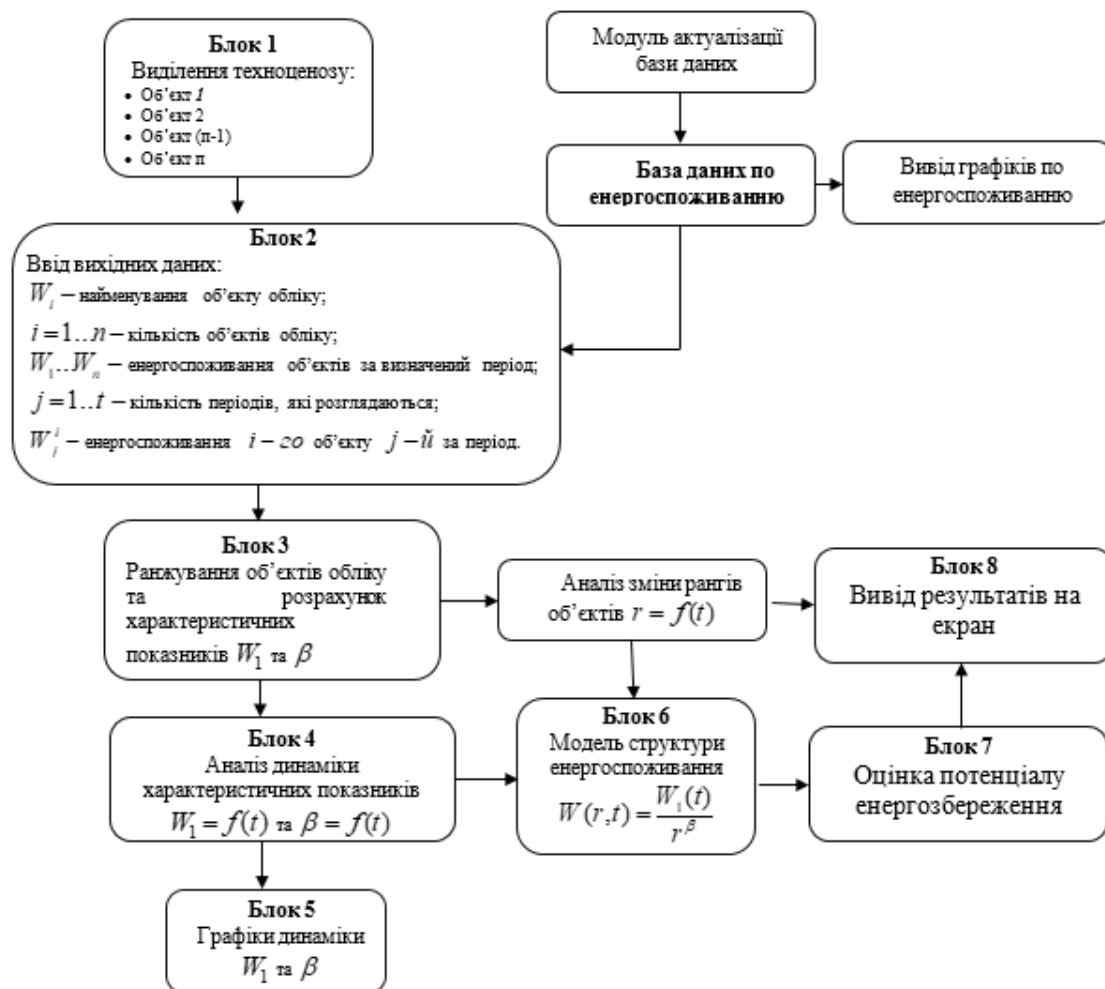


Рис. 3. Блок-схеми алгоритму оптимізації техноценозу ЖКГ

де $C_{зп}$ та $Q_{зп}$ – ціна та вартість заміщеного умовно палива; B_{Σ} – сумарні приведені витрати за термін служби генеруючого енергооб'єкта. Величина B_{Σ} визначається як сума наступних доданків:

$$B_{\Sigma} = B_{\text{б}} + B_{\text{е}} + B_{\text{б}} + B_{\text{п}} + B_{\text{тр}} + B_{\text{лп}} + B_{\text{д}} + B_{\text{е.зб}} \quad (4)$$

де $B_{\text{б}}$, $B_{\text{е}}$, $B_{\text{б}}$, $B_{\text{п}}$, $B_{\text{тр}}$, $B_{\text{лп}}$, $B_{\text{д}}$ – наведені затрати на будівництво генеруючого енергооб'єкта, його експлуатацію протягом терміну служби, на паливо, транспорт, лінії електропередач і додаткові витрати; $B_{\text{е.зб}}$ – приведені сумарні витрати на компенсацію екологічного збитку. Величина $C_{зп} \times Q_{зп} = E_{\text{п}}$ визначає економічну ефективність від заміщення палива. Це досить важливий показник, оскільки може порівнювати різні технології і визначення економічного ефекту від використання енергетичного потенціалу [13].

3. Екологічні критерії. При виявленні резервів покращення екологічної ситуації шляхом зниження викидів у процесі спалювання палива можливе виконання умов забезпечення охорони життєдіяльності людини. Це може бути досягнуто у разі раціонального підбору видів палива шляхом впровадження досконалих критеріїв вибору енергозберігаючих заходів, використання повномасштабної та часткової підготовки палива до спалювання, впровадження нових технологій, пошуку нетрадиційних та відновлювальних джерел енергії та використання вторинних ресурсів. Критерії екологічності можна представити у вигляді:

$$E_{\text{ЕКОЛОГ}} = E_{\text{б}} \times E_{\text{аб}}, \quad (4)$$

де $E_{\text{б}}$ та $E_{\text{аб}}$ – екологічна та абсолютно екологічна безпечність.

Екологічна шкода, яка буде заподіяна середовищу, визначається згідно зі співвідношенням:

$$E_{\text{в}} = 1 / E_{\text{б}}, \quad (5)$$

Можна зазначити ще одну умову впровадження енергозберігаючих заходів, яка буде впливати на екологічність, – скорочення споживання енергоресурсів, яке має здійснюватися на фоні контрольованої якості. Завдяки цьому викиди шкідливих речовин будуть автоматично скорочуватись.

Головні висновки та перспективи використання результатів дослідження. Перевагою техноценологічного методу та проведення рангового аналізу є оптимальне відображення процесу функціонування об'єктів техноценозу в майбутньому з урахуванням можливих змін технології, інфраструктури, а також використання ресурсів. Недоліком є те, що метод заснований на статистичній моделі, як і подібні методи, що з високою точністю розраховують значення короткострокового прогнозування (згідно з дослідженнями точний прогноз можна отримати на 1–2 роки, після цього помилка різко зростає). Другим недоліком є неможливість реалізації критеріїв, які засновані на порівнянні варіантів управління енергоспоживання. Ці недоліки можна усунути. Для цього необхідно створити динамічну адаптивну модель, що відбиває процес електроспоживання на глибину від 5 до 7 років і більше.

Цей алгоритм можна широко застосовувати для вирішення актуальних задач проектування, будівництва та експлуатації енергетичних систем, підвищення якості та надійності енергопостачання та впровадження енергозберігаючих заходів, а також нових проектів у галузі альтернативної енергетики.

Література

1. Ратушняк О.Г. Еколого-економічні аспекти запровадження ресурсозберігаючих технологій в будівництві. І-й Всеукраїнський з'їзд екологів: міжнар. наук.-техн. конф.: тези допов. С. 317.
2. Василенко В.І. Системна ефективність функціонування енергетичної системи з керованими навантаженнями. Енергетика: економіка, технології, екологія. 2015. № 1. С. 70–81. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/eete_2015_1_12.
3. Ольховская О.И. Энерго-экологические аспекты развития гелиотехники. Интегрированные технологии и энергосбережение. Енергетика, технологи и энергосбережение. 2004. № 4. С. 20–24.
4. Комеліна О.В. Стратегічні орієнтири регіональної політики енергозбереження у житлово-комунальному господарстві. Економіка і регіон. 2013. № 3. С. 70–81.
5. Горбачовський А.Ф. Державне регулювання енергозбереження в капітальному будівництві / А.Ф. Горбачовський, А.Г. Ореховський. Будівництво України. 1995. № 3. С. 6–12.
6. Ратушняк Г.С. Багатофакторний аналіз теплоізоляційних матеріалів для термореновації будівель на основі лінгвістичної інформації / Г.С. Ратушняк, О.Г. Чухряєва. Вентиляція, освітлення та теплогазопостачання. 2005. № 8. С. 89–95.
7. Щербина О. Проблеми економії енергоресурсів в Україні. Ринок інсталяцій, травень. 2002. № 2. С. 7–8.
8. Денисюк С.П. Оцінка обсягів енергозбереження для бюджетних організацій та установ району міста в системах енергоменеджменту / С.П. Денисюк, В.І. Василенко. Problems of modern science. Fadette editions, Namur, Belgium, 2018. С. 131–135.
9. Гнатюк, В.І. Закон оптимального построения техноценозов [Монография]. 2-е изд., перераб. и доп. Электронные текстовые данные. 2014. URL: <http://gnatukvi.ru/ind.html>.
10. Гнатюк В.І., Северин А.Е. Ранговый анализ и энергосбережение. Калининград: ЗНЦ НТ РАЕН – КВИ ФПС РФ, 2003. 120 с.
11. Гнатюк В.І. Лекції о технике, техноценозах и техноэволюции. Калининград: КВИ ФПС РФ, 1999. 84 с.
12. Денисюк С.П. Енергетичні, економічні та екологічні показники енергоефективності / С.П. Денисюк, В.І. Василенко. Енергетика: економіка, технології, екологія. 2016. № 1. С. 33–44.
13. Беляев Ю.М. Критерии эколого-экономической эффективности энергетических технологий. Промышленная энергетика. 2003. № 8. С. 39–44.
14. Микитенко В.В. Оцінка ефективності енерго- і ресурсозберігаючих технологій. Проблеми науки. 2001. № 12. С. 35–41.

ВПЛИВ УМОВ ЗРОСТАННЯ НА ВМІСТ БІОЛОГІЧНО АКТИВНИХ КОМПОНЕНТІВ *PLANTAGO MAJOR L.*

Довгопола К.А., Гаркава К.Г.

Національний авіаційний університет
пр. Космонавта Комарова, 1, 03058, Київ
salashna@ukr.net

Наведено результати жирнокислотного складу ліпідів подорожника великого та ідентифікації флавоноїдів хроматографічним методом, вмісту біологічно активних речовин залежно від умов зростання рослини. Встановлено коефіцієнти техногенної концентрації важких металів у зразках ґрунту та інтенсивність міграції поллютантів із ґрунту в рослини за допомогою коефіцієнту біологічного поглинання. *Ключові слова:* рослинна сировина, флавоноїди, ліпіди, важкі метали, фітомоніторинг навколишнього середовища.

Влияние условий произрастания на содержание биологически активных компонентов *Plantago major L.* Довгопола Е.А., Гаркава Е.Г. Приведены результаты жирнокислотного состава липидов подорожника большого и идентификации флавоноидов хроматографическим методом, содержания биологически активных веществ в зависимости от условий произрастания растения. Установлены коэффициенты техногенной концентрации тяжелых металлов в образцах почвы и интенсивность миграции поллютантов из почвы в растения с помощью коэффициента биологического поглощения. *Ключевые слова:* растительное сырье, флавоноиды, липиды, тяжелые металлы, фитомониторинг окружающей среды.

Effect of growth conditions on content bioactive components *Plantago major L.* Dovgopola K.A., Garkava K.G. The results of fatty acid composition of large plantain lipids and identification of flavonoids by chromatographic method are presented. The content of biologically active substances from plant growth conditions. The coefficients of the technogenic concentration of heavy metals in soil samples and the intensity of migration of pollutants from the soil in plants by means of the coefficient of biological absorption are established. *Key words:* herbs, flavonoids, lipids, heavy metals, phyto environmental monitoring.

Постановка проблеми. Вивчення забруднення природного середовища – важливий напрям досліджень, оскільки нагромадження важких металів у ґрунті і рослинах – один із показників забруднення атмосфери і середовища загалом.

Рослини являють собою цінний природний ресурс, який відіграє важливу роль не лише у функціонуванні природних екосистем, але і є джерелом рослинної харчової, лікарської і кормової сировини. Проводячи збір лікарських рослин, необхідно враховувати не лише строки збирання лікарської сировини, а й екологічний стан цієї території, адже якісно-кількісний склад біологічно активних речовин у рослинах залежить від умов, в яких вони проростають.

Отже, визначення вмісту і виявлення чинників акумуляції важких металів у рослинах важливі не тільки у зв'язку з фітомоніторингом стану природних фітоценозів, але й з погляду безпеки здоров'я людини.

Актуальність дослідження. Проблема забруднення ґрунтів та навколишнього середовища України важкими металами досить актуальна та належить до пріоритетних напрямів державної політики, що визначено Стратегією сталого розвитку «Україна–2020».

Беручи до уваги здатність до біоакумуляції і мутагенні ефекти важких металів, забруднення ними доквілля є небезпечним явищем, тому ресурсні

дослідження і заготовки рослинної сировини мають супроводжуватися хімічним аналізом на забруднюючі речовини.

Дослідження адаптації рослин, що зростають на території поблизу аеродромів дає змогу з'ясувати рівень надходження через ґрунт до рослин важких металів і рівень біологічної стійкості рослин до забруднення.

Для того щоб вивчити резистентність рослинного організму в залежності від умов середовища, було досліджено вміст флавоноїдів та жирнокислотний склад ліпідів подорожника великого.

Подорожник великий використовуються в офіційній медицині з метою отримання фітопрепаратів, тому аналіз вмісту в них важких металів та біологічно активних сполук є актуальним [1].

Флавоноїди – одні з найбільш різноманітних і поширених груп фенольних сполук. Ця група речовин має велике теоретичне і практичне значення. Більшість флавоноїдів застосовують у медичній практиці як речовини, що мають жовчогінну, діуретичну та інші дії.

Зміни умов середовища відображаються на кількісних показниках біологічно активних речовин, зокрема ліпідів. Усі метаболічні процеси рослин є надзвичайно динамічними, потужним засобом регуляції продуктивності рослин, у тому числі за дії абіотичних стресів є ліпіди. Ліпіди – одні з головних

компонентів біологічних мембран, які взаємодіють із середовищем.

Новизна. Проведена кількісна оцінка вмісту та коефіцієнту техногенної концентрації важких металів у ґрунтах на території, прилеглій до аеродрому «Жуляни» Київської області та Ніжинського аеродрому Чернігівської області. Досліджено вміст біологічно активних речовин у зразках рослинної сировини. Для території прилеглій до Ніжинського аеродрому Чернігівської області ці дослідження проводяться вперше.

Метою нашої роботи було дослідити рівень накопичення екотоксикантів у ґрунті та подорожнику великому (*Plantago major L.*), встановити зміни параметрів біологічно активних речовин у рослинній сировині для визначення рівня адаптації рослини до дії антропогенного навантаження.

Виклад основного матеріалу. Зразки були зібрані на території, прилеглій до аеродрому «Жуляни» Київської області та Ніжинського аеродрому Чернігівської області.

Листя подорожника великий збирали на досліджувальних територіях із дотриманням вимог збирання та підготовки рослинної сировини, встановлених у фармакогнозії [2; 3].

Вміст важких металів (Cd, Zn, Pb, Cu) у ґрунті визначали з використанням 1н HCl, у рослині – HNO₃ (1:1) на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 [4].

Для оцінки забрудненості ґрунтів було використано коефіцієнт техногенної концентрації Кс. Величина Кс свідчить про активність процесів вилуговування (Кс < 1) і накопичення (Кс > 1) хімічних елементів у ґрунті [5].

Для визначення інтенсивності міграції важких металів із ґрунту в рослини використано коефіцієнт біологічного поглинання К_{бп} [6].

Хроматографування досліджуваних зразків проводили на рідинному хроматографі HPLC-system, ser.20, обладнаному діодноматричним детектором

в таких умовах:

- колонка Phenomenex Luna C18(2), розміром 250 мм x 4,6 мм, розмір часток 5 мкм;
- температура колонки – 35 °С;
- довжина хвилі детектування – 330 нм (для гідроксикоричних кислот, глікозидів флавоноїдів), 370 нм (для агліконів флавоноїдів), 280 нм (для дубильних речовин);
- швидкість потоку рухомої фази – 1 мл/хв;
- об'єм проби, що вводився – 5 мкл;

Ідентифікацію компонентів проводили за часом утримування та за відповідністю УФ-спектрів речовинам-стандартам.

Розрахунки проводили за формулою, % (без врахування вмісту води):

$$X, \% = \frac{A_{pr} \times m_{st} \times V_{pr} \times P \times 100}{A_{st} \times V_{st} \times m_{pr} \times 100},$$

де A_{pr} – площа піку речовини на хроматограмі досліджуваного розчину; A_{st} – площа піку речовини на хроматограмі стандартного розчину; m_{st} – маса стандартного зразка речовини в стандартному розчині, мг; m_{pr} – маса препарату, мг; V_{pr} – розведення досліджуваного розчину, мл; V_{st} – розведення стандартного розчину, мл; P – активність стандарту, %.

Усі використовувані реактиви відповідали вимогам ДФУ, їх розчини готували відповідно до цих вимог [7].

Вміст вищих жирних кислот ліпідів у рослинній сировині проводився за допомогою біохімічного методу на газорідинному хроматографі «Цвет – 500» в ізотермічному режимі з полум'яно-іонізаційним детектором [8].

Кількісну оцінку спектра жирних кислот ліпідів здійснювали за методом нормування площ піків і визначення частки жирних кислот ліпідів та виражали у відсотках (%). Похибка визначених показників становила ±10 %.

Отримані дані дослідження за результатами аналізу вмісту важких металів у зразках ґрунту та *Plantago major L.* представлені в таблицях 1–2.

Таблиця 1

Вміст важких металів у зразках ґрунту

Місце відбору проб ґрунту	Cu		Zn		Pb		Cd	
	мг/кг	Кс	мг/кг	Кс	мг/кг	Кс	мг/кг	Кс
Київ «Жуляни»	5,37	0,26	12,8	0,26	12,68	1,27	0,34	0,68
Ніжин САЗ	2,4	0,12	19,46	0,4	12,7	1,3	0,17	0,34
Фоновий вміст	20	–	50	–	10	–	0,5	–
ГДК	55	–	100	–	32	–	3	–

Таблиця 2

Вміст важких металів у зразках *Plantago major L.*

Місце відбору зразків	Мідь (мг/кг)		Цинк (мг/кг)		Свинець (мг/кг)		Кадмій (мг/кг)	
	1х	К _{бп}	1х	К _{бп}	1х	К _{бп}	1х	К _{бп}
Київ «Жуляни»	5,93±0,4	1,1	27,9±1,8	2,17	4,22±0,2	0,33	0,6±0,04	1,76
Ніжин САЗ	8,34±0,8	3,47	28,52±1,5	1,46	6,94±0,4	0,5	0,52±0,03	3
ГДК	5,0	–	10,0	–	5,0	–	10,0	–

Проведені дослідження виявили, що на обстежених ділянках вміст поллютантів не перевищує гранично-допустимих концентрацій. Внаслідок розрахунку K_c виявлено, що цей показник для Cu, Zn і Cd не перевищує одиницю і коливається в межах 0,12–0,68, тобто ці елементи вилугуюються із ґрунту. Лише для Pb $K_c > 1$, отже, відбувається процес його накопичення.

Результати досліджень показали, що вміст важких металів у рослинній сировині перевищує гранично-допустимі концентрації, це свідчить про високий рівень акумуляції іонів металів. Згідно з даними Кбп, інтенсивність накопичення металів рослинами в середньому можна розташувати у такому порядку $K_{бп} Cd > K_{бп} Cu > K_{бп} Zn > K_{бп} Pb$.

Для того щоб вивчити адаптаційний потенціал, зокрема рослинного організму, треба знати, якою є реакція організму на відхилення того чи іншого фактора від норми, які механізми сприяють пристосуванню до мінливих умов середовища. Велику роль у процесі адаптації до дії антропогенного навантаження, в тому числі до підвищеного вмісту важких металів відіграють біологічно активні сполуки первинного обміну. Зміни умов середовища відображаються на кількісних показниках біологічно активних речовин.

Після аналізу хроматограм та проведення ідентифікації компонентів та їх піків поглинання з низки флавоноїдів було ідентифіковано 7 фенольних сполук: галова кислота, хлорогенова кислота, кавава кислота, розмаринова кислота, рутин, кверцетин та кемпферол.

Між пробами, взятими з аеродрому Київ «Жуляни» та Ніжинського аеродрому, відмінностей за відсотковим вмістом флавоноїдів не виявлено.

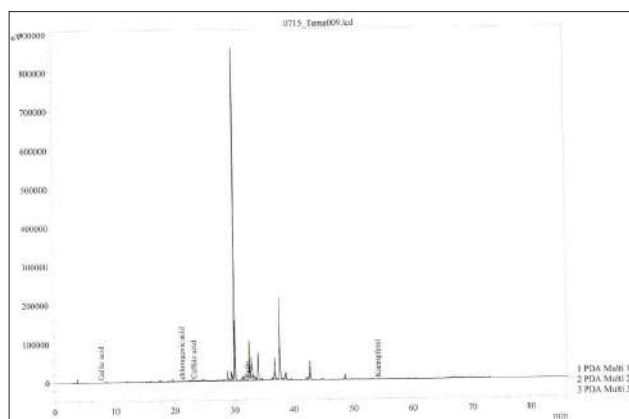


Рис. 1. Хроматограма вмісту флавоноїдів *Plantago major L.*, який зростає на території, прилеглої до аеродрому «Жуляни» Київської області

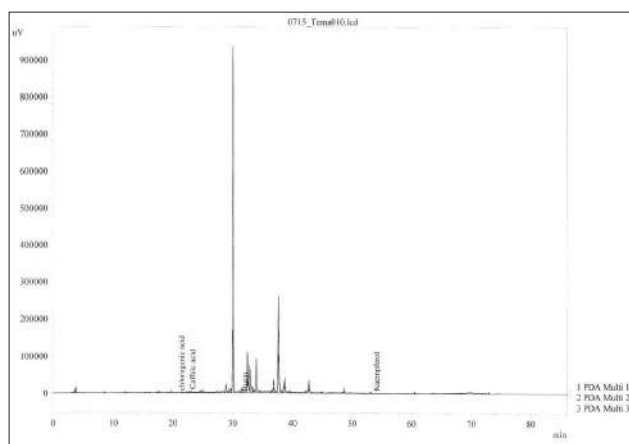


Рис. 2. Хроматограма вмісту флавоноїдів *Plantago major L.*, який зростає на території, прилеглої Ніжинського аеродрому Чернігівської області

Таблиця 3

Вміст флавоноїдів у зразках *Plantago major L.*

Місце відбору зразків	Вміст флавоноїдів у сировині, %						
	Галова кислота	Хлорогенова кислота	Кавава кислота	Розмаринова кислота	Рутин	Кверцетин	Кемпферол
Київ «Жуляни»	0,00070	0,00073	0,00272	-	0,00383	-	0,00114
Ніжин САЗ	-	0,00213	0,00282	-	0,00253	-	0,00311

Таблиця 4

Жирнокислотний склад ліпідів у зразках *Plantago major L.* (%)

Проба	Назва жирної кислоти										
	C _{14:0}	C _{15:0}	C _{16:0}	C _{17:0}	C _{18:0}	C _{18:1}	C _{18:2}	C _{18:3}	Сума НЖК	Сума ННЖК	Сума ПНЖК
I	7,7	3,9	46,5*	0,8	3,9	6,2	30,2*	0,8	62,8	37,2*	31*
II	7,9*	3,5	48,7*	0,8	4,4	7,3	26,5*	0,9	65,3	34,7*	27,4*
III	6	4,3	53,4	0,9	5,2	8,6	20,7	0,9	69,8	30,2	21,6

* – вірогідна різниця з контролем. Проба I – аеродром «Жуляни»; II – Ніжинський аеродром; III – контроль.

Результати кількісного визначення вмісту флавоноїдів у зразках лікарських рослин залежно від місця зростання наведені в таблиці 4.

Результати хроматограм вмісту флавоноїдів подорожника великого наведено на рис. 1, де зразки взяті на території, прилеглій до аеродрому «Жуляни» Київської області, та рис. 2 – біля Ніжинського аеродрому Чернігівської області.

Проаналізувавши хроматограми та провівши ідентифікацію компонентів та їх піки поглинання з низки флавоноїдів кількісний вміст, встановлено для хлорогенової і кавової кислоти, рутину та кемпферолу. Галова кислота – лише в зразках зібраних біля аеродрому «Жуляни».

Хлорогенова кислота є регулятором ростових процесів рослин, відіграє роль у забезпеченні імунітету рослин. Кавова кислота характеризується високими антиоксидантними властивостями, а рутин підвищує активність вітаміну С. Кемпферол сприяє розвитку пилку [9; 10].

Кількісний вміст флавоноїдів у зразках подорожника великого порівняно з літературними даними може свідчити про процес адаптації рослин до умов урбанізованого середовища, зокрема мутагенної дії важких металів [3; 10; 11].

Водночас проаналізувавши площі піків поглинання решти фенольних сполук, можна припустити, що умови проростання негативно впливають на біохімічні показники біологічно активних речовин, пригнічуючи їх синтез у рослині.

Дослідження жирнокислотного складу ліпідів дає змогу оцінити вплив умов проростання на рослини і

може бути використаним як один із показників екологічного моніторингу території та адаптогенної спроможності організму.

Жирнокислотний склад ліпідів подорожника великого проба I та II відрізняється від контролю зниженням вмісту пальмітинової ЖК (на 9% і 13%) і лінолевої ЖК (на 28% і 46%), що зумовлює зростання суми полінасичених ЖК (на 27% і 43%). Таким чином, проведене дослідження свідчить про те, що умови проростання на території, прилеглій до аеродромів, негативно впливають на жирнокислотну формулу ліпідів рослини.

Головні висновки. У ґрунті вміст важких металів не перевищує норми. Важкі метали за інтенсивністю накопичення рослинами розташовуються в такому порядку: $Cd > Cu > Zn > Pb$. Властивість подорожнику накопичувати в листі важкі метали може бути використана як один із методів фітотомоніторингу та фіторемідації середовища.

Дослідження вмісту флавоноїдів, насичених та ненасичених жирних кислот у рослинній сировині свідчать про те, що умови проростання негативно впливають на біохімічні показники біологічно активних речовин, пригнічуючи їх синтез у рослинах. Можливо, це спричинено процесом адаптації рослин до умов урбанізованого середовища, зокрема мутагенної дії важких металів.

Перспективи використання результатів дослідження. Тому в подальших дослідженнях буде проводитись аналіз на зв'язок інших біологічно активних сполук з адаптогенними властивостями до дії важких металів.

Література

1. Державна Фармакопея України. 2-е вид. Доповнення 1. Харків: Державне підприємство «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів», 2016. 360 с.
2. Лікарські рослини: Енциклопедичний довідник / Відп. ред. А.М. Гродзінський. К.: Голов. ред. УРЕ, 1989. 544 с.
3. Кобзар А.Я. Фармакогнозія в медицині. К.: Медицина, 2007. 543 с.
4. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных и продукции растениеводства. Изд. 2-е. М., 1992. 61 с.
5. Петрук В.Г. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище. Частина 1. Вінниця: ВНТУ, 2013. 253 с.
6. Перельман А.И., Касимов Г.Н. Геохимия ландшафтов. М., 1999. 768 с.
7. Державна Фармакопея України. 1-е вид. Доповнення 2. Харків: Державне підприємство «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів», 2008. 620 с.
8. Спосіб оцінки жирнокислотного складу ліпідного комплексу користних рослин: пат.83272 Україна, МПК G01N 33/68. № 201304877; заявл. 17.04.2013; опубл. 27.08.2013, Бюл. №16. 4 с.
9. Ковальов В.М. Фармакогнозія з основами біохімії рослин. Харків: Вид-во НФаУ, МТК-книга. 2004. 704 С.
10. Hänsel R., Sticher O. Pharmakognosie. Phytopharmazie. 9 Aufgabe. München, Springer, 2009. 1451 p.
11. Маційчук О.П. Дослідження фенольного складу листків та квітів подорожника великого та подорожника ланцетелистого. Український медичний альманах. 2012. Т. 15, № 3. С. 119–121.

ВІДОМОСТІ ПРО АВТОРІВ

Азаров Сергій Іванович (Київ) – доктор технічних наук, старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник Інституту ядерних досліджень Національної академії наук України.

Асланова Гюльнара Мірза-бала (Баку, Азербайджан) – Інститут зоології Національної академії наук Азербайджана.

Бабіч Олена Вікторівна (Харків) – кандидат технічних наук, Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УКРНДІЕП).

Баданіна Владислава Анатоліївна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.

Білявський Сергій Олександрович (Київ) – магістрант, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Бойченко Світлана Григорівна (Київ) – доктор географічних наук, доцент, Інститут геофізики імені С. І. Субботіна Національної академії наук України.

Бойченко Сергій Валерійович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Національний авіаційний університет.

Бровко Ірина Степанівна (Київ) – кандидат біологічних наук, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Вабіщевич Микола Семенович (Івано-Франківськ) – КП «Івано-Франківськводоекотехпром».

Вакілов Ірек Масновійович (Київ) – Інститут газу Національної академії наук України.

Василенко Віра Іванівна (Київ) – асистент кафедри електропостачання, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Василенко Ольга Миколаївна (Житомир) – кандидат біологічних наук, доцент кафедри екології та природокористування Житомирського державного університету імені Івана Франка.

Волошинюк Ігор Михайлович (Івано-Франківськ) – ТОВ «ЕКО ІНДІГО».

Галиш Віта Василівна (Київ) – кандидат хімічних наук, старший викладач, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського» Інститут хімії поверхні імені О. О. Чуйка Національної академії наук України.

Ганошенко Олена Миколаївна (Полтава) – Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка.

Гаркава Катерина Григорівна (Київ) – завідувач кафедри біотехнології – доктор біологічних наук, професор, академік Української академії наук, Національний авіаційний університет.

Гейна Костянтин Миколайович (Херсон) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Інститут рибного господарства Національної академії аграрних наук України.

Глуховський Павло Вікторович (Лос-Анджелес, США) – Національний Університет.

Гого Володимир Бейлович (Покровськ) – доктор технічних наук, професор, Донецький національний технічний університет.

Голік Юрій Степанович (Полтава) – кандидат технічних наук, професор, Полтавський національний технічний університет імені Юрія Кондратюка.

Гончар Сергій Феодосійович (Київ) – кандидат технічних наук, Інститут проблем моделювання в енергетиці імені Г. Є. Пухова Національної академії наук України.

Григорова Наталя Володимирівна (Запоріжжя) – кандидат біологічних наук, доцент, Запорізький національний університет.

Грузинський Сергій Юрійович (Київ) – аспірант, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Гуменюк Ірина Ігорівна (Київ) – аспірант, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Гулько Світлана Олександрівна (Кам'янське) – старший викладач кафедри екології та охорони навколишнього середовища, Дніпровський державний технічний університет.

Довгопола Катерина Анатоліївна (Київ) – аспірант кафедри біотехнології, Національний авіаційний університет.

Жовтянський Віктор Андрійович (Київ) – член-кореспондент Національної академії наук України, доктор фізико-математичних наук, професор, Інститут газу Національної академії наук України.

Жукаускас Сергій Вікторович – Заступник начальника управління – начальник відділу дозволено-ліцензійної діяльності та контролю Мінприроди України.

Зайцева Ірина Олексіївна (Дніпро) – доктор біологічних наук, професор, Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара.

Захаренко Микола Олександрович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, кафедра гігієни тварин та санітарії імені професора А. К. Скороходька, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Зінченко Ірина Василівна (Харків) – Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УКРНДІЕП).

Карлюк Аліна Андріївна (Харків) – Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» (УКРНДІЕП).

Кватернюк Сергій Михайлович (Вінниця) – кандидат технічних наук, доцент, Вінницький національний технічний університет.

Клименко Тетяна Карлівна (Кам'янське) – кандидат біологічних наук, доцент, Дніпровський державний технічний університет.

Коваленко Ірина Яківна (Київ) – інженер 2-ої категорії, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Коваленко Михайло Анатолійович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Кравець Тарас Юрійович (Львів) – кандидат технічних наук, доцент кафедри теплоенергетики, теплових та атомних електричних станцій, Інституту енергетики та систем керування Національного університету «Львівська політехніка».

Красовський Володимир Васильович (Хорол) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Хорольський ботанічний сад.

Крецул Наталія Іванівна (Переяслав-Хмельницький) – кандидат історичних наук, доцент, кафедра біології та методики навчання, ДВНЗ «Переяслав-Хмельницький державний педагогічний університет імені Григорія Сковороди».

Кулик Михайло Павлович (Івано-Франківськ) – кандидат технічних наук, доцент, Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу.

Курбатова Інна Миколаївна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, кафедра біології тварин, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Лапига Ігор Васильович (Київ) – кандидат педагогічних наук, доцент, Національний педагогічний університет імені М. П. Драгоманова.

Лапшин Юрій Серафимович (Київ) – доктор технічних наук, професор, Інститут загальної енергетики Національної академії наук України.

Літвак Ольга Анатоліївна (Миколаїв) – кандидат економічних наук, Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова.

Мамчур Юлій Валерійович – Народний депутат України, заступник голови комітету ВР України з питань національної безпеки і оборони.

Мельников Андрій Юрійович (Харків) – Науково-дослідна установа «Український науково-дослідний інститут екологічних проблем» (УКРНДІЕП).

Михайлов Олексій Ігоревич (Покровськ) – Донецький національний технічний університет.

Мірзосєва Наїля Бахман (Баку, Азербайджан) – доктор біологічних наук, Інститут зоології Національної академії наук Азербайджана.

Міхно Павло Борисович (Кременчук) – кандидат технічних наук, Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського.

Мустафаєва Гюльзар Алігейдар (Баку, Азербайджан) – доктор біологічних наук, Інститут зоології Національної академії наук Азербайджана.

Мустафаєва Ірада Ельдар (Баку, Азербайджан) – кандидат біологічних наук, Інститут зоології Національної академії наук Азербайджана.

Назаренко Володимир Григорович (Київ) – Інститут газу Національної академії наук України.

Ольшанський Ігор Григорович (Київ) – кандидат біологічних наук, Інститут ботаніки імені М.Г. Холодного Національної академії наук України.

Онищук Ірина Петрівна (Житомир) – кандидат біологічних наук, Житомирський державний університет імені Івана Франка.

Опанасенко Володимир Федотович (Дніпро) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Ботанічний сад Дніпровського національного університету імені Олеся Гончара.

Орлик Володимир Миколайович (Київ) – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, Інститут газу Національної академії наук України.

Патокін Руслан В'ячеславович (Покровськ) – Донецький національний технічний університет.

Петров Станіслав Володимирович (Київ) – доктор технічних наук, старший науковий співробітник, Інститут газу Національної академії наук України.

Петрук Василь Григорович (Вінниця) – доктор технічних наук, професор, Вінницький національний технічний університет.

Савцова Оксана Вікторівна (Харків) – доктор технічних наук, доцент, Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УКРНДІЕП).

Салавор Оксана Мирославівна (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний університет харчових технологій.

Сараненко Інна Іванівна (Херсон) – кандидат біологічних наук, доцент, Херсонський державний університет.

Сарахман Ростислав Богданович (Київ) – студент, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Світлова Наталія Борисівна (Київ) – доктор біологічних наук, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.

Семерак Михайло Михайлович (Львів) – доктор технічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки, завідувач кафедри теплоенергетики, теплових та атомних електричних станцій, Інститут енергетики та систем керування Національного університету «Львівська політехніка».

Середа Юрій Петрович (Київ) – здобувач, Інститут державного управління у сфері цивільного захисту.

Сидоренко Володимир Леонідович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, професор кафедри профілактики пожеж та безпеки життєдіяльності населення Інституту державного управління у сфері цивільного захисту.

Сироватченко Вікторія Олексіївна (Покровськ) – інженер-дослідник, Донецький національний технічний університет.

Соковніна Нінель Харитонівна (Київ) – Державне підприємство «Науково-дослідний і проектний інститут містобудування».

Таран Наталія Юріївна (Київ) – доктор біологічних наук, професор, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.

Тищенко Оксана Василівна (Київ) – кандидат біологічних наук, доцент, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.

Топчий Віталій Леонідович (Харків) – Національний технічний університет «Харківський політехнічний інститут».

Трус Інна Миколаївна (Київ) – кандидат технічних наук, старший викладач, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Футорна Оксана Андріївна (Київ) – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, Київський національний університет імені Тараса Шевченка.

Хохлов Олексій Геннадійович (Кременчук) – кандидат технічних наук, доцент, Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського.

Цитлішвілі Катерина Олександрівна (Харків) – Український науково-дослідний інститут екологічних проблем (УКРНДІЕП).

Чабанюк Ярослав Васильович (Київ) – доктор сільсько-господарських наук, старший науковий співробітник, Інститут агроєкології і природокористування Національної академії аграрних наук України.

Чепіль Людмила Василівна (Київ) – кандидат сільськогосподарських наук, доцент, кафедра біології тварин, Національний університет біоресурсів і природокористування України.

Чумак Вадим Володимирович (Київ) – кандидат технічних наук, доцент, Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського».

Шаманський Сергій Йосипович (Київ) – кандидат технічних наук, Національний авіаційний університет.

Шаповалов Євгеній Борисович (Київ) – молодший науковий співробітник, Національний центр «Мала академія наук України».

Шахман Ірина Олександрівна (Херсон) – кандидат географічних наук, доцент, ДВНЗ «Херсонський державний аграрний університет».

Шевцова Людмила Василівна (Київ) – доктор біологічних наук, професор, Національний університет «Києво-Могилянська академія».

Шевцова Наталія Леонідівна (Київ) – Інститут гідробіології Національної академії наук України.

Якименко Ігор Леонідович (Київ) – доктор біологічних наук, професор, Національний університет харчових технологій.

Якимович Марія Володимирівна (Київ) – кандидат технічних наук, Інститут газу Національної академії наук України.

Якубишин Юрій Андрійович (Івано-Франківськ) – Консорціум «СИСТЕМА ЕКО ІННОВАЦІЙ».

Ярова Олеся Анатоліївна (Переяслав-Хмельницький) – кандидат біологічних наук, старший викладач, кафедра біології та методики навчання, ДВНЗ «Переяслав-Хмельницький державний педагогічний університет імені Григорія Сковороди».

Наукове видання

ЕКОЛОГІЧНІ НАУКИ

НАУКОВО-ПРАКТИЧНИЙ ЖУРНАЛ

2(21)

- *Загальні проблеми екологічної безпеки навколишнього середовища*
- *Екологія і виробництво*
- *Екологія та економіка природокористування*
- *Проблеми еколого-збалансованого розвитку*
- *Теоретична екологія*
- *Екологія природних ресурсів*
- *Біологічна безпека*
- *Розвиток природно-заповідного фонду України*
- *Інноваційні аспекти підвищення рівня екобезпеки*
- *Екологічні питання в контексті євроінтеграції України*
- *Сторінка молодого вченого*

Адреса редакції:

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління
вул. Митрополита Василя Липківського, 35, корпус 2, Київ, 03035;
тел./факс (+38 044) 206-30-34;
www.ecoj.dea.kiev.ua
e-mail: info@ecoj.dea.kiev.ua

Видавничий дім «Гельветика»

E-mail: mailbox@helvetica.com.ua Свідоцтво суб'єкта видавничої справи
ДК № 4392 від 20.08.2012 р.

Підписано до друку 18.06.2018. Формат 60x84/16.

Папір офсетний. Гарнітура Times New Roman. Цифровий друк.

Ум.-друк. арк. 27,66. Тираж 100. Замовлення № 0918/120.

Ціна договірною. Віддруковано з готового оригінал-макета