

КРЕМЕНЧУЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ МИХАЙЛА ОСТРОГРАДСЬКОГО
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
СУМСЬКИЙ ДЕРЖАВНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ХАРЛАМОВА ОЛЕНА ВОЛОДИМИРІВНА

Прим. №

УДК: 504.1/.7:502.13:502.175(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ

**НАУКОВО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ УПРАВЛІННЯ
ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ В УМОВАХ ПРИРОДНО-
АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ**

Спеціальність 21.06.01 – екологічна безпека

Галузь знань – технічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей, результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело



О.В. Харламова

Науковий консультант **Мальований Мирослав Степанович**,
доктор технічних наук, професор

Кременчук – 2018

АНОТАЦІЯ

Харламова О.В. Науково-методологічні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека». Кременчуцький національний університет імені Михайла Остроградського Міністерства освіти і науки України, Кременчук, 2018.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 55.051.04. Сумський державний університет Міністерства освіти і науки України, Суми, 2019.

За результатами теоретичних, прикладних та експериментальних досліджень у дисертації запропоновано та обґрунтовано нові наукові положення, висновки та рекомендації, використання яких дозволяє підвищити ефективність управління екологічною безпекою у соціально-економічній зоні в умовах природно-антропогенного впливу шляхом розроблення та реалізації на практиці системи організаційно-технічних рішень щодо послаблення негативного впливу на людей та довкілля.

Матеріали роботи пройшли достатню апробацію та мають впровадження, що підтверджено відповідними актами.

Загалом у дисертаційній роботі одержано наступні результати.

Проаналізовано наукові та практичні аспекти попередніх досліджень із проблем екологічної небезпеки та концептуальних підходів до управління екологічною безпекою. Критичний огляд стану дослідження проблем екологічної безпеки свідчить про недостатню вивченість сумісного впливу складових небезпеки різного генезису, загальний та декларативний характер більшості запропонованих методів регулювання станів безпеки і т.п. На цій основі визначено, що екологічна безпека природно-антропогенного генезису безумовно вимагає більш глибокої розробки методологічних аспектів та теорії, опрацювання наукових основ управління нею на базі всебічного дослідження

процесів та умов формування небезпеки, потребує уточнення та деталізації понятійно-термінологічного апарату і т.п. Аналіз результатів наукових досліджень із розроблення способів та методів зниження рівня природно-антропогенного навантаження на гідросферу, ослаблення впливу літосферних процесів техногенного походження та об'єктів підвищеної екологічної небезпеки, розроблення ефективних та дешевих адсорбентів для очищення компонентів довкілля від забруднення показав недостатню вивченість зазначених проблем.

На основі результатів літературного огляду та логічного аналізу зроблено висновок про те, що науково-практична проблема встановлення закономірностей формування природно-техногенної складової екологічної небезпеки та розроблення теоретичних основ і практичних рішень з управління екологічною безпекою є досить актуальною.

На засадах системного аналізу процесу формування екологічної небезпеки розроблено методологічні аспекти проведення дисертаційного дослідження, які включають:

- логічний аналіз сучасного стану вивченості проблем екологічної безпеки;
- розроблення теоретичних засад дослідження, науковим базисом яких є система ієрархічного техніко-технологічного управління екологічною безпекою із застосуванням методу елементно-теоретичного синтезу;
- експериментальну та практичну перевірку розроблених теоретичних положень;
- визначення організаційно-технічних заходів зниження рівня екологічної небезпеки;
- забезпечення ефективності впровадження розроблених рішень із використанням імітаційного моделювання.

Встановлено закономірності та особливості виникнення і поширення екологічної небезпеки в умовах дії природно-антропогенних чинників, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки – виявленням для конкретної соціально-економічної зони (СЕЗ) тільки їй властивих домінуючих

за інтенсивністю можливого впливу складових небезпеки із урахуванням ефекту синергії; встановленням особливостей розміщення джерел небезпеки відносно різних об'єктів із урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється.

Запропонована модель формування екологічної небезпеки в СЕЗ під впливом природно-антропогенних чинників, яка включає сукупність внутрішньозонних чинників, базовим із яких є трансформація речовини та енергії в технологічних процесах господарської діяльності, а також враховується зовнішній природно-антропогенний вплив та поширення небезпеки за межі зони.

Розроблено загальні теоретичні положення управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження, базовими із яких є такі:

- послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки реалізується у наслідок здійснення впливу на параметри середовища її поширення;
- мінімізація одночасної присутності складових екологічної небезпеки зменшує ступінь впливу на людей та елементи довкілля;
- застосування заходів із управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів небезпеки під їх впливом можуть бути розосереджені як в просторі, так і в часі.

Створено наукові засади реалізації схеми досліджень задля забезпечення ефективного управління природно-антропогенною складовою екологічної безпеки у соціально-економічній зоні, що включає наступні стадії: встановлення ролі природних чинників у формуванні та поширенні небезпеки, виявлення антропогенних джерел небезпеки, аналіз проявів небезпеки, дослідження зміни показників стану природного середовища у наслідок проявів небезпеки, розроблення практичних заходів із управління екологічною безпекою та їх реалізація, забезпечення надійності та достовірності результатів впровадження.

Науково обґрунтовано методологію аналізу можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в СЕЗ, яка включає декомпозицією СЕЗ на підсистеми, визначення особливостей функціонування підсистем, встановлення інтегральних параметрів для СЕЗ. Запропоновано універсальний підхід щодо структуризації СЕЗ, який полягає у визначенні параметрів радіємності та застосуванні їх як індикатора стану екологічної безпеки. Практична реалізація підходу здійснена для каскаду Дніпровських водосховищ. Встановлено, що максимальне значення фактора радіємності характерне для Кременчуцького водосховища.

Проведено моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки в Кременчуцькій СЕЗ. Встановлено, що основними наслідками проявів небезпеки є суттєве погіршення показників якості підземних та поверхневих вод унаслідок забруднення шкідливими речовинами; пошкодження споруд різного призначення та тимчасові розлади здоров'я мешканців під впливом техногенно спричинених вібраційних збуджень; забруднення компонентів довкілля в районі житлової забудови та промислових зон; сезонне погіршення хіміко-бактеріологічних та органолептичних показників природних вод у наземних водних об'єктах. За результатами аналізу захворюваності дитячо-юнацької частини населення Кременчуцької СЕЗ у зонах із різним рівнем техногенного навантаження встановлена кореляція між поширеністю певних хвороб та проявами екологічної небезпеки. Встановлено об'єкти підвищеної екологічної небезпеки.

Науково обґрунтована доцільність використання стану ґрунтово-рослинного покриву як елемента моніторингу рівня формованої екологічної небезпеки в умовах природно-антропогенного навантаження. У Кременчуцькій СЕЗ виявлено залежність ступеню кислотно-лужної деградації ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Відмічено максимальне накопичення у листі дерев сполук заліза, що корелює із достатньо високим показникам їх викидів техногенними об'єктами. Встановлено

відповідність між просторовим розташуванням зон із суттєвими пошкодженнями листя і хвої та зон максимального техногенного навантаження.

Проведено експериментальні дослідження організаційно-технологічних аспектів управління екологічною безпекою у природно-антропогенних об'єктах гідросфери. Встановлено, що у результаті використання гідродинамічної кавітації для обробки вилученої біомаси водоростей вдається екстрагувати 80 % від загального вмісту ліпідів (сировина для виробництва біодизельного палива). У випадку добування біогазу попередня гідродинамічна кавітація виявилась найефективнішою. Обґрунтована можливість використання відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату як органічного добрива, а у випадку комбінування із добавками та мінералами – як мінерально-органічного.

Досліджено адсорбційні аспекти підвищення рівня екологічної безпеки. З цією метою розроблено полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності та низької собівартості на основі відходів агропромислового комплексу. Спосіб включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію (для забезпечення однорідності гранулометричного складу) та стадію кавітації (для збільшення ступеню поризації). На кожному із нововведених стадій процесу отримано патенти України на корисну модель. За результатами досліджень встановлено, що сорбційна здатність отриманих адсорбентів у процесі очищення стічних вод від іонів важких металів, нафтопродуктів, барвників складає близько 98%, ступінь вилучення жиру із стоків сягає 95%. Доведена доцільність застосування одержаних адсорбентів для поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля

Розроблена та реалізована на практиці система регулювання стану екологічної безпеки в умовах природно-антропогенного впливу, яка включає:

– комплексне використання відходів та продуктів їх переробки у процесах, направлених на забезпечення еколого-енергетичної безпеки із одержанням продукції цільового призначення;

– заходи щодо поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах (ліквідація нафтового забруднення технологічних ставків, поліпшення умов експлуатації систем зворотного водопостачання, підвищення ефективності біологічного очищення стічних вод від органічних та азотовмісних сполук);

– сумісне використання розробленого адсорбенту та відходів харчової промисловості (соабстоку) у процесах отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива);

– систему організаційно-технічних заходів щодо послаблення негативного впливу фізичних чинників на людину та довкілля (зокрема, передбачена штучна зміна параметрів середовища в напрямку проходження механічних хвиль від джерел техногенних землетрусів до об'єктів різного призначення).

Ключові слова: екологічна безпека, управління, природно-антропогенне навантаження, моніторинг, екологічна небезпека, адсорбенти, полістадійний спосіб, енергоносії, літосферні техногенні процеси, радіємність.

Список публікацій здобувача:

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Матвєєва І.В., Азаров С.І., Кутлахмедов Ю.О., Харламова О.В. Стійкість екосистем до радіаційних навантажень: монографія. К: НАУ, 2016. С. 396.

2. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Управление экологической безопасностью в регионе: антропоцентрические аспекты (научная монография). Германия: LAMBERT Academic Publishing, 2014. С. 78.

3. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Є., Знайко В.Ю. Підвищення рівня екологічної безпеки при застосуванні нейтралізаторів на автомобілях застарілої конструкції. Теплотехніка, енергетика та екологія в металургії : колективна монографія (у двох книгах). Дніпро : Нова ідеологія, 2017. Книга друга. С. 206–207.

4. Kharlamova O. V., Malovanyu M.S., Shmandiy V.M., Svyatenko A.I. Ways of increasing the efficiency of anaerobic-aerobic processes of biological wastewater treatment: «Water Supli and Wastewater Disposal»: Monografie. Lublin: Lublin Uniwersiti of Technology. Poland, 2018. P. 124–131.

5. Харламова О.В., Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников О.Д. Використання ціанобактерій для отримання енергоносіїв – шлях до уникнення екологічної небезпеки від їх неконтрольованого розвитку у водосховищах Дніпровського каскаду: «Сталий розвиток – XXI століття: управління, технології, моделі» : колективна монографія. Черкаси: ФОП Чабаненко Ю.А., 2015. С. 352–361.

6. Мальований М.С., Шмандій В.М., Харламова О.В., Челядин Л.І., Сакалова Г.В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ. 2013. №1(15). С. 37–44.

7. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д. Оцінювання екологічної небезпеки в акваторіях Дніпровських водосховищ внаслідок неконтрольованого розвитку ціанобактерій. *Науковий вісник НЛТУ України*. Львів: НЛТУ України, 2015. Вип 25.6. С. 159–164.

8. Мальований М.С., Синельников О.Д., Харламова О.В., Мальований А.М. Оптимальні умови отримання енергії із ціанобактерій. *Науково-виробничий журнал «Хімічна промисловість України»*. 2014. № 5(124). С. 39–43.

9. Харламова О.В., Мороз Н.Н., Азаров С.И., Коваль О.О. Усовершенствование научных основ экологического аудита объектов повышенной экологической опасности. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. Вип. 2/2015 (20). С. 26–31.

10. Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников А.Д., Харламова О.В., Бунько В.Я. Влияние гидродинамической кавитации на биологические объекты. *Науково-технічний журнал «Технологічний аудит та резерви виробництва»*. 2015. №5/4(25). С. 41–45.

11. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д.

Рациональна технологія утилізації синьо-зелених водоростей. *Науковий вісник НЛТУ України*: збірник науково-технічних праць. Львів : РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.10. С. 140–149.

12. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Є. Системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки та управління безпекою в умовах природно-техногенного навантаження. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ: Видавничий дім «Гельветика», 2016. № 1–2 (12–13). С. 5–18.

13. Ригас Т.Є., Харламова О.В., Безденежних Л.А., Шмандий В.М. Моніторинг станів екологічної небезпеки, що формується у техногенно навантаженому комплексі *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 5(100). ч. 2. С.83–88

14. Харламова О.В. Освітньо-інформаційні чинники в забезпеченні екологічної безпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2013. Вип. 2(16). С. 17–22.

15. Харламова О.В. Теоретичне обґрунтування можливості реалізації елементів управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2016. № 2(14). С. 159–165.

16. Харламова О.В. Моніторингові дослідження станів екологічної небезпеки регіонального рівня. *Вісник Житомирського державного технічного університету. Серія: технічні науки* Житомир: ЖДТУ, 2013. №4(67). С. 146–150.

17. Харламова О.В. Управление экологической безопасностью на основе техногенно-социогенных факторов разного генезиса *Загальнодержавний науково-технічний журнал «Проблеми екології»*. Донецьк: ДонНТУ, 2014. № 1 (33). С. 68–74.

18. Бахарев В.С., Корцова О.Л., Харламова О.В., Волошина В.Г. Наукова еколого-експертна оцінка екологічної ситуації, що склалась у районі північного промвузла м. Кременчук. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2017. Вип. 5(106). С. 101–108.

19. Шмандий В.М., Алексєєва Т.М., Харламова О.В. Характеристика стану екологічної небезпеки за показниками деградації ґрунтового-рослинного покриву в урбосистемі. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Х.: НУЦЗУ, 2017. №2. С.11–17.

20. Харламова О.В. Антропоцентричний підхід в управлінні екологічною безпекою на регіональному рівні. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека безпека та збалансоване ресурсокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2014. № 2 (10). С. 142–149.

21. Malovanyu M., Nykyforov V., Kharlamova O. Synelnikov O. Mathematical model of the process of synthesis of biogas from blu-grin. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. Вип. 1/2015 (19). С. 58–63.

22. Kharlamova O., M.Kanda., M. Maliovanyi., Z. Odnorih, N. Chornomaz. Determining the optimal ration of natural mineral adsorbents with regard to ammonia adsorption. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 1/2016 (21). С. 76–80.

23. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Tetyana Rigas. Improvement of the ecological safety of road transport in the use of alternative fuel and exhaust converters. *Environmental Problems*. Львів: НУ «Львівська політехніка», 2017. Vol. 2, No. 2. P. 54–57.

24. Харламова О.В. Експериментальне дослідження способів підвищення рівня екологічної безпеки об'єктів гідросфери. *Збірник наукових праць «Екологічна безпека та природокористування (КНУБА, ІТГП НАНУ)»*. Київ: ТОВ «Видавництво «Юстон», 2016. № 3–4 (22). С. 24–29.

25. Радионов А.В. Харламова Е.В. Повышение уровня экологической безопасности при использовании магнитожидкостных герметизаторов и частотных преобразователей в процессах эксплуатации электродвигателей серии васо. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 2/2016 (22). С. 9–14.

26. Шмандий В.М., Харламова О.В. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричного підходу.

- Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2013. Вип. 9. № 1070. С. 24–30.
27. Харламова О.В. Using sociogen and technogen factors in an ecological safety at the regional level. *Науковий журнал «Людина і довкілля. Проблеми неоекології»*. Харків:ХНУ, 2014. С. 123–126.
28. Malovanyi M., Mahera Y., Zakhariv O., Romaniv R., Kharlamova O., Synelnikov O. Prospects of combining in complex usage of different types of renewable energy and creation of renewable energy sources. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Біологія, біотехнологія, екологія»*. К.: ВЦ НУБіП України, 2015. Вип. 214. С. 155–163.
29. Kharlamova O., Malovanyu M., Nykyforov V., Synelnikov O., Dereyko Kh. Reduction of the environmental threat from uncontrolled development of cyanobacteria in the waters of the Dnieper reservoirs. *Науковий журнал «Environmental problems»*. Львів: НУ «Львівська політехніка». 2016. №1/1. С. 61–64.
30. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Исследование проявлений экологической опасности на региональном уровне. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*. М.: НИИ ЭЧиГОС, 2015. № 7. С. 90–92. (**Scopus**).
31. Kharlamova O., Shmandiy V., Bezdeneznych L., Svjatenko A., Malovanyu M., Petrushka K., Polyuzhyn I. Methods of salt content stabilization in circulating water supply systems. *Journal «Chemistry & Chemical technology»*. 2017. Vol. 11, № 2. P. 242–246. (**Scopus, Web of Science**).
32. Malovanyu M., Nikiforov V., Kharlamova O., Synelnikov O. Production of renewable energy resources via complex treatment of cyanobacteria biomass. *Journal «Chemistry & Chemical technology»*. Vol. 10, No. 2, 2016. С. 251–254. (**Scopus, Web of Science**).
33. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Методологические подходы к анализу влияния экологической опасности на состояние здоровья населения в регионе. *Здоровье и образование в XXI веке*. 2016. Том 18, № 12.

С. 54–57.

34. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Фундаментальные аспекты управления экологической безопасностью в техногенно нагруженном регионе. *Научно-теоретический журнал «Экологический вестник Северного Кавказа»*. Краснодар, 2014. Том 10, № 3. С. 53–63.

35. Харламова Е.В., Мальованый М.С., Никифоров В.В., Синельников А.В. Природоохранные и энергетические аспекты биотехнологии утилизации цианобактерий как эколого-экономический императив устойчивого развития. *Международный журнал «Устойчивое развитие»*. Варна, 2015. №1 (22). С. 4–9.

36. Харламова Е.В., Шмандий В.М., Кушниренко А.А. Регулирование влияния экологической опасности на здоровье населения в территориально-административные образования. *Электронный научно-образовательный Вестник «Здоровье и образование в XXI веке»*. Калининград, 2017. Том 19, №10. С. 55–60.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

37. Шмандий В.М., Ригас Т.Е., Харламова Е.В. Снижение влияния антропогенной составляющей экологической опасности на здоровье населения в Кременчугской социально-экономической зоне. *Экологические проблемы современности: выявление и предупреждение неблагоприятного воздействия антропогенно детерминированных факторов и климатических изменений на окружающую среду и здоровье населения: материалы Международного форума по экологии человека и гигиене окружающей среды*. Москва, 2017. С. 562–564.

38. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Наукові засади моніторингу станів екологічної небезпеки. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії: збірник матеріалів V Міжнародної науково-практичної конференції*. Запоріжжя: АА Тандем, 2017. С. 225–226.

39. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є. Управление экологической безопасностью путем получения сорбента из отходов и применения его для

очистки сточных вод. *Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів*: матеріали міжнародної науково-технічної конференції. Харків: ХНУБА, 2017. С. 103–104.

40. Харламова О.В., Шмандій В.М., Ригас Т.Е. Радіоємність екосистеми як індикатор стану екологічної безпеки. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування*: збірник тез доповідей XX Міжнародної науково-практичної конференції. Харків: ХНУ ім. Каразіна, 2017. С. 227–228.

41. Харламова О.В., Шмандій В.М. Аналіз результатів наукових досліджень з проблем екологічної безпеки. *«ЕКОГЕОФОРУМ-2017. Актуальні проблеми та інновації»*: тези доповідей міжнародної науково-практичної конференції. Івано-Франківськ: Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу 2017. С. 152–154.

42. Харламова О.В., Шмандій В.М., Святенко А.І., Мальований М.С. Проблеми реалізації анаеробно-аеробних процесів біологічного очищення стічних вод. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції. Львів: ЗУКЦ, 2017. С. 113–115.

43. Харламова О.В., Мальований М.С. Теоретичні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-техногенного навантаження. *Актуальні проблеми енергетики та екології*: матеріали XVI Всеукраїнської науково-технічної конференції. Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2016. С. 105–106.

44. Харламова О.В., Шмандій В.М., Знайко В.Ю., Знайко Н.С. Аналіз стану техногенно-екологічної небезпеки у промисловому регіоні. *Екологія. Довкілля. Молодь*: матеріали V Міжнародної наукової конференції молодих вчених і студентів. Полтава: ПолтНТУ, 2015. С. 101–104.

45. Харламова О.В., Засядько Т.А. Техногенні землетруси як літосферний чинник формування екологічної небезпеки. *Неделя еколога-2015*: тезиси докладов Международного научного симпозиума. Днепропетровск: ДГТУ, 2015. С. 200–203.

46. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Методологические аспекты изучения воздействия факторов экологической опасности на человека и окружающую среду в индустриально развитом регионе. *Комплексное воздействие факторов окружающей среды и образа жизни на здоровье населения: диагностика, коррекция, профилактика*: материалы пленума научного совета РФ по экологии человека и гигиене окружающей среды. Москва, 2014. С. 469–472.

47. Харламова Е.В. Техногенные землетрясения как возмущающий фактор в системе экологической безопасности. *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції. Харків: Національний університет цивільного захисту України. Х: НУЦЗУ, 2013. С. 166–167.

48. Харламова Е.В. Решение вопросов обеспечения экологической безопасности путем получения сорбентов из отходов агропромышленного комплекса. *IV-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecologi-2013)*: збірник наукових статей. Вінниця: Видавництво-друкарня ДІЛО, 2013. С. 63–65.

49. Харламова О.В., Безденежных Л.А., Нечипоренко-Шабунина Т.Г., Шмандий В.М. Получение наноструктурированных адсорбентов из зерновых отходов агропромышленного комплекса. *Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства*: сборник трудов III Международной научной экологической конференции. Краснодар: КГАУ, 2013. С. 122–125.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

50. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д. Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей: пат. 105896 Україна: (51) МПК (2016.01), С12Р 5/00. № у 2015 09295; заявл. 28.09.15; опубл. 11.04.2016, Бюл. №7. 4 с.

51. Шмандий В.М., Харламова О.В., Безденежных Л.А. Спосіб отримання

сорбенту.: патент на корисну модель 119632 Україна, (51) МПК В01J 20/22(2006.01) В01J 20/30 (2006.01). № у 2017 04957; заявл. 22.05.2017; опубл. 25.09.2017, Бюл. №18. 6 с.

52. Мальований М.С., Слюсар В.Т., Харламова О.В., Ригас Т.Є. Спосіб отримання сорбенту: патент на корисну модель 121757 Україна: (51) МПК В01J 20/22 (2006.01). № у 2017 07254; заявл. 10.07.17; опубл. 11.12.2017, Бюл. №23. 4 с.

ABSTRACT

Kharlamova O.V. Scientific and methodological bases of management of ecological safety in the conditions of natural and man-made loading. – Qualifying scientific work on the manuscript right.

Thesis for a Doctor of Engineering Sciences Degree by specialty 21.06.01 – ecological safety. Kremenchuk Mikhaïlo Ostrohradskyi National University, Ministry of Education and Science of Ukraine, Kremenchuk, 2018.

The defense of the dissertation will be held at the Specialized Academic Council D 55.051.04 meeting. Sumy State University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2018.

The results of theoretical, applied and experimental researches in the dissertation suggest and substantiate new scientific positions, conclusions and recommendations, the use of which allows to increase the efficiency of environmental safety management in the socio-economic zone under the conditions of natural and human impact by developing and implementing in practice the system of organizational and technical decisions on mitigating the negative impact on people and the environment.

The materials of the work have been sufficiently tested and implemented, which is confirmed by the relevant acts.

In general, the following results were obtained in the dissertation.

The scientific and practical aspects of previous research on environmental

hazards and conceptual approaches to environmental safety management have been analyzed. A critical review of the state of the study of environmental safety issues suggests a lack of knowledge of the combined impact of the components of the danger of different genesis, the general and declarative nature of most of the proposed methods for regulating safety conditions, etc. On this basis, it has been determined that ecological safety of natural and man-made genesis necessarily requires more deeply developing methodological aspects and theory, working out of scientific bases of its management on the basis of a comprehensive study of processes and conditions of formation of danger, needs clarification and detail of the conceptual terminology apparatus, etc. The analysis of the results of scientific research on the development of methods and methods for reducing the level of natural and man-made load on the hydrosphere, the weakening of the impact of lithospheric processes of man-made origin and objects of high ecological danger, the development of effective and cheap adsorbents for the purification of environmental components from pollution showed insufficient knowledge of these problems.

On the basis of the results of the literary review and logical analysis, it was concluded that the scientific and practical problem of establishing the regularities of the formation of the natural and man-made component of ecological danger and the development of theoretical foundations and practical decisions on environmental safety management is very relevant.

On the basis of the system analysis of the process of formation of ecological danger, the methodological aspects of conducting a dissertation study were developed, which include:

- logical analysis of the current state of study of environmental safety issues;
- development of theoretical foundations of the research, the scientific basis of which is the system of hierarchical technical and technological management of ecological safety using the method of elemental theoretical synthesis;
- Experimental and practical verification of the developed theoretical positions;
- definition of organizational and technical measures to reduce the level of environmental hazard;

- ensuring the effective implementation of developed solutions using simulation modeling.

The regularities and peculiarities of the emergence and spread of ecological danger in the conditions of the action of natural and human factors are determined, first of all, by the structuring of danger - the discovery for a specific socio-economic zone (SEZ) only to it is characterized by the dominant intensity of the possible influence of hazard components taking into account the effect synergies; setting the characteristics of placing sources of danger relative to different objects, taking into account the parameters of the environment in which it extends.

The model of formation of ecological danger in the SEZ under the influence of natural and anthropogenic factors, which includes a set of intrazonal factors, the basic of which is the transformation of matter and energy in the technological processes of economic activity, also takes into account the external natural and human impact and the spread of danger beyond the boundaries of the zone.

The general theoretical provisions of environmental safety management in the conditions of natural and man-made loading are developed, the basic ones are as follows:

- mitigation of the consequences of manifestations of environmental hazard is realized as a result of influencing the parameters of the environment of its dissemination;
- minimization of simultaneous presence of components of ecological danger reduces the degree of influence on people and elements of the environment;
- the application of measures for the management of environmental safety and the reduction of the degree of manifestations of danger under their influence can be dispersed both in space and in time.

The scientific principles of the implementation of the research scheme for ensuring the effective management of the natural and human-made component of environmental safety in the socio-economic zone, which includes the following stages: establishment of the role of natural factors in the formation and spread of danger, the identification of human-induced sources of danger, analysis of

manifestations of danger, study of changes in state indicators the natural environment as a result of the manifestations of danger, the development of practical measures for the management of environmental safety and their implementation, efficiency and reliability of the results of implementation.

The methodology of the analysis of possible manifestations of ecological danger in relation to objects of high danger in the SEZ, which includes the decomposition of the SEZ on the subsystem, the definition of the features of the functioning of the subsystems, and the establishment of integral parameters for the SEZ, is scientifically substantiated. A universal approach to SEZ structuring is proposed, which is to determine radio frequency parameters and apply them as an indicator of the state of ecological safety. Practical implementation of the approach is carried out for the Cascade of the Dnipro reservoirs. It is established that the maximum value of the radio power factor is characteristic for the Kremenchug reservoir.

Monitoring surveys of the formation and spatial distribution of multidisciplinary environmental hazards in the Kremenchug SEZ were conducted. It is established that the main consequences of manifestations of danger are a significant deterioration of indicators of the quality of underground and surface waters due to contamination by harmful substances; damage to buildings of different purposes and temporary disturbances of health of residents under the influence of technogenically induced vibrational excitations; pollution of the components of the environment in the area of residential development and industrial zones; seasonal deterioration of chemical-bacteriological and organoleptic indicators of natural waters in groundwater bodies. According to the results of the analysis of the morbidity of the children and youth part of the population of the Kremenchug SEZ in zones with different levels of man-caused load, a correlation was established between the prevalence of certain diseases and manifestations of ecological danger. Objects of the raised ecological danger are established.

The feasibility of using the soil-vegetation cover as an element for monitoring the level of molded ecological danger in the conditions of natural and man-made load

is scientifically substantiated. In the Kremenchug SEZ the dependence of the degree of acid-alkaline soil degradation on the level of atmospheric air pollution by sulfur and nitrogen oxides was detected. The maximum accumulation of iron compounds in the leaves of leaves is noted, which correlates with the high rates of their emissions by man-made objects. The correspondence between the spatial arrangement of zones with significant damage to leaves and needles and zones of maximum technogenic loading has been established.

Experimental investigations of organizational and technological aspects of management of ecological safety in natural and human-made objects of the hydrosphere have been carried out. It is established that as a result of the use of hydrodynamic cavitation, algae extracted biomass can be extracted 80% of the total lipid content (raw material for the production of biodiesel). In the case of biogas extraction, the previous hydrodynamic cavitation proved to be most effective. The possibility of using the biogas of the substrate after organic biodegradation is justified, and in the case of combination with additives and minerals, as a mineral-organic.

The adsorption aspects of raising the level of ecological safety have been investigated. To this end, a polysystem method has been developed for obtaining an adsorbent of high absorption capacity and low cost based on waste from the agro-industrial complex. The method includes treatment of raw materials with sulphate acid, mechanochemical modification, electrostatic separation (to ensure homogeneity of granulometric composition) and the stage of cavitation (to increase the degree of porosity). At each of the newly-developed stages of the process, Ukraine's patents have been obtained for a useful model. According to the results of the research, it was found that the sorption capability of the adsorbents obtained in the process of wastewater treatment from heavy metals, petroleum products, and dyes is about 98%, the degree of removal of fat from wastewater reaches 95%. The expediency of using adsorbents obtained for improving the environmental safety of the components of the environment has been proved.

The system of regulation of the state of ecological safety in the conditions of

natural and human influence is developed and implemented in practice, which includes:

- integrated use of waste and products of their processing in processes aimed at providing ecological and energy security with the receipt of the intended products;
- measures to improve the state of ecological safety in natural and human-made reservoirs (elimination of oil contamination of technological ponds, improvement of conditions of operation of water supply systems, increase of the efficiency of biological treatment of waste water from organic and nitrogen-containing compounds);
- the joint use of the developed adsorbent and food industry waste (coabstock) in the process of obtaining alternative energy sources (biodiesel);
- system of organizational and technical measures to reduce the negative impact of physical factors on people and the environment (in particular, artificial change in environmental parameters in the direction of passing mechanical waves from sources of man-made earthquakes to objects of different purposes).

Key words: ecological safety, management, natural and man-made loading, monitoring, ecological danger, adsorbents, polystaudian way, energy resources, lithospheric man-made processes, radio-volume.

List of publications:

Scientific works, in which the main scientific results of the dissertation are published:

1. Matveeva I.V., Azarov S.I., Kutlammedov Yu.O., Kharlamova O.V. Resilience of ecosystems to radiation loads: a monograph. K: NAU, 2016. 396 p.
2. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Environmental safety management in the region: anthropocentric aspects (scientific monograph). Germany:

LAMBERT Academic Publishing, 2014. P. 78.

3. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E., Znayko V.Yu. Increase of the level of environmental safety in the application of neutralizers on obsolete vehicles. Heat engineering, energy and ecology in metallurgy: collective monograph (in two books). The Dnipro: A New Ideology, 2017. A Friend's Book. P. 206–207.

4. Kharlamova O.V., Malovanyy M.S., Shmandiy V.M., Svyatenko A.I. Ways of increasing the efficiency of anaerobic-aerobic processes of biological wastewater treatment: "Water Supli and Wastewater Disposal": Monographs. Lublin: Lublin Uniwersiti of Technology. Poland, 2018. P. 124–131.

5. Kharlamova OV, Malovany MS, Nikiforov VV, Sinelnikov O.D. The use of cyanobacteria for energy carriers is a way to avoid the ecological danger from their uncontrolled development in the reservoirs of the Dnipro cascade: "Sustainable development - XXI century: management, technology, models", 2015, collective monograph. Cherkasy: FOP Chabanenko Y.A., 2015. P. 352–361.

6. Malovanyy M.S., Shmandiy V.M., Kharlamova O.V., Chelyadin L.I., Sakalova G.V. Analysis and systematization of existing methods for assessing the degree of environmental hazard. *Scientific journal "Ecological safety"*. Kremenчук: KrNU, 2013. No. 1 (15). P. 37–44.

7. Malovanyy M.S., Nikiforov V.V., Kharlamova O.V., Sinelnikov O.D. Assessment of ecological danger in the waters of the Dnipro reservoirs as a result of uncontrolled development of cyanobacteria. *Scientific Bulletin of NLTU of Ukraine*. Lviv: NLTI of Ukraine, 2015. Vol. 25.6. P. 159–164.

8. Malovanyy M.S., Sinelnikov O.D., Kharlamova O.V., Malovany A.M. Optimal conditions for obtaining energy from cyanobacteria. *Scientific and production magazine "Chemical industry of Ukraine"*. Kyiv, 2014. No. 5 (124). P. 39–43.

9. Kharlamova O.V., Moroz N.N., Azarov S.I., Koval O.O. Improvement of scientific bases of ecological audit of objects of increased ecological danger. *Scientific journal "Ecological safety"*. Kremenчук: KrNU, 2015. Vol. 2/2015 (20). P. 26–31.

10. Malovanyy M.S., Nikiforov V.V., Sinelnikov A.D., Kharlamova O.V., Bunko V.Ya. Influence of hydrodynamic cavitation on biological objects. *Scientific and technical journal "Technological audit and production reserves"*. 2015. № 5/4 (25). P. 41–45.
11. Malovanyy M.S., Nikiforov V.V., Kharlamova O.V., Sinelnikov O.D. Rational technology of utilization of blue-green algae. *Scientific herald of NLTU of Ukraine: collection of scientific and technical works*. Lviv: RVB NLTU of Ukraine. 2015. Vol. 25.10. P. 140–149.
12. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. System approach to the analysis of the functioning of environmental hazards and safety management in conditions of natural and man-made load. *Scientific and practical journal "Ecological sciences"*. Kyiv: Publishing House "Helvetica", 2016. Vol. 1–2 (12–13). P. 5–18.
13. Rigas T.Ye., Kharlamova O.V., Beznevyezhnyh L.A., Shmandiy V.M. Monitoring of ecological danger states formed in technogenically loaded complex. *Bulletin of the KrNU named after Mykhailo Ostrogradsky*. Kremenchuk: KrNU, 2016. Vol. 5 (100). Part 2. P.83–88.
14. Kharlamova O.V. Educational and informational factors in ensuring environmental safety. *Scientific journal "Ecological safety"*. Kremenchuk: KrNU, 2013. Vol. 2 (16). P. 17–22.
15. Kharlamova O.V. Theoretical substantiation of the possibility of realization of elements of management of ecological safety in natural and man-made reservoirs. *Scientific and technical journal "Ecological safety and balanced resource use"*. Ivano-Frankivsk: IFNTUU, 2016. Vol. 2 / (14). P. 76–80.
16. Kharlamova O.V. Monitoring studies of ecological hazard status at the regional level. *Bulletin of Zhytomyr State Technical University. Series: technical sciences*. Zhytomyr: ZhDTU, 2013. No. 4 (67). P. 146–150.
17. Kharlamova O.V. Management of ecological safety on the basis of technogenic-sociogenic factors of different genesis. *National scientific and technical journal "Problems of ecology"*. Donetsk: DonNTU, 2014. No. 1 (33). P. 68–74.

18. Bakharev V.S., Kortsova O.L., Kharlamova O.V., Voloshina V.G. Scientific ecological and expert assessment of the ecological situation in the northern region of Kremenchuk. *Bulletin of the KrNU named after Mikhail Ostrogradsky*. Kremenchuk: KrnU, 2017. Vol. 5 (106). P. 101–108.

19. Shmandiy V.M., Alekseev T.M., Kharlamova O.V. Characteristics of the state of ecological danger in terms of degradation of soil and vegetation in the urbosystem. *Scientific and technical journal "Technogenic and ecological safety"*. Kh. NUTZU. 2017. No. 2. P. 11–17.

20. Kharlamova O.V. Anthropocentric approach to the management of environmental safety at the regional level. *Scientific and technical journal "Ecological safety, safety and sustainable use of resources"*. Ivano-Frankivsk: IFNTUNG, 2014. No. 2 (10). P. 142–149.

21. Malovanyy M., Nykyforov V., Kharlamova O., Synelnikov O. Mathematical model of the synthesis of biogas from blu-grin. *Scientific journal "Ecological safety"*. Kremenchuk: KrNU, 2015. Issue 1/2015 (19). P. 58–63.

22. Kharlamova O., Kanda M., Maliovanyi M., Odnorih Z., Chornomaz N. Determining the optimal ration of natural mineral adsorbents with respect to ammonia adsorption. *Scientific journal "Ecological safety"*. Kremenchuk: KrNU, 2016. Vol. 1 / 2016 (21). P. 76–80.

23. Shmandiy V., Kharlamova O., Rigas T. Improvement of the ecological safety of road transport in the use of alternative fuel and exhaust converters. *Environmental Problems*. Lviv: Lviv Polytechnic National University 2017. Vol. 2, No. 2. P. 54–57.

24. Kharlamova O.V. Experimental study of ways to increase the level of environmental safety of objects of the hydrosphere. *Collection of scientific works "Ecological safety and nature management (KNUBA, ITGIP NANU)"*. Kyiv: LLC "Publishing House" Euston ", 2016. № 3–4 (22). P. 24–29.

25. Radionov A.V., Kharlamova E.V. Improvement of the environmental safety level with the use of magnetostriction gaskets and frequency converters in the processes of operation of electric motors of the vaso series. *Scientific journal*

"*Ecological safety*". Kremenchuk: KrnU, 2016. Issue 2/2016 (22). P. 9–14.

26. Shmandiy V.M., Kharlamova O.V. Theoretical and practical aspects of management of ecological safety on the basis of anthropocentric approach. *Visnyk KhNU named after V.N. Karazin. Series "Ecology"*. 2013. Issue 9. No. 1070. P. 24–30.

27. Kharlamova O.V. Using sociogen and technogen factors in an ecological safety at the regional level. *Scientific journal "Man and the environment. Problems of Neoecology"*. Kharkiv: KhNU, 2014. P. 123–126.

28. Malovanyi M., Mahera Y., Zakhariv O., Romaniv R., Kharlamova O., Synelnikov O. Prospects of the combination of different types of renewable energy and the creation of renewable energy sources. *Scientific herald of the National University of Bioresources and Nature Management of Ukraine. Series "Biology, Biotechnology, Ecology"*. K. : VC NUBiP of Ukraine, 2015. Vol. 214. P. 155–163.

29. Kharlamova O., Malovanyy M., Nykyforov V., Synelnikov O., Dereyko Kh. Reduction of the environmental threat from uncontrolled development of cyanobacteria in the waters of the Dnieper reservoirs. *Scientific journal "Environmental problems"*. Lviv: Lviv Polytechnic National University. 2016. No. 1/1, P. 61–64.

30. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Investigation of ecological hazards at the regional level. *Scientific and practical journal "Hygiene and sanitation"*. M.: Scientific Research Institute of Ecology, 2015. No. 7. P. 90–92. (Scopus).

31. Kharlamova O., Shmandiy V., Bezzdeneznych L., Svyatenko A., Malovany M., Petrushka K., Polyuzhyn I. Methods of salt content stabilization in circulating water supply systems. *Journal "Chemistry & Chemical technology"*. 2017. Vol. 11, No. 2. P. 242–246. (Scopus, Web of Science).

32. Malovanyy M., Nikiforov V., Kharlamova O., Synelnikov O. Production of renewable energy resources through the complex treatment of cyanobacteria biomass. *Journal "Chemistry & Chemical technology"*. Vol. 10, No. 2, 2016. P. 251–254. (Scopus, Web of Science).

33. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Methodological approaches to the analysis of the impact of environmental hazards on the health status of the population in the region. *Health and education in the 21st century*. 2016. Vol. 18, No. 12. P. 54–57.

34. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Fundamental aspects of environmental safety management in a technogenically loaded region. *Scientific and theoretical journal "Ecological Bulletin of the North Caucasus"*. Krasnodar, 2014. Vol. 10, No. 3. P. 53–63.

35. Kharlamov E.V., Malovanyy M.S., Nikiforov V.V., Sinelnikov A.V. Environmental and energy aspects of biotechnology utilization of cyanobacteria as an environmental and economic imperative of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development*. Varna, 2015. №1 (22). P. 4–9.

36. Kharlamova E.V., Shmandiy V.M., Kushnirenko A.A. Regulation of the impact of environmental hazards on the health of the population in territorial and administrative entities. *Electronic Scientific and Educational Bulletin "Health and Education in the XXI century"*. Kaliningrad, 2017. Volume 19, Number 10. P. 55–60.

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:

37. Shmandiy V.M., Rigas T.E., Kharlamova E.V. Decrease of influence of anthropogenic component of ecological danger on population health in Kremenchug social and economic zone. *Ecological problems of the present: detection and prevention of adverse effects of anthropogenically deterministic factors and climate change on the environment and public health: materials International. Forum on Human Ecology and Environmental Hygiene*. Moscow, 2017. P. 562–564.

38. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Scientific principles of monitoring of ecological danger states. *Modern problems of biology, ecology and chemistry: a collection of materials of the V International Scientific and Practical Conference*. Zaporozhye: AA Tandem, 2017. P. 225–226.

39. Shmandiy V.M., Kharlamova OV, Rigas T.E. Management of ecological

safety by obtaining sorbent from waste and applying it for wastewater treatment. *Ecological and technogenic safety. Protection of water and wind-powered pools. Waste utilization: international materials. scientific and technical conf.* Kharkov: KNUBA, 2017. P. 103–104.

40. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Radioactivity ecosystem as an indicator of the state of ecological safety. *Ecology, environmental protection and sustainable use of natural resources: a collection of abstracts of the 20th International Scientific and Practical Conference.* Kh. KhNU them. Karazin, 2017. P. 227–228.

41. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M. Analysis of the results of scientific research on environmental safety issues. *"ECOGEOFORUM-2017. Actual Problems and Innovations »: Abstracts of the International Scientific and Practical Conference.* Ivano-Frankivsk: Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas 2017. P. 152–154.

42. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Svytenko A.I., Malovany M.S. Problems of implementation of anaerobic-aerobic processes of biological wastewater treatment. *Water supply and drainage: design, construction, operation, monitoring: materials of the 2nd International Scientific and Practical Conference.* Lviv: ZUCTS, 2017. P.113–115.

43. Kharlamova O.V., Malovany M.S. Theoretical fundamentals of environmental safety management in conditions of natural and man-made load. *Actual problems of energy and ecology: materials of the XVI All-Ukrainian Scientific and Technical Conference.* Kherson: FOP Grin D.S., 2016. P. 105–106.

44. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Znayko V.Yu., Znayko N.S. Analysis of the state of technogenic-ecological danger in the industrial region. *Ecology. The environment Youth: materials of the V International Scientific Conference of Young Scientists and Students.* Poltava: PoltNTU, 2015. P. 101–104.

45. Kharlamova O.V., Zasyadko T.A. Technogenic earthquakes as a lithosphere factor in the formation of environmental hazards. *Week of ecologist-2015: Abstracts of the reports of the International Scientific Symposium.* Dniprodzerzhinsk:

DSTU, 2015. P. 200–203.

46. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Methodological aspects of the study of the impact of environmental hazards on humans and the environment in an industrially developed region. *Comprehensive influence of environmental and lifestyle factors on population health: diagnostics, correction, prevention: materials of the scientific plenum. Council of the Russian Federation on ecology of man and hygiene of the district. environment «Integrated impact of environmental factors and lifestyle on public health: diagnosis, correction, prevention»*, Moscow, 2014. P. 469–472.

47. Kharlamova E.V. Technogenic earthquakes as a perturbing factor in the system of ecological safety. *Applied aspects of technogenic and ecological safety: materials of the All-Ukrainian scientific-practical conference*. Kharkiv: National University of Civil Protection of Ukraine. X: NUTZU, 2013. P. 166–167.

48. Kharlamova E.V. Solving the issues of ensuring environmental safety by obtaining sorbents from the waste of the agro-industrial complex. *IVth All-Ukrainian Congress of Ecologists with International Participation (Ecology / Ecologi-2013): a collection of scientific articles*. Vinnitsa: Publishing-printing house DILO, 2013. P. 63–65.

49. Kharlamova O.V., Bezdenehneh L.A., Nechiporenko-Shabunin T.G., Shmandiy V.M. Preparation of nanostructured adsorbents from cereal wastes of the agro-industrial complex. *Problems of waste reclamation of everyday life, industrial and agricultural production: a collection of works of the III International scientific ecological conference*. Krasnodar: KSAU, 2013. P. 122–125.

**Scientific works, which additionally reflect the scientific results of the
dissertation:**

50. Malovanyy M.S., Nikiforov VV, Kharlamova O.V., Sinelnikov O.D. Method for obtaining biogas from blue-green algae: Pat. 105896 Ukraine: (51) IPC (2016.01), C12P 5/00. No. 2015 09295; Application 28.09.15; public Apr 11, 2011,

Bul. No. 7

51. Shmandiy V.M., Kharlamova OV, Bezneesnykh L.A. Method of obtaining a sorbent. Patent for utility model 119632 Ukraine, (51) IPC B01J 20/22 (2006.01) B01J 20/30 (2006.01). No. 2017 04957; application dated May 22, 2017; public Sep 25, 2011, Bul. No. 18

52. Malovanyy M.S., Slyusar VT, Kharlamova OV, Rigas T.E. Method for obtaining sorbent: patent for utility model 121757 Ukraine: (51) IPC B01J 20/22 (2006.01). No. 2017 07254; Application 10.07.17; public 11.12.2017, Bull. No. 23

ЗМІСТ

С.

ВСТУП.....	35
РОЗДІЛ 1 ВСТАНОВЛЕННЯ СТУПЕНЯ ДОСЛІДЖЕНОСТІ НАУКОВИХ ПРОБЛЕМ З МЕТОЮ ОБҐРУНТУВАННЯ ІДЕЇ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ.....	48
1.1 Взаємозв'язок безпеки та небезпеки. Становлення наукових уявлень щодо екологічної небезпеки	48
1.1.1 Структурно-логічна модель небезпеки	48
1.1.2 Формування екологічної небезпеки в об'єктах гідросфери та літосфери	52
1.1.3 Аналіз існуючих методів оцінки станів небезпеки	60
1.2 Розвиток концептуальних засад управління екологічною безпекою техногенно навантаженої соціально-економічної зони.....	69
1.2.1 Зниження природно-техногенного навантаження на гідросферу.....	71
1.2.2 Застосування адсорбентів для очищення компонентів довкілля від забруднення.....	73
1.2.3 Способи, технології та технічні рішення з ослаблення впливу літосферних процесів техногенного походження.....	74
1.2.4 Аналіз способів зниження рівня забруднення атмосферного повітря від токсичних викидів автомобільного транспорту	77
1.2.5 Стан проблеми адаптації системи екологічного аудиту щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки	84
1.3 Обґрунтування мети і завдань досліджень	85
РОЗДІЛ 2 МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИКОРИСТАНІ МЕТОДИ	89
2.1 Системний підхід до формування методології вирішення задач	

дисертаційного дослідження	89
2.2 Загальна характеристика матеріалів, які використовувались в дослідженнях	90
2.2.1 Сировина для отримання адсорбентів	90
2.2.2 Саобсток як компонент для виробництва біодизельного палива	91
2.2.3 Мікроводорості зі штучно створених водойм.....	91
2.3 Вибір ефективного способу оцінювання стану екологічної небезпеки.....	92
2.4 Методичні аспекти вивчення можливостей зниження рівня формованої у гідросфері екологічної небезпеки	96
2.4.1 Дослідження токсичних характеристик середовищ методами біотестування	96
2.4.2 Утилізація мікроводоростей з одержанням продукції цільового призначення.....	99
2.4.2.1 Обробка біомаси методами кавітації.....	99
2.4.2.2 Вивчення можливостей одержання альтернативного палива	102
2.4.2.3 Встановлення елементного складу мікроводоростей та продуктів їх переробки.....	104
2.5 Одержання адсорбентів та експериментальні дослідження їх властивостей	106
2.5.1 Методика одержання адсорбенту.....	106
2.5.2 Електронно-мікроскопічні методи дослідження структури та рельєфу поверхні	107
2.5.3 Встановлення основних фізико-хімічних характеристик.....	108
2.5.4 Визначення ефективності поглинання забруднювачів.....	111
2.6 Методика експериментального вивчення впливу техногенних землетрусів.....	113
2.7 Аналіз дії проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я	

населення.....	116
2.8 Висновки до розділу.....	117
РОЗДІЛ 3 ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ АНАЛІЗУ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ ПРИ ДІЇ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ ЯК НАУКОВА ПЕРЕДУМОВА РЕГУЛЮВАННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ..	119
3.1 Природно-антропогенна складова небезпеки	119
3.2 Закономірності та особливості виникнення і поширення екологічної небезпеки природно-антропогенного генезису	120
3.3 Наукові засади моніторингу станів екологічної небезпеки.....	124
3.4 Системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки за умови природно-антропогенного впливу.....	126
3.5 Особливості управління екологічною безпекою при природно- антропогенному навантаженні.....	129
3.6 Базові принципи реалізації досліджень з управління природно- антропогенною складовою екологічної безпеки у соціально-економічній зоні.....	130
3.7 Теоретико-аналітичні передумови розробки елементів управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах.....	132
3.8 Теоретичні аспекти надійнісної структуризації соціально- економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки	137
3.8.1 Аналіз закономірностей функціонування екологічних систем..	137
3.8.2 Адаптація теорії стійкості екосистем до аналізу станів екологічної безпеки.....	141
3.8.3 Адаптація теорії надійності до аналізу стійкості екосистем.....	146
3.8.4 Оцінка стану екологічної безпеки шляхом оцінювання параметрів радіоємності	157
3.8.5 Синергізм впливу сукупності чинників формування екологічної небезпеки на біоту соціально-економічної зони.....	158
3.9 Висновки до розділу.....	163

РОЗДІЛ 4 АНАЛІТИКО-ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ СПОСОБІВ ТА ЗАСОБІВ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ	166
4.1 Моніторингові дослідження формування та функціонування екологічної небезпеки в умовах природно-антропогенного впливу.....	166
4.1.1 Аргументація вибору конкретної соціально-економічної зони задля вивчення проявів небезпеки.....	167
4.1.2 Суб'єкти формування екологічної небезпеки у Кременчуцькій соціально-економічній зоні та динаміка її розвитку.....	168
4.1.3 Характеристика стану екологічної небезпеки за показниками деградації ґрунтово-рослинного покриву.....	181
4.1.4 Вплив проявів екологічної небезпеки на захворюваність населення	191
4.2 Організаційно-технологічні аспекти управління екологічною безпекою у природно-антропогенних об'єктах гідросфери	198
4.2.1 Вплив кавітаційних технологій на ефективність вилучення енергоносіїв у процесі утилізації мікрководоростей.....	198
4.2.2 Кінетична схема та математична модель біохімічних перетворень у процесі отримання енергоносіїв.....	204
4.2.3 Встановлення кінетичних параметрів процесу генерації біогазу за результатами верифікації експериментальних та розрахункових даних	207
4.2.4 Обґрунтування можливості використання відходів процесу вилучення енергоносіїв в аграрній сфері.....	208
4.3 Сорбційні та біотехнологічні аспекти регулювання стану екологічної безпеки.....	211
4.3.1 Наукове обґрунтування полістадійного способу отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу.....	211
4.3.2 Експериментальне підтвердження доцільності застосування	

одержаних адсорбентів щодо поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля	218
4.3.3 Знешкодження нафтовмісних твердих донних відкладень ...	226
4.4 Техніко-соціогенне обґрунтування рішень щодо зниження впливу проявів екологічної небезпеки, що провокуються літосферними процесами техногенного походження.....	230
4.5 Висновки до розділу.....	234
РОЗДІЛ 5 СИСТЕМА РЕГУЛЮВАННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ В УМОВАХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	238
5.1 Комплексний підхід щодо використання відходів у процесах, направлених на забезпечення еколого-енергетичної безпеки та одержання продукції цільового призначення	238
5.1.1 Обмеження впливу на елементи довкілля відходів агропромислового комплексу шляхом залучення їх у процеси виготовлення адсорбентів.....	239
5.1.2 Технологічні аспекти застосування одержаних адсорбентів при очищенні компонентів навколишнього середовища від забруднювачів	241
5.1.3 Утилізація відходів харчової промисловості з залученням розробленого адсорбенту з метою отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива)	243
5.1.4 Екологічна ефективність використання біодизельного палива, отриманого із відходів, в автотранспортних засобах.....	246
5.2 Поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах.....	252
5.2.1 Регулювання рівня екологічної безпеки у нафтозабруднених технологічних ставках	252
5.2.2 Зниження антропогенного навантаження на водний басейн шляхом поліпшення умов експлуатації систем зворотного	

водопостачання.....	254
5.2.3 Підвищення ефективності біологічного очищення міських господарсько-побутових стічних вод від органічних та азотовмісних сполук.....	259
5.2.4 Технологічні підходи до вилучення біомаси мікродоростей із штучних водойм.....	267
5.3 Реалізація системи організаційно-технічних рішень щодо послаблення негативного впливу фізичних чинників на людину та довкілля.....	267
5.4 Практичні аспекти структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки.....	271
5.4.1 Стійкість та радіоємність каскаду Дніпровських водосховищ.....	271
5.4.2 Адаптація системи екологічного аудиту до об'єктів підвищеної екологічної небезпеки.....	277
5.4.3 Використання магніторідинних герметизаторів з метою забезпечення екологічної безпеки експлуатації електродвигунів	285
5.5 Висновки до розділу	288
ВИСНОВКИ.....	293
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	298
ДОДАТКИ.....	333
Додаток А.....	334
Додаток Б.....	342
Додаток В.....	348
Додаток Г.....	354
Додаток Д.....	361
Додаток Е.....	362
Додаток Ж.....	364
Додаток И.....	366
Додаток К.....	368
Додаток Л.....	370

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження (актуальність). Екологічна безпека, на наш погляд, який підкріплений результатами аналізу літературних джерел та власних досліджень, охоплює практично всі сфери життєдіяльності суспільства. Тому проблеми екологічної безпеки багатогранні, що визначає широкий спектр напрямів наукових досліджень у цій галузі. Стрімкий розвиток науки та техніки, зумовлений потребами економіки, призвів до появи небезпеки для здоров'я людини та навколишнього середовища. У створеній техносфері виникла суттєва потенційна небезпека від антропогенних чинників, дія яких одного порядку або перевищує вплив природних екологічних чинників на людину та середовище її існування. А сумісна дія природних та антропогенних чинників може суттєво підвищити рівень екологічної небезпеки. Це потребує проведення серйозних наукових досліджень задля гарантування захисту людини та довкілля від впливу природно-антропогенних чинників. Літературні дані щодо структурно-логічної ієрархічної моделі екологічної небезпеки та особливостей її формування не дають повного уявлення стосовно природно-антропогенного типу небезпеки, в першу чергу техногенного впливу (та можливості його мінімізації) на об'єкти гідросфери і літосфери.

Аналіз результатів наукових досліджень із розробки способів та методів зниження рівня природно-техногенного навантаження на гідросферу, ослаблення впливу літосферних процесів техногенного походження й об'єктів підвищеної екологічної небезпеки, одержання ефективних адсорбентів із відходів та застосування їх для очищення компонентів довкілля від забруднення показав недостатню розвиненість комплексного підходу до вирішення зазначених проблем. Недостатня увага науковців приділяється встановленню закономірностей та вивченню особливостей впливу природної складової екологічної небезпеки на умови формування та поширення у просторово-часовому континуумі небезпеки антропогенного походження.

Таким чином, розвиток науково-методологічних засад управління

екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження є актуальною *науково-прикладною проблемою*.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Тематика дисертаційної роботи відповідає пріоритетним напрямам діяльності, окресленим в «Основних напрямках державної політики України в області охорони навколишнього середовища, використання природних ресурсів і забезпечення екологічної безпеки», затверджених Постановою Верховної Ради України № 188/98-ВР від 05.03.1998 року. Дисертаційну роботу виконано відповідно до «Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затверджених Законом України № 2818-VI від 21.12.2010 року, а також плану науково-дослідних робіт Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського (КрНУ) та кафедри екологічної безпеки та організації природокористування (ЕБОП). В основу дисертації покладено результати науково-дослідних робіт, у яких автор брав участь як виконавець: «Розробка програми постійного контролю та спостереження «моніторингу» за забрудненням атмосферного повітря в м. Кременчуці на відповідність вмісту забруднюючих речовин нормам ГДК, інтегровану з існуючою системою моніторингу лабораторії спостереження за забрудненням атмосферного повітря (ЛСЗА) м. Кременчука» (№ ДР 0117U001768); «Дослідження санітарно-гігієнічного стану чагарниково-деревинного складу на території парку «Воїнів-Інтернаціоналістів», як складової частини регіонального ландшафтного парку «Кагамлицький»» (№ ДР 0118U001470); «Переробка жирових відходів з отриманням біодизельного палива» (№ ДР 0118U001458); «Наукова еколого-експертна оцінка матеріалів «Екологічна ситуація, що склалась у районі Північного промвузла м. Кременчука, до якого належать потужні підприємства-забруднювачі (ПАТ «Укртатнафта», філія Кременчуцька ТЕЦ ПАТ «Полтаваобленерго», ПАТ «КЗТВ», промивально-пропарювальна станція ВП «Вагонне депо Кременчук» та ін.)»» (№ ДР 0118U005136).

Мета наукового дослідження полягає у розробленні теоретичних основ та практичних рішень щодо управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження на основі закономірностей формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні.

Для досягнення мети в роботі поставлено та вирішено такі **завдання**:

– розробити методологічні аспекти дисертаційного дослідження, виявити та застосувати ефективні апробовані методи проведення теоретичних та прикладних досліджень;

– розширити та поглибити наукові уявлення щодо закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки в умовах дії природно-антропогенних чинників. Розробити модель формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні під впливом природно-антропогенних чинників;

– обґрунтувати загальні теоретичні положення щодо управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження. Розробити схему реалізації наукових досліджень задля забезпечення ефективного управління безпекою у соціально-економічній зоні;

– провести наукове обґрунтування методології аналізу можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в соціально-економічній зоні (СЕЗ). Розробити універсальний підхід щодо надійної структуризації СЕЗ із застосуванням параметрів радіємності як індикатора впливу різноманітних природно-антропогенних чинників на біоту;

– здійснити моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки на прикладі Кременчуцької СЕЗ;

– провести експериментальні дослідження способів та засобів управління екологічною безпекою;

– розробити комплексну систему регулювання стану екологічної безпеки СЕЗ в умовах природно-антропогенного навантаження на основі проведення моніторингу формування та проявів небезпеки, створення та удосконалення

технічних засобів, що забезпечують обмеження (запобігання) негативного впливу на людину і навколишнє середовище.

Об'єкт дослідження – процеси формування та поширення екологічної небезпеки в умовах природно-антропогенного навантаження під впливом соціогенних і техногенних чинників.

Предмет дослідження – управління екологічною безпекою в техногенно навантаженій соціально-економічній зоні.

Методи дослідження. Теоретичні дослідження методично забезпечені класичними методами наукового пізнання: логічного аналізу інформації, наукового узагальнення, дедукції та аналогій. У процесі проведення практичних та експериментальних досліджень використані такі методи: електронної мікроскопії, рентгенофазового аналізу, інфрачервоної спектрофотометрії, фотоколориметрії – для дослідження складу, структури і властивостей розроблених адсорбентів; реєстрації механічних коливань із аналізом амплітудно-частотних параметрів – для вивчення наслідків впливу землетрусів техногенного походження; біотестування – для оцінювання екологічного стану водного середовища; регресивно-кореляційного аналізу – для оцінки впливу проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я населення; статистичної ідентифікації даних моделям – для перевірки однорідності та достовірності експериментальних даних. Обробка результатів експериментів проводилась із використанням математичної статистики в пакеті MS Excel та графоаналітичних методів за допомогою прикладного пакету Advanced Grapher.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у такому:

– *вперше* розроблено модель формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні під впливом природно-антропогенних чинників, яка включає сукупність внутрішньозонових чинників та враховує зовнішній природно-антропогенний вплив і поширення небезпеки за межі зони. Використання моделі дає змогу ефективно здійснювати моніторинг станів небезпеки та визначати заходи із управління екологічною безпекою;

– *вперше* науково обґрунтовано загальні теоретичні положення щодо управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження (послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки здійснюється унаслідок оптимального впливу на параметри середовища її поширення; мінімізація одночасної присутності складових екологічної небезпеки зменшує ступінь впливу на людей та довкілля; реалізація заходів із управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів небезпеки під їх впливом можуть бути розосереджені як в просторі, так і у часі), які є науковим підґрунтям для розроблення ефективних технічних рішень з управління екологічною безпекою у конкретній соціально-економічній зоні;

– *вперше* створено наукові засади реалізації ієрархічної схеми досліджень процесу управління природно-антропогенною складовою екологічної безпеки у соціально-економічній зоні (СЕЗ), що включає: встановлення ролі природних чинників у формуванні та поширенні небезпеки, виявлення антропогенних джерел небезпеки, аналіз проявів небезпеки, дослідження зміни показників стану природного середовища, розроблення заходів з управління екологічної безпекою;

– *вперше* з позицій системного аналізу науково обґрунтовано методологію аналізу можливих впливів на біоту та довкілля об'єктів підвищеної небезпеки в СЕЗ, яка структурована на етапи (декомпозиція СЕЗ на підсистеми, визначення особливостей функціонування кожної підсистеми у взаємодії з іншими, встановлення інтегральних параметрів для СЕЗ). Визначено універсальний підхід щодо надійної структуризації СЕЗ, який полягає у встановленні параметрів радіємності та застосуванні їх як індикатора стану екологічної безпеки;

– *вперше* науково обґрунтовано полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу, який включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію (для забезпечення однорідності гранулометричного складу) та стадію кавітації (для

збільшення ступеню поризації). У результаті застосування способу підвищується рівень екологічної безпеки за рахунок ефективного вилучення забруднень в геосферах та економії природних ресурсів, що використовувались у традиційних способах отримання адсорбенту;

– *розширено наукові уявлення* щодо закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки в умовах дії природно-антропогенних чинників, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки – виявленням для конкретної СЕЗ тільки її властивих домінуючих за інтенсивністю можливого впливу складових небезпеки з урахуванням ефекту синергії; встановленням особливостей розміщення джерел небезпеки відносно певних об'єктів з урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється. Зазначене є теоретичним фундаментом для практичного визначення станів екологічної небезпеки;

– *набуло подальшого розвитку* наукове обґрунтування використання параметрів деградації ґрунтово-рослинного покриву як індикатора стану формованої екологічної небезпеки в СЕЗ в умовах природно-антропогенного навантаження шляхом встановлення кореляції між показниками накопичення важких металів у ґрунтах та листі дерев, кислотної деградації і дегуміфікації ґрунту, ступеня пошкодження листя і хвої рослин та рівнем антропогенної складової екологічної небезпеки;

– *набули подальшого розвитку* наукові засади управління екологічною безпекою за умови впливу літосферних процесів техногенного походження шляхом розроблення за результатами екологічного моніторингу системи технічних заходів, зокрема, зміни параметрів середовища між джерелом небезпеки та об'єктом, на який вона впливає.

Практичне значення отриманих результатів:

1. Застосування у практичній діяльності встановлених закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки, розробленої моделі формування небезпеки в СЕЗ під впливом природно-антропогенних

чинників дозволяє забезпечити розробку ефективних технічних рішень для управління екологічною безпекою.

2. Розроблена на основі встановлених закономірностей управління екологічною безпекою система регулювання її стану в умовах природно-антропогенного навантаження дає можливість впливати на еколого-енергетичну безпеку соціально-економічної зони, знижувати вплив на людей та довкілля шкідливих хімічних та фізичних чинників.

3. Практична реалізація комплексного підходу щодо утилізації відходів в полістадійному процесі виготовлення адсорбентів та застосування останніх для очищення компонентів довкілля дозволяє підвищити рівень екологічної безпеки у місцях складування відходів за рахунок вилучення забруднень, а також отримати енергоносії (біодизельне паливо, біогаз і т.і.), що сприяє забезпеченню енергетичної безпеки.

4. Застосування пошарової схеми очищення забруднених нафтопродуктами технологічних ставків із використанням біодеструктора нафти для знешкодження твердих донних відкладень дозволило довести вміст залишкових забруднень на технологічному об'єкті Кременчуцької СЕЗ до значень, нижчих за ГДК. Регулювання рівня екологічної безпеки запропонованим способом може бути реалізовано в техногенно навантажених регіонах, де поширені забруднення територій нафтою та продуктами її переробки.

5. Розроблена на основі теоретичних положень формування природно-антропогенної складової екологічної небезпеки система технічних рішень щодо зниження впливу різних типів джерел техногенних землетрусів реалізована шляхом штучної зміни параметрів середовища в напрямку проходження механічних хвиль. Система може бути реалізована для забезпечення екологічної безпеки у різних техногенно навантажених урбосистемах.

Технічну новизну запропонованих у роботі рішень із розробки полістадійного способу отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу та способу

отримання біогазу із синьо-зелених водоростей підтверджено 3-ма патентами України на корисну модель (пат. № 119632, *додаток Б* дисертації; пат. № 121757, *додаток В* дисертації; пат. №105896, *додаток Г* дисертації).

Практична цінність результатів підтверджена 4 актами упровадження. Розроблені у дисертаційній роботі наукові положення щодо моніторингу проявів екологічної небезпеки використані відділом екологічної безпеки виконавчого комітету Кременчуцької міської ради (акт впровадження від 07.07.17, *додаток Д* дисертації). «Програму постійного контролю та спостереження (моніторингу) за забрудненням атмосферного повітря в м. Кременчуці» затверджено рішенням Виконавчого комітету Кременчуцької міської ради (рішення № 1159 від 30.10.2017).

Полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу апробовано в науково-виробничій фірмі “Реагент” (акт впровадження від 12.05.18, *додаток Е* дисертації). Отриманий адсорбент використано на станції приймання стоків ТзОВ «ПАНСЕМАЛ» для очищення забруднених технологічним мастилом стоків (акт впровадження від 17.05.18, *додаток Ж* дисертації).

Технічні рішення щодо зниження впливу різних типів джерел техногенних землетрусів впроваджено в практичну роботу Науково-технічного центру Полтавського відділення Інженерної академії наук України (акт впровадження від 18.04.18, *додаток И* дисертації).

Результати дисертаційного дослідження використовуються у навчальному процесі у Кременчуцькому національному університеті імені Михайла Остроградського: на лекційних та практичних заняттях з навчальної дисципліни «Екологічна безпека» підготовки бакалаврів, а також у виконанні випускних кваліфікаційних робіт; у навчальній та науковій складових підготовки доктора філософії зі спеціальності 101 «Екологія» (акт впровадження від 07.02.18, *додаток К* дисертації).

Особистий внесок здобувача. У дисертації узагальнені результати досліджень, в яких автор брав безпосередню участь. Особисто дисертанту належить формулювання наукової проблеми, мети й завдань досліджень, обґрунтування положень наукової новизни, встановлення практичної значимості результатів, формулювання висновків. Автором проведено аналіз літературних джерел за темою дисертаційної роботи; обґрунтовано методологію та визначено ефективні методи досліджень; проведено експериментальні та прикладні дослідження; здійснено обробку даних та їх інтерпретацію; встановлено закономірності і особливості функціонування екологічної небезпеки та розроблено загальні теоретичні положення і конкретні технічні рішення щодо управління екологічною безпекою в умовах дії природно-антропогенних чинників; запропоновано полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності.

Внесок автора у роботи, які виконані у співавторстві, полягає у наступному. У монографіях [1, 2] дисертанту належить «наукове обґрунтування теоретичних та практичних аспектів надійнішої структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки» та «створення методології теоретичних і експериментальних досліджень, проведення моніторингу станів екологічної небезпеки, розробка теоретичних основ аналізу формування екологічної небезпеки та системи управління безпекою», відповідно. У колективних монографіях [3–5] викладено результати наступних досліджень автора: «визначення екологічної ефективності використання отриманого із відходів біодизельного палива», «обґрунтування технологічних прийомів підвищення ефективності процесу біологічного очищення господарсько-побутових стічних вод», «визначення шляхів уникнення екологічної небезпеки у водосховищах Дніпровського каскаду», відповідно. У наукових статтях внесок автора наступний: [6] – розроблення класифікації методів оцінки стану екологічної небезпеки на основі інтегральних і диференціальних підходів, [7] – виявлення проявів екологічної небезпеки у штучно створених об'єктах гідросфери, [8] – встановлення можливості та

доцільності виробництва енергоносіїв із синьо-зелених водоростей, [9] – обґрунтування застосування ГІС-технологій та методів нечіткого логічного аналізу в системі управління екологічною безпекою щодо об'єктів підвищеної небезпеки, [10] – експериментальні дослідження впливу поля гідродинамічної кавітації на біомасу, [11] – встановлення ефективності застосування стадії кавітації, визначення складу відпрацьованої біомаси, [12] – наукове обґрунтування системного підходу до аналізу формування екологічної небезпеки в умовах природно-техногенного впливу, розробка теоретичних основ управління екологічною безпекою, [13] – визначення впливу бенз[а]пірену на стан екологічної безпеки харчових продуктів та компонентів довкілля, [18] – моніторинг станів екологічної небезпеки у Кременчуцькій СЕЗ, [19] – наукове обґрунтування використання ґрунтово-рослинного покриву як індикатора рівня формованої екологічної небезпеки, [21] – математичне моделювання процесу виробництва біогазу із мікрководоростей, підтвердження адекватності теоретичних розробок експериментальним даним, [22] – обґрунтування можливості застосування природних адсорбентів для виробництва органо-мінерального добрива із використанням аграрних відходів, [23] – дослідження суміші дизельного палива з біопаливом, виготовленим із залученням відходів, [25] – оцінка техногенного ризику в процесі експлуатації обладнання на об'єктах підвищеної екологічної небезпеки, обґрунтування використання магніторідинних герметизаторів для зниження рівня екологічної небезпеки, [26] – розроблення теоретичних засад та практичних заходів з управління екологічною безпекою у соціально-економічній зоні, [28] – наукове обґрунтування етапів комплексної технології утилізації мікрководоростей, [29] – моніторинг станів екологічної небезпеки в водах дніпровських водосховищ на території Кременчуцької СЕЗ, [30] – розроблення методологічних підходів до моніторингу станів екологічної небезпеки, [31] – експериментальні дослідження застосування інгібіторів корозії в системах зворотного водопостачання для зниження рівня екологічної небезпеки, [32] – дослідження процесу комплексного перероблення мікрководоростей із одержанням

біодизельного палива та біогазу, [33, 36] – виявлення наслідків проявів екологічної небезпеки в Кременчуцькій СЕЗ та їх впливу на станом здоров'я населення, [34] – встановлення ефективності застосування адсорбентів, розроблення технічних рішень з управління екологічною безпекою, [35] – обґрунтування способу утилізації синьо-зелених водоростей для забезпечення еколого-енергетичної безпеки.

У патентах [50–52] автору належить розроблення формул корисних моделей за результатами експериментальних досліджень, обґрунтування задекларованих у патентах способів отримання біогазу із мікрководоростей, виготовлення адсорбентів із використанням електростатичної сепарації та кавітації, відповідно.

Вищезазначена нумерація робіт, виконаних у співавторстві, відповідає списку праць дисертанта, наведеному у *Додатку А* дисертації.

Апробація результатів роботи. Основні наукові та практичні результати дисертаційних досліджень доповідалися та отримали позитивну оцінку на таких конференціях: XV, XIV, XIII Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, 2017 р., 2016 р. та 2015 р. відповідно); VI, IV Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю «Екологія – 2017» (м. Вінниця, 2017 р.); XVII, XVI Міжнародній науково-практичній конференції «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (м. Кременчук, 2017 р. та 2015 р., відповідно); XX Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта-наука-виробництво-2017» (м. Харків, 2017 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «ЕКОГЕОФОРУМ-2017. Актуальні проблеми та інновації» (м. Івано-Франківськ, 2017 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг» (м. Львів, 2017 р.); Міжнародній науково-технічній конференції «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного

басейнів. Утилізація відходів» (м. Харків, 2017 р.); V Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми біології, екології та хімії» (м. Запоріжжя, 2017 р.); Международном форуме по экологии человека и гигиене окружающей среды «Экологические проблемы современности: выявление и предупреждение неблагоприятного воздействия антропогенно детерминированных факторов и климатических изменений на окружающую среду и здоровье населения» (м. Москва, 2017 р.); IV Міжнародному конгресі «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2016 р.); XVI Всеукраїнській науково-технічній конференції «Актуальні проблеми енергетики та екології» (м. Одеса, 2016 р.); V Міжнародній науковій конференції молодих вчених і студентів «Екологія. Довкілля. Молодь: матеріали» (м. Полтава, 2015 р.); Международном научном симпозиуме «Неделя эколога-2015» (м. Дніпродзержинськ, 2015 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (м. Харків, 2015 р. та 2013 р.); Пленуме научного совета по экологии человека и гигиене окружающей среды «Комплексное воздействие факторов окружающей среды и образа жизни на здоровье населения: диагностика, коррекция, профилактика» (м. Москва, 2014 р.); Международной научной экологической конференции «Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства» (м. Краснодар, 2013 р.).

Публікації. Основні положення дисертації опубліковано в 52 наукових працях, з яких: 5 монографій; 31 стаття, зокрема 20 – у фахових наукових виданнях України з технічних наук, 3 – у фахових наукових виданнях України з географічних та біологічних наук, 1 – у інших наукових виданнях України, 3 – у виданнях, що індексуються БД Scopus та/або Web of Science, 4 – у закордонних наукових періодичних виданнях; 13 тез доповідей у матеріалах міжнародних та всеукраїнських конференцій; 3 патенти України на корисну модель.

Структура і обсяг роботи. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, 5 розділів, загальних висновків, списку використаних джерел і додатків. Основний текст із 23 таблицями та 76 рисунками викладено на 263 сторінках, список використаних джерел з 313 найменувань розміщено на 34 сторінках, 10 додатків – на 62 сторінках. Загальний обсяг роботи складає 371 сторінку.

РОЗДІЛ 1

ВСТАНОВЛЕННЯ СТУПЕНЯ ДОСЛІДЖЕНОСТІ НАУКОВИХ ПРОБЛЕМ З МЕТОЮ ОБҐРУНТУВАННЯ ІДЕЇ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ

Відповідно до мети дисертаційної роботи розглядались аспекти управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження на основі закономірностей формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні. Внаслідок синергічності впливів джерел екологічної небезпеки різного генезису, природи та інтенсивності, нами здійснена спроба врахування якомога більшого числа таких джерел незалежно від їх інтенсивності, оскільки результат їх синергічного впливу на довкілля прогнозувати важко, а деколи неможливо. Такий запропонований нами системний підхід збігається із висновками цілого ряду дослідників (С.А. Боголюбов, Г.І. Рудько, В.І. Данилов–Данильян, В.М. Шмандій, А.Б. Качинський, М.М. Биченок, О.М. Трофімчук, та ін.), які на протязі ряду років встановлювали особливості формування екологічної небезпеки в умовах комплексного природно-антропогенного навантаження техногенно навантажених регіонів [1–20].

1.1 Взаємозв'язок безпеки та небезпеки. Становлення наукових уявлень щодо екологічної небезпеки

Результати аналізу літературних даних, свідчать про те, що в сучасних наукових дослідженнях не завжди враховуються навіть основні чинники, що впливають на стан безпеки [1].

1.1.1. Структурно-логічна модель небезпеки. Ми притримуємося точки зору [21], згідно якої структурно-логічна модель екологічної небезпеки є ієрархічною системою із трьох рівнів: типи, класи, види та підвиди (рис. 1.1), що корелюється із введеними Н.Ф. Реймерсом [22] групами чинників, які викликають екологічне неблагополуччя.

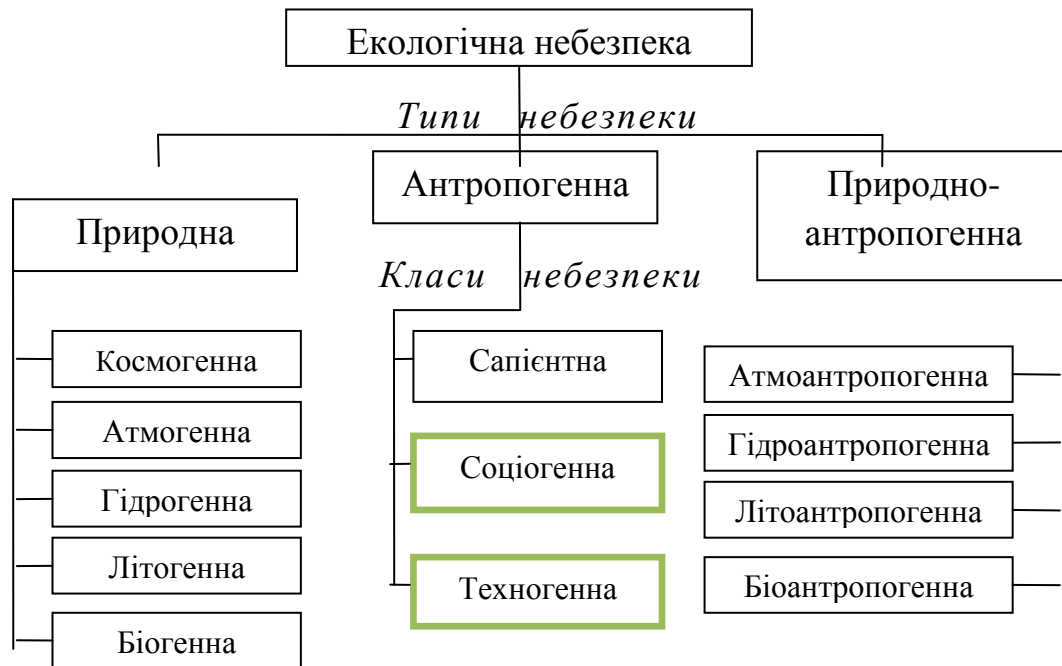


Рисунок 1.1 – Структура-логічна модель екологічної небезпеки

Перший рівень моделі включає три типи: природну, природно-антропогенну, антропогенну небезпеку.

Природний тип небезпеки виникає під час дії процесів та явищ, що протікають у природних умовах. Природно-антропогенна небезпека виникає в результаті дії людини на природні чинники. Результати цієї діяльності іноді є поштовхом до розвитку тих природних екологічно небезпечних явищ, які в природних умовах могли б не відбуватися. Небезпека антропогенного типу створюється завдяки діяльності людини, чинники якої за ступенем значущості є першочерговими в ході її формування.

Розглянемо другий рівень класифікації - класи небезпеки. Зокрема, у складі антропогенного типу виділено три класи: сапієнтна, техногенна та соціогенна небезпека. Небезпека сапієнтного класу (від Homo Sapiens) характеризується проявом чинників біологічної суті людини і відповідає використовуваному Реймерсом поняттю антропічної форми прямої дії на природу. Техногенна складова екологічної небезпеки характеризує вплив на людину та довкілля, що пов'язаний із технічними засобами та технологіями господарської діяльності. Соціогенна небезпека розглядається як така, що

пов'язана із невірним, неповним та неточним формуванням поглядів у суспільстві на довкілля і місце в ньому людини. Величина небезпеки залежить від рівня освіти, економічного та культурного розвитку суспільства.

Третій рівень моделі – види небезпеки. Зокрема техногенна небезпека включає 4 види, що характеризуються фізичними, хімічними, біологічними чинниками та чинниками трансформації ландшафтів.

Четвертий рівень класифікації – підвиди небезпеки. Наприклад, для екологічної небезпеки, сформованої фізичними чинниками, характерними є підвиди, які пов'язані з радіаційним, шумовим, вібраційним, електромагнітним забрудненням навколишнього середовища і т.п.

У дослідженнях [23–25] розширена ієрархічна структура техногенного класу та розроблена детальна структура соціогенного класу екологічної небезпеки (рис. 1.2 та 1.3).



Рисунок 1.2 – Структура техногенного класу екологічної небезпеки

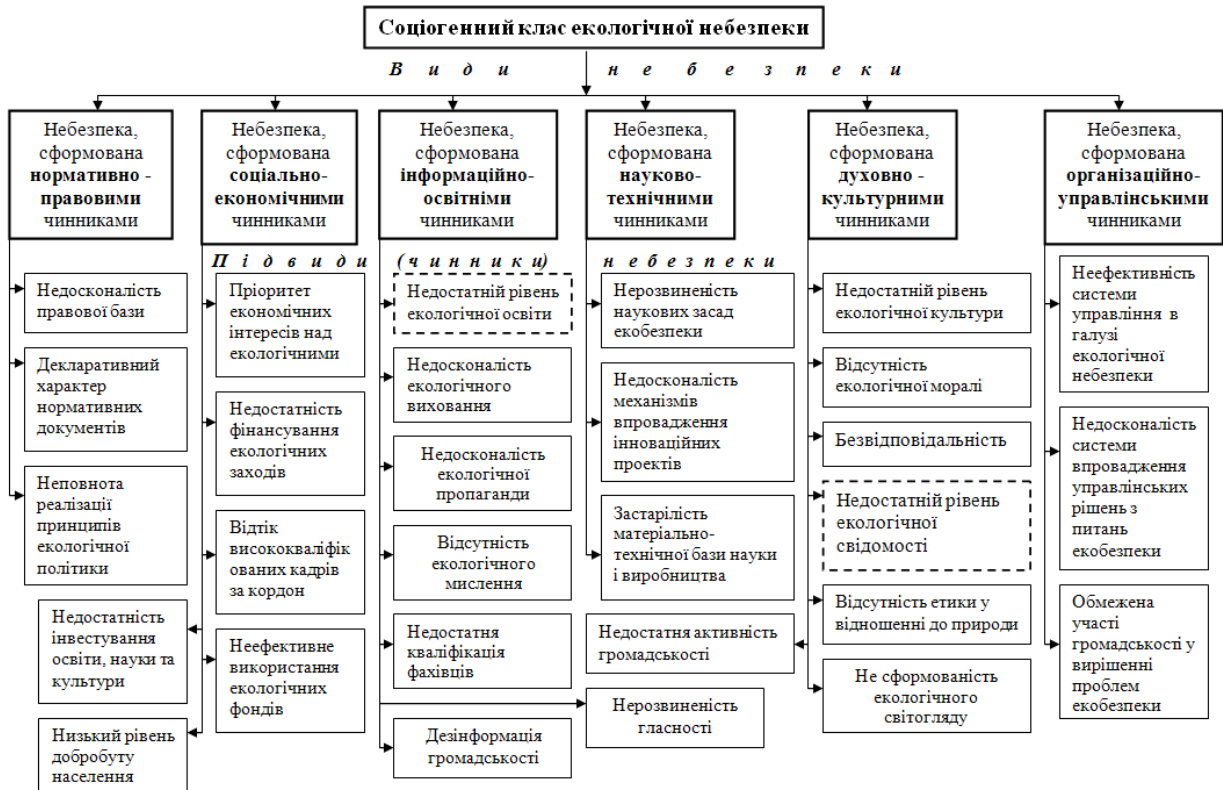


Рисунок 1.3 – Ієрархічна структура соціогенного класу екологічної небезпеки

У структурі соціогенного класу екологічної небезпеки виділено [26] шість видів що охоплюють основні сфери життєдіяльності людства.

Розглянемо вид небезпеки, що формується нормативно-правовими чинниками [27]. Недостатність правової бази, полягає в тому, що в існуючих документах практично відсутні положення превентивного характеру. Покарання за порушення екологічного законодавства не є жорстким, а система заохочень за реалізацією заходів із управління екологічною безпекою не досконала. Недоліком правової бази є декларативний характер деяких нормативних документів.

Звернемося до виду небезпеки, що формується соціально-економічними чинниками. Більшість підприємств реалізує економічну модель, в якій чільне місце займає прибуток. Формується екологічна небезпека, яка базується на пріоритеті економічних інтересів над екологічними.

Що відноситься до виду небезпеки, що формується науково-технічними чинниками, то слід констатувати нерозвиненість наукових принципів

управління екобезпекою. Тому в екологічній політиці держави багато красивих гасел, але недостатньо ефективних дій. Поставлені стратегічні завдання не виконуються, тому що методи втілення їх у життя або неефективні, або взагалі відсутні.

Чинником формування екологічної небезпеки є недосконалість впровадження інноваційних проектів. Інновації можна розглядати як рішення задач проблемного характеру. Якщо дійсно важливий інноваційний проект не втілюється або втілюється частково, то вирішення проблемного питання не відбувається.

На певних об'єктах господарювання має місце застаріла матеріально-технічна база, що є потенційним носієм техногенних аварій та катастроф. Застарілі елементи виробництва втрачають в процесі довготривалої експлуатації свої технічні можливості, а разом з цим екологічну безпечність, сприяють значним обсягам викидів та скидів шкідливих речовин, підвищеним рівням шкідливих фізичних впливів і в підсумку формують екологічну небезпеку.

Для виду небезпеки, що формується організаційно-управлінськими чинниками, головною метою управління є досягнення гармонізації соціального, економічного та екологічного розвитку. Але в більшості випадків слід констатувати неефективність системи управління та контролю, про що свідчить все більш деградуючий стан навколишнього середовища. Важливим елементом системи управління є контроль, який повинен забезпечувати впевненість у тому, що підприємство реалізує програму управління екологічною безпекою. Відсутність належного контролю не дозволяє виявити зміни, які є важливими і вимагають корегування програми.

Але в Україні не існує системи зацікавленості громадськості в активних діях.

1.1.2.Формування екологічної небезпеки в об'єктах гідросфери та літосфери. Водні ресурси є одними із найуразливіших, через це забезпечення ними потреб людства стає досить проблемним із перспективою подальшого

погіршення. За оцінками міжнародних експертів, унаслідок антропогенної діяльності та глобальної зміни клімату ресурси прісної води у світовому масштабі стрімко скорочуються і стають дефіцитними для багатьох країн та регіонів. Очікується, що до 2025 року нестача води у країнах з високими темпами розвитку збільшиться на 50 %, у розвинутих державах – на 18 %. Прогнозується, що у 2030 році від нестачі прісної води потерпатиме 47 %, у 2050 році – до 2/3 населення планети [28].

Питне водопостачання в Україні характеризується значним переважанням поверхневих джерел (близько 80 %), якість води у яких залежить переважно від їх екологічного стану та ефективності роботи станцій водопідготовки. Не зважаючи на спад промислового виробництва за останні роки та відповідно зменшення антропогенного навантаження на природні водойми, в країні існує тенденція до погіршення якості природних вод у водоймах I і II категорії за санітарно-хімічними показниками.

Забруднюючі речовини у природних водах знаходяться у розчиненому, колоїдному і зваженому станах та утворюють динамічну систему, у якій під впливом фізичних, хімічних і біологічних чинників безперервно переходять з одного стану в інший. На сьогодні визначена значна кількість органічних речовин і всі вони у тій чи іншій мірі можуть знаходитися у джерелах водопостачання [29]. Серед природних органічних речовин найбільш поширені гумінові та фульвокислоти, органічні кислоти, феноли, азотовмісні речовини, карбонільні сполуки тощо [30].

Проблема надходження органічних речовин у водойми за рахунок природних процесів стоїть дуже гостро, що в першу чергу пов'язано з аномально високими температурами та антропогенним навантаженням. Особливо ця ситуація погіршується у літні періоди та проявляється у надмірному надходженні біогенних елементів у водойми. При цьому значна увага приділяється процесам евтрофікації. Так, згідно з чисельними даними [31–34] проблема надходження біогенних елементів і органічного забруднення поверхневих вод властива для більшості гідрографічних мереж усіх областей України. Комплексна оцінка

екологічного стану поверхневих водних об'єктів за показниками забруднення біогенними елементами представлена в табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Екологічний стан водних об'єктів України за показниками вмісту біогенних елементів по відношенню до їх граничного вмісту

Водний об'єкт	Концентрація забруднювача відносно граничного вмісту ¹				Екологічний стан
	Азот амонійний	Азот нітратний	Азот нітритний	Фосфати	
Басейни річок:					
Західний Буг	$\frac{1,3 - 6}{2,7}$	$\frac{3 - 7,8}{4,7}$	$\frac{7-15}{9,3}$	$\frac{1,3 - 5,6}{2,6}$	Якість води в усіх басейнах за середніми рівнями показників, відповідає III-му класу якості «задовільні». За ступенем чистоти, згідно екологічної класифікації, води відносяться до категорії помірно забруднених. За рівнем трофності води відносяться до евтрофного типу.
Дунай	$\frac{<1 - 1,6}{<1}$	$\frac{1,4 - 3}{1,9}$	$\frac{1 - 2,9}{2,5}$	$\frac{<1 - 7,8}{1,5}$	
Дністер	$\frac{<1 - 2}{1,5}$	$\frac{2,4 - 4}{3,2}$	$\frac{3 - 12}{5,3}$	$\frac{<1 - 2}{1,5}$	
Дніпро	$\frac{1,5 - 2,5}{1,9}$	$\frac{1,6 - 3,4}{2,2}$	$\frac{3 - 9}{4,8}$	$\frac{2 - 3,6}{2,7}$	
Південний Буг	$\frac{1,8 - 6}{2,8}$	$\frac{1,8 - 6}{2,8}$	$\frac{1,1 - 3}{2,1}$	$\frac{1,8 - 4,4}{2,7}$	
Сіверський Донець	$\frac{1,2 - 2,2}{1,5}$	$\frac{3,2 - 4}{3,6}$	$\frac{5 - 9}{6,1}$	$\frac{5,9 - 12}{7,8}$	
Водосховища:					
Канівське	$\frac{<1 - 3,7}{2,3}$	$\frac{<1 - 3,8}{3}$	$\frac{1,2 - 9}{4,7}$	$\frac{<1 - 3,3}{1,9}$	Якість води відповідає III-му класу якості «Задовільні». За ступенем чистоти, згідно екологічної класифікації, води відносяться до категорії помірно забруднених. За рівнем трофності води відносяться до евтрофного типу.
Кременчуцьке	$\frac{1,3 - 2,5}{1,6}$	$\frac{<1 - 3,6}{1,7}$	$\frac{2 - 9}{3,4}$	$\frac{<1 - 2,4}{1,7}$	
Дніпродзержинське	$\frac{<1 - 7,3}{1,9}$	$\frac{<1 - 4}{2}$	$\frac{1,6 - 6}{3,9}$	$\frac{<1 - 3,3}{2,1}$	
Дніпровське	$\frac{<1 - 1,2}{<1}$	$\frac{<1 - 7}{2,8}$	$\frac{<1 - 7}{4,9}$	$\frac{<1 - 4,3}{2,4}$	
Каховське	$\frac{<1 - 6}{1,6}$	$\frac{<1 - 1,7}{1,2}$	$\frac{<1 - 3}{1,9}$	$\frac{<1 - 3,6}{2}$	

Примітка: 1 Чисельник – діапазон величин перевищення рівня ЕДК від мінімального до максимального значення, яке зафіксовано для водного об'єкту. Знаменник – середня величина перевищення рівня ЕДК за багаторічний період.

Дані табл. 1.1 засвідчують, що басейни великих річок України і водосховища Дніпровського каскаду знаходяться в незадовільному екологічному стані, спостерігаються постійні, а іноді й значні, перевищення

вмісту основних біогенних елементів. Екологічний стан всіх водних об'єктів відповідає III-му класу якості «Задовільні», а за рівнем трофності належать до евтрофного типу. Для всіх водних об'єктів характерні процеси росту видового різноманіття планктону, «цвітіння» води та розвитку діатомових водоростей, підвищення трофності водойм, порушення кисневого режиму, темпів і співвідношення процесів продукування та розкладання органічних речовин.

Враховуючи те, що 70 % потреб України у питній воді задовольняється за рахунок Дніпровського водозбірного басейну, ліквідація надходження забруднень до р. Дніпро, охорона та відновлення якості його вод та екосистем має бути постійним пріоритетом держави. Попри прийняття чисельних нормативно-правових актів, програм, що регулюють водокористування, тенденції до погіршення стану водних ресурсів в країні свідчать про недостатню ефективність державної політики у сфері охорони водних ресурсів та їх раціонального використання.

Накопичення біогенних елементів у водоймах призводить до появи процесів незбалансованої евтрофікації, сприяючи інтенсивному розвитку водоростей, і цвітінню води. Такі процеси викликають замори риби, погіршують кисневий режим водойм, що пояснюється малим проникненням сонячних променів (через наявність фітопланктону на поверхні) і, як наслідок, відсутністю фотосинтезу донних рослин [35, 36].

Інтенсивний розвиток і відмирання водоростей сприяє утворенню органічних речовин, таких як полісахариди; щавлева, винна і лимонна кислоти; речовини типу фітонцидів. У продуктах розпаду цих водоростей при розкладанні в анаеробних умовах вміст фенолу може значно перевищувати ГДК. При розкладанні рослинних і тваринних решток у великих кількостях виділяються масляна кислота, бутиловий спирт і ацетон. У мулових відкладеннях виявлені леткі жирні кислоти – мурашина, оцтова, пропіонова, масляна та ін. [29, 30]. Загальний вміст таких речовин у природних водоймах, прийнято визначати за допомогою інтегральних показників, таких як БПК і ХПК. Загальна картина органічного забруднення водних об'єктів України (рівень перевищення

нормативного вмісту БСК та ХСК як відношення фактичного вмісту органічних речовин до нормативного) за середніми показниками за період з 2010 по 2017 рік наведено у табл. 1.2 та на рис.1.4 [30].

Таблиця 1.2 – Органічне забруднення водних об'єктів України

Водний об'єкт	Показники вмісту органічних речовин в природних водах					
	БСК5, мгО ₂ /л			ХСК, мгО ₂ /л		
	БСК _{мін} ¹	БСК _{макс} ²	БСК _{сер} ³	ХСК _{мін} ¹	ХСК _{макс} ²	ХСК _{сер} ³
Річки						
Західний Буг	1,7	2,0	1,8	0,6	1,9	1,3
Дунай	0,8	1,7	1,3	0,4	0,7	0,5
Дністер	0,8	1,7	1,4	0,9	1,9	1,4
Дніпро	1,2	1,7	1,4	1,9	2,2	2,0
Південний Буг	1,3	1,7	1,5	1,1	1,8	1,5
Річки Криму	0,7	1,7	1,1	1,0	1,9	1,4
Річки Приазов'я	0,8	1,3	1,1	1,1	1,4	1,1
Сіверський Донець	1,0	1,7	1,3	1,4	1,7	1,5
Водосховища						
Канівське	0,8	1,3	1,0	1,8	3,2	2,3
Кременчуцьке	1,0	1,7	1,2	1,6	3,4	2,1
Дніпродзержинське	1,0	1,7	1,2	1,7	2,3	2,0
Дніпровське	1,0	1,3	1,1	1,3	2,3	1,7
Каховське	0,9	1,3	1,0	1,5	1,9	1,7

Примітка: 1 – мінімальне перевищення ГДК за показниками БСК та ХСК, що зафіксовані протягом досліджуваного періоду. 2 - максимальне перевищення ГДК за показниками БСК та ХСК, що зафіксовані протягом досліджуваного періоду. 3 – середні рівні перевищення встановлених ГДК, розрахованих для досліджуваного періоду.

Дані табл. 1.2 вказують на те, що органічне забруднення є характерним для всіх водних об'єктів України та найбільш виражено для водосховищ, що обумовлено гідрохімічними процесами. Наявність у водосховищах значної кількості біогенних мінеральних елементів, вільний доступ світла і тепла, прогрівання площ мілководдя сприяють інтенсивному розвитку водоростей, цвітіння води та інтенсифікації процесів евтрофування.

У басейнах рік України створюються сприятливі умови для швидкого розмноження синьо-зелених водоростей (ціанобактерій) [37]. Небезпека цього явища полягає у зменшенні концентрації розчиненого кисню у воді та

насичення води токсичними хімічними сполуками (фенолом, індолом та ін.), що виділяються в процесі відмирання та розкладу водоростей. Пояснюють це тим, що у зв'язку із широким застосуванням мінеральних добрив у мілководні басейни, які добре прогріваються сонцем, із дощовими потоками з ґрунту потрапляє значна кількість поживних для водоростей елементів – азоту, фосфору, калію. Це сприяє масовому неконтрольованому розвитку синьо-зелених водоростей.

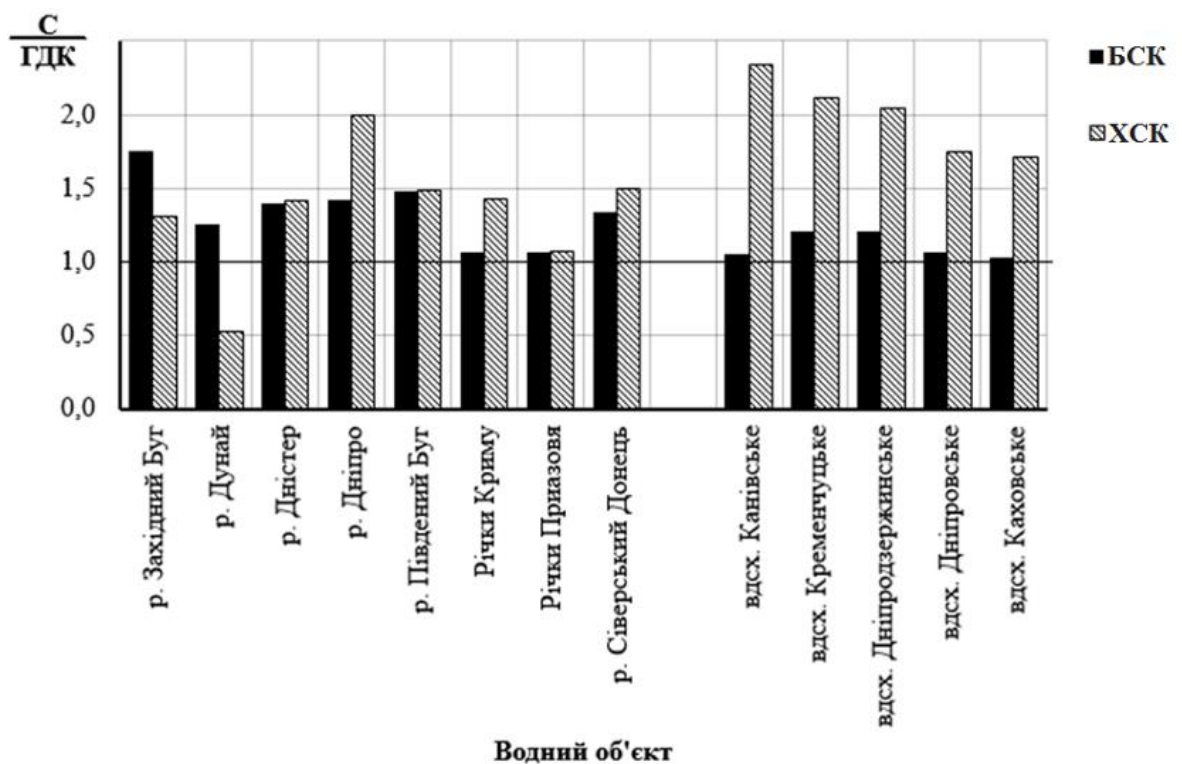


Рисунок 1.4 – Перевищення нормативних рівнів ГДК за показниками БСК та ХСК для водних об'єктів господарсько-побутового використання в Україні

Серед техногенних процесів, що викликають забруднення поверхневих водойм органічними речовинами, найбільш небезпечними є зливові стоки з територій водозбору, скид неочищених або недостатньо очищених комунальних і виробничих стічних вод [38, 39], що містять велику кількість біогенних елементів (нітрогену і фосфору).

Зливові і снігові стоки із забруднених територій міст, територій тваринницьких комплексів і сільськогосподарських угідь є одними з

найнебезпечніших джерел, оскільки надходять у поверхневі водні об'єкти не організовано і розосереджено, тому майже не піддаються контролю та очищенню. Вплив добрив, що змиваються атмосферними опадами з територій водозбору, пов'язаний в основному з їх азотними і фосфорними формами [40], надходження яких супроводжується інтенсивним заростанням водойм.

Міжнародною науковою спільнотою визнано (на прикладі Аральського моря та Волжського каскаду водосховищ), що зарегулювання стоку річкових басейнів призводить спочатку до деградації водної екосистеми, а потім до повного її знищення або перетворення в озерно-болотну. Всі ознаки такого розвитку характерні для Дніпровського водозбірного басейну [41], зарегульованого шістьма великими та понад п'ятдесятьма малими водосховищами.

Таким чином, основними проявами екологічної небезпеки та соціально-економічних наслідків є:

- втрата майже третини водного стоку за рахунок випаровування води з величезної площі водосховищ, фільтрації її у прибережні ґрунти внаслідок підняття рівня води у водосховищах, понаднормативний відбір води;

- постійно зростаюче замулення водосховищ за рахунок різкого зменшення швидкості течії та змиву ґрунтів з полів, а також обвалення берегів, приросту площ мілководдя (у Кременчуцькому водосховищі – 600–1000 га/рік);

- за період існування корисний обсяг водосховищ скоротився на 10–20 % та продовжує скорочуватись;

- підтоплення прибережної території у зв'язку з підняттям рівня води у водосховищах (за останні 20 років загальна площа земель із сталими проявами підтоплення зросла удвічі і займає 12 % території України, а його впливом охоплено понад 540 міст та селищ) та суттєве погіршення сільськогосподарської та промислово-будівельної якості землі, знищення малих річок;

- погіршення якості води за рахунок постійного зростаючого «цвітіння» води на мілководдях (після зарегулювання стоку – збільшено у велику кількість

разів) та замулення підводних джерел, переважно поверхневого стоку атмосферних вод внаслідок зменшення площі лісів (на 20 % зменшено стік ґрунтових вод);

– втрата більш ніж 700 тис. га родючих земель в заплаві річки під час затоплення водосховищ (затоплені території втратили господарську продуктивність та здатність виконувати свої екологічні функції) і подальше зростання за рахунок руйнації берегів;

– знищення унікальних осетрових видів риби та місць їх нересту в результаті ліквідації прохідності акваторії річки (загальні обсяги вилову риби зменшились у сотні разів);

– перетворення водосховищ у могильники завдяки скиду та змиву до них шкідливих речовин, важких металів та радіонуклідів – ніякі захисні властивості шару води та мулу не можуть зупинити біогенний обмін речовиною та енергією між ними;

– знищення унікальних пам'яток природи (Дніпровські пороги) та історії (козацькі поселення, січі).

Техногенні зміни станів літосфери є основними чинниками розвитку низки аварійних та катастрофічних ситуацій. Так, просідання ґрунтів, що виникло в результаті їх ущільнення в зонах розповсюдження сейсмохвиль, збуджених рухом рейкового транспорту, спричиняло ушкодження будівель та споруд [42]. В зонах інтенсивної розробки корисних копалин виникають землетруси магнітудою 3-6 балів за шкалою Ріхтера (1995 рік м. Нефтегорск в Росії, Центральна Німеччина 1986р. [43], Кольський півострів 1991–2004 роки [44]). Прояви кар'єрних вибухів спричиняють пошкодження будівель. Досягнення певного рівня сейсмічного впливу в діапазоні частот 0,1–30 Гц приводить до специфічних захворювань людей [45, 46], а вібродинамічний ефект, що пов'язаний із дією механічних коливань на людський організм, є одним із факторів екологічної небезпеки будівель [47].

Будівництво водосховищ та інженерних споруд викликає зміни гідрогеологічного режиму підземних та ґрунтових вод в річкових долинах, а

також призводить до зміни природних процесів формування рельєфу земної поверхні. Найбільша небезпека цих процесів полягає в тому, що вони здатні викликати техногенні землетруси, які відбуваються безпосередньо в зоні господарської діяльності людини, а їх епіцентр розташований на відносно незначній глибині, що може приводити до значних руйнувань. Особливу занепокоєність викликають ті регіони, де присутня група рельєфоутворюючих чинників, а різноманітна господарська діяльність ведеться впродовж тривалого часу і включає проведення масштабних гірничих робіт. Такі території характеризуються регіоно-інтенсивним техногенним навантаженням на надра.

Незважаючи на значну кількість досліджень з проблем екологічної безпеки сейсмічних явищ, механізм її формування на даний час вивчений недостатньо. Відсутня система оцінки станів екологічної безпеки територій, яка формується під впливом техногенних землетрусів. Недостатньо науково обґрунтована методологія розроблення організаційно-технічних рішень щодо управління екологічною безпекою регіонів з високим рівнем концентрації джерел техногенних землетрусів.

1.1.3. Аналіз існуючих методів оцінки станів безпеки. Для ефективного управління екологічною безпекою необхідно встановити умови формування безпеки. В теперішній час на практиці використовуються різноманітні методи проведення моніторингу станів екологічної безпеки. Проаналізуємо основні із них [48].

У роботі [49] вивчені конкретні чинники (хімічні, фізичні, біологічні та трансформації ландшафтів) техногенної безпеки регіону. Введено індекс техногенної безпеки (Т). Враховуючи відсутність деяких даних (значень коефіцієнтів приведення, невстановлених ГДК для деяких речовин, локальні особливості територій, тощо) автор запропонував вираховувати Т за такою загальною формулою:

$$T_x = K_T K_p (K_r \sum_i K_i M_{ia} + K_b \sum L_i M_{ic} + K_v K_z \sum N_i M_{io}), \quad (1.1)$$

де K_p – коефіцієнт, який залежить від кількості осіб, що потрапляють під вплив техногенних чинників;

K_i – басейновий коефіцієнт, який враховує особливості територій та еколого-економічні умови функціонування водойми;

L_i , N_i – показники, що враховують вплив, відповідно, на людину та навколишнє середовище одиниці маси i -го шкідливого компонента.

Основними чинниками, що впливають на екологічну безпеку об'єкту (підприємства, регіону) вважаються: кількість шкідливих компонентів у викидах в атмосферне повітря, об'єми забруднених стічних вод, що містять шкідливі компоненти з концентрацією більше допустимих та забруднюють гідросферу, і тверді відходи (золошлаки, полімерна тара, шлами). Автор [50] пропонує оцінювати стан екологічної небезпеки шляхом розроблення теоретико-експериментального обґрунтування прогнозних стохастичних закономірностей зміни векторного поля концентрацій забруднюючих речовин, що викидаються точковим джерелом. У роботі [51] запропоновані методи та засоби вирішення задач оцінки якості поверхневих вод та удосконалення системи їх моніторингу.

У дослідженнях [52] пропонується методика визначення кількісного впливу основних чинників на загальну величину інтегрального показника екологічної безпеки об'єкта (ШЕБО), який дасть змогу кількісно оцінити екологічний стан об'єкта та його вплив на регіональну екологічну безпеку. Такий показник змінюється в часі та в залежності від ступеня впровадження природоохоронних заходів на окремих об'єктах чи територіях, природних і техногенних факторів, що дозволяє порівнювати об'єкти за рівнем їх екологічної безпеки. Вплив вищевказаних чинників пропонується кількісно оцінити за 100 бальною шкалою, а кількість балів на окремий чинник залежатиме від обсягів забруднень, що надходять в довкілля. Значення ШЕБО об'єкта рекомендується визначати за такою формулою:

$$ШЕБО = \left[\frac{K_a + K_g + K_{ш} + K_p}{K_{II}} - \frac{K_3}{K_{II}} \right] \times 100, \quad (1.2)$$

де $K_a, K_g, K_{ш}, K_p$ – коефіцієнти забруднення відповідно, атмосфери, гідросфери, техносфери та вклад ризиків, які визначаються як $K_i = M_i/L_i$, де M_i – кількість забруднюючих речовин, т/рік;

L_i – ліміт забруднюючих речовин, т/рік;

$K_3 = E_3/ТП$ коефіцієнт екологічних затрат; $ТП$ – вартість товарної продукції, тис. грн/рік; E_3 – загальні витрати на природоохоронні заходи, тис. грн/рік;

$K_{II} = П_0/П_c$, – коефіцієнт забруднення загальної площі, де $П_0$ – площа території об'єкта, $П_c$ – загальна площа об'єкта з санітарно-захисною зоною, га.

У результаті розрахунку тотожних показників одержують коефіцієнти забруднення (K_i), які підсумовують, що дає змогу розрахувати загальний показник забруднення довкілля від різних чинників.

Еколого-гігієнічну діагностику умов відтворення водних ресурсів, водотоків або водойм автори [53] пропонують проводити шляхом визначення рівнів порушення умов відтворення водних ресурсів за екологічними та гігієнічними показниками з подальшим узагальненням оцінок, що включають органолептичні, токсикологічні та мікробіологічні показники, з подальшим проведенням узагальненої оцінки із визначенням інтегральних значень.

Автором [54] для оцінки стану поверхневих вод пропонується розраховувати комплексний індекс потенціалу якості (КІПЯ). В ньому враховуються коефіцієнти запасу органолептичних, фізичних, хімічних, біологічних, токсикологічних та ін. показників (відносна величина резервної потужності), які є перевищенням допустимих значень над фактичними, та коефіцієнти дефіциту запасу показників (відносна величина нестачі резерву), які розраховуються як перевищення допустимих концентрацій:

$$КІПЯ = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i; \quad x_i = \begin{cases} \frac{НЯ_i}{C_i}, \text{ якщо } \frac{НЯ_i}{C_i} > 0 \\ -\frac{C_i}{НЯ_i}, \text{ якщо } \frac{НЯ_i}{C_i} < 0 \end{cases}, \quad (1.3)$$

де $НЯ_i$ – норматив якості води для i -го показника – граничні (допустимі) значення показників стану вод та їх властивостей, що відповідають вимогам різних споживачів;

C_i – фактичне значення якості води для i -го показника;

n – кількість показників.

Значна кількість дослідників пов'язує екологічну безпеку з поняттям «ризик». У монографії [55] автори розглядають основні види ризиків – індивідуальний, техногенний, екологічний, соціальний, економічний, а в [56] охарактеризовано методи оцінки ризиків, що ґрунтуються, в основному, на визначенні відмов обладнання та помилок операторів. Автори [57] вводять поняття «ризик-аналіз», яке використовують для природних чинників – стихійних лих, що впливають на стан екологічної безпеки.

У публікації [10] досліджено основні причини, що створюють ризики – природні або техногенні катастрофи, промислове виробництво і життєдіяльність людини тощо, які, впливають на стан екологічної безпеки. Процеси корозії технологічних апаратів, трубопроводів, конструкцій, що призводять до техногенних аварій, створюють технічний ризик [58]. У [59] описано ризики, обумовлені людським фактором. В процесі здійснення технологічних процесів виробництва продукції виникають технологічні екологічні ризики [60], а техногенні катастрофи спричиняють техногенні ризики [61]. Деякі типи ризиків для різних виробництв, галузей пропонується визначати за окремими методиками чи формулами. Автори [62], наприклад, проводять аналіз ризику технологічного виробництва, а у роботі [63] рівень безпеки життєдіяльності оцінюється коефіцієнтом ризику.

Згідно [64] оцінка ризику екологічного стану геологічного середовища в процесах розробки родовищ корисних копалин в межах техноприродних геосистем (ТПГ) полягає в розробці моделі управління екологічною безпекою ТПГ. У статті [65] технологічний ризик роботи компресорної станції пропонується визначати через показник питомої відносної частоти виникнення аварій. В процесі експлуатації систем водопідготовки, згідно з [66], ймовірність ризику залежить від інтенсивності використання ресурсів системи водоочищення. Механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання представлено на рис. 1.5.

Для управління екологічною безпекою об'єкту авторами [67] пропонується універсальна математична модель «яйце безпеки», яка враховує вплив декількох складових ризику, ефективності запропонованих засобів захисту та адаптації інших можливих засобів безпеки методом мінімізації економічних витрат. Однак, ця модель дає можливість визначити тільки кошти, затрачені на засоби захисту та адаптації від забруднення, але не її величину чи рівень екологічної безпеки.

Останнім часом широке коло науковців присвячує свої дослідження біоіндикації, як методу оцінки стану екологічної небезпеки. Це обумовлено об'єктивністю, високою чутливістю, можливістю в першому наближенні оцінити рівень екологічної небезпеки. Наприклад, у [68] для індикації в поверхневих водах важких металів пропонується використовувати пігментсинтезуючу здатність бактерії *Serratia marcescens*. У [69] для оцінки якості атмосферного повітря урбанізованих ландшафтів Ялтинського амфітеатру запропоновано використовувати біоіндикаторні властивості епіфіт лишайників. В [70] пропонується оцінювати едафічні режими ґрунтів меліорованих земель із використанням тест-організмів методом фітоіндикації.

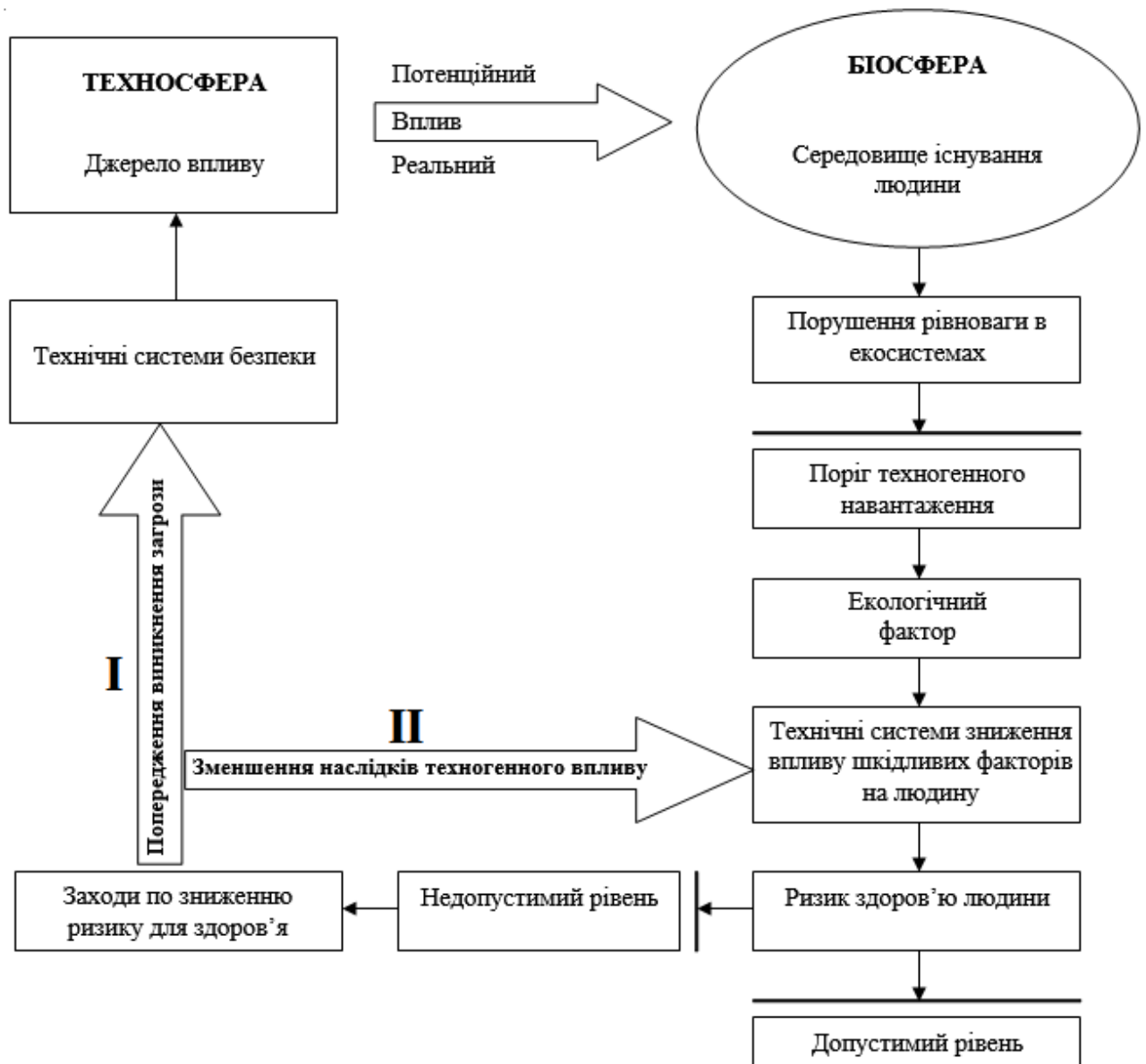


Рисунок 1.5 – Механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання з встановленням причинно-наслідкових зв'язків

Встановлено, що найбільш інформативними біоіндикаторами є деревні рослини [71, 72] і лишайники [73]. Рослини в різному ступені чутливі до атмосферних забруднювачів – газів, рідких і твердих аерозолів. Навіть у подібних умовах від одного виду газу або суміші газів частина видів рослин поступово гине, інша – має ледь помітні ушкодження листя, ослаблений зріст і низький урожай, а третя може не виявити жодних ознак пригнічення. Газы, розчинні у воді (SO_2 , Cl_2 , F_2 , NO_2 , N_2O_3 та інші) легко поглинаються листям і, в міру накопичення токсикантів в їх тканинах спричиняють порушення

структурної організації та функціональної діяльності клітинних оболонок.

З усіх органів рослини листя є найбільш чутливим до дії атмосферних забруднювачів, як, втім, і до дії багатьох інших факторів. Така чутливість пояснюється тим, що більшість важливих фізіологічних процесів відбувається в клітинах тканин листка. Тому листя на різних стадіях його розвитку є виключно хорошим біоіндикатором для оцінювання впливу ряду атмосферних забруднювачів. Найбільш чутливими індикаторами серед покритонасінних є різні види лип (дрібнолиста, великолиста), клен (платанолистий, гостролистий), різні види тополь (чорна, біла, берлінська), береза (повисла, пухнаста) [74].

Осівший на листках пил екранує його, знижуючи надходження до пігментів фізіологічно активної радіації і, навпаки, різко підвищуючи поглинання теплового випромінювання. Важкі метали, що містяться в повітрі, осідають у складі пилу на листову поверхню, що призводить до зниження рівня світлопоглинання, забруднення продохів, зміна теплового балансу, зміни рН, уповільнення процесів фотосинтезу [75]. Внаслідок цього лист перегрівається, збільшується витрата води на транспірацію, скорочується продуктивність фотосинтезу. Найбільш стійкими до пилу є рослини з гладкими листям, з яких пил легше опадає або змивається опадами. Отже, рослини, які зазнали впродовж вегетаційного періоду дії атмосферних токсичних речовин, стають менш стійкими до таких несприятливих чинників, як посуха, низькі температури, хвороби, що виявляється в порушенні стабільності їх розвитку.

Важливе значення в комплексній оцінці навколишнього середовища має рівень забруднення ґрунтового покриву. Стан ґрунтів можна розглядати як інтегральний індикатор багаторічного процесу забруднення всієї екосистеми. Значний інтерес має забруднення ґрунтів важкими металами – речовинами, здатними до тривалого перебування в ґрунті та накопичення в ньому. Накопичуючись у ґрунті, важкі метали призводять до зміни його кислотності, що тягне за собою порушення водно-повітряного режиму, мікробіологічних процесів і, як наслідок, зниження родючості. Зміна рН у кислий бік підвищує рухомість розчинних форм солей важких металів, у результаті цього

посилюється транслокація важких металів рослинами [76]. Тому з точки зору повноти вивчення змін у навколишньому середовищі інтерес становлять рухомі форми важких металів.

Чутливість лишайників до забруднень навколишнього середовища обумовлена їх фізіологією і симбіотичною природою. Лишайники поширені по всій земній поверхні, і їх реакція на наявність забруднювачів дуже сильна, а власна мінливість незначна порівняно з іншими організмами. Довготривала дія низьких концентрацій забруднюючих речовин спричиняє у лишайників такі ушкодження, які не зникають аж до загибелі їх сланей. Це пов'язано з тим, що лишайники поновлюють свої клітини дуже повільно, тоді як у вищих рослин пошкоджені тканини замінюються новими досить швидко.

Зачну чутливість мають лишайники-епіфіти, які є організмами, чутливими до зміни вмісту в повітрі ряду хімічних елементів і сполук, що входять до складу викидів більшості промислових виробництв. До найважливіших за впливом на довкілля хімічних речовин цього ряду належать сульфур діоксид, оксиди нітрогену, важкі метали, фториди. Їх також використовують для спостереження за поширенням в атмосфері більше ніж 30 елементів: натрію, калію, магнію, кальцію, стронцію, алюмінію, титану, ванадію, хрому, свинцю, ртуті, арсену, селену.

Чутливість лишайників до забруднення середовища визначають такі особливості [77]:

1) у них відсутня непроникна кутикула, завдяки цьому обмін газів відбувається вільно через усю поверхню;

2) більшість токсичних газів концентрується в дощовій воді, а лишайники вбирають воду всією сланню на відміну від покритонасінних, які поглинають воду переважно коренями;

3) більшість рослин у наших широтах активна лише влітку, коли рівень забруднення сірчистим газом набагато нижчий (унаслідок зменшення спалювання вугілля в топках – основного джерела сірчистого газу), тоді як лишайники мають здатність до росту і за температур нижче ніж 0 °С.

Лишайники мають унікальну здатність нагромаджувати у своїй слані різні елементи, зокрема й радіоактивні. У лишайниках нагромаджується значно більше цинку, кадмію, олова та свинцю, ніж у мохах і квіткових рослинах [78].

На основі індивідуальних особливостей лишайників розроблено шкали, що дозволяють установити рівень забруднення певного району за наявності або відсутності певних видів лишайників. Наприклад, шкала полеотолерантності епіфітів X. Траса [79].

Для підвищення достовірності екологічних оцінок є сенс використовувати не один, а декілька (3–5) методів фітоіндикації. У такому разі у фітоіндикаційних дослідженнях корисно використовувати дендрохронологічний і біометричні методи, біофізичні й біохімічні методи, а також фітотестування.

Фітотестування найчастіше використовують як метод оцінювання якості ґрунту. Відносно недавно його почали застосовувати у природоохоронній сфері. Цей метод ґрунтується на чутливості рослин до екзогенного хімічного впливу, що відбивається на ростових і морфологічних характеристиках. Під час проведення екологічного контролю найчастіше застосовують лабораторні методи фітотестування як найбільш експресні та економічні.

Біотестування дає можливість за відповідною реакцією тест-організму одержати інтегральну інформацію за всією сукупністю впливових (токсичних) агентів, що чинять вплив на тест-об'єкт. Існують певні вимоги, додержання яких є необхідним для отримання достовірних результатів, а саме: відносна швидкість проведення досліджень, отримання достатньо точних і відтворюваних результатів, присутність об'єктів, застосовуваних у біотестуванні у великій кількості та з однорідними властивостями, а також діапазон похибки порівняно з іншими методами тестування не більше ніж 20 % [80].

1.2 Розвиток концептуальних засад управління екологічною безпекою техногенно навантаженої соціально-економічної зони

На нашу думку управління екологічною безпекою соціально-економічної зони можливе на основі встановлення джерел екологічної небезпеки та реалізації управлінських та технологічних заходів з метою мінімізації цього впливу. Виходячи із цих позицій нами вивчались джерела екологічної небезпеки Кременчуцької соціально-економічної зони, які створюють найбільш суттєвий вплив на формування екологічної небезпеки та можливі шляхи мінімізації цього впливу.

Проблемам оцінювання стану екологічної безпеки житлових середовищ присвячені чисельні роботи вчених та нормативні документи. Так Всесвітньою Організацією Охорони Здоров'я в 1983 році, враховуючи зростання рівня занепокоєння розвитком проблеми екологічної безпеки людини в умовах житлового середовища, розроблено концепції «синдром хворих будівель» і «синдром застосування шкідливих будівельних матеріалів» [81]. При цьому зміст поняття «шкідливості» або «екологічної чистоти» будівельних матеріалів і вибір актуальних методів оцінки цього показника вимагає серйозних уточнень, що зазначається авторами [82, 83]. Для розв'язання вищезазначених завдань необхідно:

- встановити вихідну (базову) теоретичну концепцію, що визначає актуальність оцінювання якості життя населення в урбанізованому середовищі;
- розкрити зв'язок цієї базової концепції із завданнями системи забезпечення екологічної безпеки в Україні;
- проаналізувати методи, що переважно застосовуються при оцінюванні рівня екологічної безпеки житлових приміщень;
- визначити перелік завдань, що лишаються нерозв'язаними у процесі застосування вищезазначених методів.

Автори [84] аргументовано доводять, що екологічна сталість є одним з важливих концепцій планування з моменту її започаткування в галузі

економіки та екологічного мислення для оцінки міського розвитку. Задекларована, також, необхідність проведення порівняльного аналізу на основі індикаторного підходу в конкретній міській місцевості та включення в оцінювання різних місцевих проблем. Авторами роботи [85] зроблено висновок, що у загальній сукупності індикаторів сталого розвитку визначальна роль належить тим, що можуть характеризувати якість життя населення на урбанізованих територіях. При проведенні узагальненого аналізу проблем якості життя у містах зазначено, що індикатори, які характеризують вплив стану житлового середовища та екологічних чинників внутрішнього і зовнішнього середовищ, є рівнозначними з іншими. З позицій концепції сталого розвитку населених міст чинники житлового середовища розглядаються нерозривно з поняттям «якість життя населення». Це корнлю з підходом до оцінювання якості житла [86], де чинники, що впливають на якість життя, розглядаються з акцентом на соціальну та економічну складові реалізації концепції сталого розвитку.

При оцінюванні якості життя населення урбосистем доцільно враховувати, що екологічна складова є основою поступового і всеохоплюючого сталого розвитку людства. Обґрунтувати такий вибір можна висновками ООН про те, що людина є частиною природи. В умовах необхідності здійснення багатофакторної оцінки, авторами [87] обґрунтовано підхід до впровадження положень концепції сталого розвитку зі зміщенням акценту на екологічну безпеку, рівень якої має визначатись на основі інтегрального оцінювання.

Задля пошуку оптимальних методів визначення якості життя (рівня екологічної безпеки) в урбанізованому середовищі автори роботи [88] констатують, що складність та багатофакторність процесу оцінки вимагає застосування широкого спектру методів: як кількісних (безпосереднього визначення характеристик дії чинника, розрахунку інтегральних показників), так і якісних (експертних оцінок, опитування респондентів тощо).

В [89] розглядається підхід до оцінювання якості, що полягає у прямому вимірюванні кількісних значень чинників небезпеки, їх порівняння з

нормативними показниками та формуванні на цій основі рекомендацій щодо покращення стану середовища. Такий підхід, на нашу думку, не є завершеним в плані інтегральної оцінки. Автори роботи [90] проводять оцінювання за схемою «вимірювання-опитування-рекомендації», проводячи порівняльний аналіз достовірності результатів опитування відносно даних прямих вимірювань за 100-бальною шкалою. Однак застосування такої методології актуально для оцінювання значної кількості показників якості середовища, не дає можливості для формування управлінських рішень. Між тим для обмеженої кількості чинників (таких як «екологічна безпека житлового приміщення») більш доцільним є порівняння кількісних і якісних значень фактичних показників з їх нормативами.

Рузюмуючи відмічаємо, що дані оцінювання рівня екологічної безпеки житлового середовища доцільно використовувати в системах експертного оцінювання результатів спостережень за якістю атмосферного повітря, як основу для формування діагностичного висновку щодо істинних причин різкого погіршення стану довкілля [91].

1.2.1. Зниження природно-техногенного навантаження на гідросферу.

Аналізуючи різні способи зниження рівня природно-техногенного навантаження на гідросферу варто звернути увагу на позитивний досвід відновлення озерних вод Канади [92] – істотне зниження евтрофності Великих озер (оз. Ері – 25,8 тис. км², 458 км³; оз. Онтаріо – 190 тис. км², 1638 км³), яка виникла в 1960-70 роки у зв'язку зі зростанням населення і викликаного цим забруднення водойм речовинами, які служили елементами живлення для розвитку небажаної флори, зокрема ціанобактерій. За чотири десятиліття (1930-1970) стрімко зростало забруднення Великих озер, що призвело до утворення в них зон, бідних на кисень. Зазначимо досягнутий важливий результат: величезні об'єми відновленої, хоч би частково, якості питної води. Об'єктом відновлення були трансформовані антропогенним забрудненням водойми природного походження, тобто водойми, що мають досить потужні механізми

самоочищення. Ефект оздоровлення басейнів Великих озер був досягнутий завдяки блокуванню джерел їх забруднення, зокрема вилученню фосфору зі складу широко вживаних населенням мийних засобів .

До успішно здійсненого у значних масштабах очищення забруднених вод слід віднести і станції очищення стічних вод мегаполісів. Відмінність цього об'єкту очищення від вище аналізованого полягає у:

- суттєво (на порядки) більшому початковому забрудненні води, як за концентраціями, так і за складом забруднюючих компонентів;
- цілковитій штучності наповнюваних водою басейнів-відстійників і у зв'язку з цим - можливості проводити процедури очищення послідовно (від басейну до басейну) [93];
- об'єми вод, що підлягають очищенню, значно менші за об'єми озер Канади.

Для пригнічення масового розвитку синьо-зелених водоростей на особливу увагу заслуговують механічні, фізико-хімічні, екологічні та біологічні методи (рис. 1.6) [92].

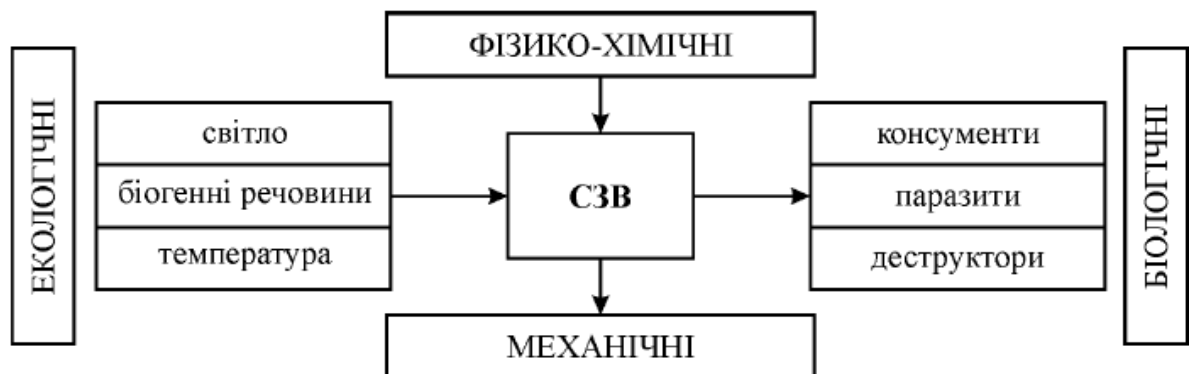


Рисунок 1.6 – Класифікація методів зниження масштабів масового розвитку синьо-зелених водоростей

До найбільш ефективних фізико-хімічних методів потрібно віднести аерацію води та застосування альгіцидів. Але застосування цих методів хоча й призводить до різкого зниження чисельності ціанобактерій, але вони мають і істотні недоліки (аерація значних об'ємів води повітрям економічно

недоцільна), а використання альгіцидів можливе тільки у водоймах, не призначених для господарсько-питного або рибогосподарського застосування, а також у системах зворотного водопостачання. Перспективним є збір ціанобактерій із подальшою їх утилізацією (виробництвом біогазу, ліпідів, добрив). Серед існуючих технологій перероблення ціанобактерій можна виділити варіант отримання біогазу, добрива та інших цінних продуктів. В основу способу отримання біогазу покладено метод очищення поверхневих вод від синьо-зелених водоростей внаслідок збирання та використання її концентрованої біомаси як субстрату для отримання біогазу шляхом біотехнології метанового "бродіння" та забезпечення належного рівня якості води в каскаді водосховищ за умови економії енергоресурсів.

Результати дослідження [94] свідчать, що перспективним є виробництво із зібраних водоростей біодизельного палива та біогазу. Вміст ліпідів у зібраній культурі синьо-зелених водоростей є незначним (1,27 %), і тому методом екстрагування можна вилучити лише незначну частину енергії, що міститься в біомасі. Вплив кавітаційного поля (гідродинамічної кавітації) внаслідок руйнування клітинних стінок ціанобактерій і збільшення поверхні масопередачі дає змогу значно підвищити ефективність екстрагування ліпідів та об'єм добутого біогазу.

1.2.2. Застосування адсорбентів для очищення газоподібних та рідких середовищ від забруднення. Для очищення газоподібних та рідких середовищ широко використовується адсорбційні методи [67, 69, 80, 95]. На практиці використовуються такі типи адсорбентів: активоване вугілля; силікагелі; активовані природні адсорбенти; неактивовані природні адсорбенти (палигорськіт, монтморилоніт і ін.).

Основні вимоги, що ставляться до адсорбентів: висока адсорбційна активність у відношенні до супутніх речовин та домішок; розвинена поверхня (пористість) та значна кількість активних центрів; біологічна і токсична інертність для людини.

Найбільш поширеним адсорбентом є активоване вугілля, яке має гідрофобну поверхню та добре розвинену структуру. У роботах [85, 89, 96, 97] досліджені різні типи вугілля, які випускаються промислово і розрізняються пористою структурою, питомою поверхнею, дисперсністю та хімічною природою поверхні. Активоване вугілля проявляє високу адсорбційну здатність. Недоліком методу обробки активованим вугіллям є: прохід мілкодисперсних частинок вугілля через фільтрувальну перегородку; фільтрувальний осад часто не знаходить застосування. Крім того активоване вугілля – це дорогий та дефіцитний продукт і його використання в адсорбційному очищенні приводить до зростання собівартості процесу очищення.

Іншими речовинами, що виявляють адсорбційні властивості, є силікагелі. Один із них “Трісил” – синтетично одержаний аморфний продукт. Результати досліджень “Трісилу” показали його високу адсорбційну здатність у відношенні до мила, фосфатидів та металів [97]. Проте, силікагелі дорогі і дефіцитні адсорбенти, що обмежує їх використання.

Як адсорбенти використовуються також природні алюмосилікати, активовані кислотою. Їх одержують із бентонітів за допомогою обробки різними мінеральними кислотами, у результаті чого утворюється модифікований продукт з великою площею поверхні, який володіє підвищеною адсорбційною та каталітичною здатністю. Відносна простота їх активування та доступність сприяють практичному використанню цих адсорбентів. До адсорбентів, оброблених кислотами із різним ступенем активації, слід віднести “Філтрол 54”, “Філтрол 105” та інші. Вибір адсорбенту залежить від низки чинників, зокрема від їх вартості та активності.

1.2.3. Способи, технології та технічні рішення із ослаблення впливу літосферних процесів техногенного походження. З метою оцінки рівня екологічної небезпеки природної сейсмічності використовують такі методи: імовірнісні, статистичні, експертні та індексні [98–102]. Методики оцінки впливу техногенних землетрусів на навколишнє середовище практично

відсутні, а застосування імовірнісних методів в класичній інтерпретації оцінки природної сейсмічності не завжди коректне. Основою цих методик є розрахунок імовірності (або ризику) виникнення природного землетрусу та можливих матеріальних збитків або людських жертв. У роботі [103] величину сейсмічного ризику землетрусу (інтенсивністю I) у залежності від часу в населеному пункті з кількістю населення N та будинками, що мають сейсмостійкість J , при можливих пошкодженнях k -го ступеня, визначають за формулою:

$$R(t) = N \sum_{I=5}^I \sum_{j=1}^J \sum_{k=1}^K P_I P_{Ijk} q_{jk} \left[d_1(t) \eta_j^{(1)} + d_2(t) \eta_j^{(2)} \right], \quad (1.4)$$

де P_I – ймовірність землетрусу I -ї сили (на практиці $I=5, 6, \dots, 10$ балів);

P_{Ijk} – ймовірність отримання пошкоджень k -го ступеня для будівель з j -ю сейсмостійкістю та землетрусу I -ї сили;

q_{kj} – ймовірність смерті для людини, що знаходиться в будівлі j -го типу з пошкодженням k -го ступеня тяжкості;

$\eta_j^{(1)}$ – частина населення, що проживає в будинках j -го типу;

$\eta_j^{(2)}$ – середня кількість частини населення, що знаходиться у виробничих та інших будівлях j -го типу;

$d_1(t)$ і $d_2(t)$ – відносна чисельність людей в місті в різний час доби.

Вказана методика є прийнятною для аналізу небезпеки природно-антропогенних землетрусів за умови $P_I=1$. Для інших категорій техногенних землетрусів (що переважно, мають інтенсивність 1 – 2 бали і не спричиняють катастрофічних наслідків із пошкодженням будівель та загибеллю людей) методика потребує модифікації з покладанням в основу не ймовірності реалізації смертельної загрози, а ймовірності погіршення стану здоров'я людини.

З метою оцінювання соціальних наслідків землетрусів (за умови $P(I)=1$)

може бути використане поняття індивідуального сейсмічного ризику, розрахованого за аналогією із індивідуальним ризиком від негативного впливу природних та техногенних процесів [104]:

$$R_{in} = \sum_I^{I_{max}} P(I) \cdot L(I) / P_H, \quad (1.5)$$

де $\sum_I^{I_{max}} P(I)$ - сумарна імовірність виникнення землетрусу бальністю I ;

$L(I)$ - соціальні збитки за бальності I ;

P_H – густина населення.

$$L(I) = \sum_I P(H) \cdot \sum_k H_k \cdot C(k, I), \quad (1.6)$$

де H_k – кількість людей, що знаходяться в будівлях типу k ;

$P(H)$ – усереднена ймовірність знаходження людини в будівлях;

$C(k, I)$ – ступінь вразливості будівлі.

На нашу думку, застосування методів ризик-аналізу можливе за умови змінення базової концепції із визначення ризику виникнення землетрусу на концепцію аналізу ризику утворення певних екологічних наслідків за умови 100%-ої імовірності реалізації певного техногенного землетрусу. Існуючі методології індексної оцінки екологічної небезпеки об'єктів, територій або взагалі не враховують сейсмічні чинники, або враховують тільки природну сейсмічність. Деякі з них можуть бути застосовані для аналізу екологічної небезпеки техногенних землетрусів, але потребують розробки відповідних показників.

Значна увага науковців (наприклад Розовський Л.Б., Зелінський І.П., Золотарьов Г.С. [105,106]) приділяється різним аспектам інженерно-геологічного прогнозування, але закономірності змін геологічного середовища недостатньо вивчені. В інженерно-геологічних прогнозах вивчаються питанням оцінки стійкості геологічного середовища. Так, Рудько Г.І., Адаменко О.І.

[107], поняття „синдрому територій ” – катастрофічного прояву процесів.

1.2.4. Аналіз способів зниження рівня забруднення атмосферного повітря від токсичних викидів автомобільного транспорту. З позицій системного підходу не доцільно досліджувати автотранспорт окремо, без урахування особливостей забезпечення його функціонування. В [108] запропоновано розглядати дві взаєморізні системи: технічну систему «автодорога» та екосистеми придорожньої смуги. Перша з них складається з двох взаємозалежних підсистем – «транспортного потоку» та «дорожніх споруд», причому друга підсистема регулює першу. Система «автомобіль – дорога – середовище» вміщує автомобільні транспортні засоби, автомобільну дорогу, придорожню структуру (автозаправні станції, станції технічного обслуговування, зони відпочинку, підприємства харчування, будівельно-ремонтні ділянки і т. ін.), а також навколишнє середовище, на яке вони прямо або побічно впливають [109].

Розглянемо забруднення довкілля в такій системі. Пил на поверхні дорожнього покриття - це продукти зношення дорожнього покриття і накопичення мінеральних частинок . У складі пилу більше ніж 30 % дрібних часток розміром менше ніж 100 мкм [110, 111], що вільно переносяться повітряними потоками в придорожню смугу й там осідають. Частки пилу адсорбують небезпечні хімічні речовини. Особливо небезпечними для компонентів довкілля є сполуки важких металів (свинцю, нікелю, кобальту, хрому, цинку, міді та кадмію), що мають здатність накопичуватися в харчових ланцюгах.

Важкі метали потрапляють у навколишнє середовище здебільшого при стиранні дорожнього полотна та автопокришок. В останньому у ґрунт поблизу автомобільної дороги надходять алюміній, кобальт, мідь, залізо, марганець, свинець, нікель, фосфор, титан, цинк та інші елементи [112]. Кадмій потрапляє у двкілля в результаті зношення шин і стирання асфальтобетону. Нікель і хром – продукти зношення антикорозійних покриттів кузовів автомобілів [113].

Серед важких металів найбільш небезпечними забруднювачами довкілля є свинець і кадмій. Специфіка поведінки цих металів у поверхневому шарі ґрунтів і закономірності їх розсіювання від дороги досліджені у [114]. Фракції з розміром часток більше 10 мкм осідають на відстані 5–7 м від дорожнього полотна; більш дрібна (2–10 мкм) фракція відрізняється більшою розчинністю, а отже, більшою токсичністю. Зона дії цієї фракції свинцю на біоту вважається активною на відстані 30–100 м від краю полотна. Найбільш дрібні частинки (розміром менше 10 мкм) із потоком повітря переносяться на значні відстані. Вони й мають найбільшу відносну частку в повітряних техногенних викидах – у середньому до 60 % [115]. Частки кадмію осідають в основному в безпосередній близькості від краю автомобільної дороги. Їх розсіювання в повітрі суттєво залежить від метеоумов, зокрема вітру [116]. Кадмій досить рухливий у ґрунтах. Нормативними документами України гранично допустима концентрація (ГДК) кадмію в ґрунті прийнята за 1 мг/кг. Джерелами викидів цього інгредієнта є мастило, дизельне масло, шини, деякі деталі двигунів, лакофарбове покриття автомобіля, фарба для розмічання дорожнього полотна.

Частки металів автотранспортного походження надходять на поверхню ґрунту та включаються в процеси ґрунтоутворення, поглинаються рослинами, виносяться поверхневими і ґрунтовими стоками. У результаті вказаних процесів вздовж автомобільних доріг формуються геохімічні аномалії важких металів. Так, при фоновому вмісті цинку в чистих ґрунтах від 30 мг/кг до 220 мг/кг поблизу автомобільної дороги вміст може становити до 400 мг/кг [111].

Час перебування забруднюючих речовин у ґрунтах набагато більша, ніж в атмосфері або гідросфері. Важкі метали, що накопичуються в ґрунті, можуть бути винесені з нього при ерозії, дефляції, вилуговуванні та засвоєнні біотою. Період напіввиведення важких металів із ґрунтів у середньому становить: для Pb – від 740 до 5 900 років, для Cr – 13–100, Zn – 70–510, Cu – 310 – 1 500 років [117]. Тому проблема реабілітації ґрунтів придорожніх зон є актуальною.

Основним негативним для дюдини та довкілля чинником при експлуатації автомобільних доріг є перенесення повітряним і водним шляхом шкідливих речовин, що утворюються в результаті хімічних реакцій при згорянні вуглеводних палив у ДВЗ, а також нагромадження у придорожній смузі речовин [118]. З усіх видів техногенного впливу на екосистеми хімічне забруднення найбільш небезпечне, оскільки вплив навіть одного компонента через харчові ланцюги змінює хімічні, біологічні властивості екосистеми в цілому. Основними джерелами хімічного техногенного впливу в районі придорожньої смуги є:

- викиди пилу і газоподібних речовин, що містяться у відпрацьованих газах двигунів;
- пилоподібні викиди, що утворюються у наслідок тертя коліс автомобілів об дорожнє покриття;
- хімічні речовини, що використовуються для боротьби зі снігом і льодом на дорогах;
- викиди нафтопродуктів у процесі експлуатації автодоріг.

У відпрацьованих газах автомобільного транспорту міститься близько 280 компонентів [119], які поділяють на три групи:

- вуглецеві сполуки: продукти повного та неповного згорання палива- CO_2 , CO , вуглеводні (зокрема поліциклічні ароматичні), сажа;
- речовини, утворення яких не пов'язане з горінням палива: оксиди нітрогену;
- речовини, викиди яких пов'язані з домішками, що містяться в паливі (сполуки сульфуру, важких металів), а також таких, що утворюються в процесі зношення деталей автотранспортних засобів (оксиди металів).

Характеристика відпрацьованих газів двигунів внутрішнього згорання з бензиновим та дизельним двигуном наведені в табл. 1.3.

У викидах автомобіля з дизельним двигуном, міститься значна кількість сажі (тверді невизначені частинки розмірами 0,3–100 мкм). Кількість утворення сажі залежить від температури в зоні згорання, тиску в камері згорання, типу

палива, співвідношення паливо – повітря. Основною причиною підвищеної димності є зношеність парку дизельних автомобілів, тому необхідні поліпшення їх технічного стану і перехід до використання екологічно чистого дизельного палива.

Таблиця 1.3 – Характеристика відпрацьованих газів бензинових та дизельних двигунів [120]

Інгредієнт відпрацьованих газів	Концентрація		ГДК _{с.д} у повітрі населених пунктів	Клас небезпеки
	бензиновий двигун	дизельний двигун		
Азот N ₂ , %	74–77	74–78	Нетоксичний	
Кисень O ₂ , %	0,3–8,0	2,0–18	Нетоксичний	
Водяна пара H ₂ O, %	3,0–5,5	0,5–9,0	Нетоксичний	
Карбон (IV) оксид CO ₂ , %	5,0–12,0	1,0–12,0		
Карбон (II) оксид CO, %	0,5–12	0,005–0,4	1,0	4
Оксиди нітрогену NO _x , %, зокрема:	0,01–0,8	0,004–0,5	0,04	2
Нітроген (II) оксид NO, %	–	0,004–0,5	–	2
Нітроген (IV) оксид NO ₂ , %	–	0,00013–0,013	0,04	2
Вуглеводні C _x H _y , %	0,2–3,0	0,009–0,3	1,5	2–4
Бензопірен C ₂₀ H ₁₂ , мкг/м ³	0–20	0,05–1,0	1·10 ⁶	1
Сажа, С, г/м ³	0–0,04	0,01–1,1	0,05	3
Оксиди сульфуру SO _x , %, зокрема:	До 0,008	0,002–0,02	–	–
Сульфур (IV) оксид SO ₂ , %	–	0,0018–0,02	0,05	3
Сульфур (VI) оксид SO ₃ , %	–	0,00004–0,0006	–	2
Альдегіди RCHO, %, зокрема:	0–0,2	0,0001–0,002	0,01–5,0	2–3
Формальдегід HCHO, %	–	0,0001–0,0019	0,012	2
Акролеїн CH ₂ CHCHO, %	–	0,0001–0,00013	0,03	2

Результати аналізу табл.1.3 показують, що у викидах бензинових двигунів основна частка шкідливих продуктів припадає на карбон (II) оксид, вуглеводні та оксиди нітрогену, у викидах дизельних двигунів – на оксиди нітрогену та сажу. Підвищенна концентрація карбон (II) оксиду в повітрі створює передумови для послаблення загальної реактивності організму, зниження працездатності, підвищеної стомлюваності, гіпоксії.

Підвищені концентрації нітроген діоксиду під дією довгохвильового ультрафіолетового випромінювання каталізують окиснювальний розпад вуглеводнів, сприяючи утворенню високотоксичних проміжних продуктів, що призводить до утворення фотохімічного смогу. Надмірні концентрації нітроген діоксиду сприяють подразненню слизової оболонки очей, носоглотки, вступають у взаємодію зі слизовими оболонками дихальних шляхів, трансформуючись при цьому в нітритну (HNO_2) й нітратну кислоти (HNO_3). У кров'яному руслі нітрити перешкоджають надходженню кисню, знижують тонус судин [121].

У якості присадки для попередження явища детонації в автомобільному паливі застосовують сульфур, з 1 г якого утворюється 2 г сірчистого газу. Маса викидів сірчистого газу залежать від виду та кількості спалюваного палива. Сірчистий газ є дуже нестійкою сполукою: під впливом короткохвильової сонячної радіації перетворюється на сірчаний ангідрид і в контакт з водяною парою атмосфери – на сульфитну кислоту. Сульфур діоксид здійснює подразнювальну дію на дихальні шляхи, викликаючи спазм бронхів та шлунково-кишкового тракту. При контакті зі слизовими оболонками утворює сульфитну (H_2SO_3) й сульфатну (H_2SO_4) кислоти [122].

У викидах автомобільного транспорту містяться також канцерогенні речовини: бензопірен, формальдегід, акролеїн, бензол, фенол, важкі метали. Концентрація їх, що перевищує ГДК в 2 і більше разів, сприяє онкоутворенню [123]. Перевищення ГДК фенолу в повітрі ($0,003 \text{ мг/м}^3$) призводить до зниження артеріального тиску, судомного синдрому, загальної інтоксикації. Формальдегід запускає ланцюг клітинних перетворень, здійснюючи

загальнотоксичну дію. Акролеїн, крім подразнювальної дії на дихальні шляхи, здійснює мутагенну дію при довготривалому контакті.

Оцінювання значущості по впливу на людину та довкілля окремих інгредієнтів відхідних газів автотранспортних засобів здійснюють порівняно з карбон (II) оксидом, дію якого на організм людини вивчено найбільш повно. У таблиці 1.4 наведені значення відносної значущості R_i^{CO} основних розглянутих вище інгредієнтів. За аналізом наведених даних найбільшу відносну значущість має бензопірен.

Таблиця 1.4 – Показники відносної значущості інгредієнтів відхідних газів автотранспортних засобів

Показник	Інгредієнт				
	CO	C _n H _m	NO _x (NO ₂)	Сажа	Бензопірен
R_i^{CO}	1	2	41 (75)	100	2·10 ⁶

Нами розглядали дизельні двигуни, які найбільш негативно впливають на атмосферне повітря. Основними напрямками зменшення токсичності викидів шкідливих речовин двигунами внутрішнього згорання (ДВЗ) є [120, 124]:

- удосконалення конструкції та робочого процесу ДВЗ;
- використання альтернативного палива;
- очищення вихлопних газів (ВГ) у системі випуску.

Розглянемо більш детально другий із наведених способів. Альтернативне паливо повинне відповідати таким вимогам: мати необхідні сировинні ресурси, низьку вартість, не погіршувати роботу ДВЗ, інтегруватись у сформовану систему постачання палива, тощо.

До альтернативного моторного палива автори [125, 126] відносять:

- газове паливо природного походження (стиснутий природний газ, зріджений нафтовий газ);
- синтетичне паливо (синтетичні спирти -метанол та етанол; диметиловий ефір – ДМЕ; газовий конденсат – ГК; водень, тощо);
- вторинні ресурси (побічні продукти перероблення рідкого та твердого

палива – коксовий, напівкоксний та нафтозаводський газ; продукти термічної переробки твердого палива – газ підземної газифікації, газогенераторні та сланцеві газ).

Поширення вищеназваних видів палива обмежується проблемами зберігання (водень, СПГ і ЗНГ); токсичності (метанол, ГК); значного погіршення техніко-економічних показників (СПГ і ЗНГ, метанол, етанол, ДМЕ) [120]. Досить перспективним для України є БП, що є олією та її похідними. Для виготовлення БП в Україні доцільно використовувати ріпакову олію (РО), яка є найдешевшою та має найбільшу теплотворну здатність серед інших олій [125–128]. Застосування БП на основі олій може відбуватися за 4 напрямками:

- використання власне олій як палива;
- використання олій як домішок до ДП;
- використання продуктів етерифікації олій (їх метилових ефірів) як палив;
- використання метилових ефірів олій в суміші з дизельним паливом.

У разі використання як палива рослинної олії без внесення змін до конструкції дизельного ДВЗ, спостерігаються великі відкладення нагару в камері згорання та в каналах впорскування [128]. Результати досліджень показали, що із підвищенням концентрації олії рослинного походження дещо зростає витрата палива (найменше у випадку використання домішки ріпакової олії). За суб'єктивною оцінкою стабільність роботи ДВЗ на паливній суміші із вмістом ріпакової олії 15% не відрізнялась від його роботи на звичайному ДП. Під час роботи на паливній суміші із вмістом ріпакової олії 30% відчувалися перепади обертів колінчастого вала ДВЗ.

Використання метилових ефірів рослинних олій як палива для дизельних ДВЗ не потребує внесення суттєвих змін до їх конструкції. Але таке БП порівняно із ДП має підвищену густину та в'язкість, що призводить до зміни параметрів його впорскування та розпилювання. Це приводить до збільшення частки приповерхневого сумішоутворення на відносно холодних стінках

камери згоряння, що погіршує показники роботи ДВЗ. З іншого боку, у молекулах МЕО, які входять до складу БП, міститься кисень, вміст якого сприяє більш повному згорянню палива. Крім того БП змішується з ДП у будь якій пропорції.

За результатами випробувань вихрокамерного дизельного ДВЗ, переведеного на роботу на один циліндр [128], встановлено, що із зростанням концентрації БП у бінарній суміші з ДП спостерігається підвищення ефективного ККД ДВЗ. Також знижуються викиди продуктів неповного згоряння та зростають викиди оксидів азоту. Варто відмітити, що вже 5% домішки БП до ДП впливає на характеристики дизельного ДВЗ – ефективний ККД зростає на 1,9 %. Під час використання 100 % БП ефективний ККД дизельного ДВЗ підвищується на 6,7%. Викиди оксиду вуглецю знижуються на 42 %; вуглеводнів – на 87 %, викиди оксидів азоту підвищуються на 18 %.

На основі результатів аналізу літературних джерел встановлено, що одним із ефективних методів забезпечення екологічної безпеки автомобільного транспорту є каталітична нейтралізація відпрацьованих газів двигунів.

1.2.5. Стан проблеми адаптації системи екологічного аудиту щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. Сьогодні досить гостро постає питання екологічної безпеки об'єктів підвищеної екологічної небезпеки (ОПЕН) [129-132]. Необхідність вдосконалення економічного механізму забезпечення екологічної безпеки на ОПЕН, які мають екологічний та техногенно-небезпечний характер, у даний час продиктована низкою обставин: зростанням обсягів шкідливого виробництва і накопиченням екологічно-небезпечних відходів виробництва та їх утилізації, впливом його на природне середовище, загрозою виникнення аварій. Необхідно враховувати, що витрати на ліквідацію негативних наслідків впливу ОПЕН на природне середовище можуть перевищувати витрати на проведення моніторингу та оцінки екологічного стану. Тому, екологічний аудит ОПЕН є важливим інструментом в системі безпеки країни. На сьогодні в Україні існують біля 4000 ОПЕН, до яких

відносяться хімічно-, вибухо-, пожежо-, радіаційно-небезпечні об'єкти, військові об'єкти, тощо [130].

Для обмеження негативного впливу ОПЕН на стан довкілля необхідно сформуванню відповідну ефективну систему екологічного контролю та аналізу, з допомогою якої вдасться контролювати виконання заходів щодо раціонального природокористування, дотримання вимог екологічного законодавства та норм екологічної безпеки.

Вирішальне значення у розв'язанні цих проблем має науково обґрунтована система екологічного аудиту (ЕА). У 2004 році прийнято Закон України “Про екологічний аудит”, який є основним документом, що визначає основні правові та організаційні принципи екологічного аудиту і спрямований на підвищення еколого-економічної обґрунтованості та ефективності діяльності суб'єктів господарювання [131]. Теоретико-методичні та організаційно-економічні основи ЕА викладено в роботах таких вітчизняних учених, як В. Л. Сідорчук, В.Я. Шевчук, Г.Г. Шматков та ін. [132–133].

Потенціал ЕА в Україні в повній мірі не реалізовано в зв'язку, насамперед, із проблемами законодавчої та нормативно-правової бази, відсутністю нового інструментарію для ведення аудиту, а також дефіцитом політичної волі держави до послідовної практичної реалізації екологічної політики.

1.3 Обґрунтування мети і завдань досліджень

За результатами аналізу попередніх наукових досліджень у галузі екологічної безпеки встановлено:

- понятійно-термінологічний апарат характеризується багатовекторним характером визначень;
- на основі вивчення особливостей виникнення та розвитку напрямку «Екологічна безпека» визначено його місце та роль на сучасному етапі розвитку суспільства як міждисциплінарного базису для забезпечення належних умов існування людської спільноти та довкілля;

– за результатами аналізу та систематизації існуючої інформації встановлено, що науковці більшості галузей знань та наукових напрямів досить часто звертаються до проблем екологічної безпеки. В той же час за науковою спеціальністю 21.06.01 «Екологічна безпека» недостатньо представлені аспекти розробки наукових основ управління екологічною безпекою та її складових, що вимагає їх опрацювання; найбільшу увагу науковці приділяють дослідженням екологічної безпеки гідросфери, що, на нашу думку, обумовлено нагальною необхідністю захисту гідросфери від забруднення скидами різного походження, а також достатньо серйозними проблемами в штучно створених об'єктах гідросфери.;

– із результатів аналізу структурно-логічної ієрархічної моделі екологічної небезпеки та особливостей її формування встановлено, що недостатньо вивчений природно-антропогенний тип небезпеки, в першу чергу техногенний вплив (та можливості його мінімізації) на об'єкти гідросфери та літосфери (зокрема, проблеми «цвітіння» штучно створених водойм та техногенні землетруси);

– аналіз результатів наукових досліджень з розробки способів та методів зниження рівня природно-антропогенного навантаження на гідросферу, ослаблення впливу літосферних процесів техногенного походження та об'єктів підвищеної екологічної небезпеки, зменшення токсичності викидів шкідливих речовин дизельними двигунами, застосування адсорбентів для очищення компонентів довкілля від забруднення показав недостатню вивченість зазначених проблем.

Констатуємо, що у попередніх дослідженнях науковців закладено наукові засади подальшого вирішення проблем екологічної безпеки. Разом з тим, аналіз стану дослідження різних аспектів екологічної безпеки свідчить про термінологічну невизначеність, загальний та декларативний характер більшості запропонованих методів регулювання станів безпеки; знаходиться у стадії розвитку комплексний підхід з урахуванням складових небезпеки різного генезису; практичне застосування розроблених концепцій та моделей обмежене

інформаційною недетермінованістю і т.п. Екологічна безпека природно-антропогенного генезису безумовно вимагає більш глибокої розробки методологічних аспектів та теорії, опрацювання наукових основ управління нею на базі всебічного дослідження процесів та умов формування небезпеки, потребує уточнення та деталізації понятійно-термінологічного апарату і т.і.

Аналіз станів екологічної небезпеки та досліджень щодо розроблення технічних рішень (а також засобів їх реалізації) у відношенні зменшення впливу джерел небезпеки дозволяє виявити такі проблеми:

– незважаючи на те, що значну екологічну небезпеку становлять відходи різного походження, недостатньо розвиваються дослідження щодо їх переробки, а також використання для створення техногенної сировинної бази, отримання продукції цільового призначення;

– напружена екологічна ситуація склалася щодо водних ресурсів (поверхневих та підземних вод) і ґрунтів, що виражається перш за все в їх забрудненні іонами важких металів, нафтопродуктами, а також суттєвому погіршенню якості вод та масовій загибелі іхтіофауни в водосховищах Дніпровського каскаду в екстремальні метеоперіоди; проте, цілеспрямовані комплексні дослідження негативних факторів впливу недостатньо розвиваються.

На основі результатів літературного огляду та логічного аналізу зроблено висновок про те, що розв'язувана в дисертаційній роботі науково-практична проблема, яка полягає у встановленні закономірностей формування природно-техногенної складової екологічної небезпеки та розробленні теоретичних основ, а також практичних рішень з управління екологічною безпекою, є досить актуальною.

Обґрунтовано основні напрями дисертаційного дослідження, що визначають структуру роботи. Укрупнено вони формулюються в такий спосіб:

1. Розробити методологічні аспекти дисертаційного дослідження, виявити та застосувати ефективні апробовані методи проведення теоретичних та прикладних досліджень (розділ 2).

2. Розширити і поглибити наукові уявлення щодо закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки в умовах дії природно-антропогенних чинників. Розробити модель формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні під впливом природно-антропогенних чинників (розділ 3).

3. Обґрунтувати загальні теоретичні положення щодо управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження. Розробити полістадійну схему реалізації наукових досліджень задля забезпечення ефективного управління безпекою у соціально-економічній зоні (розділ 3).

4. Провести наукове обґрунтування методології аналізу можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в соціально-економічній зоні (СЕЗ). Розробити універсальний підхід щодо надійнішої структуризації СЕЗ із застосуванням параметрів радіємності як індикатора впливу різноманітних природно-антропогенних чинників на біоту (розділ 3).

5. Здійснити моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки на прикладі Кременчуцької СЕЗ (розділ 3).

6. Провести експериментальні дослідження способів та засобів управління екологічною безпекою (розділ 4);

7. Розробити комплексну систему регулювання стану екологічної безпеки СЕЗ в умовах природно-антропогенного навантаження (розділ 5) на основі проведення моніторингу формування та проявів небезпеки (розділ 2), створення і удосконалення технічних засобів, що забезпечують обмеження (запобігання) негативного впливу на людину і навколишнє середовище (розділ 5).

У розділі 1 використані результати дисертаційної роботи, відображені в публікаціях автора [1, 13, 18–20, 23–27, 37, 48, 92, 94, 129].

РОЗДІЛ 2

МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИКОРИСТАНІ МЕТОДИ

2.1 Системний підхід до формування методології вирішення проблем дисертаційного дослідження

Методологія дослідження базується на застосуванні системного аналізу процесу формування екологічної небезпеки [134], в рамках якого загальне завдання структурується на ряд завдань дослідження окремих чинників. Дисертаційне дослідження структуроване на декілька етапів [135].

Перший етап передбачає логічний аналіз сучасного стану вивченості проблем екологічної безпеки. Із використанням методу дедукції встановлюється ступінь опрацювання наукових аспектів та визначаються основні завдання дослідження.

На другому етапі розробляються теоретичні засади дисертаційного дослідження, науковим базисом якого є система ієрархічного техніко-технологічного управління екологічною безпекою на основі принципів формування небезпеки із застосуванням методу елементно-теоретичного синтезу. Експериментальні дані попередніх дослідників, а також, результати власних інструментальних замірів становлять фактологічний базис. Методами дедукції та аналогій існуюча структура екологічної небезпеки деталізується та модифікується, методом індукції розробляється системна класифікація. На основі визначених шляхів та механізмів формування небезпеки методом структурно-логічного синтезу формується концепція оцінювання стану екологічної небезпеки.

Третій етап – експериментальна та практична перевірка розроблених теоретичних положень. Метою експериментальних досліджень є практична реалізація та підтвердження адекватності розроблених теоретичних положень з управління екологічною безпекою. Експериментальним спостереженням

підлягають чинники формування екологічної небезпеки. Обробка експериментальних даних проводиться за допомогою статистичних методів із використанням математичного програмування в пакеті MS Excel та графоаналітичних методів за допомогою прикладного пакету Advanced Grapher версії 2.2.

На четвертому етапі визначаються організаційно-технічні заходи зниження рівня екологічної небезпеки, на основі результатів експериментальних досліджень та методу імітаційного моделювання перевіряється ефективність впровадження розроблених рішень.

2.2 Загальна характеристика матеріалів, які використовувались в дослідженнях

2.2.1. Сировина для отримання адсорбентів. Як сировину для одержання адсорбенту використовувались різні відходи агропромислового комплексу: гречане та вівсяне лушпиння, стручки гороху та квасолі, створи ріпака, качани кукурудзи. Ці відходи містять значну кількість добре засвоюваних білків, вуглеводів (крохмалю), жирів, органічних кислот (лимонна, яблучна, щавлева), а також вітамінів (вітаміни В1, В2, Р, РР, фолієва кислота, каротин). Із мінеральних речовин – солі заліза, фосфору, кальцію, міді. Головними органічними речовинами, що утворюють клітинну оболонку, є целюлоза, лігнін та геміцелюлози. Вміст органічних речовин наведено у табл. 2.1.

Таблиця 2.1 – Вміст органічних речовин у відходах

Назва речовини	Вміст, % мас.			
	Лушпиння гречки	Лушпиння квасолі	Стручки гороху	Вівсяне лушпиння
Целюлоза	46–48	39–42	47,2	28,8
Лігнін	19–28	22–26	24–27	28,5
Геміцелюлози:	26–35	15–17	13–16	23,2
- пентозани	23–29	13–14	8,6	
- гексозани	3–6	2–3		
Екстракти		3–6	3–5	

Вміст негідролізованого залишку деревини – лігніну, у хвойних породах коливається в межах 25–30%, а в листяних – 20–22% [136–138]. Однак у реальних виробничих умовах повний гідроліз полісахаридів не здійснюється, на частку технічного, конденсованого лігніну залишається 32–36% маси вихідної сировини. У золі деревини містяться в основному калієві, натрієві та магнієві солі [139].

2.2.2. Саобсток як матеріал для виробництва біодизельного палива.

Відомо, що виробництво біодизельного палива із рослинних масел є нерентабельним. Тому доцільно використовувати відходи, одним із яких є саобсток – продукт обробки, який отримують від очищення олій та жирів розчинами лугів. До складу його входять: нейтральний жир, мило, вода, різноманітні слизи, білки, солі, забарвлюючі та інші речовини. Загалом, склад залежить від жиру, який рафінується, від методу ведення технологічного процесу. Наприклад, в процесі рафінування (забрудненої) бавовникової олії в саобсток переходить темнозабарвлена отруйна речовина – госипол [140].

Саобсток містить 41 % жирних кислот та 50% нейтральних включень. У воді нерозчинний, розчиняється в нафтопродуктах; утворює стійку емульсію з водою; 10 % розчин кислого саобстоку в дизельному пальному — ефективний піногасник. Рецепт піногасника: 15 % саобстоку + 15 % вапняного розчину (густиною 1120–1170 кг/м³) + 70 % дизельного пального. У розчинах із високою мінералізацією та за високої температури дія реагенту погіршується - він вводиться разом із вспінюючим реагентом.

2.2.3. Мікродорості зі штучно створених водойм. Основними мікродоростями, що неконтрольовано розмножуються у акваторіях штучних водосховищ Дніпровського каскаду та викликають надмірне «цвітіння» води, є представники родів: *Microcystis*, *Phormidium*, *Merismopedia*, *Aphanizomenon*, *Anabeana* і *Oscillatoria*. Здатність генерувати метан мають близько 50 видів із 17 родин, які належать до *Archaeobacteriobiontae* [141].

Неконтрольований розвиток синьо-зелених водоростей в штучно створених водоймах є ознакою біологічного неблагополуччя та появою потужного джерела формування екологічної небезпеки в регіоні.

Слід відзначити, що значна кількість видів ціанобактерій автотрофні: вони фіксують вуглекислий газ, а деякі із них здатні до азотфіксації. Можливе залучення до метаболізму молекулярної сірки та сульфід-аніону, оскільки сірка засвоюється частіш за все у відновленій формі. Практично усі метаногени здатні окиснювати водень вуглекислим газом, однак лише дві родини можуть декарбоксілювати ацетат. Вони власне і дають найбільший внесок у глобальну емісію метану. Метаногени завершують анаеробну деструкцію речовини, використовуючи молекулярний CO_2 , CO та водень, а також нижчі органічні кислоти, що виділяються в процесах бродіння.

2.3 Вибір ефективного способу оцінювання стану екологічної небезпеки

Оцінювання є необхідною передумовою проведення аналізу із використанням отриманої інформації, прийняття рішення, виконання певних дій. Важливе значення має оцінювання ступеня екологічної небезпеки, оскільки отримані дані повинні стати основою для розроблення та реалізації стратегії її мінімізації, а порівняльний аналіз ступеня екологічної небезпеки об'єктів визначає пріоритетність реалізації такої стратегії для певного об'єкту із цієї множини за умови необхідності поетапного планування дій в умовах обмеженості часу чи фінансування. На основі методології, яка застосована нами в для розроблення структури соціогенного класу екологічної небезпеки, запропонована ієрархічна структура методів оцінювання стану екологічної небезпеки [48], яка наведена на рис. 2.1.

Відповідно до рис. 2.1 методи оцінювання стану екологічної небезпеки розподіляються на два типи: інтегральні та диференційні. Диференційні методи широко відомі і знайшли своє відображення у численних дослідженнях. Щодо

впливу синьо-зелених водоростей на екологічну небезпеку водоймищ Дніпровського каскаду, то вони виражаються більше всього у опосередкованому впливі на якісні показники води в водосховищі (вміст кисню, іонів амонію, марганцю, сірководню та інш.).

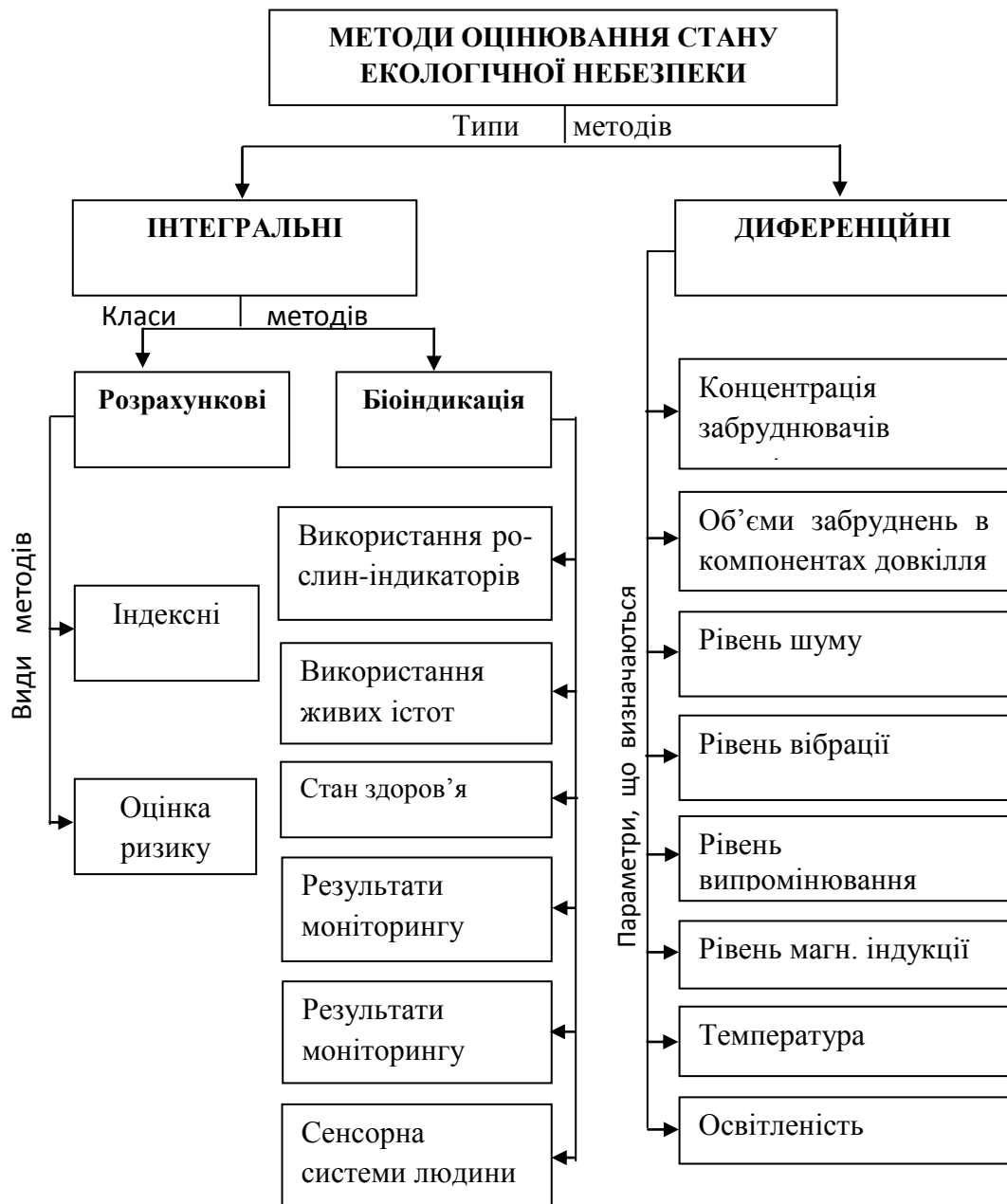


Рисунок 2.1 – Ієрархічна класифікація методів оцінювання стану екологічної небезпеки

Інтегральні методи поділяються на два класи: розрахункові (кількісними показниками) та біоіндикацію (непрямі методи оцінювання).

До розрахункових методів оцінювання екологічної небезпеки ми відносимо (рис. 2.1) індексну оцінку та оцінювання ризику. Суть індексних методів інтегрального оцінювання стану екологічної небезпеки зводиться до встановлення конкретного виду функції, значення якої може змінюватись в певних межах, і в яку входять показники стану окремих компонент довкілля (гідросфери, атмосфери та літосфери). Такий показник претендує на комплексну оцінку стану екологічної небезпеки регіону чи певного об'єкту.

Індексне інтегральне оцінювання стану екологічної небезпеки має суттєвий недолік. Унаслідок індивідуального вибору кожним дослідником виду функції, яка б адекватно описувала стан екологічної небезпеки через його диференційні показники, така оцінка є суб'єктивною. Функцію залежності між комплексними розрахунковими показниками оцінювання стану екологічної небезпеки, введених різними дослідниками, знайти важко. У випадку оцінювання впливу синьо-зелених водоростей на екологічну небезпеку водоймищ Дніпровського каскаду індексна інтегральна оцінка ускладнена, оскільки вирізнити їх вплив на окремі якісні характеристики компонентів довкілля у кількісних показниках неможливо. Тому у нашому випадку індексна інтегральна оцінка стану екологічної небезпеки не може бути застосована.

Вплив сформованої екологічної небезпеки на здоров'я населення детально розглянуто у попередньому розділі дисертації. Динаміку зміни захворюваності на певні хвороби ми пов'язували із дією певних забруднювачів однієї компоненти довкілля, підтверджуючи це кореляцією динаміки зміни показника здоров'я населення із динамікою зміни екологічної небезпеки. На сьогоднішній день відсутня інформація, яка б пов'язувала динаміку розвитку синьо-зелених водоростей із захворюванням людей, тому виконувати такий аналіз для оцінювання поширеності синьо-зелених водоростей у акваторіях водосховищ Дніпровського каскаду на нашу думку некоректно.

Динаміку зміни якісного та кількісного стану фауни та флори в певному регіоні дослідники часто пов'язують із впливом антропогенної діяльності – формуванням екологічної небезпеки внаслідок забруднення довкілля. Такі дослідження носять в основному якісний характер, а підтвердженням впливу сформованої екологічної небезпеки на зміни видового складу та кількісних характеристик фауни і флори в досліджуваному регіоні є кореляція між цими змінами та кількісними (в основному – диференційними) оцінками стану екологічної небезпеки. Оскільки відсутня інформація щодо кількісного зв'язку між показниками загибелі риби та динамікою розвитку СЗВ, цей показник носить якісний, а не кількісний характер.

Оцінювання ступеня екологічної небезпеки із допомогою сенсорної системи людини є, напевно, найбільш суб'єктивним та недостовірним, проте саме воно набирає найбільшого поширення. До такої оцінки можна віднести такі категорії як «брудна вода», «запилене повітря», «сморід» тощо. Яскравими прикладами є боротьба із смородом у м. Львові та м. Кременчуці останнім часом (2016 р.). Слід зазначити, що після індикації екологічної небезпеки із допомогою сенсорної системи людини важливим є завдання переходу до диференційної оцінки – ідентифікації джерела формування екологічної небезпеки з тим, щоб розробити та впровадити комплекс заходів мінімізації рівня екологічної небезпеки. Щодо динаміки розвитку синьо-зелених водоростей у водосховищах Дніпровського каскаду оцінювання також носить якісний характер, кількісних оцінок інтенсивності смороду не проводилось.

Таким чином, наведена інформація свідчить, що найбільш ефективним способом кількісного оцінювання екологічної небезпеки у природно-антропогенних об'єктах гідросфери є диференційні методи оцінювання опосередкованого впливу на довкілля шляхом моніторингу якісних показників води в водосховищах (вміст кисню, іонів амонію, марганцю).

2.4 Методичні аспекти вивчення можливостей зниження рівня сформованої у гідросфері екологічної небезпеки

У підрозділі викладено методичні аспекти визначення рівнів токсичності середовищ з різними концентраціями мікрободоростей за допомогою біотестування та дослідження можливостей їх утилізації із одержанням продукції цільового призначення.

2.4.1. Дослідження токсичних характеристик середовищ методами біотестування. Біотестування ми розглядаємо як процедуру встановлення ступеня екологічної небезпеки середовища за допомогою тест-об'єктів, що сигналізують про небезпеку незалежно від того, які речовини і в якому поєднанні викликають зміни життєво важливих функцій у тест-об'єктів. Завдяки простоті, оперативності та доступності біотестування отримало широке визнання в усьому світі і його все частіше використовують поряд із методами аналітичної хімії [142]. Тест-об'єкти розглядаються [143] як «датчики» сигнальної інформації про токсичність середовища та замітники складних хімічних аналізів, що дозволяє оперативно констатувати факт токсичності (отруйності, шкідливості) водного середовища, незалежно від того, чи обумовлена вона вмістом однієї токсичної речовини чи цілого їх комплексу.

Для біотестування використовуються водорості, мікроорганізми, безхребетні, риби. Найбільш популярні об'єкти – ювенальні форми планктонних ракоподібних-фільтраторів *Daphnia magna* Straus, *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg [144]. Для них визначають смертність, народжуваність, аномальні відхилення у ранньому ембріональному розвитку організму, ступінь синхронності поділу яйцеклітин та ін.

Дослідження проводяться відповідно до методик визначення гострої летальної та хронічної токсичності води на нижчих ракоподібних, атестованих головним метрологом Міністерства екології та природних ресурсів України. Нормативні документи 211.1.4.055-97 та 211.1.4.056-97 розроблені Українським науково-дослідним інститутом екологічних проблем (УкрНДІЕП) Міністерства

охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України та Технічним комітетом із стандартизації ТК82 «Охорона навколишнього природного середовища та раціональне використання ресурсів України». Методики визначення гострої летальної та хронічної токсичності допускаються для використання у біотестуванні поверхневих, підземних, питних та стічних вод, водних розчинів окремих речовин, їх сумішей, водних витяжок ґрунтів, відходів та донних відкладень [145, 146].

Короткочасне біотестування (до 24 годин) дозволяє визначити гостру токсичну дію води на дафній. Показником виживання служить середня кількість тест-об'єктів, які вижили в тестованій воді або в контролі за певний час. Критерієм токсичності є смертність тест-об'єктів відносно контрольних. Якщо загибель дафній за період часу до 24 годин у тестованій воді порівняно з контролем складає 50 та більше відсотків, то тестована вода здійснює гострий токсичний вплив [145].

Тривале біотестування (сім і більше діб) дозволяє визначити хронічну токсичну дію води на дафній на підставі зниження їх виживання та плодючості. У шість склянок ємністю 500 см³ наливають по 300 см³ контрольної (три склянки) та води, що тестують (три склянки). У кожен склянку поміщують по 10 самок дафній віком дві доби. Годують один раз на день. Після появи молоді (на другий чи третій день) самок пересаджують в інші склянки (3+3) з новою контрольною та тестованою водою. Молодь проціджують крізь дрібне сито та підраховують. Процедура проводять тричі, оскільки за 7–9 діб самки дають три покоління, тому тестування має трикратну повторюваність (n=3) [146].

Показником виживання служить середня кількість вихідних самок дафній, які вижили протягом біотестування, а показником плодючості – середня кількість молоді, що народилася протягом біотестування у перерахунку на одну вихідну самку. Критерієм токсичності (t_d) є достовірна відміна від контролю показника виживаності або плодючості дафній. Критерій достовірності більше 2.78 (критерій Стюдента для ступеню свободи 4) свідчить про те, що тестований водний розчин здійснює хронічну токсичну дію на тест-об'єкт.

Середнє арифметичне значення виживання визначається за формулою:

$$\bar{x} = \left(\sum x_{k,t} \right), x_i = \sum \left(\frac{M_{k,t}}{V_{k,t}} \right), \quad (2.1)$$

де $M_{k,t}$ – кількість молоді у кожному потомстві;

$V_{k,t}$ – кількість дорослих особин дафній, які вижили;

k – розрахунок для контрольної води;

t – розрахунок для розчину тестування.

Середнє квадратичне значення відхилення виживання та плодючості:

$$\sigma = \sqrt{\left(\frac{\sum (x_{k,t} - \bar{x})^2}{n-1} \right)}, \quad (2.2)$$

де n – повторюваність тестування.

Похибка визначення середнього арифметичного виживання та плодючості:

$$S = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}, \quad (2.3)$$

Критерій достовірності визначається за формулою:

$$t_d = \frac{x_k - x_t}{\sqrt{(s_k^2 + s_t^2)}}, \quad (2.4)$$

У лабораторних умовах тривалість життя дафній складає 3–4 місяці і більше [147]. Вода для культивування повинна відповідати таким вимогам: рН 7,0–8,2; жорсткість загальна 3–4 мг-екв/дм³, концентрація розчиненого кисню не менше 6,0 мг/дм³, сольовий склад до 6 ‰.

Оптимальна густина культури – 25 статевозрілих самок на 1 дм³ води. Раз на 7-10 діб половину об'єму води в посудині з культурою дафній замінюють на свіжу. Не рекомендується проводити аерацію води в посудинах з дафніями. Кормом для дафній служать зелені водорості та хлібопекарські дріжджі. Для

приготування дріжджового корму 1 г свіжих або 0,3 г повітряно-сухих дріжджів заливають 100 см³ дистильованої води. Після набухання дріжджі ретельно перемішують. Утворену суспензію відстоюють протягом 30 хв. Розчин дріжджів зберігається у холодильнику до двох діб.

Щоб отримати вихідний матеріал для біотестування 30–40 самок дафній з виводковими камерами повними яєць або зародків за 1–2 доби до проведення експерименту пересаджують в 0,5–1 дм³ ємності (склянки) з водою для культивування, в які перед посадкою дафній вносять корм. Після появи молоді дорослі особини видаляють. Для короткочасного біотестування використовують тільки однодобові дафнії, а дводобові самки – для тривалого дослідження. Перед початком біотестування в пробі води визначають концентрацію розчиненого кисню, яка повинна бути не менше 6,0 мг/дм³ (оптимально 6,0–7,0). Якщо вона нижче 6,0 мг/дм³, то перед проведенням експерименту воду аерують за допомогою мікрокомпресора.

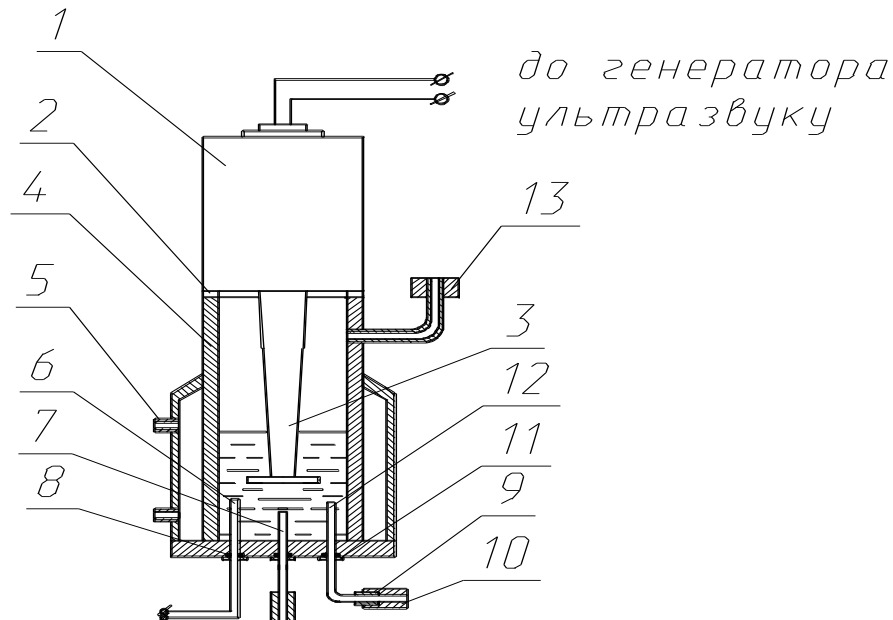
Результати біотестування вважають достовірними, якщо загибель дафній у контролі не перевищує 10 % в гострому досліді та 25 % у хронічному, а концентрація розчиненого у воді кисню в кінці процесу становить не менше 2 мг/дм³. Під час короткочасного біотестування дафній не годують. Особин вважають такими, що вижили, якщо вони вільно пересуваються в товщі води або спливають із дна посудини не пізніше 15 с після її легкого похитування [145, 146].

2.4.2. Утилізація мікр водоростей із одержанням продукції цільового призначення. У підрозділі викладено методики досліджень кавітаційної обробки водоростей, отримання альтернативних видів палива, встановлення елементного складу синьо-зелених водоростей та продуктів їх переробки [148].

2.4.2.1. Обробка біомаси методами кавітації. В звичайних умовах, оскільки ціанобактерії мають досить щільну клітинну мембрану, процес екстрагування та біологічного розкладу проходить з невисокою інтенсивністю. З ціллю руйнування клітинної мембрани нами обрано метод кавітації, в процесі якої утворюються зони високого та низького тисків, які і руйнують клітинні

мембрани. Досліджували два видів кавітації: акустичну та гідродинамічну [149].

Для проведення акустичної кавітації суспензії ціанобактерій вводилась в ультразвуковий реактор (рис. 2.2) [94].

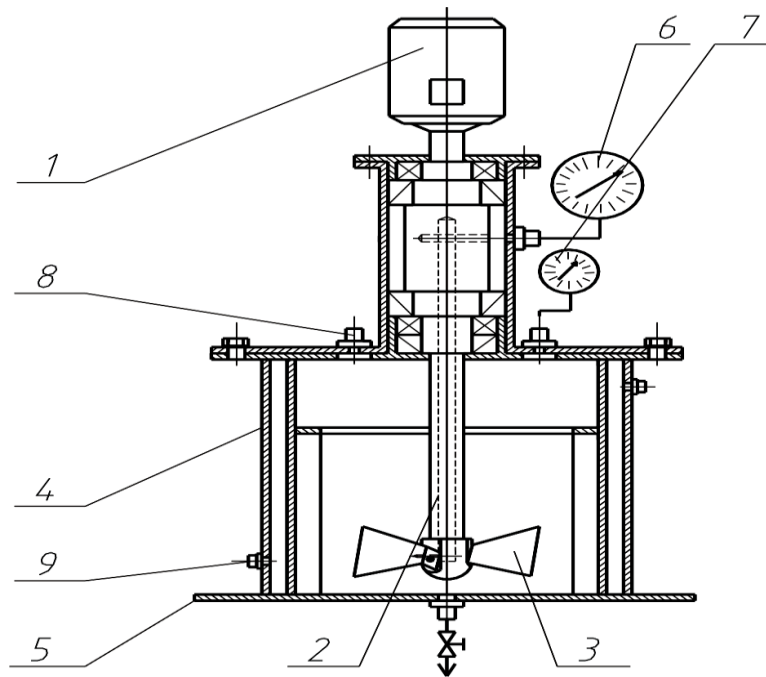


1 – магнітостриктор, 2,8,9 – ущільнення, 3 – хвилевід, 4 – реактор, 5 – штуцери для теплоносіїв, 6 – термопара, 7 – штуцери вводу газів, 10, 11 – накидні гайки, 12 – пробовідбірник, 13 – штуцери виходу газів

Рисунок 2.2 – Реактор для обробки суспензії синьо-зелених водоростей ультразвуком

Ультразвукові коливання (УЗ), частоти 22кГц (потужність 35 Вт, інтенсивність $1,65 \text{ Вт/см}^3$) від генератора УЗДН-2Т передавались за допомогою магнітострикційного випромінювача, зануреного в досліджуване середовище ($V=150 \text{ см}^3$) [148, 150]. Через досліджувану суспензію проводили барботування вуглекислого газу. Реактор безперервно охолоджувався проточною водою. Умови проведення ультразвукової обробки такі: $T=298 \text{ К}$; $P= 1 \cdot 10^5 \text{ Па}$; $\nu_{\text{УЗ}}=22 \text{ кГц}$. Час оброблення досліджуваної суспензії синьо-зелених водоростей у ультразвуковому кавітаторі складав 15 хв.

Для реалізації гідродинамічної кавітації змонтовано експериментальну установку (кавітатор динамічного типу), за допомогою якої проводили дослідження процесів деструкції мікробіологічних забруднень. Схему експериментального стенду та його реальний вигляд подано на рис. 2.3 та 2.4, та відображено у публікаціях [94, 149].



1–електродвигун; 2–вал; 3–кавітаційний орган; 4–робоча ємність; 5–підставка;
6–тахометр; 7–манометр; 8–пробовідбірники; 9–штуцер подачі теплоносія
Рисунок 2.3 – Схема експериментального стенду для реалізації гідродинамічної кавітації

Робоча ємність (4) об'ємом $1,5 \text{ дм}^3$ виготовлена із органічного скла. Як кавітуючий орган використовували трилопатеву крильчатку клиновидного профілю із гострою передньою та тупою задньою кромками, частоти обертів робочого колеса 4000 об/хв . Кавітаційна обробка проводилася на протязі 15 хв . Водорості розбавлялись до вмісту сухої речовини $17,1 \text{ г/дм}^3$, що корелює зі значенням реальної концентрації ціанобактерій у водосховищах. У ємність кавітатора заливали 1 дм^3 модельної суспензії.



Рисунок 2.4 – Лабораторна установка для проведення гідродинамічної кавітації

У подальшому проба використовувалась для дослідження ефективності розділення твердої та рідкої фаз в процесі відстоювання, а також для екстрагування ліпідів та синтезу біогазу згідно методик, які викладені нижче.

2.4.2.2. Вивчення можливостей одержання альтернативного палива.

Вплив попередньої обробки водоростей на збільшення повноти отримання із них енергетичних ресурсів з метою інтенсифікації цього процесу досліджується у 2 етапи [149]:

- встановлення можливості отримання ліпідів (сировини для виробництва біодизеля) шляхом екстрагування субстанції із ціанобактерій,
- вивчення процесу анаеробного зброджування біомаси водоростей з метою отримання біогазу.

Використовувались 4 види суспензій: активний мул без ціанобактерій (1); ціанобактерії без будь якої обробки (2); ціанобактерії, оброблені у ротаційному кавітаторі – мішалці протягом 10 хв (3); ціанобактерії, оброблені у полі ультразвукової кавітації на протязі 15 хв (4).

Методика дослідження екстрагування ліпідів полягала у наступному [149]. Водорості висушувались за температури 80 °С та перемелювались, змішувались із 50 см³ гексану та 50 см³ води та інтенсивно перемішувались

протягом 10 хв. Вода та тверда фаза водоростей збиралась в нижній частині лійки, а гексан із екстрагованими ліпідами – у верхній її частині.

Після випаровування гексану з чашки гравіметрично визначалась кількість екстрагованих ліпідів, які перед тим екстрагувались гексаном із суспензії водоростей у воді. Для цього 60 см³ розчину водоростей поміщали у ділильну лійку, додавалось 50 см³ гексану, суміш інтенсивно перемішувалась протягом 10 хв. Виділялось дві фази: нижня (суміші водоростей з водою) та верхня (складається із гексану, екстрагованих органічних речовин, бульбашок повітря та механічних домішок). Верхня фаза кількісно переносилась у випарну чашку, на поверхні якої після просушування на водяній бані залишались ліпіди та сіро-зелений осад. Ліпіди повторно екстрагували гексаном та переносили у іншу випарну чашку, на поверхні якої після випаровування гексану залишався шар ліпідів, кількість яких визначали гравіметрично.

Дослідження кінетики синтезу біогазу із синьо-зелених водоростей (без попередньої кавітаційної підготовки та після такої підготовки) проведені на установці, що наведена на рис. 2.5 (висвітлено у публікаціях дисертанта [94, 151]).

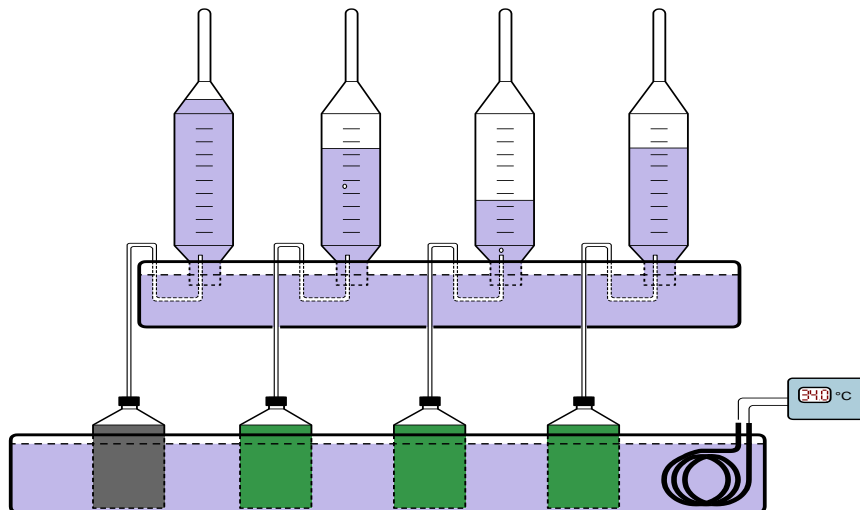


Рисунок 2.5 – Схема установки для дослідження процесу отримання біогазу

З метою імітації складу верхнього шару водосховища, в якому знаходиться невелика кількість анаеробних бактерій, та для інтенсифікації

процесу анаеробного розкладу, суспензії змішувались із первинним мулом очисних споруд, у якому міститься значна кількість анаеробних бактерій. До 900 см³ кожної із проб додавалось по 50 см³ мулу (концентрація сухої речовини 24,0 г/дм³; органічна частина – 69,3%), субстанція поміщалась в окремі реактори експериментальної установки. Для з'ясування того, яка частина біогазу виділяється з мулу, а яка із водоростей, готувалась нульова проба шляхом змішування 50 см³ мулу з 900 см³ води та поміщалась до реактора 1. Отримані розчини водоростей мали рН=4,57–4,78, що пояснюється початком фази ацетогенезису. Оптимальним для анаеробного розкладу є рН в межах 7–7,5, тому рН у реакторах коригувалась до 7,5 шляхом добавляння невеликої кількості розчину NaOH. Реактори закривались герметичними газовідвідними корками. Утворений біогаз збирався у градуйовані колби, які були занурені у воду, рН підтримувався нижче 5. Оскільки за низьких рН неорганічний вуглець знаходиться у формі CO₂, це дозволяло уникнути розчинення у воді вуглекислого газу, присутнього у біогазі. Реактори обмотувались чорним поліетиленом для недопущення потрапляння світла та поміщались у водяну баню, в якій підтримувалась температура 34 °С (мезофільні умови). Загальна тривалість досліджень складала 52 дні.

2.4.2.3. Встановлення елементного складу мікробіодоростей та продуктів їх переробки. Дослідження елементного складу висушених синьо-зелених водоростей проводилося на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L (рис. 2.6).

У аналізаторі високоенергетичне рентгенівське випромінювання проходить через зразок, розсіюється та поглинається речовиною зразка. Поглинання призводить, зокрема, до рентгенівської флуоресценції – генерації вторинного рентгенівського випромінювання. У застосовуваному аналізаторі реалізована методика енергодисперсійного рентгенофлуоресцентного елементного аналізу. Відбувається стимулювання характеристичного випромінювання атомів проби фотонами гальмівного спектру рентгенівської трубки та реєстрація цього випромінювання напівпровідниковим детектором.

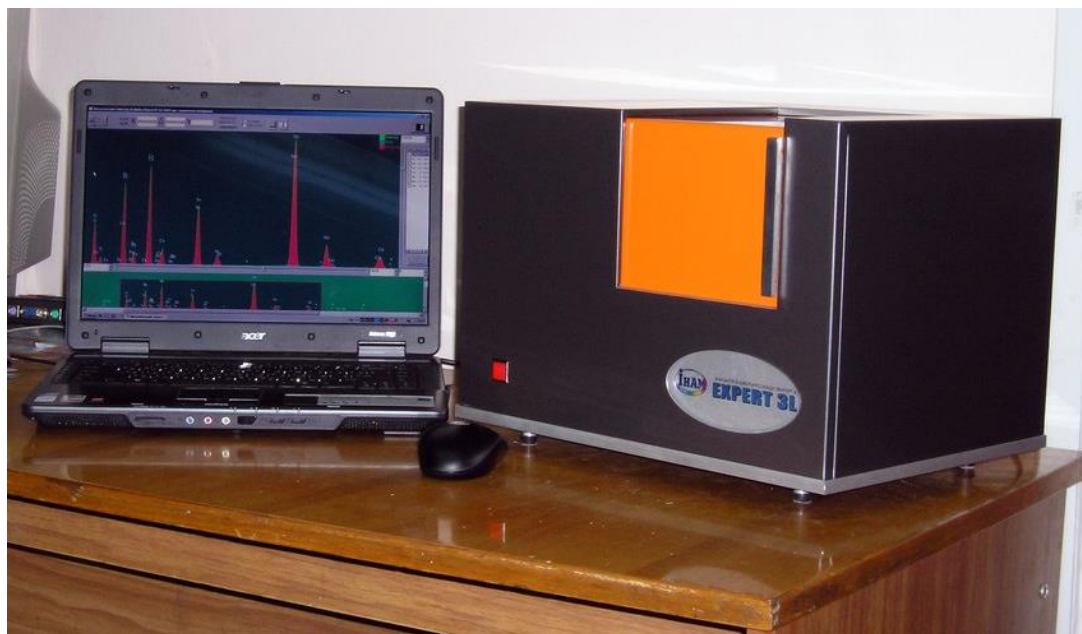


Рисунок 2.6 – Рентгенофлуоресцентний аналізатор EXPERT 3L

Основні параметри аналізатора:

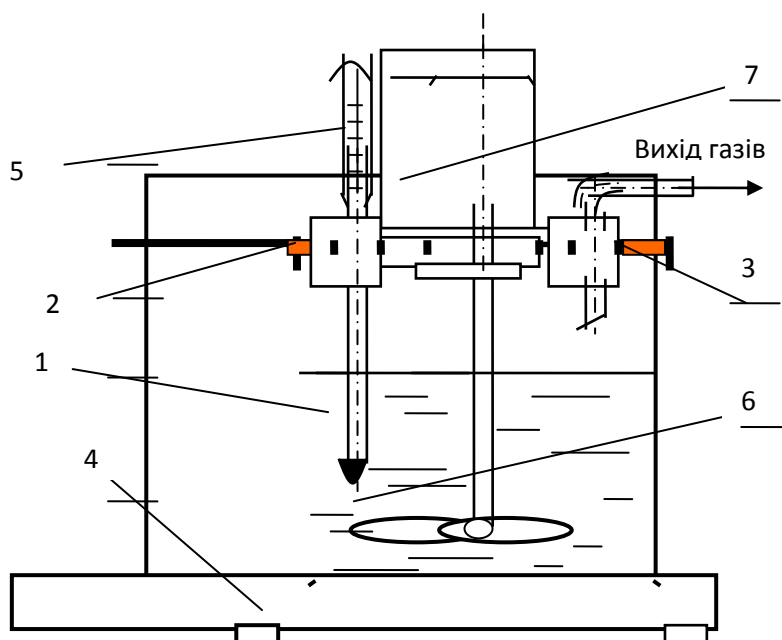
- діапазон вимірюваних хімічних елементів (діапазон контролю) – від магнію (^{12}Mg) до урану (^{238}U);
- діапазон виміру масових часток (концентрацій) елементів – від 0,01 % до 99,90 %;
- час виходу установки на робочий режим – не більше 5 хв.;
- температура навколишнього повітря – від $+15\text{ }^{\circ}\text{C}$ до $+45\text{ }^{\circ}\text{C}$;
- відносна вологість – не більше 80 % в усьому діапазоні температур;
- потужність еквівалентної дози рентгенівського випромінювання на поверхні приладу не перевищує 74 нЗв/год.

Для проведення досліджень проба поміщалась у вимірювальну камеру, де вона опромінювалась рентгенівським випромінюванням, що генерувалось УРВ. Сигнал потрапляв на детектор, який перетворював енергію фотона в електричний сигнал, амплітуда якого пропорційна енергії фотона. Сигнал після попереднього підсилювача надходив до модуля спектрометричного підсилювача, де піддавався формуванню та підсиленню. Після закінчення експозиції сигнал направлявся із буфера накопичення в комп'ютер, де

виконувалась обробка спектру. За результатами досліджень формувалися таблиці із переліком виявлених елементів та зазначенням їх концентрацій.

2.5 Одержання адсорбентів та експериментальні дослідження їх властивостей

2.5.1 Методика одержання адсорбенту. Рослинна сировина висушувалась до постійної маси за температури 105 °С. В цьому випадку фізично зв'язана вода повністю видалялась. Висушена сировина подрібнювалась, зважувалась та переносилась в реакційну склянку. До проби додавалась певна кількість сірчаної кислоти із концентрацією 65 % мас. Співвідношення рослинна сировина – сірчана кислота складало 1:1,5. Реакційну масу нагрівали за умови постійного перемішування протягом 1,5 годин за температури 130 °С. Нагрівання проводили у витяжній шафі, в процесі нагрівання виділялись пари води, CO₂ і SO₂. Отриманий вуглеподібний продукт висушувався за температури 105 °С, відмивався дистильованою водою до рН=7 і переносився в екзикатор (рис. 2.7).



1–склянка; 2–кришка; 3–ущільнювач; 4–нагрівач; 5–термометр; 6–мішалка;
7–електродвигун мішалки

Рисунок 2.7 – Лабораторна установка для отримання адсорбенту

Пристрій розміщувався у витяжній шафі, щоб попередити отруєння SO_2 . Для отримання адсорбенту в склянку засипалась подрібнена сировина та додавалась відміряна кількість сірчаної кислоти із концентрацією 65 % мас. Склянка із реакційною масою закривалась кришкою і за умови постійного перемішування реакційна маса нагрівалась до необхідної температури. Процес отримання адсорбенту тривав 1,5 години.

2.5.2. Електронно-мікроскопічні методи дослідження структури та рельєфу поверхні отриманих сорбентів. Дослідження структури адсорбентів проводили методом рентгенофазового аналізу на дифрактометрі АДП–2.0. Використовували фракцію із розмірами часток менше 4 мкм, яку приготувляли шляхом відмучування вихідної проби ($d = 0,25$ мм) у пробірці. Через 30–40 хв. після перемішування верхній шар стійкої суспензії містив лише частинки заданих розмірів. Мікроснімки поверхні зразків одержані за допомогою електронного мікроскопа марки ЭМВ-100Л (електронно-оптичне збільшення – 5500 раз, загальне збільшення з урахуванням збільшення в процесі фотодрукування складає 6700 [152]).

Дослідження дисперсності частинок проводили методом одноступінчатих реплік. Адсорбент диспергували в пробірці, куди вводили 1 см^3 ацетону на кожні 30 мг адсорбенту. Суміш перемішували до отримання суспензії та виливали на скло. Частинки більших розмірів випадали в осад на склі, а дрібнодисперсні розподілялись тонким шаром на поверхні рідини. Ацетон швидко випаровувався, тому дрібнодисперсна складова практично рівномірно розподілялася на поверхні скла. Зразок із шаром адсорбенту поміщали у вакуумну установку ВУП-4. Напилювали вуглецеву плівку товщиною 50-80 нм, яку потім відокремлювали від скла у чашці Петрі, наповненій дистильованою водою. Фрагменти плівки поміщали на наочне скло і проводили мікроскопічні дослідження. Завдяки вугільній плівці дрібні частинки потрапляли в поле дослідження у вигляді темних включень, а для крупних частинок фіксувалася структура над поверхнею.

Для виявлення тестованих частинок адсорбенту, визначення їх розмірів та порівняння із активованим вугіллям використовували колірний мікроскоп “Біолом Р-15” (насадка біокулярна “АУ-12” $1,5 \times$ та мікрофотонасадка “МФН-11”). Застосовували окуляри $1,5 \times$, об'єктиви 9x, 60x і 90x в імерсійній системі (коефіцієнт заломлення $n=1,515 \div 1,520$). Кратність загального збільшення об'єктів варіювала від 202,5 до 2025.

2.5.3. Встановлення основних фізико-хімічних характеристик отриманих сорбентів. Питому поверхню адсорбентів визначали методом низькотемпературної адсорбції азотом (метод БЕТ) [153]. Досліджуваний адсорбент покривали шаром чистого азоту за температури рідкого азоту та за різних тисків. За рівнянням БЕТ визначали об'єм азоту, необхідний для покриття поверхні сорбенту мономолекулярним шаром газу. Виходячи із значення об'єму адсорбованого азоту, визначали поверхню аналізованої проби. Лабораторна установка схематично зображена на рис. 2.8.

Азотна частина установки призначена для постачання в установку газоподібного азоту. Вона складається із ртутних барботажних посудин (16, 34), зміювика (14) для виморожування домішок, що містяться в газоподібному азоті, колби (12) для зберігання газоподібного азоту та газового манометра (32) для визначення тиску насичення (P_0) в умовах досліду. Вимірювальна частина складається із гребінки (29) для закріплення робочих колбочок, газової кулькової бюретки (24) та двох манометрів, один із яких нульовий (22), а інший (20) – вимірювальний. Вакуумна частина призначена для створення розрідження $1,3 \cdot 10^{-3}$ Па.

Дослідження проводили таким чином. Зразок адсорбенту попередньо висушували у сушильній шафі за температури $110 \text{ }^\circ\text{C}$ протягом 12 год. Пробу поміщали у чисту суху колбочку, зважували та підвішували до гребінки (29) на передбаченому для цього шліфі, відкачували повітря до розрідження $6,7 \cdot 10^{-3}$ Па. Азотну частину установки попередньо заповнювали азотом. Вводили у вимірювальну частину установки визначену кількість азоту і манометром (20) вимірювали тиск азоту до адсорбції. Потім відкривали крани

(25-28) на колбочці з пробою і давали адсорбуватися азоту протягом 10 хв., закривали крани (25–28) і визначали тиск азоту після адсорбції манометром (20). За відомими об'ємами гребінки, колбочки, бюретки та за визначеним тиском розраховували кількість адсорбованого азоту.

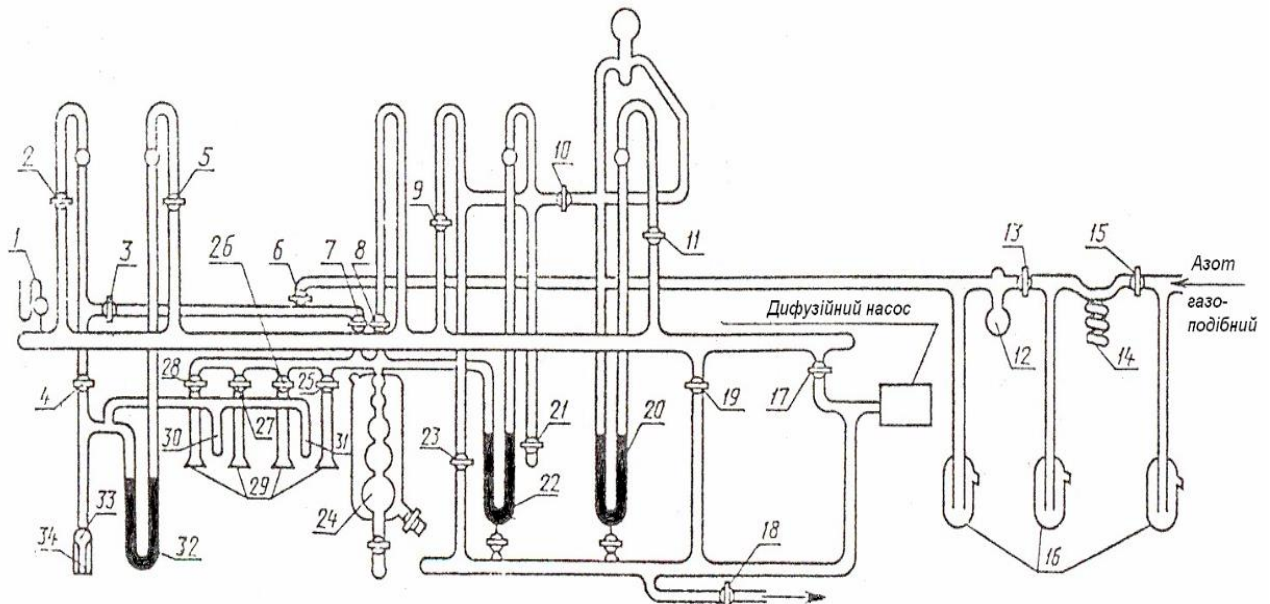


Рисунок 2.8 – Лабораторна установка для вивчення питомої поверхні адсорбенту

Для розрахунків використовували рівняння БЕТ [154]:

$$\frac{p}{V \cdot (P_0 - p)} = \frac{1}{V_m \cdot C} + \frac{(C-1)p}{V_m \cdot C \cdot P_0}, \quad (2.5)$$

де p – тиск адсорбції, Па;

P_0 – тиск насичення, Па;

V – адсорбційний об'єм, см³;

V_m – адсорбований об'єм азоту, необхідного для покриття наважки адсорбенту мономолекулярним шаром, см³;

C – константа, що характеризує теплоту адсорбції.

Будували графік в координатах: $\frac{p}{V \cdot (P_0 - p)}$ – ордината, $\frac{p}{P_0}$ – абсциса.

Тангенс кута нахилу одержаної прямої рівний V_m .

Питому поверхню S ($\text{м}^2/\text{г}$) розраховували за рівнянням:

$$S = 4,38 \frac{V_m}{m}, \quad (2.6)$$

де 4,38 – поверхня, яку займає 1 см^3 азоту, $\text{м}^2/\text{см}^3$;

m – маса наважки адсорбенту, г.

Для характеристики сухих дрібнодисперсних продуктів звичайно вимірюють насипну густину та ступінь подрібнення продукту [155]. Насипна густина – кількість продукту в одиниці об'єму ($\text{кг}/\text{м}^3$). Ступінь подрібнення продукту характеризується розміром зерен (у мм).

Просіяний через сито адсорбент насипали в заздалегідь зважений мірний циліндр ємністю 100 дм^3 . Для рівномірного ущільнення зерен в циліндрі сорбент насипали порціями приблизно по 20 дм^3 . Потім наповнений до мітки 100 см^3 циліндр зважували із точністю до $0,1 \text{ г}$.

Насипну густину (S_H) в $\text{кг}/\text{м}^3$ обчислювали за формулою:

$$S_H = \frac{m_a}{V}, \quad (2.7)$$

де m_a – маса сорбенту, г;

V – об'єм поміщеного в циліндр сорбенту, см^3 .

Для визначення ступеня подрібнення наважку (50 г) випробовуваного адсорбенту, зважену з точністю до $0,1 \text{ г}$, поміщали у верхнє сито комплекту сит. Потім закривали його кришкою та вставляли сита у піддон. Далі приводили в рух комплект сит, одночасно включаючи секундомір. Через 1 хв . знімали сита та піддон, зважували залишок адсорбенту на ситах та піддоні.

Вміст в адсорбенті зерен (X) певного розміру у відсотках обчислювали за формулою:

$$X = \frac{G_1 \cdot 100}{G}, \quad (2.8)$$

де G_1 – маса залишку на ситі або піддоні, г;

G – маса наважки адсорбенту, г.

Вологість визначали непрямим методом відгонки [154, 155]. Різниця в масі до ($m_{\text{адс}}$) і після (m_1) відгонки дає можливість обчислити кількість води, що містилась у адсорбенті. Непрямі способи вагових досліджень застосовують для визначення вологості матеріалів, кристалізаційної води в кристалогідратах, втрат в процесі прожарювання тощо. Вологість адсорбенту визначали за формулою:

$$B = \frac{m_{\text{адс}} - m_1}{m_{\text{адс}}} \cdot 100\%. \quad (2.9)$$

2.5.4. Визначення ефективності поглинання забруднювачів. Методику визначення адсорбційної здатності розглянемо на прикладі адсорбованих нафтопродуктів. Для проведення сорбції в скляну колбу об'ємом $0,2 \text{ дм}^3$ наливали забруднену нафтопродуктом воду об'ємом $0,1 \text{ дм}^3$ і вводили розрахункову кількість сорбенту. Колбу герметично закривали і проводили процес сорбції в статичних умовах за умови перемішування на струшувачі протягом 60 хв. Суспензію відстоювали протягом трьох діб до повного осадження твердої фази. Величину адсорбції визначали за формулою:

$$A = \frac{(C_n - C_k) \cdot V_{\text{np}}}{m_c}, \quad (2.10)$$

де C_n – початкова концентрація нафтопродуктів у воді, мг/дм^3 ;

C_k – залишкова концентрація нафтопродуктів у воді, мг/дм³;

V_{np} – об'єм проби, дм³;

m_c – маса адсорбенту, г.

Ступінь вилучення нафтопродуктів розраховали за формулою:

$$S = \frac{C_n - C_k}{C_n} \cdot 100\% . \quad (2.11)$$

Вміст нафтопродуктів у воді аналізували за методом [156, 157], який полягає в екстракції нафтопродуктів органічним розчинником із наступним застосуванням методу інфрачервоної фотометрії (ІЧ). Відібрану пробу поміщали в екстрактор, додавали в розрахунку на 1 дм³ 40 г хлориду натрію та 30 см³ екстрагенту (CCl₄), підкислювали пробу до рН ≤ 2. Проводили екстракцію в екстракторі протягом 5 хв., потім відстоювали 10 хв. Фотометрування розчинів проводили в кюветі із довжиною оптичного шляху 5 см та об'ємом 20 см³ із використанням ІЧ аналізатора нафтопродуктів марки ИКАН-1.

Вміст заліза виявляли фотоколориметричним методом у вигляді забарвленої сполуки із роданідом амонію (у кислому середовищі тривалентне залізо утворює червону сполуку із роданідом). Склад сполуки неоднорідний, залежить від температури, рН розчину. Інтенсивність забарвлення пропорційна концентрації заліза у розчині. Прямим методом можна виявити 0,05 – 4 мг заліза на 1 літр води. Крім реакції із роданідом використовують також реакцію із сульфосаліциловою кислотою та о-фенантроліном. Чутливість цих реакцій одного порядку, як і у реакції із роданідом. За умови використання атомно-адсорбційного аналізу вимірюють інтенсивність лінії 248,3 нм. Горючий газ – ацетилен, окисник – повітря.

Для визначення концентрації цинку отримували дитизонат цинку, який має червоний колір та розчинний у CCl₄. Утворена комплексна сполука із

дитизоном має червоний колір і її концентрація пропорційна кольору комплексу. Цинк вступає у реакцію із дитизоном за рН 4–7. У цьому середовищі із дитизоном реагують також і мідь, кадмій, свинець, нікель, кобальт та інші метали. Щоб зменшити перешкоджаючий вплив цих металів екстракцію ведуть за рН = 5 із тіосульфатом та ціанідом. Ціанід додають для зв'язування кадмію, кобальту, нікелю та паладію. В таких умовах із дитизоном реагує тільки олово (II). В обробленій пробі можна визначити 0,005–0,03 мг цинку на літр розчину. У випадку використання атомно-абсорбційного аналізу вимірювали інтенсивність лінії 213,9 нм. Горючий газ – ацетилен, окисник – повітря.

2.6 Методика експериментального вивчення впливу техногенних землетрусів

Методи реєстрації коливань, породжених землетрусами, підрозділяється на пряму та дистанційну реєстрацію [158]. Пряма реєстрація здійснюється механічним та оптичним способами, а дистанційна – гальванометричним та магнітним. Фіксація результатів вимірювань може проводитися в аналоговому чи в цифровому варіантах. У аналогових методах сейсмограф безперервно відстежує сигнал та фіксує процес у часі. Цифрова реєстрація дозволяє реєструвати дискретні дані. Перевагою цифрової реєстрації є достатньо висока точність запису, розширення динамічного діапазону та можливість виведення даних на комп'ютер.

Прилади та обладнання вибирали за умови відповідності технічних характеристик приладів передбачуваним параметрам досліджуваних процесів та необхідної точності вимірів (максимальна та мінімальна величина сигналу, амплітудно-частотна характеристика вимірювального каналу, клас точності та рівень власних шумів приладу).

За результатами аналізу попередніх досліджень та власних спостережень ми прийшли до висновку, що сейсмометрична апаратура повинна відповідати

таким вимогам :

– запис коливань (швидкість зміщення) в діапазоні 0,0005–0,01 м/с за частоти 0,5–300 Гц;

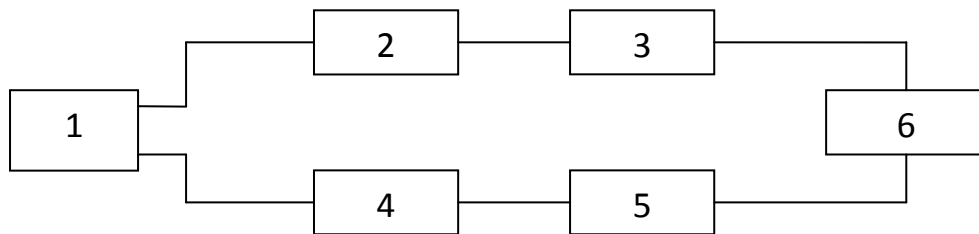
– реєстрація коливання тривалістю не менше 50 с двома каналами.

Підготовка до проведення експериментальних вимірювань включала такі етапи:

– перевірка стану вимірювальної апаратури, метрологічна повірка, калібрування;

– вибір контрольних точок, встановлення реперів та розміщення вимірювальної апаратури.

Градуювання сейсмічного каналу проводиться динамічним методом на вібростенді ВУТ-300/6 (рис. 2.9) на декількох частотах із спектрального діапазону досліджуваних коливань за стандартною методикою [9]. Встановлювалась постійна амплітуда переміщення платформи вібростенда, яка контролювалась в процесі калібрування індикатором зміщення. Датчики закріплювались на платформі вібростенда і калібрувались на кожен частотний канал.



1 – стіл; 2 – датчик зміщення перевірочний; 3 – підсилювач; 4 – сейсмоприймач; 5 – магнітограф; 6 – реєстраційний прилад (комп’ютер, осцилограф і т.і.)

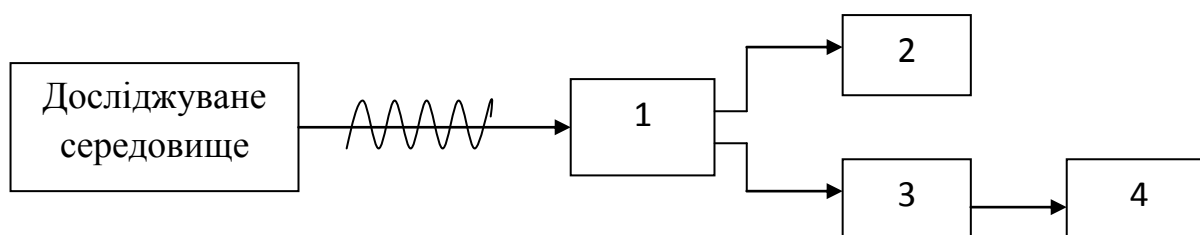
Рисунок 2.9 – Блочна схема вібростенда:

Підготовка до вимірювань на території, де проводились дослідження, здійснювалась таким чином. Від джерела техногенних землетрусів намічались профілі вимірювання сейсмопроявів. За кожним профілем визначались декілька

точок реєстрації коливань. Приймачі розміщувались в спеціально пробурених вертикальних свердловинах, з керну яких створювались циліндричні зразки, в яких і поміщали приймачі. Установка приймачів на елементах будівель та споруд здійснювалась за допомогою спеціальних закріплюючих скоб, що забезпечувало нерухомість датчика відносно елемента споруди. Кожний із приймачів міг реєструвати коливання в одній із трьох взаємно перпендикулярних площин. Виділення різних типів хвиль не проводилось оскільки сейсмічний ефект в основному залежить від повного вектору швидкості зміщення.

Підготовка до вимірювань на території, де проводились дослідження, здійснювалась таким чином. Від джерела техногенних землетрусів намічались профілі вимірювання сейсмопроявів. За кожним профілем визначались декілька точок реєстрації коливань. Приймачі розміщувались в спеціально пробурених вертикальних свердловинах, з керну яких створювались циліндричні зразки, в яких і поміщали приймачі. Установка приймачів на елементах будівель та споруд здійснювалась за допомогою спеціальних закріплюючих скоб, що забезпечувало нерухомість датчика відносно елемента споруди. Кожний із приймачів міг реєструвати коливання в одній із трьох взаємно перпендикулярних площин. Виділення різних типів хвиль не проводилось оскільки сейсмічний ефект в основному залежить від повного вектору швидкості зміщення.

Для перевірки вимірювального каналу застосовувався метод безпосередньої багатоканальної реєстрації короткочасних процесів [158], що протікають в геологічному середовищі, з подальшим аналізом амплітудно-частотних параметрів коливань. Механічні коливання перетворювались в електричний потенціал, який реєструвався за допомогою вимірювального магнітографа або вібрографа і аналізувався на комп'ютері чи осцилографі (рис. 2.10).



1–сейсмоприймач; 2– магнітограф; 3 – осцилограф; 4 – комп'ютер

Рисунок 2.10 – Схема вимірювального комплексу

Використовувалось таке обладнання: сейсмоприймачі СМ-3, СМ-3В, датчики ДН-3-М1, ДН-4-М1, магнітограф НО-68, осцилограф С9-16 або цифровий осцилограф TDS-210 з аналого-цифровим перетворювачем Е-140, комп'ютер.

2.7 Аналіз дії проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я населення

Методологічно аналіз впливу екологічної небезпеки на стан здоров'я населення в регіоні нами структурувався на такі етапи [159]:

- встановлення особливостей та механізмів формування небезпеки. Вивчався вплив природних чинників на зародження та просторове поширення небезпеки, розглядались різні стадії її функціонування. Здійснювалось просторове зонування регіону із виділенням зон формування небезпеки;

- встановлення взаємозв'язку наступних елементів: формування небезпеки, її прояви, просторова локалізація цих проявів. Прояви небезпеки можуть безпосередньо впливати на людей (приводити до погіршення стану здоров'я), або змінювати стан компонентів навколишнього середовища, що у підсумку також може привести до розвитку певних хвороб;

- визначення заходів щодо мінімізації їх наслідків. З використанням методу структурно-логічного синтезу формувалась концепція оцінювання стану здоров'я населення в умовах проявів екологічної небезпеки.

2.8 Висновки до розділу 2

На засадах системного аналізу процесу формування екологічної небезпеки розроблено методологічні аспекти проведення дисертаційного дослідження, які включають логічний аналіз сучасного стану вивченості проблем екологічної безпеки; розробку теоретичних засад дослідження, науковим базисом яких є система ієрархічного техніко-технологічного управління екологічною безпекою із застосуванням методу елементно-теоретичного синтезу; експериментальну та практичну перевірку розроблених теоретичних положень; визначення організаційно-технічних заходів зниження рівня екологічної небезпеки; забезпечення ефективності впровадження розроблених рішень із використанням імітаційного моделювання.

Надана характеристика матеріалів, які використовувались в дослідженнях: мікроводоростей зі штучно створених водойм (як чинників екологічної небезпеки у акваторіях природно-антропогенних водосховищ), сільськогосподарських відходів (як сировини для отримання адсорбентів), саобстоку (як матеріалу для виробництва біодизельного палива).

Викладено методичні аспекти вивчення можливостей зниження рівня екологічної небезпеки, що формується у гідросфері. Описано методики: визначення рівнів токсичності різних концентрацій субстрату біотестуванням та дослідження процесів утилізації мікроводоростей із одержанням продукції цільового призначення.

Наведено методики одержання адсорбентів та експериментальних досліджень їх властивостей, у тому числі визначення ефективності поглинання забруднювачів.

Запропоновано методичні підходи щодо експериментального вивчення впливу техногенних землетрусів на стан екологічної безпеки.

Викладено методологію аналізу впливу проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я населення.

Наведений у розділі матеріал використано у виконанні досліджень,

результати яких презентовано у наступних розділах. Він є методологічним базисом практично усіх наукових публікацій автора, які стосуються дисертаційної роботи.

Основні результати досліджень, описаних у розділі 2 дисертаційної роботи, відображені в публікаціях [134, 135, 149, 151, 159].

РОЗДІЛ 3

ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ АНАЛІЗУ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ В УМОВАХ ДІЇ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ ЧИННИКІВ ЯК НАУКОВА ПЕРЕДУМОВА РЕГУЛЮВАННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

3.1 Природно-антропогенна складова небезпеки

Як зазначалося у розділі 1 (п. 1.2.1) дисертації ієрархічна структура екологічної небезпеки включає як типи природну, антропогенну та природно-антропогенну складові. Перші два типи достатньо вивчені, а останньому (природно-антропогенна) до цього часу уваги приділялось недостатньо. Природно-антропогенна небезпека формується завдяки антропогенному впливу на природні чинники, в результаті чого останні стають небезпечними та призводять до негативної дії на людину та довкілля. Прикладом природно-антропогенної небезпеки є суттєве погіршення якості поверхневих вод у штучно створених об'єктах гідросфери внаслідок масового неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей у результаті антропогенного втручання в природні процеси [160]. Також слід відмітити землетруси [161], викликані створенням водосховищ чи закачуванням рідин у потужні свердловини.

Виходячи із вище наведеного та враховуючи, що серед складових антропогенного впливу (рис 1.1, розділ 1 дисертації) для задач, окреслених метою дисертаційного дослідження, основним є техногенне навантаження, в подальшому будемо розглядати природно-антропогенну складову екологічної небезпеки.

3.2 Закономірності та особливості виникнення і поширення екологічної небезпеки природно-антропогенного генезису

Як зазначено у літературному огляді (розділ 1), наукові поняття щодо екологічної небезпеки були закладені у роботах відомих науковців. Спираючись на них, сформулюємо [162] основні теоретичні положення щодо проблематики екологічної небезпеки, які окреслені темою та завданнями дисертаційного дослідження.

1. Важливим поняттям є структуризація небезпеки, під якою ми розуміємо виявлення для конкретної соціально-економічної зони тільки її властивих складових небезпеки, моделювання ієрархічної структури небезпеки, це обумовлює специфіку її можливого розвитку. Територіальні утворення, в межах яких оцінюється ступінь небезпеки, є складною комбінацією техногенних (промислові підприємства, транспорт, комунікації різного призначення, житлові приміщення) та природних (парки, водойми тощо) об'єктів.

Враховуючи концептуальні засади, що викладені у [9], вважаємо за доцільне виділити такі основні принципи структуризації екологічної небезпеки [163]: територіальна цілісність соціально-економічної зони; зосереджений характер джерел небезпеки в її межах; спільність процесів формування небезпеки; переважна локалізація проявів небезпеки в межах зони. Ознаками структуризації є вміст природних та антропогенних складових в проявах небезпеки, а також комбінації видів та підвидів небезпеки. Обрана для дослідження соціально-економічна зона буде характеризуватися сукупністю природних та соціально-економічних умов, які формують певну екологічну небезпеку з чітко вираженими взаємодіями, взаємовідносинами та взаємним впливом складових.

2. Аналізуючи стан екологічної небезпеки доцільно враховувати не лише функціональні характеристики об'єктів, а також їх позиційні властивості [164]. Ступінь небезпеки в значній мірі визначається несприятливим розміщенням її джерел щодо об'єктів та споруд різного призначення. Доцільним є врахування

взаємного розташування зон розподілу небезпеки та територій з різним ступенем схильності до впливу її проявів. Так, рівень екологічної небезпеки буде незначним, якщо, наприклад, джерела забруднення атмосферного повітря знаходяться на досить значній відстані від сельбищних зон, які оточені лісопарковими зонами. З іншого боку, коли кар'єр з вибуховим способом експлуатації розташовується достатньо близько від потужної гідротехнічної споруди геологічне середовище має будову, що сприяє поширенню сейсмохвиль, рівень небезпеки буде надзвичайно високим. Таким чином, враховується не тільки просторове розміщення джерел небезпеки щодо різноманітних об'єктів, але і характеристики середовища, в якому небезпека поширюється.

3. На умови формування екологічної небезпеки суттєвий вплив справляє відмінність якості (впливи на довкілля, що якісно відрізняються, наприклад різні «набори» шкідливих речовин, що присутні у викидах різних джерел) та інтенсивності (наприклад, істотна відмінність в кількісних характеристиках викидів) її джерел. Інтенсивність джерел впливає на ступінь прояву небезпеки. Наприклад, в [165] проілюстровано, що сукупність невеликих котелень формує більш високий рівень забруднення атмосферного повітря у порівнянні з потужною ТЕЦ, хоча сумарні викиди шкідливих речовин в першому випадку значно менші. Це визначається умовами розсіювання шкідливих речовин, а також параметрами джерел викидів.

4. Істотне значення має одночасний вплив (синергія) різних складових екологічної небезпеки [1]. Наприклад, автомобільний транспорт створює екологічну небезпеку, пов'язану як з дією хімічних (викиди з відпрацьованими газами шкідливих речовин), так і фізичних (шумове забруднення) чинників. Врахування обох факторів призводить до необхідності посилення вимог до безпечної експлуатації автомобілів. Одночасна присутність декількох складових небезпеки різного генезису може бути несприятливою, нейтральною, сприятливою; несприятливий синергічний вплив може істотно посилити негативну дію на людину та довкілля.

5. Структуризація небезпеки у просторово-часовому континуумі визначається сукупністю екологічно небезпечних об'єктів будь-якого генезису, які внаслідок взаємодії та взаємного впливу утворюють небезпечні для життєдіяльності біоти ситуації та загрожують функціонуванню технічних споруд, об'єктів тощо [166].

6. Встановлення у соціально-економічній зоні пріоритетних умов формування небезпеки визначається присутністю домінуючих за інтенсивністю можливого впливу екологічно небезпечних видів господарської діяльності та природних явищ [167].

Розглянемо особливості виникнення та поширення екологічної небезпеки у певній соціально-економічній зоні [162]. Чинники, що присутні у самій зоні, справляють суттєвий вплив на процес формування екологічної небезпеки, а зовнішні у відношенні до зони чинники впливу враховуються у фонових значеннях параметрів.

Антропогенний вплив може змінювати стан довкілля і опосередковано впливати на людину, а також і безпосередньо діяти на неї (наприклад, забруднена питна вода, або неякісні харчові продукти). Прояви екологічної небезпеки сприяють виникнення «навантажень» у людини чи об'єкту довкілля, які здатні накопичуватися протягом певного часового інтервалу. Величини таких навантажень можуть перевищувати допустимі норми (наприклад ГДК чи межа стійкості споруди). Модель формування екологічної небезпеки під впливом природно-техногенних чинників (зауважимо, що техногенна небезпека є складовою антропогенного типу екологічної небезпеки) наведена на рис. 3.1.

Основною стадією формування екологічної небезпеки є трансформація речовини та енергії в технологічних процесах господарської діяльності. Завжди утворюються побічні продукти та види енергії, що виникають окрім цільового продукту (відходи). Кількість останніх залежить від якості сировини та ресурсів (рис. 3.1), а також від якості оснащеності технологічних процесів (матеріально-технічне забезпечення на рис. 3.1). Цільова продукція надходить в сферу

споживання, використовується там, утворюючи в процесі трансформації відходи споживання.



Рисунок 3.1 – Модель формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні під впливом природно-антропогенних чинників

Усі відходи можна вважати забруднювачами, оскільки деякі з них взагалі невластиві природному середовищу, а решта збільшує вміст речовини та енергії в компонентах довкілля. Ці забруднювачі частково уловлюються і збираються (тобто ізолюються від природного середовища), решта безпосередньо надходить до атмосферного повітря, у водний басейн, в ґрунти. Існуючі

технічні засоби не завжди здатні забезпечити повноту уловлювання та збору відходів, тому певна кількість останніх також потрапляє у довкілля. Уловлені та зібрані відходи містять ресурсно-цінні компоненти і можуть слугувати сировинною базою (техногенні сировинні ресурси), що дозволяє отримати з них певну продукцію.

Джерела екологічної небезпеки провокують збурення у довкіллі, які під дією природно-антропогенних чинників поширюються в ньому та змінюють його стан. В результаті розвитку цих процесів формується екологічна небезпека, яка може поширюватися і за межі соціально-економічної зони.

3.3 Наукові засади моніторингу стану екологічної небезпеки

Для встановлення наукових засад моніторингу стану екологічної небезпеки ми вважаємо за доцільне навести такі результати наших спостережень та узагальнень [168].

Екологічну безпеку доцільно пов'язувати з проблемами збалансованого розвитку, які останнім часом набувають особливої актуальності.

Ми розглядаємо екологічну безпеку у просторово-часовому континуумі. Короткочасна дія може бути відносно безпечною, а тривала – небезпечною; зміни в локальних масштабах – майже нешкідливими, а в глобальних – фатальними. На довготривалу дію джерел небезпеки може не реагувати нинішнє покоління, але результати цього впливу можуть спричинити непередбачувані наслідки для нащадків [169]. Враховуємо її ієрархічну структуру та рівні функціонування (локальний; регіональний; національний; глобальний).

Особливістю екологічної небезпеки є те, що в порівнянні з іншими видами небезпеки вона носить прихований невідчутний характер. Ймовірно тому екологічна небезпека не сприймається належним чином широким колом різнопрофільних фахівців. Слід зазначити, що у переліку спеціальностей вищої школи 2016 р «екологічна безпека» відсутня. Це свідчить про недостатній

рівень формування екологічного мислення та культури, про нестачу висококваліфікованих фахівців в галузі управління екологічною безпекою.

Певні природні та антропогенні процеси (окремо або за умови спільної їх дії) є продуцентами екологічної небезпеки і носять ймовірнісний характер, а їх прояви залежать від безлічі чинників та умов. Вірогідність реалізації проявів здатна варіювати в широких межах, в тому числі може бути практично нульовою. Екологічна безпека характеризується запобіганням або усуненням негативного впливу чинників, що виникають в результаті функціонування джерел небезпеки. Це підтверджує необхідність всебічного вивчення умов формування небезпеки, тобто проведення моніторингу її станів. У розділі 4 наведені конкретні результати експериментальних досліджень на прикладі конкретного техногенно навантаженого комплексу - Кременчуцької соціально-економічної зони (КСЕЗ), де має місце одночасна присутність складових небезпеки різного генезису, несприятливе позиціонування їх джерел [170].

Ми вважаємо, що моніторинг станів екологічної небезпеки доцільно проводити базуючись на принципах системного аналізу. Як приклад, розглянемо техногенні землетруси (рис. 3.2).

Першим етапом моніторингу стану екологічної небезпеки є виявлення джерел техногенних землетрусів різної інтенсивності в досліджуваній соціально-економічній зоні. Визначаються параметри геологічного середовища, у якому поширюються сейсмічні хвилі, в плані встановлення ступеня їх поглинання.

Надалі інструментально визначаються рівні антропогенного навантаження шляхом вимірювання швидкості зміщення ґрунту або елементів конструкцій об'єктів та інженерних споруд за стандартними методиками. Паралельно шляхом опитування населення фіксуємо тимчасові розлади здоров'я мешканців зон впливу техногенних землетрусів, проводимо візуальне спостереження за пошкодженнями конструкцій споруд.



Рисунок 3.2 – Алгоритм моніторингу станів екологічної небезпеки при дії техногенних землетрусів в природно-антропогенному контексті

На основі одержаних результатів визначається стан екологічної небезпеки, встановлюється кореляція одержаних даних інструментальних вимірювань із результатами опитування населення, що мешкає в зонах впливу джерел техногенних землетрусів, та візуального спостереження за пошкодженнями споруд. Визначаються зони впливу землетрусів.

3.4 Системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки за умови природно-антропогенного впливу

Інтенсивність можливих проявів екологічної небезпеки, які негативно впливають на людину та довкілля, зазвичай оцінюють рівнем небезпеки. Щільності розподілу проявів екологічної небезпеки F_n у певній соціально-

економічній зоні в залежності від її рівня R на підставі ймовірнісної моделі Гауса [171] визначаємо так:

$$F_n(R) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-(R-\alpha)^2 / (2\sigma^2)}, \quad (3.1)$$

де α и σ – параметри, які характеризують загальний стан екологічної небезпеки у певній соціально-економічній зоні.

Графічне представлення (рис. 3.3) залежності (3.1) дає можливість встановити такі діапазони функціонування небезпеки: зневажливий ($R < R_1$); низький ($R_1 - R_2$); прийнятний ($R_2 - R_3$); неприйнятний ($R_3 - R_4$); катастрофічний ($R > R_4$).

В контексті природно-антропогенного підходу розглянемо стан одного із компонентів довкілля - атмосферного повітря. Тут R_1 – природна концентрація інгредієнту (відсутності антропогенного впливу). Для інших рівнів небезпеки використані гранично допустимі концентрації (ГДК) інгредієнтів: $R_2 = 0,05$ ГДК (нижня межа гігієнічного нормування); $R_3 =$ ГДК; $R_4 = k$ ГДК, де k – коефіцієнт, що залежить від типу забруднювача та специфіки його дії. Для певних соціально-економічних зон, що характеризуються високим рівнем екологічної небезпеки природного типу, значення R_1 може перевищувати R_2 і R_3 .

Ми [162] акцентуємо увагу на діапазоні неприйнятної небезпеки, оскільки він характеризується значно більшою кількістю випадків проявів небезпеки в порівнянні із діапазоном катастрофічної небезпеки (рис. 3.3). Антропогенна складова екологічної небезпеки створюється сукупністю техногенних об'єктів, які формують просторові зони неприйнятної небезпеки. Ми вважаємо за доцільне аналізувати прояви неприйнятної небезпеки як на території соціально-економічної зони, так і за її межами, що схематично проілюстровано на рис. 3.4.

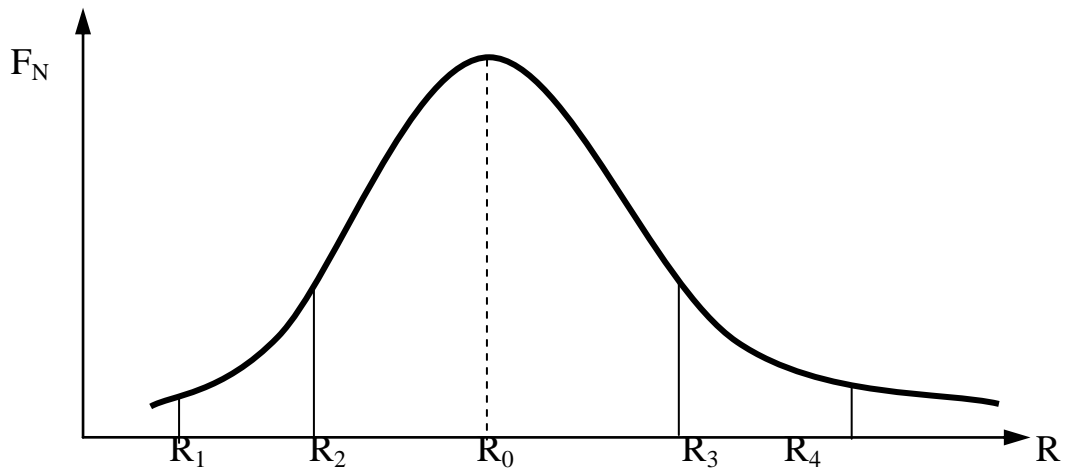


Рисунок 3.3 – Розподіл щільності проявів екологічної безпеки F_N в залежності від її рівня R (R_1 – природний фон; R_2 , R_3 , R_4 – відповідно нижні граничні рівні прийнятної, неприйнятної, катастрофічної безпеки; R_0 – середній для соціально-економічної зони рівень безпеки)

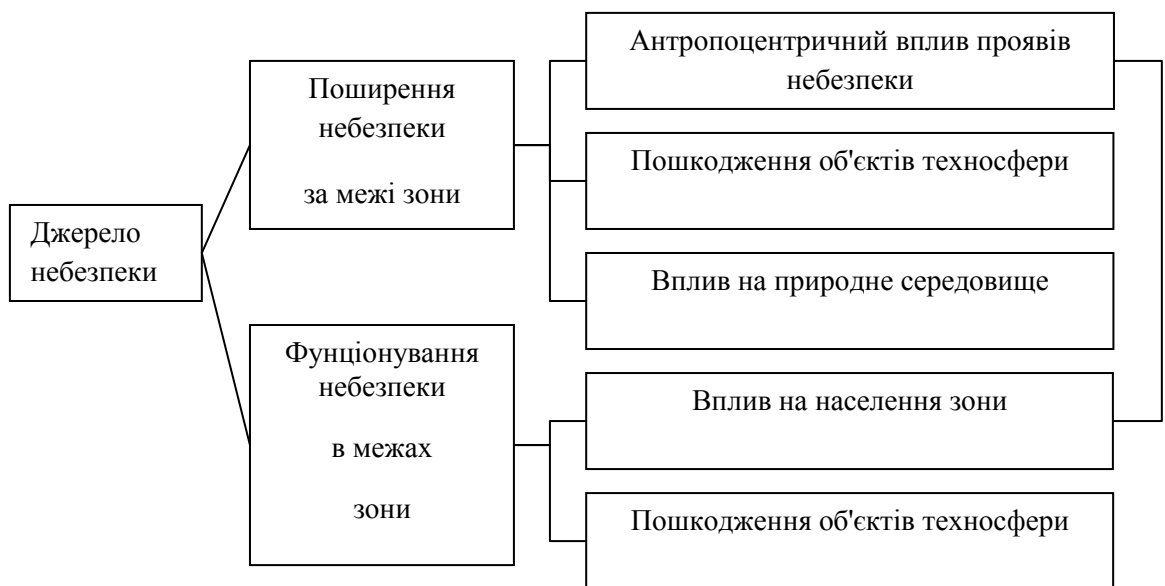


Рисунок 3.4 – Структуризація впливу джерела екологічної безпеки в соціально-економічній зоні та за її межами

3.5 Особливості управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження

Ми [172] вважаємо, що управління екологічною безпекою буде науково обґрунтованим та результативним тільки у тому випадку, коли воно буде ґрунтуватися на даних моніторингу станів екологічної небезпеки. Управління передбачає розробку та реалізацію практичних заходів та технічних рішень, спрямованих на запобігання потенційного та зниження реального природно-антропогенного впливу на людину, природне середовище та техносферу.

Узагальнення та аналіз фактичного матеріалу, використання викладених вище теоретичних положень щодо формування екологічної небезпеки дозволили виявити особливості управління екологічною безпекою відносно природно-антропогенних чинників [172]. Наведемо ці положення.

1. Оптимальне розміщення джерел екологічної небезпеки відносно певних об'єктів соціально-економічної зони суттєво послаблює наслідки її проявів. Поліпшити позиційні властивості системи джерело небезпеки - об'єкт можна шляхом реалізації відповідних технічних рішень (антропогенний спосіб), а також із використанням природної складової соціально-економічної зони (природно-антропогенний спосіб). Так, можна істотно знизити ступінь прояву небезпеки в сельбищних зонах шляхом раціонального розміщення джерел небезпеки щодо переважаючого напрямку вітру (не змінюючи параметри джерел викидів в атмосферне повітря). Цей захід реалізується на стадії планування розвитку соціально-економічної зони і є прикладом застосування природно-антропогенного способу. Також оптимізація позиційності може здійснюватися шляхом висадки зелених насаджень на шляху поширення екологічної небезпеки. тому числі організація санітарно-захисних зон. За дії техногенних землетрусів на об'єкти та споруди можуть бути проведені заходи зі зміни параметрів геологічного середовища («розм'якшення» приповерхневого шару) на шляху проходження сейсмічних хвиль з метою забезпечення їх згасання.

2. Мінімізація одночасної присутності складових екологічної небезпеки зменшує ступінь впливу на елементи соціально-економічної зони, у тому числі на населення. Як приклад розглянемо автомобільний транспорт, який характеризується одночасною присутністю двох складових екологічної небезпеки: хімічного (викиди шкідливих речовин) та фізичного (шумове забруднення) генезису. Застосування технічних засобів шумопоглинання (використання глушників) знижує ступінь прояву небезпеки. Оснащення двигунів автомобілів нейтралізаторами призводить до зниження викидів шкідливих речовин, рівень небезпеки знижується.

3. Застосування елементів управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів небезпеки під їх впливом може бути розосереджені як в просторі, так і в часі. Розглянемо приклад природно-антропогенного характеру. Зменшення обсягів скидів шкідливих речовин у Кременчуцьке водосховище у Черкасах призводить до зниження їх концентрацій через деякий час у Кременчуці (тобто на значній відстані). Як зазначалося у першому розділі дисертації, однією із причин погіршення якості вод в Дніпровських водосховищах є масовий розвиток синьо-зелених водоростей у літньо-осінній період. З метою запобігання погіршенню якості вод проводиться розведення окремих видів риби (товстолобика), здатних споживати ціанобактерії. Зниження проявів небезпеки реалізується через певний час.

3.6 Базові принципи реалізації досліджень з управління природно-антропогенною складовою екологічної безпеки у соціально-економічній зоні

Наведені вище результати аналізу закономірностей та особливостей формування та поширення природно-антропогенної складової екологічної небезпеки у певній соціально-економічній зоні дозволили визначити [173] основні етапи досліджень з управління екологічною безпекою природно-антропогенного генезису (рис. 3.5).

На першій стадії проводиться вивчення ролі природних чинників у формуванні та поширенні небезпеки (аналізуються геологічні, гідрогеологічні, кліматичні, метеорологічні та інші особливості конкретної соціально-економічної зони).

Друга стадія присвячена виявленню антропогенних джерел екологічної небезпеки. Встановлюються їх характеристики та параметри.

На третій стадії проводиться аналіз конкретних проявів екологічної небезпеки.



Рисунок 3.5 – Схема реалізації досліджень з управління екологічною безпекою природно-антропогенного генезису [172]

Четверта стадія передбачає вивчення зміни стану природного середовища унаслідок впливу проявів небезпеки. Здійснюється моделювання сценаріїв формування екологічної небезпеки, що дозволяє визначити найбільш оптимальні шляхи зниження її рівня.

На п'ятій стадії розроблюються практичні рішення та технічні заходи, які повинні забезпечити зниження інтенсивності впливу джерел небезпеки.

Шоста стадія включає реалізацію розроблених заходів та рішень в конкретній соціально-економічній зоні. Це доцільно здійснювати в технологічних процесах господарської діяльності, в ресурсно-сировинному та матеріально-технічному забезпеченні технологічних процесів (рис. 3.1), що сприяє зниженню обсягів утворення відходів (як побічних видів речовини та енергії) та виключає необхідність розробки дороговартісних заходів із обмеження надходження збурень в природне середовище. Суттєве значення має забезпечення надійності та достовірності результатів їх впровадження.

3.7 Аналіз теоретико-аналітичних передумов елементів управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах

Як було відмічено у розділі 1 дисертації, суттєва екологічна небезпека в об'єктах гідросфери формується внаслідок масового неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей.

Ми згодні з твердженням авторів [174], що «нереально здійснення намірів, спрямованих на усунення самого явища «цвітіння» в умовах збереження причин, що його породжують, й умов, які оптимізують розвиток водоростей до вкрай високих рівнів». Але не погоджуємося із думкою авторів [175], що «слід вести мову не про боротьбу, а про методи усунення негативних наслідків «цвітіння» води» і вважаємо, що є сенс також застосовувати заходи із мінімізації впливу вказаних чинників та умов. Проаналізуємо розробки науковців з цього приводу.

У п. 1.3.1 дисертації наведена класифікація методів зниження масштабів масового розвитку синьо-зелених водоростей та обґрунтовано, що саме механічні, фізико-хімічні, екологічні та біологічні методи заслуговують на увагу. На основі узагальнення наведених позицій та аналізу результатів досліджень авторів [175], де розглянуто дві групи заходів (профілактичні та регулюючі), є сенс виділити такв основні типи чинників превентивного характеру щодо мінімізації рівня екологічної небезпеки від розмноження синьо-зелених водоростей:

а) *технологічні чинники*, які включають заходи із поліпшення проточності та зростання водообміну, а також збільшення ступеня розведення за рахунок припливу збіднених біогенними забрудненнями вод. Однак, у зв'язку із дефіцитом води застосування цього методу для переважної більшості водних об'єктів є малоімовірним;

б) *хімічні та фізико-хімічні чинники*: застосування альгіцидних препаратів проти синьо-зелених водоростей (проте можливим є виникнення імунітету до них у водоростей, існує також потенційна небезпека для інших гідро біонтів); використання коагулянтів; аерація водної товщі, а також видалення мулових відкладень, які акумулюють біогени та органічні речовини. Ці заходи є досить витратними, особливо в разі їх застосування в масштабах великих водосховищ [174]; внесення у водойми певних аграрних відходів (соломи, опалого листя і т.п.). Наведені методи не знайшли широкого поширення;

б) *біологічні чинники*: внесення вірусів та внутрішньоклітинних паразитів водоростей (широке застосування неможливе через потенційну небезпеку їх для людей та інших гідробіонтів); використання екзометаболітов бактерій та актиноміцетів, що здійснюють інгібуючу дію на синьо-зелені водорості; запуск у водойми рослиноїдних риб (наприклад, товстолобика).

Як елемент управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах будемо розглядати вилучення надлишкової органічної маси із подальшою її утилізацією. Проаналізуємо можливості такої утилізації на основі

реалізації процесу отримання продуктів цільового призначення із біомаси синьо-зелених водоростей [176].

Одним із варіантів такої утилізації є отримання біогазу. Із використанням матеріалу, викладеного у [177–179], визначено особливості такого процесу [176]:

- присутність оцтової, пропіонової, фенілоцтової та інших кислот у біомасі СЗВ збільшує кількісні показники утворення біогазу;
- вміст сполук, до складу яких входять азот та сірка, сприяє утворенню сірководню та аміаку у біогазі;
- фенол, похідні толуолу, ксилол і т.і. є лімітуючими чинниками в процесі утворення біогазу;
- генерація біогазу протікає за експоненційним законом.

Процес генерації біогазу можна описати диференціальним рівнянням Михаеліса-Ментена [180], рішення якого має вигляд:

$$C = \lambda C_o (1 - e^{-kt}), \quad (3.2)$$

де C_o – початкова концентрація органічних сполук у біомасі СЗВ, мг/дм³;

λ – швидкість метаногенезу біомаси СЗВ;

k – стала накопичення біогазу, с⁻¹;

t – тривалість процесу, с.

Аналізуючи залежність (3.2) відмічаємо, що зі збільшенням різниці між k та λ зростає вихід біогазу. За певної концентрації швидкість метаболізму врівноважується зі швидкістю надходження, що й визначає максимальний вихід біогазу.

Для оптимізації процесу утворення біогазу доцільною є попередня підготовка біомаси, яка може здійснюватися, зокрема, шляхом подрібнення (механічний спосіб) чи делігніфікація (хімічний спосіб) [181, 182]. Подрібнення призводить до збільшення поверхні, доступної для ферментів мікроорганізмів,

що прискорює швидкість ферментативного гідролізу і, як наслідок, інтенсифікує процес утворення біогазу [183].

На утворення біогазу впливає інгібіторна дія продуктів бродіння та біомаси СЗВ. За певних концентрацій цей вплив стає домінуючим. Зв'язок між питомою швидкістю росту μ та концентрацією субстрату S (рівняння Лайнвівера-Берка) [184] має вигляд:

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s + S}{\mu_{\max} \cdot S} = \frac{K_s}{\mu_{\max} \cdot S} + \frac{1}{\mu_{\max}}, \quad (3.3)$$

де K_s – концентрація субстрату за $S = \max$.

Значення μ в реальній ситуації визначається так:

$$\mu = \frac{S_1 - S_0}{S_0(t_1 - t_0)}, \quad (3.4)$$

де S_1 та S_0 – концентрації органічної речовини в вихідному та збродженому субстраті, відповідно, мг/дм³;

t_1 та t_0 – час початку та кінця зброджування, с.

Динаміку швидкості росту субстрату можна пояснити гальмуванням ферментативних реакцій спочатку нестачею, а потім збільшенням витрати лімітованого субстрату [185].

Враховуючи той факт, що у біомасі синьо-зелених водоростей є значна кількість продуктів їх життєдіяльності, як субстрати використані [181] різноманітні ароматичні сполуки. Динаміка утворення метану суттєво залежить від атмосфери, в якій відбувається культивування.

За результатами газорідинної хроматографії [186] встановлено, що в біомасі ціанобактерій в значних кількостях містяться глютамінова та аспарагінова кислоти, пролін, лейцин, аланін. Вміст амінокислот у складі білків водоростей не змінюється протягом усього періоду вегетації. Процес старіння

культури водоростей супроводжується змінами в кількісному співвідношенні амінокислот.

Відмічаємо, що метаногенез притаманний також певним інгредієнтам поверхневих прошарків водосховищ (бензол, ксилол, толуол та їх похідні) [187]. Шляхом зміни співвідношення кількості біомаси синьо-зелених водоростей та інокулянту можна визначити оптимальні режими отримання біогазу. Слід також враховувати вплив температура та рН середовища. Встановлено [181], що найбільш оптимальним для процесу метаногенезу є інтервал температур на рівні 26–37 °С, рН = 7,5–7,8 од. Хроматографічний аналіз [181] отриманого біогазу показав вміст метану (CH₄) – 61,1%; карбон (IV) оксиду (CO₂) – 31%; кисню (O₂) – 0,33%; азоту (N₂) – 7,4%; карбон (II) оксиду (CO) – 0,12%. Густина газу склала 0,914–0,922 кг/м³, а теплота згоряння Q= 5100–5200 кДж/м³. Наведені вище значення параметрів свідчать про те, що отриманий біогаз наближається близький за своїми властивостями до природного газу (пропан-бутану).

Аналізуючи анаеробний метаногенез доцільним є [188] окремий аналіз особливостей хімічних зв'язків компонентів реакційного середовища, з урахуванням рухомості компонентів, що створюють електричне поле, яке визначає активність локальних активних зон у біомасі. Швидкість утворення біогазу напряму залежить від ступеня хімічної активності складових біомаси, яка, в свою чергу, залежить від ступеня стійкості хімічних зв'язків та молекул, що утворюються або перетворюються на метан [188].

За наявності певного хімічного процесу природно-антропогенного походження можна передбачити утворення не властивих природним водоймам речовин залежно від їх фізико-хімічних характеристик (температури, тиску, концентрації речовин природного та антропогенного походження).

Відпрацьована у процесі одержання біогазу із синьо-зелених водоростей біомаса за складом амінокислот та вітамінів якісно подібна дріжджам, рибному та соєвому борошну, сухому молоці [189]. Тому після отримання біогазу біомасу доцільно використати як харчову добавка для худоби. Відпрацьована

біомаса може застосуватися в органічному землеробстві для одержання екологічно чистої продукції. Також біомасу, якщо її попередньо зневоднити, доцільно використовувати як органо-мінеральне добриво, оскільки в ній міститься поєднання органічної складової із мінеральною (рослинного походження). Збалансоване поєднання досить значної кількості азоту з фосфором та сіркою дає можливість ефективного його засвоєння рослинами. Широкий спектр вмісту навіть незначної кількості мікроелементів сприяє кращому забезпеченню росту і розвитку рослин.

3.8 Теоретичні аспекти структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки

3.8.1. Аналіз закономірностей функціонування екологічних систем.

Будемо розглядати соціально-економічну зону як певний різновид екологічної системи. За визначенням [190, 191] екологічна система (екосистема) є структурою, елементами якої є біотичні та абіотичні компоненти, що пов'язані речовинно-енергетичними та інформаційними потоками, відмежованою від аналогічних утворень колообігом речовин певного ступеня замкненості. Екосистема має ієрархічну структуру, тобто включає в себе низку екосистем попереднього рівня, менших за розміром, і сама, своєю чергою є складовою частиною більшої екосистеми [192, 193].

Основним об'єктом екологічної безпеки екосистеми є природний ландшафт. Згідно [194] він характеризується взаємодією чотирьох геосфер: атмосфери, гідросфери, літосфери та біосфери. Така формація є природною екологічною системою. Відповідно до закону фізико-хімічної єдності В. І. Вернадського автори [195, 196] зауважують, що речовини або явища, шкідливі для однієї частини екосистеми, будуть шкідливими і для інших її частин .

Вважаємо за доцільне виділити два рівні для оцінювання такої системи:

– структурний, де складність визначається кількістю елементів системи та зв'язками між ними (морфологічна складність);

– поведінковий – набір реакцій системи на зовнішні збурення або ступінь еволюційної динаміки (функціональна складність).

Ми [197] схилиємося до думки, що всі екосистеми на структурному рівні мають такі ознаки формування екологічної небезпеки:

1) визначається тільки законами збереження енергії в рамках матеріально-енергетичного балансу;

2) поява зворотних зв'язків; визначальним для них стає принцип гомеостазу, що і задає їх складнішу поведінку;

3) здатність «приймати рішення», тобто здійснювати певний вибір із низки варіантів поведінки («стимул – реакція»);

4) існує досить потужна пам'ять (наприклад, генетична) і здатність проявляти випереджальну реакцію («реакція – стимул») на можливу зміну ситуації – ефект преадаптації;

5) об'єднання екосистем, що пов'язані поведінкою інтелектуальних партнерів, яке передбачає багатоходові можливі дії однієї з іншою.

Слід відмітити, що за властивостями системи поділяються на прості (адитивні; наприклад, біомаса деякого угруповання) та складні (неадитивні; наприклад, стійкість екосистеми) [198].

У контексті природно-антропогенного впливу компоненти ландшафту розглядаються у [194] як основні матеріально-енергетичні складові екологічних систем. До них належать: енергія, газовий склад атмосфери, вода, ґрунтосубстрат, (рослини та організми-гетеротрофи (консументи та редуценти).

Один із можливих способів класифікацій екосистем включає такі ознаки:

1) генезис об'єктів, що підлягають класифікації;

2) склад;

3) характер впливу природно-антропогенних чинників;

4) складність або організованість;

5) мінливість у часі;

6) характер реакції на негативні впливи природно-антропогенних чинників.

Охарактеризуємо наведені ознаки.

За першою ознакою класифікації екосистеми поділяються на:

- фізичні (природні, матеріальні);
- абстрактні (штучні, ідеальні);
- гомогенні, що характеризуються однорідністю й слабкими зв'язками їх складових, зовні схожих частин.

За третьою ознакою (обмін потоками енергії, речовини та інформації) екосистеми поділяються на відкриті, закриті та ізольовані. Відкриті екосистеми обмінюються із довкіллям усіма формами матерії, закриті – лише інформацією, а ізольовані – жодною із них.

Відповідно до четвертої ознаки системи розділяються на прості та складні. Відмінними властивостями складних систем є їх унікальність, багатоступеневий склад (ієрархічні підсистеми та компоненти), випадковий характер функціонування й реагування на вплив природно-антропогенних чинників.

П'ята ознака характеризує реакції щодо впливів природно-антропогенних чинників. Екосистеми можна розділити на статичні й динамічні, а також на пасивні (детерміновані) та активні (стохастичні).

У деяких екосистемах, крім елементів, іноді доцільно виділяти (підсистеми, тобто сукупність однорідних елементів, об'єднаних спільними функціями та ресурсами [199]).

Резюмуючи та узагальнюючи, виділяємо основні принципи загальної теорії організації екосистем:

- екосистема є не просто сумою складових її компонентів (частин), оскільки володіє емерджентною (неадитивною) інтегральною властивістю;
- будь-яке її механічне розчленовування на окремі частини призводить до втрати її істотних властивостей;
- поява в екосистемі сторонніх частин завершується або їх переродженням, або відторгненням, або загибеллю;

- складові компоненти екосистеми взаємопов'язані й взаємозалежні; вплив на одну частину екосистеми завжди супроводжується реакцією із боку інших;
- зв'язки всередині екосистеми та між нею і ближнім оточенням завжди істотніші за всі інші;
- стан екосистеми є наслідком взаємодії найсуттєвіших її елементів та зв'язків між екосистемою й навколишнім середовищем;
- визначальний вплив на функціонування екосистеми чинять ті ланки, що включають у себе зворотні зв'язки;
- проблеми виникають переважно всередині самої екосистеми, а не за її межами;
- аналізуючи складну екосистему доцільно встановити найсуттєвіші відносини між її елементами й навколишнім середовищем.

Суттєвою характеристикою будь-якої екосистеми є її структура, тобто набір елементів та компонентів [200]. Екосистеми функціонують у просторово-часовому континуумі, вони можуть змінюватися, переходити із одного стану в інший, тому їх можна розділити на статичні, динамічні й синтетичні [201].

Статична екосистема характеризується одним можливим станом. Основними її властивостями є відкритість, внутрішня неоднорідність та структурованість. Цілісність екосистеми, як одна із статичних властивостей, означає, що екосистему потрібно розуміти як єдине ціле, що відрізняється від інших систем, у тому числі й систем екологічної безпеки.

Динамічна екосистема – це структура зі значною кількістю станів, у якій з часом відбувається перехід із одного стану в інший. Мінливість екосистеми в часі та швидкість змін визначають її динаміку. Причому доцільно розглядати не тільки кількісні зміни, а й якісні показники [202].

До синтетичних властивостей слід віднести емерджентність (наявність у будь-якої системи особливих властивостей, які не притаманні її підсистемам та блокам), неподільність на частини, інгерентність та доцільність. Неподільність на частини означає, що за умови реалізації тільки окремих частин (елементів)

екосистеми як такої не буде, вона може виявитися іншою. Інгерентність (пристосованість екосистеми до навколишнього середовища) пов'язана гомеостатом екосистем, тобто здатністю зберігати сталість свого стану за допомогою скоординованих реакцій, спрямованих на підтримку динамічної рівноваги.

3.8.2. Адаптація теорії стійкості екосистем до аналізу станів екологічної безпеки. З метою ефективного дослідження соціально-економічних зон нами проводилась адаптація теорії стійкості екосистем до визначення станів екологічної безпеки [197]. Як відомо, стійкість екосистеми визначає здатність адаптуватися до умов, що змінюються, протистояти зовнішнім впливам або підтримувати існуючий режим функціонування під дією різних природно-антропогенних чинників екологічної небезпеки. Стабільність характеризує здатність екосистеми повернутися у попередній стан рівноваги після тимчасового впливу певного природно-антропогенного чинника. Важливою властивістю екосистеми є пружність – перехід із однієї зони стійкої рівноваги в іншу зі збереженням внутрішніх зв'язків екосистеми.

Ми розглядали такі види стійкості екосистем [197]:

а) рівновага – ситуація, за якої впливаючи на екосистему різноспрямовані природно-антропогенні чинники взаємно гасяться і властивості екосистеми залишаються незмінними. Рівновага підрозділяється на статичну й динамічну, а також на стійку й нестійку;

б) гомеостаз – стійкий стан рівноваги відкритої екосистеми. Гомеостаз можливий за незмінності існуючих параметрів екосистеми та за умови незмінності взаємодії екосистеми із навколишнім середовищем;

в) стаціонарний режим – циклічне повторення однієї і тієї ж послідовності станів.

Ступінь деградації екосистеми залежить від її буферної ємності до впливу певного природно-антропогенного чинника та швидкості процесів, що протікають. Прогресивний розвиток характеризується накопиченням екосистемою енергії та збільшенням надійності, що супроводжується

збільшенням адаптаційних можливостей екосистеми. У процесі регресивного розвитку екосистеми послідовно протікають такі стадії: порушення координації процесів, їх розбалансування, зниження адекватності реакцій на стресові ситуації; порушення енергетичних балансів, зменшення ступеню використання джерел енергії; порушення складу речовин екосистеми; порушення генетичного апарату живих компонентів екосистеми та процесів саморозвитку.

Оцінюючи чинники, що формують екологічну небезпеку в екосистемі, є сенс враховувати не тільки їх інтенсивність, але й тривалість впливу, градієнт зміни у просторово-часовому континуумі [197].

За дії на екосистему декількох природно-антропогенних чинників має місце їх взаємовплив, зумовлений не тільки ефектами адитивності, синергізму та антагонізму, але й більш складними взаємодіями. Інтегральну дію на екосистему за сукупності певних чинників ускладнено явищами багатодомінантності, синергізму, антагонізму та провокативності їх спільної дії. Багатодомінантність виникає, якщо один із чинників створює настільки сильний вплив, що пригнічує дію усіх інших чинників. Провокативність характерна для поєднання стимулюючих впливів і полягає в тому, що негативні ефекти посилюються.

Для екосистем існують певні межі стійкості, під час переходу через які екосистема стрибкоподібно змінює властивості й може взагалі припинити існування.

Ми розглядаємо такі форми стійкості природно-антропогенних екосистем [197]:

- інертність – здатність екосистем за зовнішнього природно-антропогенного чинника зберігати свій стан у межах окресленої соціально-економічної зони протягом усього визначеного інтервалу часу;

- відновлюваність – здатність екосистеми повертатися до початкових станів після виходу з неї;

- пластичність – існування в екосистемі декількох станів, знаходячись у яких вона має здатність до інертності та/або відновлюваності, її здатність за

умови дії зовнішнього природно-антропогенного чинника переходити з одного стану до іншого, зберігаючи за рахунок цього свої інваріантні ознаки впродовж визначеного інтервалу часу.

Відповідно до вище наведеного ми [197] вважаємо за доцільне розглядати такі механізми стійкості екосистем:

- стабілізації стану (інерція, обмеження обміну з навколишнім середовищем; негативні, позитивні і конкурентні зворотні зв'язки);
- збереження структури (механізм включення резервних програм, тимчасового переходу в закритий стан, накопичення резервів, симбіоз, адаптаційна еволюція);
- збереження типу функціонування (надійність, еластичність, розподілення по екологічних нішах);
- фізичну стійкість (визначається зовнішнім потоком енергії, що надходить до геосистеми);
- хімічну стійкість (залежить від спрямованості, рівня та швидкості перетворення речовини; рівновага підтримується завдяки постійному коливанню в часі хімічних параметрів повітря, води, живих організмів, а також стабільності та постійності «хімічного обміну» між компонентами біосфери);
- біологічну стійкість (стосується популяцій у цілому, а не окремих особин, яким не притаманна стійкість).

Природно-антропогенні екосистеми здатні протистояти різним впливам і в разі відновлення нормальних умов повертатися в стан близький до первісного. Самовідновлення природних екосистем передбачає самостійне повернення екосистем до стану динамічної рівноваги, із якого вони були виведені впливом певних природно-антропогенних чинників, або це здатність екосистем до самостійного відновлення балансу внутрішніх властивостей після певного впливу за допомогою принципу зворотного зв'язку між її компонентами, тобто екосистема здатна зберігати свою структуру та функціонування в певному діапазоні зовнішніх впливів. Самовідновлення й

саморегуляція природних екосистем ґрунтуються, зокрема, на здатності їх до самоочищення від забруднення.

З позицій екологічної безпеки завдання дослідження стійкості екосистем полягає в тому, щоб виявити, яким чином її складові елементи функціонують у взаємодії із іншими частинами і з яких причин можуть статися зворотні або незворотні зміни, що формують екологічну небезпеку. Для екосистеми характерними є такі здатності [197]:

- чинити опір змінам параметрів навколишнього середовища;
- функціонувати в умовах середовища, що випадково змінюються;
- адаптувати та відновлювати основні функції у мінливих умовах зовнішнього та внутрішнього середовища;
- зберігати стан гомеостазу;
- виконувати фізіологічну та біохімічну функції, що забезпечують її нормальну життєдіяльність;
- зберігати свою функцію за різних умов середовища та різних внутрішніх станів протягом життя.

Базовою властивістю природно-антропогенної екосистеми є її екологічна надійність, що включає стійкість, рівновагу та живучість. Їх необхідно враховувати під час визначення кількісних показників впливу на екосистему.

Найбільш доцільним механізмом, що описує збереження екосистемою стабільності, є застосування принципу Ле Шательє Брауна, згідно якого будь-який зовнішній вплив зумовлює відповідну реакцію самоорганізації, спрямовану на ослаблення його ефекту. Знаходження екосистем у стійкому або стабільному стані проявляється у відносній незмінності їх узагальненої структури та інтегральних показників.

Розглянемо кризи, катастрофи та катаклізми в екосистемах в умовах дії природно-антропогенних чинників. Під поняттям «криза» ми розуміємо явище, що визначається необхідністю адаптації екосистеми до зовнішніх або внутрішніх умов, які помітно змінилися. У кризовій ситуації відбувається збереження найважливіших характеристик екосистем та мають місце незначні

збитки. Виникнення катастрофи в екосистемі зазвичай супроводжується значною та досить різкою зміною інтегральних показників екосистеми внаслідок перетворення й докорінної перебудови її структури. Катаклізми характеризуються радикальними змінами, що зазвичай призводять до руйнування екосистеми. Їх прояв рівносильний краху, тобто більшість екосистем припиняють існування.

Нами проаналізована зміна станів екосистеми [197]. Її функціонування зазвичай характеризується такими показниками, як гомеостаз; різного виду збурені стани, викликають появу несприятливих, небезпечних, критичних або катастрофічних станів.

Будь-якій екологічній системі притаманний стійкий стан, гомеостаз, що характеризується динамічною рівновагою між споживанням та розщепленням речовини й енергії.

Будь-яка екосистема, як відмічалось вище, входить у ієрархію систем і тому підпадає під зовнішні природно-антропогенні впливи, що прагнуть вивести її з рівноваги. Якщо цей вплив не надто інтенсивний, то порушені зв'язки замінюються іншими і процес передачі речовини та енергії продовжується. Так екосистеми чинять опір впливам, що порушують їх стабільність.

У процесі формування екологічної небезпеки [203] під впливом зовнішніх та внутрішніх природно-антропогенних чинників в екосистемах відбуваються постійні зміни. Деякі види екосистем, відчуваючи негативні впливи, деградують, а іноді зовсім зникають. Процеси послідовних змін стану екосистем у просторі або в часі (сукцесії) супроводжуються зміною станів та властивостей всіх її компонентів.

Здатність екосистеми до повного самовідновлення та саморегулювання протягом сукцесійного або еволюційного часу її існування характеризується екологічною надійністю. Найпростішим механізмом підтримки екологічної надійності екосистеми є заміна виду, який зник з будь-яких причин, іншим екологічно близьким.

3.8.3. Адаптація теорії надійності до аналізу стійкості екосистем. З позицій екологічної безпеки, на нашу думку [197], системний підхід до аналізу можливих проявів екологічної небезпеки в екосистемах за умови певного природно-антропогенного впливу полягає в тому, щоб визначити, як окремі складові елементи екосистеми будуть функціонувати у взаємодії з іншими її частинами.

Оскільки екосистеми є складними багаторівневими та багатокомпонентними утвореннями, з метою адекватної інформації та визначення причинних зв'язків елементи екосистем конкретизуються. Такий підхід дозволяє визначити складові екологічної небезпеки та деградаційні процеси в екосистемах. Він забезпечується декомпозицією екосистем – розчленуванням екосистеми на взаємопов'язані складові частини (підсистеми), наступним дослідженням їх незалежно один від одного та координацією локальних рішень. Ми вважаємо [197], що спочатку слід визначати показники надійності простіших підсистем, а потім отримані результати групувати з метою отримання характеристик всієї екосистеми в цілому.

Розглянутий метод використано нами [197] для спрощення розподілу у просторі та конфігурації екосистеми. Ефективність методу залежить від вибору провідного елемента, тобто елемента, який використовується для декомпозиції екосистеми. Якщо елемент обраний невдало, то незважаючи на ідентичність кінцевого результату обчислення будуть громіздкими.

Труднощі, що виникають під час розгляду складних екосистем, ми [197] намагалися мінімізувати, використовуючи метод перетворення. Він полягає в послідовному спрощенні екосистем із послідовним та паралельним з'єднанням елементів шляхом перетворення їх в еквівалентні схеми.

Аналіз можливих проявів екологічної небезпеки в екосистемі нами [197] проведено з метою виявлення можливих причин та часу їх виникнення, вибору методів виявлення й реєстрації, визначення наслідків окремих проявів небезпеки та розробки попереджувальних, контрольних та захисних заходів для забезпечення надійності та екологічної безпеки.

Проаналізуємо існуючі методи оцінювання надійності, які у вигляді ієрархічної класифікації наведено на рис. 3.6 [197].

Зауважимо, що фізичний підхід не дозволяє безпосередньо визначати абсолютні значення ймовірнісних показників надійності екосистем. Отримані за такого підходу моделі надійності моделюють будь-який превалюючий процес деградації визначеного компонента екосистеми. Застосування такого підходу до аналогічного об'єкту, але в іншому стані, може мати тільки якісний характер.



Рисунок 3.6 – Класифікація методів оцінювання надійності екосистем

Вивчаючи практичні аспекти надійності часто використовують функції розподілу складових екологічної небезпеки. Методичні похибки, зумовлені вибором теоретичної моделі, мають суттєві значення і зводять практично нанівець результати оптимізаційних задач. Кількість практично використовуваних теоретичних моделей надійності технічних систем незначна. Найпоширенішим є однопараметричний експоненційний розподіл. Із параметричних моделей частіше використовується розподіл Вейбулла, іноді

застосовуються нормальний та логарифмічно нормальний розподіл. Більшого поширення набули імовірісно-фізичні моделі надійності [204, 205].

Імовірісно-фізичний підхід ґрунтується на використанні законів розподілу небезпек, що впливають із аналізу фізичних процесів деградації екосистеми. Такий підхід пов'язує значення ймовірності небезпечної події у екосистемах та фізичних параметрів, що їх викликають.

Для оцінювання надійності техногенних об'єктів становить інтерес дифузійний немонотонний розподіл (DN-розподіл). Дифузійні розподіли як імовірісно-фізичні моделі надійності екосистеми мають значну перевагу перед ймовірнісними моделями тому, що їх параметри можуть бути оцінені як на основі статистики проявів небезпеки (у цьому випадку вони розглядаються як строго ймовірнісні моделі), так і на підставі аналізу статистичних характеристик процесу, що призводить до деградації, а також за спільного використання статистичної інформації обох типів.

Методи оцінювання надійності екосистеми, яка включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки, формально, виходячи зі способу отримання вихідної інформації, можна поділити на апостеріорні (методи прогнозування стійкості), апіорні (методи моделювання) та апіорно-апостеріорні (комбіновані), що є поєднанням ознак як апіорних, так і апостеріорного методів (розрахунково-експериментальні методи).

Нами [197] запропоновано методологію встановлення надійності екосистеми, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки. Послідовність дій такої оцінки наведено на рис. 3.7.

Розглянемо основні етапи алгоритму. Передусім формулюємо завдання встановлення надійності екосистеми:

- 1) призначення екосистеми її склад та основні відомості про функціонування;
- 2) показники надійності та ознаки проявів екологічної небезпеки;
- 3) умови, у яких функціонує екосистема;

4) вимоги до точності й достовірності розрахунків, до повноти врахування діючих чинників небезпеки.

Проаналізуємо характер майбутніх витрат. У разі розрахунку функціональної надійності екосистеми здійснюється перехід до етапів 4–5–7, під час розрахунку окремих елементів екосистеми – до етапів 3–6–7 (рис 3.7).

На підставі результатів досліджень поточного стану екосистеми отримуємо статистику проявів екологічної небезпеки. Загальноприйнятим є поділ проявів екологічної небезпеки «раптові» та «поступові», що призводять до неоднозначного вибору ймовірнісних моделей [203]. Прояв небезпеки вважається «раптовим», якщо не встановлено причину його реалізації і він з'явився в результаті миттєвої зміни досліджуваних параметрів, тобто заперечується існування будь-яких деградаційних процесів – справжніх причин, що передують прояву небезпеки. Часто виявляється, що прояв небезпеки видається «раптовим» лише тому, що неможливо проконтролювати зміни всіх параметрів, здатних викликати небезпеку [206].

Природа «раптових» та «поступових» проявів небезпеки ідентична результат незворотних деградаційних процесів, що протікають у екосистемі. Коли процес деградації протікає дуже швидко - це призводить до проявів екологічної небезпеки і до стрибкоподібної зміни контрольованого параметра, і тому сам факт появи небезпеки видається несподіваним, «раптовим». У випадку, коли певний параметр, що викликає небезпеку, постійно контролюється і його наближення до граничного значення не є несподіваним, мають місце «поступові» прояви небезпеки.

Використовуючи відомі статистичні критерії обираємо відповідну модель розподілу випадкових величин (експоненціальна, нормальна, Вейбулла, логарифмічно нормальна тощо) і використовуємо її як теоретичну модель розподілу ймовірностей роботи екосистеми (моделі надійності), на підставі якої визначаємо необхідні кількісні показники надійності екосистеми. Оцінювання надійності екосистеми здійснюється шляхом знаходження ймовірностей працездатних станів її елементів.

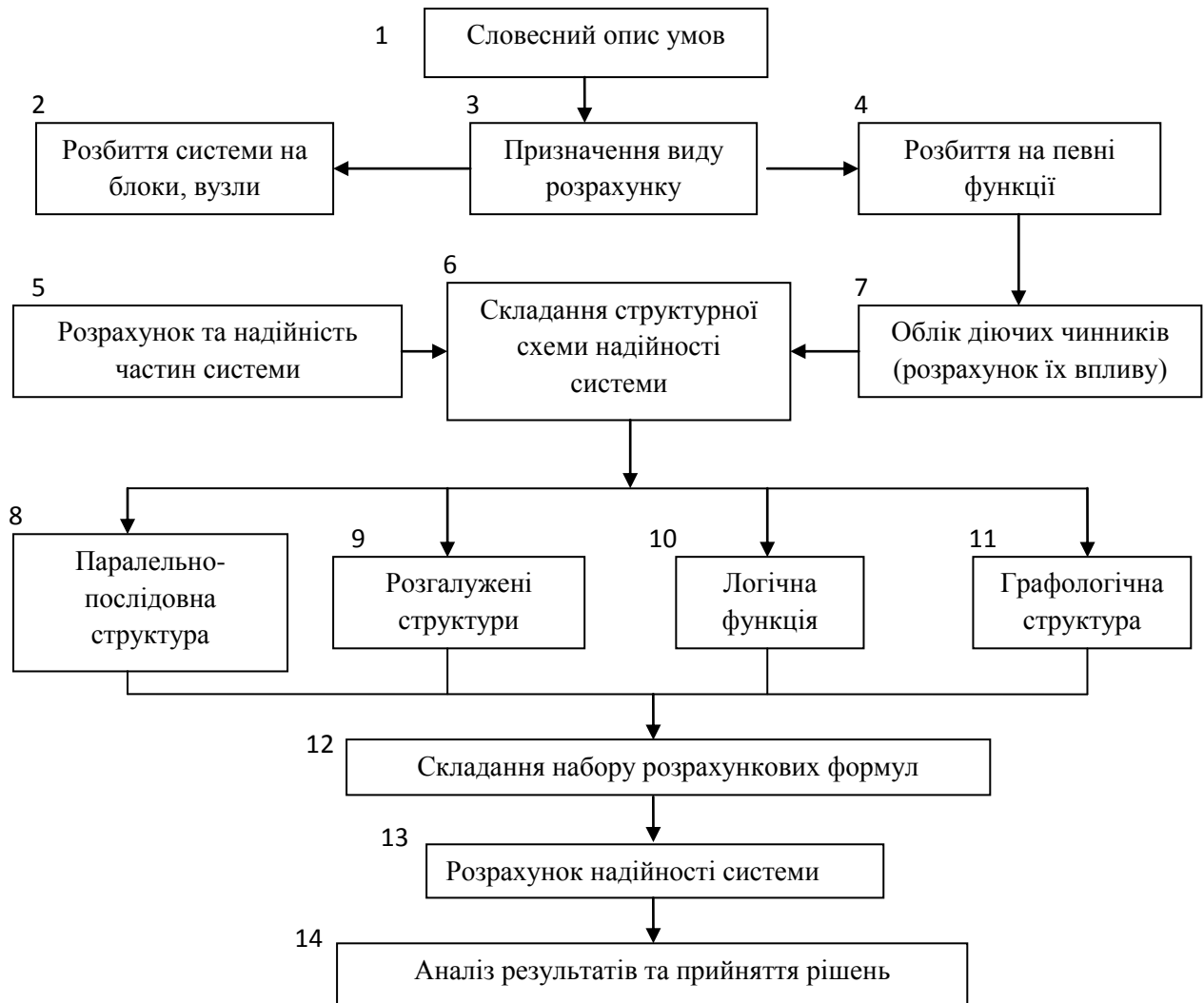


Рисунок 3.7 – Алгоритм визначення надійності екосистеми, що включає об’єкти підвищеної екологічної небезпеки

Прояви небезпеки в екосистемах можуть виникати під впливом різноманітних природно-антропогенних чинників. Оскільки кожен чинник залежить від багатьох причин, то формування небезпеки в елементах, що входять до складу екосистеми, належить, як правило, до випадкових подій, а час їх існування – до випадкових величин.

Прояви небезпеки, що з’являються в період нормального існування екосистеми, є раптовими, оскільки вони з’являються у випадкові моменти часу, або, іншими словами, раптово, непередбачено. Випадкові події (процес деградації та ін.) утворюють випадкові потоки, тобто послідовність подій, що відбуваються одна за іншою в якійсь відрізку часу. Наприклад, прояви небезпеки в екосистемі, яка не відновлюється, утворюють потік подій.

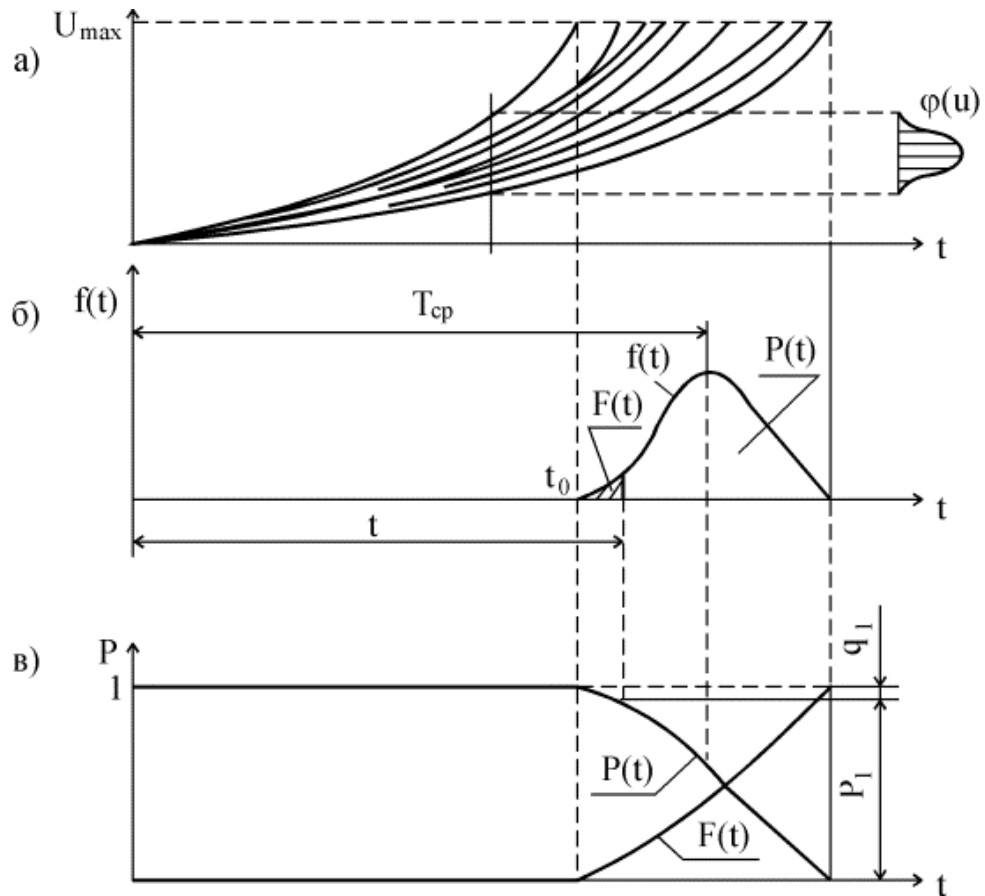
Перехід екосистеми із одного стану в інший є випадковим процесом. Випадкова величина в результаті дослідження екосистеми може набувати того чи іншого значення, причому невідомо заздалегідь, якого саме.

Є сенс розглянути закони розподілу випадкової величини, тобто співвідношення, що встановлює зв'язок між значеннями випадкової величини та їх ймовірностями. Для характеристики випадкової величини використовується ймовірність того, що випадкова величина X менше деякої поточної змінної x . Функція розподілу випадкової величини X (інтегральний закон розподілу) має вигляд $F(x) = p(X < x)$. Щільність розподілу неперервної випадкової величини X (диференціальний закон розподілу) – похідна від функції розподілу:

$$f(x) = \frac{d}{dx} F(x) ; \int_{-\infty}^{\infty} f(x) dx = 1 ; \int_{-\infty}^x f(x) dx = F(x) . \quad (3.6)$$

У теорії надійності за випадкову величину зазвичай беруть час роботи системи. Функція щільності розподілу $f(t)$ буде слугувати повною характеристикою проявів небезпеки (рис. 3.8).

Її вигляд залежить від закономірностей процесу втрати елементом екосистеми стійкості. Використання функції $f(t)$ розподілу частоти проявів екологічної небезпеки (рис. 3.8,б). дає можливість оцінити стан будь-якого елементу екосистеми T_{CP} (математичне очікування M), розсіювання (дисперсію D) щодо центру групування та інші числові параметри випадкової величини T . Площа $F(t)$ під кривою розподілу $f(t)$ за певний період часу t буде характеризувати ймовірність пошкодження елементу екосистеми (рис.3.8,б). Ліва гілка кривої розподілу $f(t)$, що належить до зони малої ймовірності проявів екологічної небезпеки, використовується зазвичай для характеристики функціонування P екосистеми, а вся крива $f(t)$ та її параметри необхідні для оцінювання її довговічності.



а – реалізація функції деградації $\varphi(U)$; б – щільність розподілу термінів існування екосистеми $f(t)$; в – інтегральна функція розподілу $F(t)$ та ймовірність існування екосистеми $P(t)$

Рисунок 3.8 – Криві розподілу випадкової величини за умови поступових проявів небезпеки в екосистемі

Ординати інтегральної функції розподілу $F(t)$ (рис. 3.8, в) характеризують імовірність пошкодження елемента екосистеми до даного моменту часу:

$$F(t) = \int_0^t f(t) dt \quad (3.7)$$

Характеристикою положення кривої $f(t)$ є математичне сподівання $M(t)$, яке у цьому випадку є середнім часом існування екосистеми T_{CP} :

$$T_{cp} = \int_0^{\infty} t f(t) dt, \quad (3.8)$$

основними параметрами розсіювання випадкової величини є дисперсія D та середньоквадратичне відхилення σ :

$$D(t) = \int_0^{\infty} (T_{cp} - t)^2 f(t) dt. \quad \sigma = \sqrt{D}. \quad (3.9)$$

Чим більше значення D (або відповідно σ), тим значніше розсіювання термінів існування щодо їх середнього значення $M(t)$.

Наведемо математичні вирази для розрахунку показників надійності екосистем за різними функціями розподілу часу проявів екологічної небезпеки t (табл. 3.1).

Таблиця 3.1 – Показники надійності екосистеми за різними функціями розподілу

Показник	Вид функції розподілу			
	експоненційний	нормальний	логнормальний	Вейбулла
$p(t_i)$	$\exp\{-\lambda t_i\} \approx 1 - \lambda t_i$	$\Phi\left(\frac{t_i - \bar{t}}{\sigma_i}\right)$	$\Phi\left(\frac{\ln t_i - a_{\ln t}}{\sigma_{\ln t}}\right)$	$\exp\left\{-\left(\frac{t_i}{\theta}\right)^\beta\right\}$
$q(t_i)$	$1 - \exp\{-\lambda t_i\} \approx \lambda t_i$	$1 - \Phi\left(\frac{t_i - \bar{t}}{\sigma_i}\right)$	$1 - \Phi\left(\frac{\ln t_i - a_{\ln t}}{\sigma_{\ln t}}\right)$	$1 - \exp\left\{-\left(\frac{t_i}{\theta}\right)^\beta\right\}$
$\lambda(t_i)$	$\frac{n(\Delta t)}{[N(t_1 - 0,5n(\Delta t))\Delta t]}$	$\frac{\varphi\left(\frac{t_i - \bar{t}}{\sigma_t}\right)}{\sigma_i p(t_i)}$	$\frac{\varphi\left(\frac{\ln t - a_{\ln t}}{\sigma_{\ln t}}\right)}{t_i \sigma_{\ln t} p(t_i)}$	$\frac{\beta}{\theta} \left(\frac{t_i}{\theta}\right)^{\beta-1}$
$f(t_i)$	$\lambda \exp\{-\lambda t_i\}$	$\varphi\left(\frac{t_i - \bar{t}}{\sigma_t}\right)$	$\varphi\left(\frac{\ln t - a_{\ln t}}{\sigma_{\ln t}}\right)$	$\frac{\beta}{\theta} \left(\frac{t_i}{\theta}\right)^{\beta-1} \exp\left\{-\left(\frac{t_i}{\theta}\right)^\beta\right\}$
T	$1/\lambda$	\bar{t}	$\exp\{a_{\ln t} + 0,5\sigma_{\ln t}^2\}$	$\Theta\Gamma\left(1 + 1/\beta\right)$

За основну випадкову величину обрано час до виникнення цих проявів. Для визначення ймовірність існування екосистеми $P(t)$ у межах заданого періоду t використовуємо значення інтегральної функції:

$$P(t) = \int_0^t f(t) dt, \quad (3.10)$$

$P(t)$ стосується події, протилежної появи проявів небезпеки $F(t)$. Тому $F(t) + P(t) = 1$ або $P(t) = 1 - F(t)$. У цьому випадку функція розподілу проявів небезпеки в $F(t) = P(t < t_{зад}) = Q(t)$; щільність розподілу $f(t) = dQ(t) / dt$; імовірність безпечного існування екосистеми за час t : $P(t) = 1 - Q(t)$. Щільність розподілу визначаємо за формулою:

$$f_n(t) = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n V\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) = \frac{1}{n\sigma\sqrt{2\pi}} \sum_{i=1}^n \exp\left[-\left(\frac{t - \xi_i}{\sqrt{2}\sigma}\right)^2\right], \quad (3.11)$$

де $V(t) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{x^2}{2}\right)$ – гаусівське ядро; n – обсяг вибірки; σ – параметр локальності.

Для позитивно визначених випадкових величин (час) використовуємо гаусівський розподіл:

$$\hat{f}(t, \sigma) = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n \left[V\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) + V\left(\frac{t + \xi_i}{\sigma}\right) \right], \quad (3.12)$$

Імовірність безпечного існування екосистеми – це ймовірність того, що в межах заданого часу t поступовий прояв небезпеки в екосистемах не виникне, тобто випадковий час до прояву небезпеки ξ виявиться не менше t :

$$P(t) = P(\xi \geq t) = \bar{Q}(t), \quad t \geq 0. \quad (3.13)$$

Функцію розподілу одержуємо проінтегрувавши щільність:

$$\begin{aligned}\widehat{F}(t, \sigma) &= \int_0^t f(u, \sigma) du = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n \left[\int_0^t V\left(\frac{u - \xi_i}{\sigma}\right) du + \int_0^t V\left(\frac{u + \xi_i}{\sigma}\right) du \right] = \\ &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\Phi\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) + \Phi\left(\frac{t + \xi_i}{\sigma}\right) - \Phi\left(\frac{\xi_i}{\sigma}\right) - \Phi\left(-\frac{\xi_i}{\sigma}\right) \right] = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\Phi\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) + \Phi\left(\frac{t + \xi_i}{\sigma}\right) \right] - 1,\end{aligned}\quad (3.14)$$

де $\Phi(u)$ – інтеграл похибок.

Ймовірність безпечного існування екосистеми розраховуємо наступним чином:

$$P(t) = 1 - F(t). \quad (3.15)$$

Визначаємо середній залишковий час стану екосистеми V_t (математичне сподівання часу, що залишився для існування екосистеми до чергового прояву небезпеки, починаючи із моменту часу t , коли екосистема була працездатна) та середній зворотній залишковий час R_t (математичне сподівання часу існування екосистеми від початку функціонування, або її відновлення після останньої регенерації, до моменту часу t , у якій система працездатна):

$$V_t = \tau_{N(t)+1} - 1; \quad (3.16)$$

$$R_t = t - \tau_{N(t)+1}, \quad (3.17)$$

де τ_i – момент i -ого прояву небезпеки.

Вирази для визначення середнього прямого та зворотного залишкового часів визначаються рівнянням Вольтера 2-го роду:

$$V(t) = \int_t^\infty P(x) dx + \int_0^t V(\tau) f_\xi(t - \tau) d\tau; \quad (3.18)$$

$$R(t) = tP(t) + \int_0^t R(\tau) f_\xi(t - \tau) d\tau, \quad (3.19)$$

Розглянемо інтенсивність проявів небезпеки в екосистемі, тобто відношення умовної ймовірності того, що випадкове існування до прояву небезпеки буде набувати значень з напівінтервалу $(t; t + \Delta t)$ нескінченно малої довжини Δt за умови, що проявів небезпеки до моменту часу t не було, до довжини цього напівінтервалу Δt . Таким чином, інтенсивність проявів небезпеки в екосистемах відображає відношення їх щільності розподілу до ймовірності безпечного її існування:

$$\lambda(t) = \lim_{\Delta t \rightarrow 0} \frac{P(t \leq \xi < t + \Delta t / t \leq \xi)}{\Delta t} = \frac{f(t)}{1 - Q(t)} = \frac{f(t)}{P(t)}. \quad (3.20)$$

За тривалого антропогенного втручання у природне середовище на рівні критичних навантажень у ньому виникають випадкові або періодичні зміни параметрів стану, що можуть призвести до змін стану екосистеми (соціально-економічної зон). Накопичення регулярних збурень може призвести до змін природного середовища та переходу його в інший стан.

Резюмуючи, відмітимо, що результати проведеного вище аналізу існуючих методів та моделей для оцінювання надійності систем показав складність його практичного використання для конкретних екосистем, оскільки для їх реалізації необхідна значна кількість натурних даних, які реально надзвичайно важко отримати.

Викладений вище теоретичний підхід щодо аналізу надійності екосистем використано нами у підрозділ 3.8.5 дисертації на базі камерних моделей. Він надає можливість отримувати необхідні експериментальні дані для побудови камерних моделей екосистем різної складності та їх аналізу, спираючись на універсальність методу.

3.8.4. Оцінка стану екологічної безпеки шляхом оцінювання параметрів радіємності. Для опису найрізноманітніших екосистем, а також порівняння їх за різними показниками як універсальний підхід використовуємо оцінювання параметрів радіємності різних типів екосистем (наземних, водних, лісових, гірських, луків та урбоекосистем) [197]. Під радіємністю ми

розуміємо максимальну кількість радіонуклідів, котра за своїм впливом ще не здатна порушити основні функції біоти: здатність підтримувати біомасу та кондиціювати середовище існування. Реакція параметрів радіємності може слугувати «екологічним термометром», що визначає стан біоти, та бути мірою для оцінки впливу різних природно-антропогенних чинників [207].

У [208] доведено, що в динаміці росту біоти в екосистемах характер взаємодії різних чинників змінюється від синергізму до антагонізму. Визначено провідну роль процесів відновлення під час дії на біоту природно-антропогенних чинників.

Слід відзначити, що розподіл цього параметру у екосистемах чітко реагує на всі суттєві зовнішні чинники впливу (клімат, повені та інш.), а також на різні типи забруднювачів (теплові скиди, опромінення, хімічні полютанти та інш.). Такий підхід, що підтверджується результатами досліджень [209], дозволяє застосувати параметри радіємності для еквідозиметричної уніфікованої оцінки впливу різноманітних природно-антропогенних чинників на біоту екосистем. На цій основі запропоновано метод екологічного нормування для визначення допустимих рівнів впливу шкідливих речовин на біоту екосистем. Фактор радіємності визначає частку радіонуклідів, що утримуються в біотичних та абіотичних компонентах екосистеми.

Розглянемо особливості синергізму дії на біоту фізичних та хімічних чинників природно-антропогенного генезису. В динаміці росту біоти в екосистемах характер взаємодії різних чинників змінюється від синергізму до антагонізму, а також слід відмітити певну роль процесів відновлення у разі дії на біоту радіаційного та хімічного чинників.

Проаналізуємо можливий вплив конкретних радіаційних (радіація, γ -опромінення) та хімічного (внесення солі кадмію) чинників на параметр радіємності екосистеми. Мова йде про визначення міри кількісної оцінки синергізму або антогонізму дії різних чинників на біоту екосистеми. Коефіцієнт синергізму P визначається так:

$$P = \frac{S_{Cd+опр}}{S_{Cd}S_{опр}} S_0, \quad (3.21)$$

де S_0 – відношення факторів радіємності біоти та води для контрольного варіанту (кожен із них визначається як відношення швидкостей поглинання трасера до швидкості його відтоку до води, у даному випадку для контрольного варіанта);

$S_{Cd+опр}$ – те саме відношення за комбінованого впливу радіації та токсичного металу;

S_{Cd} та $S_{опр}$ – відношення факторів радіємності для незалежних впливів кожного із них.

Якщо $P = 1$, то синергізм в дії різних чинників на параметри радіємності відсутній. За $P < 1$ спостерігається суттєвий внесок синергізму, тобто підсилення дії двох чинників порівняно з дією окремо кожного з них. При $P > 1$, має місце антагонізм, тобто явище, коли один чинник послаблює негативну дію іншого, або навпаки.

Виникає необхідність знайти такий показник-тест стану надійності соціально-економічної зони (екосистеми) та її екологічної безпеки, за яким можна було б визначати вплив природно-антропогенних негативно діючих чинників, зокрема γ -опромінення. Стан біоти в екосистемі може бути охарактеризований через її здатність поглинати поживні елементи, зокрема калій, який бере участь у основних фізіологічних процесах. Тому динаміка поглинання рослинами трасера ^{137}Cs , який є аналогом калію, може відобразити стан рослин.

Гальмування або пригнічення функціонування екосистеми (зменшення багатоманітності видів через їх загибель, зменшення біомаси та чисельності) одразу ж відіб'ється на величині радіємності. Чинники радіємності визначають відносну частку радіонуклідів у кожному із компонентів системи [210].

3.8.5. Синергізм впливу сукупності чинників формування екологічної небезпеки на біоту соціально-економічної зони. Припустимо, що до СЕЗ (системи) в її стійкому стані потрапляє деяка кількість радіонуклідів, які рівномірно розподіляються між компонентами системи і їх можна описати відповідними розподілами факторів радіоємності.

Розглянемо [197] двокамерну модель екосистеми, що містить у собі воду – $Y(x)$ та біоту – $Z(x)$ (рис. 3.9).

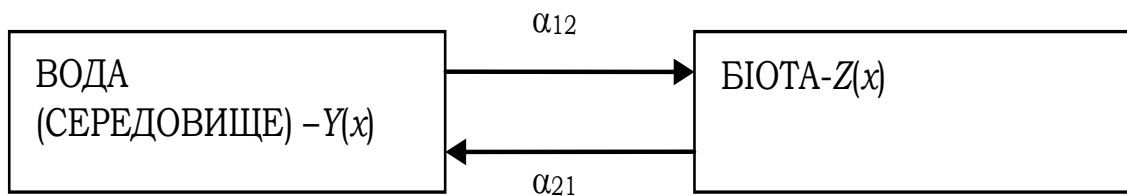


Рисунок 3.9 – Схема камерної моделі спрощеної екосистеми

Маємо дві камери, які утримують певну кількість радіонуклідів – $Y(x)$ і $Z(x)$, що змінюється із часом x ; a_{12} – швидкість поглинання радіонуклідів трасера (пропорційно швидкості поглинання поживних речовин, наприклад калію); a_{21} – швидкість відтоку радіонуклідів у воду.

Припустимо, що вихідний запас радіонуклідів у камері $Y(x)$ становив Y_0 Бк (^{137}Cs). Розв'язком двох диференціальних рівнянь для такої моделі є [211]:

$$Y(x) = \frac{Y_0}{a_{12} + a_{21}(a_{21} + a_{12} \exp[-(a_{12} + a_{21})x])};$$

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}. \quad (3.22)$$

За тривалого часу спостереження оцінюємо чинник радіоємності для біоти та води так:

$$F_b \approx \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w \approx \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}, \quad (3.23)$$

де F_b – фактор радіємності біоти; F_w – фактор радіємності води.

Із наведених вище рівнянь, маємо:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_w}. \quad (3.24)$$

Відношення швидкостей поглинання та відтоку трасера та елементів мінерального живлення (калію) пропорційне біомасі біоти і коефіцієнту нагромадження в системі «вода–біота». Тобто, чим більші біомаса біоти та коефіцієнт нагромадження трасера біотою, тим вище значення співвідношення швидкостей поглинання та відтоку трасера, а отже, і надходження поживних речовин із води до біомаси біоти.

Побудуємо модель синергізму дії декількох чинників на прикладі двокамерної модельної екосистеми, зображеної на рис 3.9.

Вплив будь-якого природно-антропогенного чинника на параметри радіємності, що наведені у формулі (3.23), а отже, і на екологічну безпеку екосистеми, можна задати таким чином. Очевидно, що гамма-опромінення біоти екосистеми повинне змінювати швидкість обміну трасера між камерами екосистеми. Вирази для швидкостей поглинання та відтоку трасера можна записати так:

$$a_{12} = a_{12}c, \quad a_{21} = a_{21}d, \quad (3.25)$$

де c і d – коефіцієнти впливу гамма-радіації на параметри радіємності щодо трасера.

Параметр відношення фактора радіємності біоти до фактора радіємності води за дії радіації S_R має вигляд:

$$S_R = \frac{Sc}{d}, \quad \text{або} \quad \frac{S_R}{S} = \frac{c}{d}. \quad (3.26)$$

Величина S_R/S може слугувати ступенем впливу радіації на параметри радіоємності екосистеми. Чим більше це відношення відрізняється від одиниці, тим значнішим є вплив радіації на біоту. За $S_R/S = 1$ вплив відсутній, якщо S_R/S менше одиниці – спостерігається пригнічення стану біоти. За значень, більших за одиницю, йдеться про поліпшення стану біоти. Швидкість поглинання трасера збільшується і (або) швидкість скидання трасера у воду біотою зменшується.

Аналогічно отримуємо співвідношення за дії будь-якого іншого шкідливого чинника на біоту екосистеми, наприклад, внесення у воду солі важкого металу (Cd). Тоді швидкість обміну трасером між камерами можна задати таким виразом:

$$a_{12} = a_{12}m, a_{21} = a_{21}n, \quad (3.27)$$

де m і n – коефіцієнти впливу важкого металу на параметри радіоємності.

За аналогією із (3.26) маємо:

$$S_{Cd} = \frac{Sm}{n}, \text{ або } \frac{S_{Cd}}{S} = \frac{m}{n}. \quad (3.28)$$

У разі дії на екосистему одночасно двох чинників (гамма-радіації та внесення в середовище солі важкого металу) отримуємо:

$$S_{Cd+R} = S \left(\frac{cm}{dn} \right) = \frac{(S_{Cd}S_R)}{S}, \text{ або } \frac{S_{Cd+R}S}{S_{Cd}S_R} = 1. \quad (3.29)$$

Цей вираз відповідає випадку відсутності взаємодії ефектів впливу обох чинників. Коли така взаємодія можлива, її міру S_2 визначає вираз:

$$S_2 = \frac{S_{Cd+R}S}{S_{Cd}S_R}. \quad (3.30)$$

Якщо $S_2 = 1$, то будь-яка взаємодія природно-антропогенних чинників в екосистемі відсутня і спостерігається проста адитивність їх дії. Якщо $S_2 < 1$, виявляється ефект синергізму двох факторів, який виражається у зменшенні надходження трасера (і поживних речовин) у біоту екосистеми за дії одночасно двох шкідливих чинників, більше, ніж за незалежної дії кожного із них. За $S_2 > 1$ в екосистемах можливі ефекти антагонізму, коли спостерігається взаємне ослаблення впливу факторів на біологічні показники.

Результати моделювання показують, що наведеним вище способом можна одержати показник синергізму для 3, 4 та більше чинників. Зокрема, у разі додавання третього шкідливого чинника, наприклад, цинку, на основі (3.30) отримуємо вираз :

$$S_3 = \frac{S_{Cd+R+Zn}S}{S_{Cd+R}S_{Zn}} = \frac{S_{Cd+R+Zn}S^2}{P_2S_{Cd}S_R S_{Zn}}. \quad (3.31)$$

Мірою оцінки взаємодії трьох шкідливих чинників через параметри радіоємності може бути добуток величин S_2S_3 :

$$S_3 = S_2S_1 = \frac{S_{Cd+R+Zn}S^2}{S_{Cd}S_R S_{Zn}}. \quad (3.32)$$

За дії на екосистему n шкідливих чинників оцінювати синергізм через параметри радіоємності будемо так:

$$S_n = \frac{S_{\Sigma} S^{n-1}}{\prod S_i}. \quad (3.33)$$

Застосовуючи вище наведені формули для оцінювання синергізму (взаємодії) солі кадмію та іонізуючої радіації, за результатами експерименту на модельній екосистемі, можна визначити, що значення S може змінюватись від 0,6 до 0,8.

Розрахункове значення екологічного нормативу для двох чинників повинен задовольняти таке співвідношення:

$$\frac{C_1}{L_1} + \frac{C_2}{L_2} \leq 0, \quad (3.33)$$

де C_1 і C_2 – реальні значення доз опромінення водної культури та концентрації кадмію у воді, а L_1 і L_2 – встановлені екологічні ліміти (за лабораторними експериментами на водній культурі рослин кукурудзи) для дози гамма-опромінення – 4 Гр/рік, а для солі кадмію – 20 мкМоль/дм³.

3.9 Висновки до розділу 3

У розділі викладено результати узагальнень та власних наукових доробок дисертанта стосовно теоретичних засад аналізу станів екологічної безпеки за умови дії природно-антропогенних чинників.

Встановлено закономірності та особливості виникнення та поширення екологічної небезпеки в умовах дії природно-антропогенних чинників, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки - встановленням для конкретної соціально-економічної зони тільки її властивих домінуючих за інтенсивністю можливого впливу складових небезпеки із урахуванням ефекту синергії; встановленням особливостей розміщення джерел небезпеки відносно різноманітних об'єктів із урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється.

Запропонована модель формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні під впливом природно-антропогенних чинників, яка включає сукупність внутрішньозонових чинників, базовим із яких є трансформація речовини та енергії в технологічних процесах господарської діяльності, а також враховується зовнішній природно-антропогенний вплив та поширення небезпеки за межі зони. Джерела небезпеки провокують збурення у довкіллі, які під дією природно-антропогенних чинників поширюються в ньому та змінюють його стан.

Обґрунтовано наукові передумови проведення моніторингу станів екологічної безпеки. Як приклад наведено алгоритм моніторингу безпеки за дії техногенних землетрусів.

Розроблено загальні теоретичні положення управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження, базовими із яких є такі: послаблення наслідків проявів екологічної безпеки реалізується унаслідок здійснення оптимального впливу на параметри середовища її поширення; мінімізація одночасної присутності складових екологічної безпеки зменшує ступінь впливу на людей та елементи довкілля; застосування заходів із управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів безпеки під їх впливом можуть бути розосереджені як в просторі, так і в часі. Вказані положення є науковим підґрунтям для розробки ефективних технічних рішень із управління екологічною безпекою в конкретній соціально-економічній зоні.

Створено наукові засади реалізації схеми досліджень задля забезпечення ефективного управління природно-антропогенною складовою екологічної безпеки у соціально-економічній зоні, що включає такі стадій: встановлення ролі природних чинників у формуванні та поширенні безпеки, виявлення антропогенних джерел безпеки, аналіз проявів безпеки, дослідження зміни показників стану природного середовища унаслідок проявів безпеки, розроблення практичних заходів із управління екологічної безпекою та їх практична реалізація, забезпечення надійності та достовірності результатів впровадження.

Доведено, що як елемент управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах доцільно розглядати утилізацію синьо-зелених водоростей, масовий неконтрольований розвиток яких формує високий рівень екологічної безпеки у об'єктах гідросфери. За результатами аналізу хіміко-кінетичних закономірностей виділено характерні стадії розкладу їх біомаси. Розглянуто мікробіологічні та біохімічні закономірності процесу одержання біогазу. Показана можливість використання відпрацьованої у процесі

отримання біогазу біомаси в органічному землеробстві для одержання екологічно чистої продукції, також після зневоднення її доцільно використовувати як органо-мінеральне добриво, оскільки збалансоване поєднання досить значної кількості азоту із фосфором та сіркою дає можливість ефективного його засвоєння рослинами.

Із позицій системного підходу науково обґрунтовано методологію аналізу можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в соціально-економічній зоні (СЕЗ), яка включає декомпозицію СЕЗ на підсистеми, визначення особливостей функціонування кожної підсистеми у взаємодії з іншими, встановлення інтегральних параметрів усієї СЕЗ. На основі використання закономірностей функціонування екосистем, елементів теорій стійкості та надійності розроблено універсальний підхід щодо надійної структуризації СЕЗ, який полягає у визначенні параметрів радіємності та застосуванні їх як індикатора стану її екологічної безпеки (уніфікованої оцінки впливу різноманітних природно-антропогенних чинників на біоту). Динаміка поглинання рослинами трасера ^{137}Cs відображає стан біоти в СЕЗ. Зазначений підхід може використовуватися для визначення допустимих рівнів впливу шкідливих чинників на біоту в різних соціально-економічних зонах

Наведені у розділі наукові положення є теоретичною базою для проведення досліджень, передбачених структурою дисертації, результати яких викладені у розділах 4 і 5.

Отримані результати повній мірі відображені в публікаціях автора [1, 160–164, 166–170, 172, 173, 176, 189].

РОЗДІЛ 4

АНАЛІТИКО-ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ СПОСОБІВ ТА ЗАСОБІВ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ

Джерелами формування екологічної небезпеки в техносфері є промислові та інші об'єкти господарської діяльності. Прояви небезпеки полягають, в основному, в трансформації елементів природної підсистеми, а також у прямому впливі на людину. Тривалий або багаторазовий техногенний вплив сприяє виникненню та накопиченню напружених станів у навколишньому середовищі. Залежно від типу технологічного процесу, періодичності дії та інтенсивності техногенних чинників можуть розвиватися різні за значимістю ситуації та сценарії [211]. Також сьогодні гостро стоїть питання визначення реального стану екологічної безпеки людини та навколишнього природного середовища. Це насамперед стосується забруднення атмосферного повітря та гідросфери шкідливими та небезпечними речовинами [212].

Аналіз літературних даних та фактичного матеріалу, а також результати власних спостережень дали змогу визначити територіальні особливості формування та просторово-часового поширення екологічної небезпеки у Кременчуцькій соціально-економічній зоні (об'єкт дослідження) та зробили певні узагальнення.

4.1 Моніторингові дослідження формування та функціонування екологічної небезпеки в умовах природно-антропогенного впливу

У рамках моніторингу станів екологічної небезпеки, проведеного із використанням теоретичних положень, викладених у підрозділі 3.1 дисертації, розв'язувались такі завдання [213]:

– встановлення на прикладі конкретної техногенно навантаженої соціально-економічної зони реального стану екологічної небезпеки; визначення

за результатами експериментальних досліджень найбільш впливових чинників управління екологічною безпекою;

– розроблення конкретних технічних та організаційних рішень щодо зменшення впливу на людей та довкілля джерел екологічної небезпеки.

4.1.1. Аргументація вибору конкретної соціально-економічної зони задля вивчення проявів небезпеки. Як об'єкт досліджень проявів екологічної небезпеки визначено Кременчуцьку соціально-економічну зону (КСЕЗ), яка характеризується інтенсивним техногенним навантаженням у сукупності із впливом природно-антропогенних чинників [214]. У ній має місце одночасна присутність небезпек різного генезису, несприятливе позиціонування їх джерел, недостатній рівень екологічної свідомості населення. Основними наслідками проявів екологічної небезпеки є [215]:

- суттєве погіршення показників якості підземних вод;
- пошкодження споруд різного призначення під впливом техногенно-вібраційних збуджень;
- забруднення поверхневих водойм шкідливими речовинами;
- забруднення компонентів довкілля в районі житлової забудови та промислових зон;
- забруднення атмосфери стаціонарними та нестаціонарними джерелами забруднень;
- сезонне погіршення хіміко-бактеріологічних та органолептичних показників природних вод у природно-антропогенних водних об'єктах.

Ми вважаємо [216], що чинниками формування екологічної небезпеки є:

- міграція шкідливих речовин підземними горизонтами з місць розміщення відходів;
- техногенні землетруси;
- промислові та господарсько-побутові стоки;
- недостатній рівень екологічної свідомості населення;

– масовий розвиток синє-зелених водоростей у екстремальних метеорологічних умовах в акваторіях Кременчуцького та Дніпровського водосховищ.

Передостанній із наведених чинників виявлено у досліджуваному регіоні в процесі запровадження системи збору твердих побутових відходів (ТПВ) – недостатній рівень екологічної свідомості (підвид екологічної небезпеки, що формується духовно-культурними чинниками [217, 218]).

4.1.2. Суб'єкти формування екологічної небезпеки у Кременчуцькій соціально-економічній зоні та динаміка її розвитку. Результати аналізу наявних даних [219] щодо територіальної структуризації обраного об'єкту дослідження та умов функціонування екологічної небезпеки дають можливість зробити такі узагальнення.

На основі застосування теоретичних положень формування екологічної небезпеки, викладених у підрозділі 3.1 дисертації, та результатів аналізу її територіальної структуризації будемо вивчати природно-антропогенні чинники.

Розглянемо види техногенного класу екологічної небезпеки (підрозділ 1.2.1 дисертації). Серед них виділяємо хімічні та фізичні чинники впливу, особливу увагу звертаємо на ті, які є пріоритетними для досліджуваного регіону. До хімічних відносяться забруднення компонентів довкілля шкідливими речовинами, що містяться у відходах, прояви небезпеки в штучно створених об'єктах гідросфери під дією природно-антропогенних чинників, локальні зміни стану приземного прошарку атмосферного повітря.

Віддаленість окремих джерел один від одного призводить до того, що зони неприйнятної небезпеки, створювані ними, часто не перекриваються. Елементи соціально-природної підсистеми розміщені нерівномірно на території КСЕЗ. Такі особливості формування небезпеки є підставою для здійснення просторового зонування Кременчуцької соціально-економічної зони із виділенням зон формування екологічної небезпеки [220]. З іншого боку, однопрофільні виробничі об'єкти характеризуються типовими чинниками формування екологічної небезпеки, що дозволяє певною мірою уніфікувати

напрямки управління екологічною безпекою у галузевих аспектах. Це визначає доцільність виділення промислових та транспортних комплексів [221].

На території КСЕЗ виділено п'ять зон функціонування екологічної небезпеки: північну, південну, автозаводську, східну та центральну, із яких чотири розташовані на лівому березі Дніпра, а одна (південна) – на правому [164]. Кожна зона характеризується певним ступенем територіальної відособленості та різним ступенем концентрації об'єктів антропогенного впливу. Найвищий ступінь екологічної небезпеки формується у північній та південній зонах, де сконцентровані потужні джерела небезпеки - господарські комплекси машинобудування та металообробки, нафтопереробки та нафтохімії (вони детально охарактеризовані у наступному параграфі). Зокрема у північній зоні зосереджені такі об'єкти: нафтопереробний завод, ТЕЦ, промивально-пропарювальна станція, завод технічного вуглецю. Результати проведеної нами [222] наукової еколого-експертної оцінки свідчать про суттєвий вплив вищезазначених промислових об'єктів на стан забруднення атмосферного повітря. У західній зоні серед джерел формування екологічної небезпеки профілюючими є техногенні землетруси. Іншими чинниками формування небезпеки виступають пилове забруднення навколишнього середовища та трансформація ландшафтів. Екологічна небезпека у центральній зоні характеризується більш низькими рівнями, ніж в інших зонах, і досить локалізована.

Таким чином констатуємо, що район досліджень є урбанізованою територією, в якій за територіальною ознакою виділені зони формування екологічної небезпеки, що відрізняються ступенем різноманітності її складових.

Виходячи зі специфіки та особливостей формування екологічної небезпеки у КСЕЗ виділяємо такі основні функціонуючі господарські комплекси:

- машинобудування та металообробка;
- нафтопереробка та нафтохімія;
- видобуток і переробка рудних і нерудних копалин;

- будівельна індустрія;
- транспортний;
- теплоенергетичний.

Суттєву роль у формуванні екологічної небезпеки КСЕЗ відіграє господарський комплекс машинобудування та металообробки. Його об'єкти представлені практично у всіх зонах. Основними джерелами небезпеки є автомобільний, вагонобудівний, сталеливарний заводи, завод дорожніх машин, завод металоконструкцій. Пріоритетним для аналізованого комплексу є вид небезпеки, обумовлений хімічними чинниками впливу на навколишнє середовище. Характерною особливістю техногенних об'єктів є різноманітність технологічних процесів, що визначає широкий спектр шкідливих речовин у викидах в атмосферне повітря, в промислових стоках, у відходах [223]. Для викидів в атмосферне повітря характерна значна частка пилоподібних забруднювачів. Рідкі та тверді відходи формують екологічну небезпеку в місцях їх поховання та складування, оскільки шкідливі речовини, що містяться в них, забруднюють ґрунти, відкриті водойми, підземні водоносні горизонти. Вміст в аналізованих відходах сполук металів свідчить про формування в районах складування відходів екологічної небезпеки, пов'язаної, із забрудненням підземних вод розчинними їх формами. Проявом небезпеки є істотне погіршення якості підземних вод у південній частині КСЕЗ, унаслідок чого вони не придатні для водопостачання населенню. Іони важких металів, що знаходяться у шламах, схильні утворювати водорозчинні комплексні сполуки. З цієї причини видалені у відвали шлами формують екологічну небезпеку, яка проявляється в забрудненні ґрунтів та підземних водоносних горизонтів [224]. На техногенних об'єктах аналізованого господарського комплексу формується також вид небезпеки, обумовлений фізичними факторами впливу на навколишнє середовище. Це пов'язано в першу чергу із шумовим забрудненням, яке створюється ковальсько-пресовим обладнанням, що використовує стиснене повітря, тощо.

У комплексі нафтопереробки та нафтохімії основні джерела екологічної небезпеки розташовані на таких потужних виробничих об'єктах як нафтопереробний завод (КНПЗ), завод технічного вуглецю, нафтопровідне управління. Спостерігається високий рівень забруднення відкритих водойм, ґрунту та підземних водоносних горизонтів у випадку аварійних розливів нафти та нафтопродуктів, а також внаслідок міграції шкідливих речовин у водоносні горизонти зі ставка-випарника КНПЗ. Розвивається екологічна небезпека, пов'язана із забрудненням атмосферного повітря.

Багатопрофільна екологічна небезпека формується у комплексі з видобутку та переробки рудних та нерудних копалин. Джерела техногенних землетрусів (кар'єри), кількість яких у КСЕЗ досить значна, обумовлюють небезпеку, наслідки якої можуть проявлятися шляхом пошкодження та руйнування будинків і споруд, що знаходяться в зоні впливу вказаних джерел. Характерною для об'єктів комплексу також є небезпека, сформована факторами трансформації ландшафтів. Кар'єрні розробки, що досягають глибини більше 100 м, перетинають водоносні горизонти, порушуючи їх цілісність. Це призводить до змін стану природних підсистем (змінюються гідрогеологічні умови). Водні маси в значних кількостях надходять в чашу кар'єру, звідки відкачуються [164]. У випадку зупинки устаткування відбувається затоплення кар'єру та прилеглих територій. Технологічні об'єкти розглянутого комплексу також є джерелами пилового забруднення атмосферного повітря.

У комплексі будівельної індустрії формується екологічна небезпека, яка визначаються, в основному, трансформацією ландшафтів, що обумовлено значними обсягами твердих промислових відходів, які складуються. Цей комплекс представлений значною кількістю техногенних об'єктів: 4 заводи залізобетонних виробів, завод залізобетонних шпал, 3 цегельних та 2 асфальтобетонних заводи [164].

До транспортного комплексу входять: автомобільний, залізничний, річковий та трубопровідний транспорт. Спостерігається одночасна присутність (синергізм) складових екологічної небезпеки різного генезису, що обумовлене

забрудненням атмосферного повітря продуктами згоряння вуглеводневого палива в двигунах, шумовим забрудненням, техногенними землетрусами. У місці розташування мосту через Дніпро відзначається найбільш високий ступінь синергізму небезпек зважаючи на додаткову присутність впливу техногенної сейсмічності. Об'єктами трубопровідного транспорту є магістральні газо- та нафтопроводи, перекачувальні станції. Екологічну небезпеку становлять аварійні прориви трубопроводів. Не виключено виникнення пожеж на перекачувальних станціях із резервуарними парками нафти і нафтопродуктів.

До енергетичного комплексу входять об'єкти двох категорій, які відрізняються способами отримання енергії. До першої категорії належать об'єкти, де енергія виробляється в процесі спалювання вуглеводневої сировини. Це переважно потужні теплоелектроцентралі (ТЕЦ), які розташовані в північній та південній зонах. Тут формується екологічна небезпека, пов'язана із забрудненням атмосферного повітря продуктами спалювання вуглеводневої сировини. Шлами водопідготовки ТЕЦ також створюють екологічну небезпеку в місцях їх складування через забруднення ґрунтів та водних об'єктів шкідливими речовинами, що містяться в них. У об'єктах іншої категорії вироблення електроенергії відбувається за рахунок використання потенційної енергії водних мас, зосереджених у водосховищах [223]. Таким об'єктом є Кременчуцька ГЕС. Її гребля є джерелом підвищеної екологічної небезпеки, одним із чинників формування якої, як зазначалося вище, є вплив техногенних землетрусів.

До найбільш гострих екологічних проблем відноситься також видалення та переробка твердих побутових та промислових відходів, що в значній мірі визначає санітарно-епідеміологічне благополуччя регіону. Водночас ситуація з їх утилізацією залишається незадовільною. Міське звалище відходів не гарантує захисту від потрапляння у верхні прошарки підземних вод забруднюючих речовин різного типу. Крім цього, звалище є розсадником патогенних флори та фауни. Місця складування є системами, що

характеризуються також високим ступенем пожежонебезпеки. Отже, вони є джерелами широкопрофільної екологічної небезпеки.

На окрему увагу заслуговують екологічні проблеми каскаду Дніпровських водосховищ [219], оскільки на території КСЄЗ розташовуються пригребельні ділянки Кременчуцького та Дніпродзержинського водосховищ.

Проаналізуємо проблеми екологічної небезпеки, які виникли унаслідок створення комплексу гідроелектростанцій та потужних водосховищ на Дніпрі. Першочергово було побудовано Дніпрогес та утворилося Запорізьке водосховище. Одночасно вирішувалось питання підняття рівня води у Дніпрі, що давало можливість суднам долати ділянки ріки, яку перетинали пороги. Хоча перепад рівнів верхнього та нижнього б'єфів достатньо високий (~60 м), з погляду екологічної безпеки Дніпрогес не створював значного негативного впливу на довкілля унаслідок специфічних геологічних умов.

Оскільки Дніпро протікає у рівнинній місцевості, створенні водосховища характеризуються значними площами акваторій та міліонних ділянок (табл. 4.1), мають невисокі перепади рівнів верхнього та нижнього б'єфів.

Таблиця 4.1 – Характеристики каскаду Дніпровських водосховищ [225]

Водосховища	Київське	Канівське	Кременчуцьке	Дніродзержинське	Дніпро-вське	Каховське	Разом/середнє значення
Площа водного дзеркала, км ²	922	582	2252	567	410	2155	6888
Об'єм, км ³	3,73	2,5	13,52	2,46	3,32	18,18	43,71
Максимальна глибина, м	14,5	21,0	21,0	16,0	53,0	24,0	53,0
Середня глибина, м	4,0	3,9	6,0	4,3	8,0	8,4	6,3
Мілководдя, %	40	24	18	31	36	5	20
Пропускна здатність, м ³ /с	12500	19300	21000	20700	26900	21400	121800

Окрім виробництва дешевої електроенергії створення комплексу ГЕС на Дніпрі спричинило значне погіршення стану екологічної безпеки.

Загально відомо, що спорудження гребель супроводжується процесом трансформації стану річки зі звичайного в озерний. Уповільнення течії води спричинило суттєві екологічні зміни, зокрема розвиток синьо-зелених водоростей, що суттєво погіршило як рекреаційні, транспортні так і водопостачальні функції Дніпра, призвело до зменшення рибних ресурсів. Можна констатувати, що Дніпровський каскад є об'єктом підвищеної екологічної небезпеки.

Таким чином, негативні для екологічної безпеки наслідки створення водосховищ зумовлені такими основними причинами:

- затоплення територій, де були розміщені населені пункти, сільськогосподарські угіддя, тваринницькі ферми, життєвий простір населення;
- значне зниження швидкості течії; ширина русла ріки, яка визначає швидкість потоку, суттєво збільшилась, тому у водосховищах (зокрема у Кременчуцькому, яке має значну площу водного дзеркала – табл. 4.1) швидкість руху води достатньо мала. Воду можна вважати практично стоячою. Виходячи із цього, доцільно розглядати сучасний стан Дніпра у середній та нижній частинах русла як каскад проточних ставків.

Значні площі затоплених сільськогосподарських угідь спровокували насичення річкових вод органічними сполуками, обсяги яких постійно поповнюється із муніципальних, промислових та забруднених дощових стоків, талих снігових вод. Прибережні зони насичуються мінеральними та органічними добривами. Це призвело до радикальної зміни біоти ріки. Одним із результатів став бурхливий неконтрольований розвиток синьозелених водоростей, які заповнили водосховища [167, 226] (рис. 4.1). Чинником, що спричиняє «цвітіння» водойм, є активність Сонця. Встановлено [227], що за невисокої сонячної активності «цвітіння» відбувається в кінці травня-червня, досягаючи максимуму в липні-серпні і зберігається до жовтня. Концентрація біомаси СЗВ у акваторії водосховищ достатньо висока. За підвищеної сонячної

активності процес «цвітіння» у часі зміщується до весни, а біомаса фітопланктону збільшується в 3-5 разів, що підвищує рівень біологічного забруднення водойми.



Рисунок 4.1 – Космічна фотографія фрагменту Кременчуцького водосховища у період масового розвитку СЗВ (серпень 2016) р.)

Гідродинамічні особливості, рельєф берегів, швидкість та напрям вітру привели до того, що синьо-зелені водорості концентруються в різних частинах Дніпровських водосховищ. Це спричинило втрату Дніпром здатності до самоочищення, що зумовило неконтрольований розвиток синьо-зелених водоростей. Оскільки останні не потребують зв'язку із ґрунтовим середовищем, на їх чисельність не впливає глибина водосховища. Тому під впливом вітру синьо-зелені водорості (рис. 4.2) мігрують акваторією водосховища, що створює умови для їх розмноження. Із них утворюється щільний поверхневий прошарок, який заважає відбиванню сонячної енергії, що спричиняє додаткове його прогрівання, а отже, і прискорення розвитку водоростей. Процес стає

автокаталітичним. Сприяє неконтрольованому розвитку СЗВ також незначна присутність у водосховищах біологічних видів, для яких вони були б кормом.



Рисунок 4.2 – Космічна фотографія, що відображає переміщення синьо-зелених водоростей Кременчуцьким водосховищем

Елементами формування екологічної небезпеки унаслідок неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей у штучних водоймах є :

- дія токсинів СЗВ (алкалоїдів, поліпептидів і птеридинів), що приводить до масової загибелі гідробіонтів, водоплавної птиці та домашніх тварин; у людей внаслідок отруєння токсинами водоростей розвивається алергія, кон'юнктивіт, харчова інтоксикація. Оскільки синьо-зелені водорості виділяють токсини для захисту від поїдання їх зоопланктоном, а також для пригнічення росту водоростей-конкурентів, у водоймах із вищою водною рослинністю «цвітіння», як правило, не відбувається;

- перетворення води у брудну рідину із сильним неприємним запахом;
- ерозія берегової зони;

- втрачається можливість ефективного очищення води на станціях первинного очищення водозаборів прибережних населених пунктів;
- атмосферне повітря наповнюється шкідливими речовинами, що спричиняє численні захворювання дихальних шляхів;
- збіднення води киснем у процесі гниття СЗВ спричиняє загибель різних порід риби, завдаючи значної шкоди рибному господарству;
- розкладання загиблої риби створює додаткову екологічну небезпеку;
- замулюються та втрачають свої функції піщані Дніпровські пляжі та рекреаційні зони;
- неприємний запах, який утворюється в процесі розкладання водоростей, значно зменшує популярність екологічного туризму, а акваторії водосховищ перетворюється на джерело небезпечного мікробіологічного забруднення.

Катастрофічне зменшення вмісту кисню у воді підтверджується результатами [228], де проводився аналіз складу повітря над акваторією Рибінського водосховища у період його «цвітіння»: науковці виявили метан, який утворюється у процесі анаеробного зброджування.

За результатами проведеного аналізу літературних джерел та власних узагальнень [229] виділяємо техногенні чинники формування екологічної небезпеки у акваторіях водосховищ:

- фізичне (у тому числі теплове) та хімічне забруднення водних екосистем. Певні промислові об'єкти використовують води Дніпра для охолодження технологічного устаткування, а скид теплих вод здійснюється безпосередньо у Дніпро. В результаті порушуються умови нересту риби, гине зоопланктон, риби уражуються хворобами та паразитами. Аналогічні проблеми виникають у випадку потрапляння у водну хімічних речовин, що використовуються у сільському господарстві [230];
- зростання солоності води унаслідок збільшення поверхні водяного дзеркала, що призвело до інтенсифікації процесів випаровування; цей процес не припиняється, чому сприяє ерозія берегової лінії.

- перешкоджання греблі ГЕС нересту мігруючих видів риби, що в свою чергу викликає збідненню рибних ресурсів;

- у наслідок потрапляння нафтопродуктів у воду утворюються масляні плями на поверхні води, що спричиняє кисневе голодування [231];

- радіоактивне забруднення вод, яке визначається переважно радіонуклідами ^{137}Cs та ^{90}Sr . Обидва радіонукліди присутні у організмах риби та здатні до накопичення у організмах тварин та органах людей [232].

На основі проведеного аналізу представлена схема формування екологічної небезпеки природно-антропогенного генезису в частинах акваторій Дніпровських водосховищ, що розташовані на території Кременчуцької соціально-економічної зони (рис. 4.3).

Аналіз рис. 4.3 свідчить про суттєвий вплив донних відкладень техногенного походження, екстремальних природних чинників та масового неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей [233].

У теперішній час поступово ушкоджується гребля ГЕС, оскільки термін надійної експлуатації залізобетонних конструкцій минув. Процесу ушкодження сприяють техногенні землетруси від неподалік розташованих кар'єрів із видобутку залізної руди та граніту. У випадку порушення цілісності греблі наслідки можуть бути катастрофічними та великомасштабними. Дніпровський каскад – це об'єкт підвищеної екологічної небезпеки, прояви якої завдають значної шкоди життю людей та збитків державі в цілому.

На основі теоретичних положень, викладених у підрозділі 3.3 дисертації, проведено моніторингові дослідження станів екологічної небезпеки, пов'язаної із техногенними землетрусами. У результаті встановлено [234] їх суттєвий вплив як на життєдіяльність людей, так і на технічний стан споруд різного призначення. На території КСЕЗ розташовано 5 діючих кар'єрів із видобутку корисних копалин вибуховим способом (одним із яких є потужний залізорудний). Значна кількість джерел техногенних землетрусів зумовлена геологічними умовами регіону, а саме заляганням кристалічного фундаменту на незначній глибині від земної поверхні. Зазначена особливість зумовлює також

незначне поглинання енергії сейсмічних хвиль в процесі їх просторового поширення. Тривала в часі експлуатація кар'єрів сприяла трансформації геологічного середовища і накопиченню механічних напруг в конструктивних елементах будівель та споруд, що створює високу ймовірність проявів екологічної небезпеки. Їх наближеність до промислових та житлових зон робить ці джерела одними із найбільш небезпечних. Вплив механічних хвиль, що утворюються внаслідок вибухів на кар'єрах та доходять до об'єктів, проявляється у накопиченні механічних напруг у конструктивних елементах будинків та споруд, що може призвести до їх руйнації.

Характерною для об'єктів КСЕЗ є трансформація ландшафтів. Кар'єрні розробки, що досягають глибини понад 100 м, перетинають водоносні горизонти, порушуючи їх цілісність. Водні маси в значних кількостях надходять в чашу кар'єру, звідки відкачуються. Під час зупинки підкачувального обладнання відбувається затоплення кар'єру та прилеглих територій. Зазначене визначає додатковий різновид екологічної небезпеки.

Достатньо поширеними у досліджуваному регіоні є також пересувні джерела техногенних землетрусів: автомобільний та залізничний транспорт. Через КСЕЗ проходять автомобільні та залізничні шляхи державного значення з інтенсивним транспортним навантаженням.

Проаналізуємо об'єкти, на які впливають техногенні землетруси. Значна кількість таких об'єктів несе в собі потенційну небезпеку. Аварії на них можуть привести до екологічних катастроф від локального до загальнодержавного масштабу. Висока концентрація потенційно небезпечних об'єктів та джерел техногенних землетрусів є чинником, що підсилює інтенсивність потенційних проявів небезпеки.

Одним із об'єктів підвищеної екологічної небезпеки у досліджуваному регіоні є гребля Кременчуцької ГЕС, яка віддалена від джерела техногенних землетрусів (гранітного кар'єру) всього на 400 м. Транспорт (автомобільний та залізничний), що рухається греблею, та генераторні агрегати ГЕС також є джерелами техногенних землетрусів. Для проведення інструментальних

вимірювань були встановлені сейсмодатчики на межі верхньої площини дамби та на межовому парапеті греблі між автомобільним та залізничним шляхами. Усереднене максимальне значення швидкості зміщення становить 1,2 мм/с (за умови одночасного руху як автотранспортних засобів, так і потягів).

Руйнування греблі може спричинити виникнення хвилі висотою до 17 метрів, яка через 25-30 хвилин може досягти м. Кременчука. В результаті можливе затоплення частини територій Полтавської, Дніпропетровської, Кіровоградської, Запорізької областей, знищення екосистеми Дніпра, суттєве руйнування міста Кременчук, забруднення території хімічними речовинами, що містяться на підприємствах, руйнування газопроводу та нафтопродуктопроводу із забрудненням акваторії вуглеводнями. Вірогідним є руйнування ДніпроГЕСу із розповсюдженням катастрофічних наслідків на південні території України.

Іншим об'єктом підвищеної екологічної небезпеки (до того ж стратегічно важливим) є двох'ярусний авто-залізничний міст через р. Дніпро. На нього поширюється вплив від двох кар'єрів. Відносна віддаленість (близько 2 км) цих джерел техногенних землетрусів від вказаного об'єкта дозволяє зробити висновок, що одноразове ініціювання джерел ТЗ руйнівного впливу на міст практично не робить. Але, тривалий у часі (понад п'ять десятиліть) їх вплив, сприяв накопиченню механічних напруг в конструктивних елементах споруди. На сформовані напружені стани накладають постійну (і більш значиму) дію пересувні джерела локальних техногенних землетрусів (великовантажний транспорт). На мосту датчики були встановлені на бетонному прольоті в 2-х метрах від опори та на середині металічного мостового прольоту. Вказані датчики фіксували параметри коливань мостових ферм під час руху автотранспорту та потягів. Усереднене максимальне значення швидкості зміщення становить 7,9 мм/с.

Характер екологічної небезпеки полягає у створенні фізіологічного та психологічного дискомфорту у населення, пошкодженні та руйнуванні будівель та інженерних споруд, виникненні вибухів та пожеж, хімічному забрудненні

території КСЄЗ та акваторії р. Дніпро, затопленні територій. Існує можливість транскордонного поширення небезпеки [235].

Констатуємо, що за результатами вище проведеного аналізу наслідків прояву екологічної небезпеки виявлено пріоритетні чинники ускладнення екологічних ситуацій у Кременчуцькій соціально-економічній зоні: техногенні землетруси, неконтрольований масовий розвиток синьо-зелених водоростей, накопичувачі відходів, витоки нафти та нафтопродуктів та інші [236]:

Техногенні чинники Прояви екологічної небезпеки Технологічні чинники

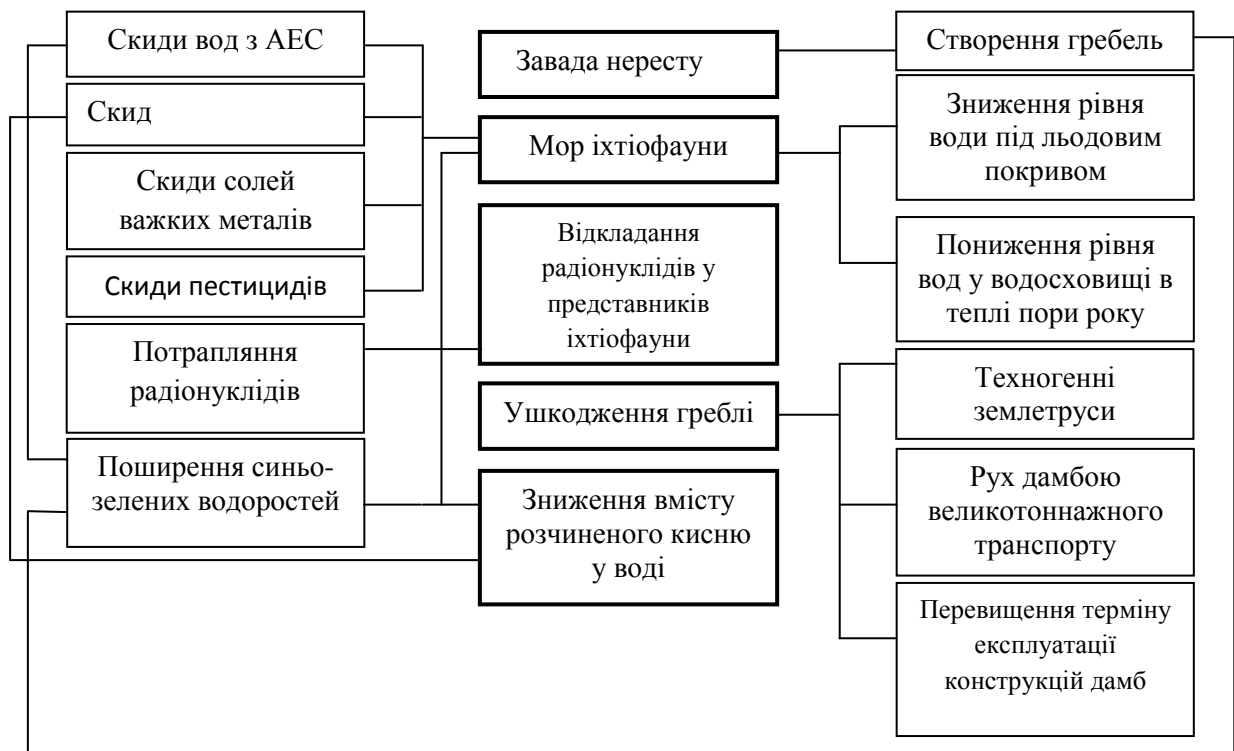


Рисунок 4.3 – Схема формування природно-антропогенної складової екологічної небезпеки в акваторіях Дніпровських водосховищ на території КСЄЗ

4.1.3. Характеристика стану екологічної небезпеки за показниками деградації ґрунтово-рослинного покриву. Важливим показником рівня екологічної безпеки є стан ґрунтово-рослинного покриву, який активно накопичує техногенні речовини і набуває таких зовнішніх ознак, які не

викликають сумніву щодо незадовільної екологічної ситуації в соціально-економічній зоні.

Стан ґрунтів промислових районів вивчався науковцями, зокрема [237–239], вплив аеротехногенних забруднювачів на рослинність досліджувався у [240, 241], в [242] аналізувався показник забруднення атмосферного повітря. Ми вивчали деградацію ґрунтово-рослинного покриву у більш загальному аспекті – як показник стану екологічної небезпеки, яка проявляється у накопиченні важких металів у ґрунті та листі дерев, кислотній деградації та дегуміфікації ґрунту, пошкодженні листя та хвої рослин.

Дослідження проводилися нами [243] у центральній зоні формування екологічної небезпеки КСЕЗ (за класифікацією, що наведена 4.1.2. дисертації), яка є найбільш показовою в аспекті антропогенного впливу на екологічний стан природного середовища та здоров'я населення, де комплексний вплив чинять промисловість та автомобільний транспорт. Аналіз вмісту сполук важких металів в ґрунтах проводили на основі даних санітарно-епідеміологічної служби, у листі дерев – за результатами експериментальної обробки проб.

Оцінка забруднення ґрунту іонами важких металів здійснена із використанням коефіцієнтів їх концентрування:

$$K_c = \frac{C}{C_{cp}}, \quad (4.1)$$

де C – фактичний вміст речовини; C_{cp} – середня фонова концентрація.

Для оцінки рівня загального забруднення важкими металами використано сумарний показник забруднення ґрунту:

$$Z_c = \sum_{i=1}^n K_{ci} - (n - 1), \quad (4.2)$$

де n – кількість розглянутих елементів з $K_c > 1$.

З метою вивчення кислотної деградації та дегуміфікації відібрали зразки ґрунту у точках, що рівномірно розташовані у межах району дослідження та віддалені від промислових об'єктів та транспортних магістралей із інтенсивним рухом автотранспорту, враховано конфігурацією промислово-сільбищної забудови та характер озеленення. Дослідження ступеню пошкодження листя проводили за методикою, викладенню у [239], на прикладі тополі чорної, яка є достатньо поширеною у районі досліджень. Проби відібрано у ділянках із різним рівнем антропогенного навантаження. Для оцінки стану хвойних дерев визначено індекс пошкодження хвої ялини колючої (зелена та блакитна форми).

Як відмічалось у розділі 4.1.2 дисертації, основними джерелами надходження важких металів у атмосферне повітря є підприємства промислового комплексу машинобудування та металообробки, зокрема, завод дорожніх машин "Кредмаш". Вказані інгредієнти поширюються у повітрі, осідають на ґрунт та накопичуються в ньому. Динаміка за роками концентрування важких металів у ґрунтах району дослідження відображено на рис. 4.4.

Як показали результати дослідження, досить високими рівнями накопичення (у порівнянні із іншими металами) характеризується мідь (максимальне значення $K_c=1,6$). Повітряними потоками шкідливі речовини від джерел викидів поширюються на відстань до 10 км, причому більша їх частина випадає поблизу епіцентру (1–3 км від підприємства). Процес трансформації міді у ґрунті включає такі стадії: перетворення оксидів міді на гідроксиди (карбонати, гідрокарбонати), розчинення останніх і адсорбція катіонів твердою фазою ґрунту, утворення сполук із органічними речовинами ґрунту.

Концентрування іонів міді (рис.4.4) у ґрунтах поблизу джерел викидів (територія "Кредмаш") нижчі, ніж у районі, віддаленому на 1,5–2 тис. м. Так, у 2009 році вміст міді у ґрунті біля джерела у 5 разів нижчий, ніж за його межами. Отже геохімічні ореоли підвищеного концентрування можуть розташовуватися на значній відстані від джерела викиду.

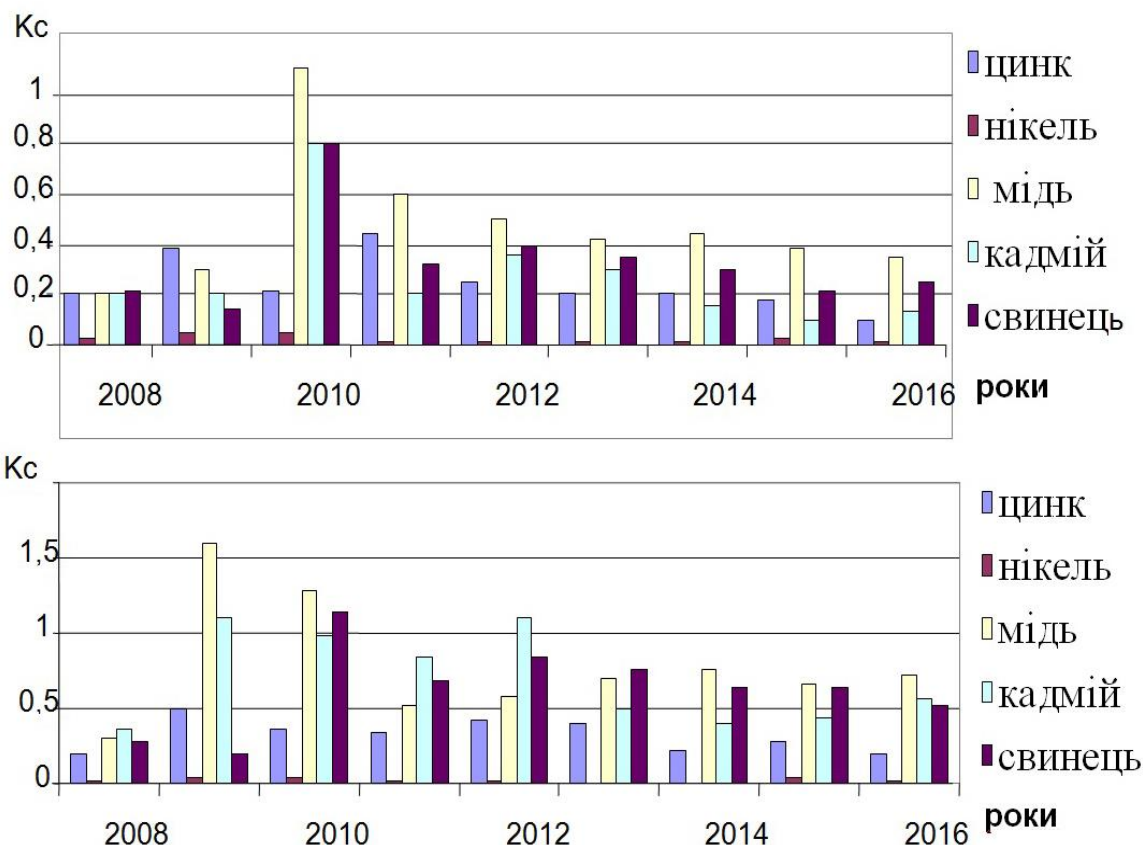


Рисунок 4.4 – Динаміка зміни у часі коефіцієнтів концентрування важких металів у ґрунті: поблизу джерела викидів (а) і на відстані 1,5–2 км від нього (б)

Серед досліджуваних важких металів важливе місце посідає кадмій. Вміст його (як і інших важких металів) у ґрунтах залежить від порід, значне різноманіття яких пов'язане зі складною геологічною динамікою розвитку територій. Основними антропогенними джерелами надходження сполук кадмію у навколишнє середовище в КСЕЗ крім підприємств аналізованого промислового комплексу є автотранспорт. Кадмій за своїми хімічними властивостями подібний до цинку, але відрізняється від нього вищою рухомістю в кислих середовищах та більшою доступністю для рослин. У ґрунтовому розчині метал присутній у вигляді Cd^{2+} та утворює комплексні іони. Рухомість іонів кадмію у ґрунті залежить від середовища та окисно-відновного потенціалу. Рис.4.4 демонструє, що більш сприятливі умови створюються для розсіювання кадмію, ніж для його накопичення. Так, максимальне значення K_c

становить 1,1, але, враховуючи відносно високу його токсичність, можна констатувати негативний вплив на ґрунти КСЕЗ.

Також встановлено, що концентрування цинку та свинцю незначне ($K_c < 1$). Результати попередніх досліджень констатують той факт, що цинк достатньо швидко накопичується у ґрунтах і воді та повільно виводиться з них. На розподіл іонів цинку значно впливають не тільки антропогенні, а й природні чинники. Так, вміст цинку є максимальний на низинах та рівнинах, де відсутня рослинність, а дощова вода незначно проникає у ґрунт та випаровується. У випадку надходження на поверхню ґрунту він накопичується у ґрунтовій товщі, особливо у верхньому гумусово-акумулятивному горизонті, і повільно видаляється завдяки ерозії, вилугованню та поглинанню рослинами. Слід зауважити, що серед важких металів свинець є найменш рухливим. За високих показників рН розчинність свинцю незначна. За таких умов він осаджується в ґрунтах у вигляді гідроксиду, фосфату, карбонату. Характерна локалізація свинцю в поверхневому горизонті пов'язана здебільшого із накопиченням органічної речовини. Гумусово-акумулятивний горизонт відіграє роль сорбційного геохімічного бар'єру, на якому осаджуються важкі метали, у тому числі й свинець. Слід відмітити, що має місце дещо підвищений вміст свинцю у 2010 році (рис. 4.4), що, можливо, пояснюється дією природних чинників: значною спекою та посушливістю, що створювало несприятливі умови для міграції сполук і спричиняло їх накопичення у ґрунті.

З метою визначення загального стану екологічної небезпеки від забруднення важкими металами за формулою (4.2) визначені сумарні показники забруднення ґрунту Z_c . Встановлено, що на протязі періоду досліджень (2008–2016 роки) максимальне значення показника Z_c складає 1,7, що свідчить про незначний рівень забруднення навколишнього середовища.

На інтенсивність міграції важких металів впливають властивості ґрунту, у тому числі кислотно-лужні умови, які, у свою чергу, залежать від ступеня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Результати наших досліджень свідчать про кислотну деградацію ґрунту на антропогенно

навантажених ділянках – поблизу автомагістралей, де має місце значний рівень забруднення атмосферного повітря відпрацьованими газами. Ситуація погіршується із-за незадовільної провітрюваності вулиць та недостатньої кількості зелених насаджень. У середині житлової забудови показник рН характеризується меншим відхиленням від норми. Так, у 19 % замірів виявлено підвищення кислотності ґрунту до показників 5,4–5,5, що відповідає категорії "слабко-кислі ґрунти". У значній частині району дослідження показник рН знаходиться у межах 5,5–6,0 (ґрунти категорії "близькі до нейтральних"). Характеристику рН у ґрунтах дослідження відображено на рис. 4.5.

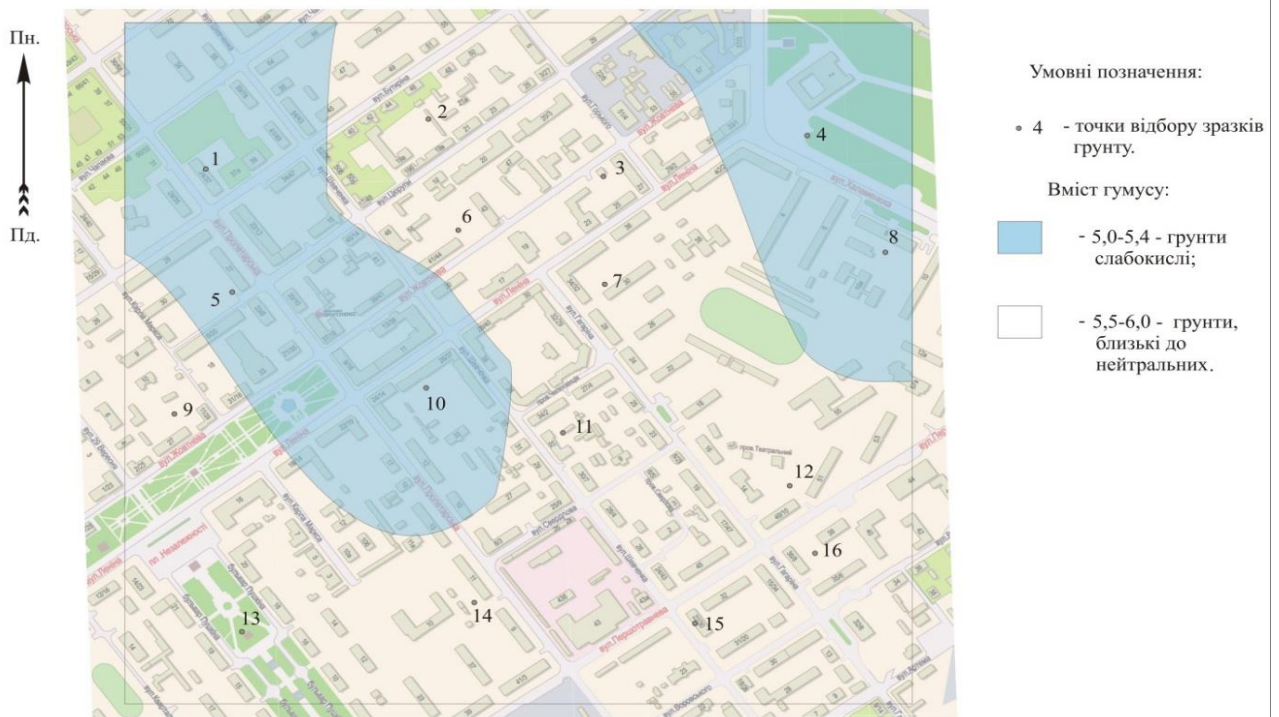


Рисунок 4.5 – Характеристика рН ґрунту у центральній частині КСЕЗ

Підвищення значення показника кислотності ґрунту негативно впливає на його властивості, пригнічує діяльність мікроорганізмів, тому процеси мінералізації та гуміфікації гальмуються. Паралельно в ґрунті відбувається декальцинація, яка також спричиняє втрату гумусу. Результати визначення гумусності ґрунтів центральної частини КСЄЗ показали, що вміст гумусу у них у 2–4 рази нижчий, ніж у фонових районах, що свідчить про його залежність від антропогенних (позиційність джерел забруднення атмосферного повітря та природних вод) та природних (напрямок вітру, кількість атмосферних опадів, особливості рельєфу, механічний склад ґрунту, тип рослинності тощо) чинників.

Для оцінки рівня накопичення важких металів листям дерев у районі досліджень проведено визначення значень коефіцієнтів місцевого накопичення важких металів, що є відношенням їх фактичних концентрацій до відповідних фонових показників. Результати відображено у таблиці 4.2.

Таблиця 4.2 – Послідовність розподілу важких металів за величиною коефіцієнтів їх концентрації в листі різних порід дерев

Робінія псевдоакація: Fe < Pb < Cu < Mn	Черемха пізня: Fe < Pb, Cu < Mn
Шовковиця чорна: Fe, Cu < Pb < Mn	Береза бородавчаста: Pb < Fe < Cu < Mn
Абрикос звичайний: Fe < Pb < Cu < Mn	Вишня звичайна: Pb < Fe < Cu < Mn
Тополя канадська: Fe < Cu < Mn < Pb	Клен ясенелистий: Fe < Pb < Mn < Cu
Чубушник звичайний: Fe < Pb < Cu < Mn	Клен гостролистий: Fe < Pb < Cu < Mn
Горобина звичайна: Fe, Pb < Cu < Mn	Верба вавилонська: Pb < Cu < Fe < Mn

Найвищий ступінь накопичення (табл. 4.2) характерний для заліза, що пояснюється його суттєвою присутністю у промислових викидах підприємств аналізованого промислового комплексу. Більша частина видів дерев (75 %) накопичує залізо у кількості, що перевищує фонові показники. Найбільший вміст його спостерігається для тополі канадської ($K_c=2,6$), кленів ясенелистого

($K_c=2,2$) та гостролистого ($K_c=2,3$). Низький ступінь накопичення заліза притаманний вишні ($K_c=0,8$), горобині ($K_c=0,7$), вербі вавілонській ($K_c=0,4$).

На відміну від заліза марганець слабо накопичується у листі дерев, за виключенням кленів ясенелистого ($K_c=1,5$) і гостролистого ($K_c=1,4$), що пояснюється його слабкою рухливістю у ґрунтах. Найнижчі показники ($K_c=0,2$) спостерігаються для черемхи пізньої та чубушника звичайного.

Максимальний вміст міді виявлений для клену гостролистого ($K_c=1,7$), шовковиці чорної ($K_c=1,6$), клену ясенелистого ($K_c=1,4$), робінії псевдоакації ($K_c=1,2$). У листі горобини вміст міді зафіксовано на рівні фонові концентрації. Для інших видів дерев коефіцієнт концентрації коливається у межах від 0,6 до 0,9. Інтенсивність надходження міді до рослин залежить від рН, вмісту гумусу. Частина іонів міді у ґрунтах міцно пов'язана із гумусовими кислотами та є нерухомою, тому не поглинається рослинами.

Вміст свинцю загалом незначний. Найвищі рівні накопичення характерні для кленів ясенелистого ($K_c=1,9$) та гостролистого ($K_c=1,8$), вишні звичайної ($K_c=1,8$), берези бородавчастої ($K_c=1,4$). Решта рослин (шовковиця чорна, абрикос звичайний) містить свинець у фонових кількостях.

Для визначення інтегрованого рівня забруднення листя дерев важкими металами визначено сумарний показник забруднення (рис. 4.6). Найвище значення цього параметру характерне для кленів гостролистого ($Z_c=4,2$) і ясенелистого ($Z_c=4$), що у порівнянні з приведеними раніше дослідженнями свідчить про невисокий рівень забруднення природного навколишнього середовища [244].

Нами проведено порівняння показників концентрацій важких металів у листі дерев із гранично допустимими концентраціями. Одержані результати підтвердили, що найбільші перевищення ГДК характерні для міді. Приблизно третина дослідженого матеріалу характеризується вмістом міді у 1,1-1,5 ГДК. Для марганцю та свинцю перевищення ГДК не виявлено.

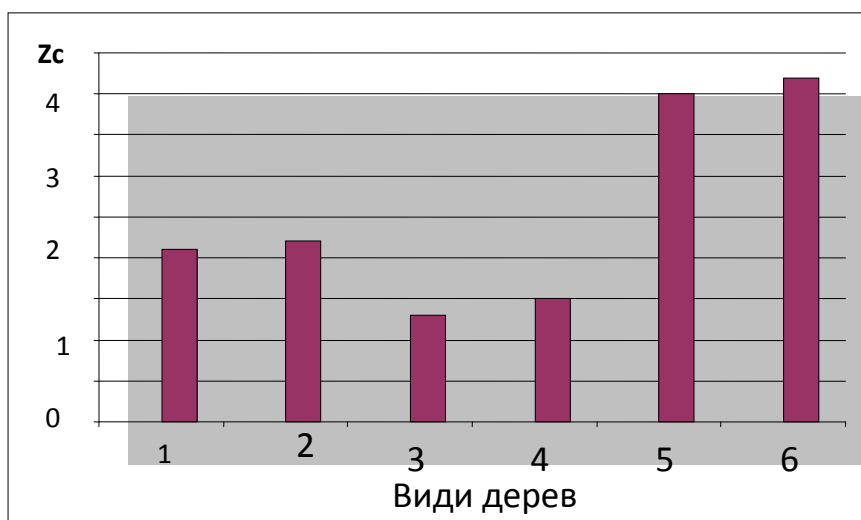


Рисунок 4.6 – Сумарний показник забруднення рослинності Z_c важкими металами центральної частини КСЕЗ (1 – робінія псевдоакація; 2 – шовковиця чорна; 3– абрикос звичайний; 4 – береза бородавчаста; 5 – клен ясенелистий; 6 – клен гостролистий)

В цілому показники K_c та кратність перевищення до ГДК якісно корелюють: обидва показники мають максимальні значення для заліза і міді. Але слід відмітити, що значення K_c дещо більші, ніж кратність перевищення: для міді у 1,1, для марганцю і заліза – майже у 2, для свинцю – 3 рази.

Максимальне перевищення ГДК спостерігалось для кленів ясенелистого та гостролистого щодо міді – у 1,2 і 1,5 рази, щодо заліза – у 1,2 рази, відповідно. Решта дерев накопичувала в листі один із важких металів (мідь або залізо) у кількостях, вищих за ГДК. Так, листя робінії псевдоакації, шовковиці чорної, кленів ясенелистого та гостролистого містило мідь у кількостях, що перевищує ГДК у 1,1–1,5 рази. Накопичення заліза для тополі канадської характеризується перевищенням ГДК у 1,3 рази.

Крім накопичення важких металів досліджено пошкодження листя на прикладі тополі чорної (рис. 4.7). Територія із максимальним пошкодженням листя розташована в зоні впливу автомагістралі з інтенсивним рухом транспорту. Негативний вплив на біоту підсилюється існуванням багатоповерхової забудови, незначною провітрюваністю вулиць, що гальмує

розсіюванню відпрацьованих газів автомобілів. У північно-східній та західній частинах КСЕЗ, де автомобільне навантаження нижче, ступінь пошкодження листя не перевищує 5 %.

Паралельно вивчався екологічний стан хвойних рослин, який оцінювався за площею уражених хвоїнок. Значення індексу пошкодження хвої наведено у табл. 4.3.

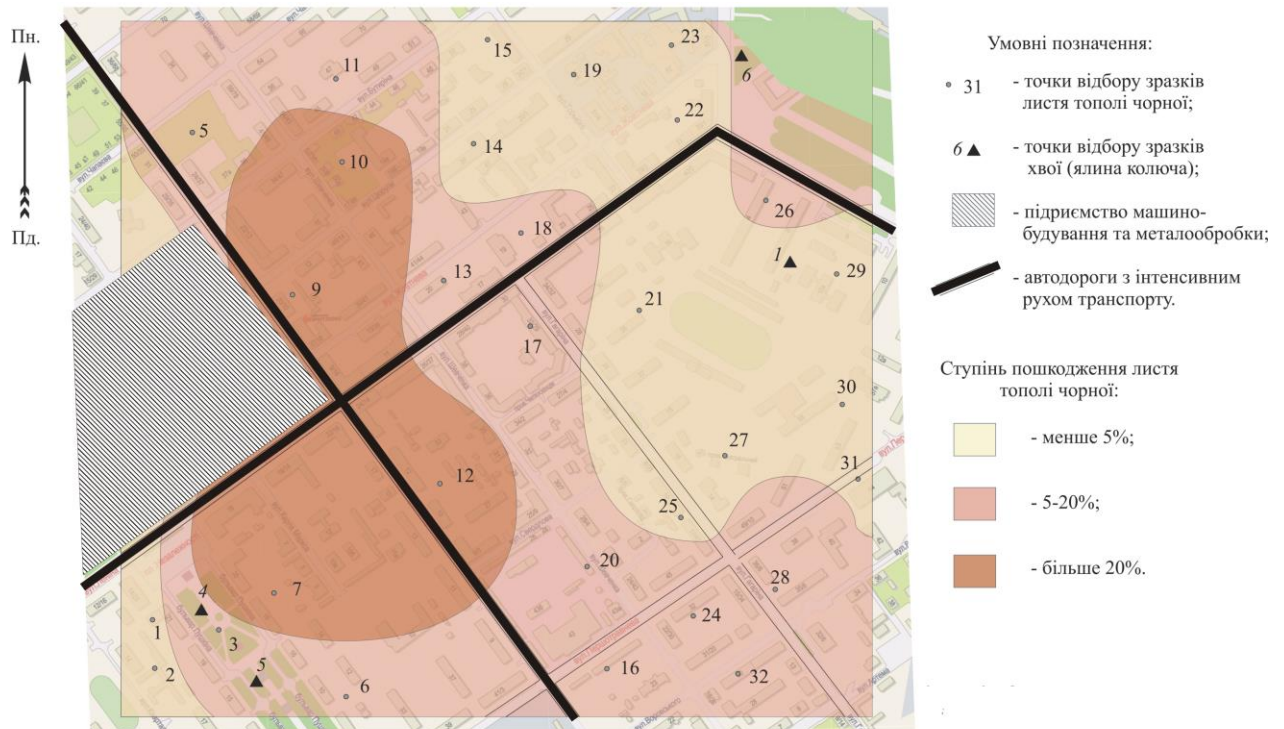


Рисунок 4.7 – Просторове розташуванням зон із різним ступенем пошкодження листя дерев і зон антропогенного навантаження

Таблиця 4.3 – Індекс пошкодження хвої (%) ялини колючої у центральній частині КСЕЗ

Сторона крони дерева	Місце відбору проб (позначені на рис. 4.7)					
	1	2	3	4	5	6
Північна	13,8	0	15,0	10,0	4,0	51,9
Південна	8,7	4,0	50,0	5,0	5,0	22,0
Західна	4,0	0	0	0	0	30,0
Східна	43,5	6,3	10,0	5,0	0	40,0

Максимальне значення індексу пошкодження хвої (52 %) виявлено у місцях інтенсивного антропогенного навантаження (поблизу "Кредмаш" і вулиць з інтенсивним автомобільним рухом). Вказаний індекс для хвої перевищує такий для листя тополі чорної, що пояснюється біологічними особливостями листяних та хвойних порід дерев.

Аналіз результатів для різних сторін крони дерева виявив закономірності пошкодження хвої: найвищий рівень пошкодження спостерігався з того боку, де має місце максимальний вплив атмосферного забруднення. Найвище значення індексу пошкодження хвої характерно для північної (13,8 %) та східної (43,5 %) сторін крони.

Слід зауважити, що у центральній частині району дослідження, де спостерігався максимальний ступінь пошкодження листя тополі чорної, відібрані зразки хвої також свідчать про підвищений техногенний тиск, що говорить про однотипність впливу антропогенних чинників на стан листяних та хвойних рослин.

Резюмуючи, відзначаємо, що за результатами дослідження науково обґрунтована доцільність використання ступеню деградації ґрунтово-рослинного покриву як показника стану формованої екологічної небезпеки у техногенно навантаженому регіоні.

4.1.4. Вплив проявів екологічної небезпеки на захворюваність населення. Слід зазначити, що встановлення відповідності між станом здоров'я населення та проявами екологічної небезпеки є достатньо складним завданням через значне різноманіття чинників, що впливають на здоров'я людини. Тому ми провели аналіз якісної відповідності розглянутих параметрів із встановленням кореляційних зв'язків між ними.

Досліджуваним контингентом була саме дитячо-юнацька частина населення [245] Кременчуцької соціально-економічної зони, оскільки дитячий організм має підвищену чутливість до проявів екологічної небезпеки, практично усі діти територіального угруповання, що характеризується певним техногенним навантаженням, не змінюють місця свого знаходження у часі.

Для цілей досліджень, результат яких презентуються у цьому параграфі, на території КСЕЗ виділено чотири соціально-техногенні райони (СТР): I - центральний, II - Автозаводський, III - північний, IV – південний (ми не враховуємо східну зону згідно класифікації, що наведена у розділі 4.1.2., оскільки відносно неї відсутня об'єктивна інформація щодо захворюваності, а кількість мешканців у ній значно менша, ніж у інших). Районування базувалося на таких принципах: різні СТР відрізняються рівнем сформованої екологічної небезпеки, пов'язаної із забрудненням атмосферного повітря; на території кожного СТР є медична установа, що контролює стан здоров'я населення; стаціонарні пости контролю за станом атмосферного повітря розташовані в кожному із виділених СТР.

Розглянемо складову екологічної небезпеки, що формується забрудненням атмосферного повітря. У дослідженнях ми абстрагувалися від інших антропогенних та соціально-економічних чинників за такими міркуваннями: а) саме дитячий організм надзвичайно чутливий до забруднення атмосферного повітря [246]; б) соціальні умови та спосіб життя в середньому у СТР досить близькі; в) природні умови практично ідентичні; г) інтенсивність дії чинників шкідливого фізичного впливу (шум, радіація, електромагнітні та інші випромінювання) в цілому у СТР мало відрізняються.

Для аналізу ми використовували такі характеристики [247]:

- а) сумарний показник захворюваності P – кількість захворювань на 1 тис. населення;
- б) показник стану здоров'я населення H :

$$H = 1 - \frac{N_{\delta t}}{N}, \quad (4.3)$$

де N – чисельність дитячо-юнацького населення;

$N_{\delta t}$ – чисельність населення, яке захворіло за обраний період;

в) показник стану екологічної безпеки F:

$$F = (1 + J)^{-1}, \quad (4.4)$$

де J – узагальнений показник стану техногенної небезпеки, який представлений у вигляді:

$$J = \sum_{j=1}^4 \gamma_j J_j, \quad (4.5)$$

де j – номер виду техногенної небезпеки;

γ_j – коефіцієнт приведення j-го виду небезпеки;

J_j – показник техногенної небезпеки j-го виду:

$$J_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \alpha_{ij} \rho_{ij} A_{ij}, \quad (4.6)$$

де i – номер підвиду техногенної небезпеки (він приймає значення від 1 до n);

α_{ij} – коефіцієнт внутрішньовидового приведення (для i-го підвиду), що дозволяє зіставити величини техногенних небезпек різних підвидів та враховує одночасну присутність складових небезпеки різного генезису;

ρ_{ij} – коефіцієнт, що враховує ослаблення дії чинників, що визначають небезпеку i-го підвиду, на реципієнтів;

A_{ij} – кратність перевищення допустимих нормативів якості компонентів природного середовища:

$$A_{e1} = \frac{C_e}{ПДК_e}, \quad (4.7)$$

де C_e та $ПДК_e$ – реальна та гранично допустима концентрація в-ої забруднюючої речовини в компонентах навколишнього середовища, відповідно;

г) C_{cp} - середньорічна концентрація шкідливих речовин в атмосферному повітрі.

Значення коефіцієнтів a_{ij} та ρ_{ij} (формула 4.6) для досліджуваної ситуації приймаємо рівними одиниці, оскільки аналізується тільки стан атмосферного повітря.

Базуючись на даних медичної статистики за 10 років та матеріалах лабораторії спостереження за забрудненням атмосферного повітря ми змоделювали залежності від часу індексів H та F , P та C_{cp} .

У результаті співставлення залежностей $F(t)$ та $H(t)$, що характеризують ситуацію в цілому у КСЕЗ (рис.4.8), відзначаємо їх якісну подібність (збіг у часі тенденцій наростання та зменшення, а також локальних екстремумів).

Проаналізувавши ситуацію у різних СТР (як приклад на рис. 4.9 наведено результати у центральному СТР) приходимо до аналогічного висновку. Парні коефіцієнти кореляції між залежностями у часі H і F для I, II та IV СТР відповідно приймають значення 0,88; 0,77; 0,85. Отже, можна стверджувати, що в розглянутих конкретних випадках стан здоров'я населення в значній мірі визначається рівнем відповідного підвиду техногенної небезпеки.

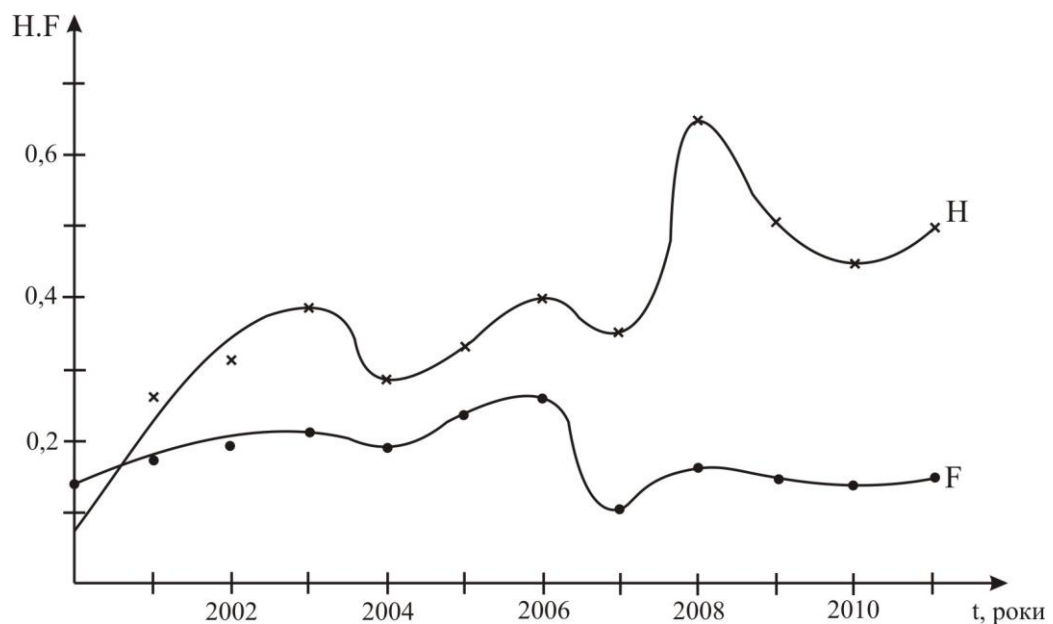


Рисунок 4.8 – Залежності від часу показників стану екологічної безпеки (F) та здоров'я населення (H) по Кременчуцькій соціально-економічній зоні

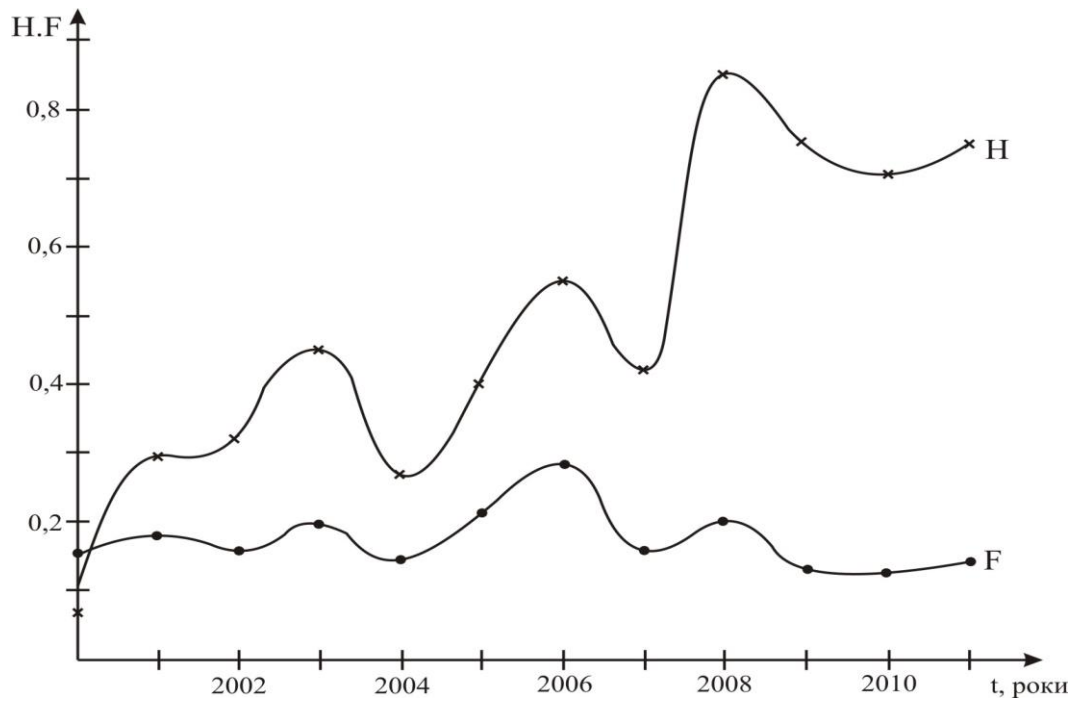


Рисунок 4.9 – Зміна за роками показників Н та F у центральному соціально-техногенному районі КСЕЗ

У Автозаводському СТР (рис. 4.10) кореляції не виявлено ($r = 0,1$).

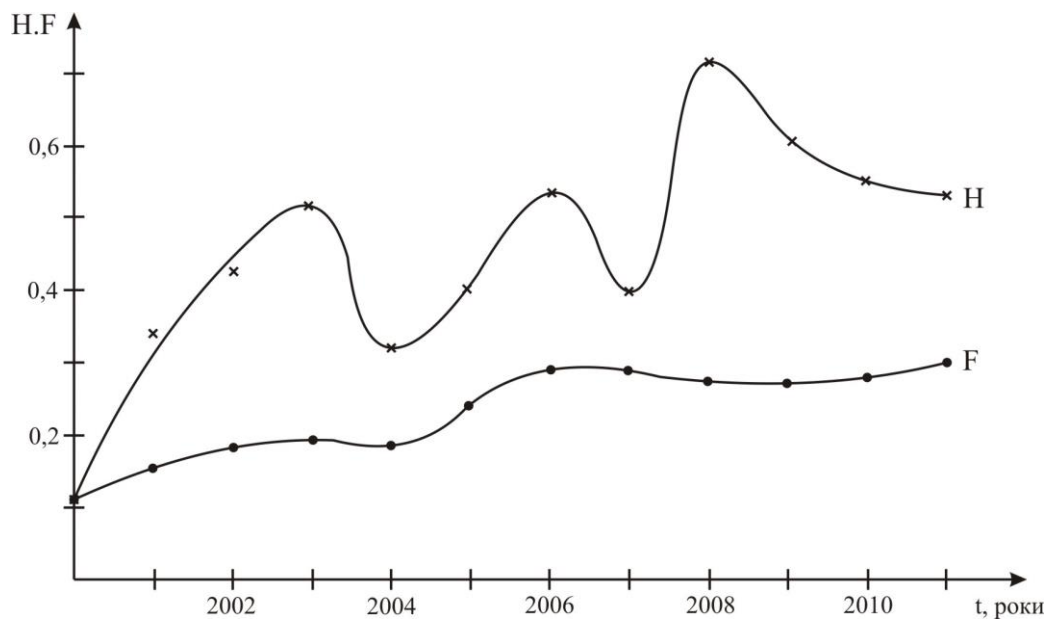


Рисунок 4.10 – Зміни за роками показників Н та F для Автозаводського СТР

Це пояснюється тим, що з цього району не вдалося отримати достовірних даних щодо інтенсивності прояву техногенної небезпеки аналізованого підвиду, що, в першу чергу, викликано недосконалістю існуючої системи спостереження та контролю за забрудненням атмосферного повітря.

Проаналізовано попарно залежності $C_{\text{ср}} = C(t)$ і $P = P(t)$ для всіх контрольованих шкідливих речовин та обраних груп хвороб. Як приклад, на рис. 4.11 [162] наведена одна із таких пар залежностей. Відзначаємо якісну подібність залежностей. Достовірність інформації перевірена із застосуванням критерію Стюдента та методу спрямлених діаграм.

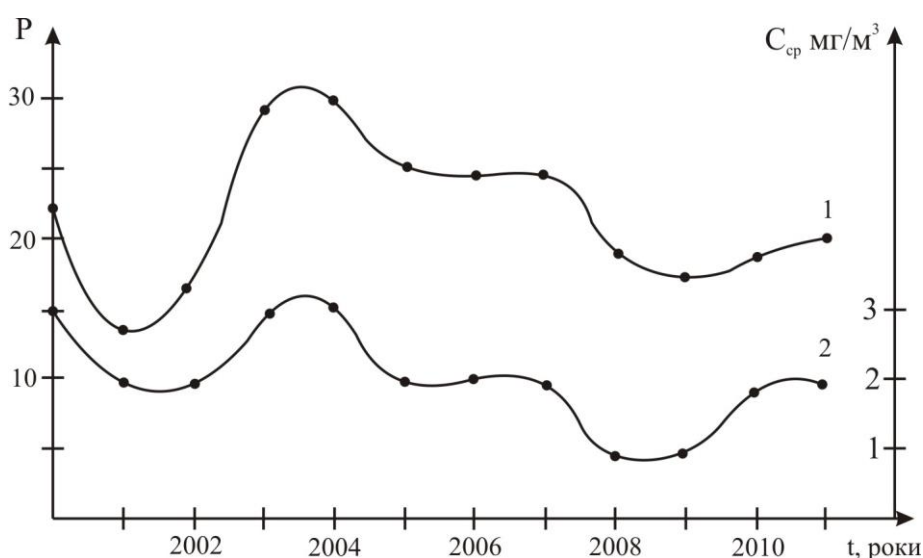


Рисунок 4.11 – Зміна за роками показника захворюваності (P) за хворобами органів дихання (1) і середньої концентрації пилу (2) для третього СТР Кременчуцької соціально-економічної зони

Встановлення кореляційних зв'язків між експериментально визначеними величинами проведено за допомогою методу, викладеного в [248]. В одновимірній моделі, що має місце у нашому випадку, використані парні коефіцієнти кореляції, які визначаються таким чином:

$$r_{xy} = \frac{T \sum_{i,j=1}^T x_i y_j - \sum_{i=1}^T x_i \sum_{j=1}^T y_j}{\sqrt{\left(T \sum_{i=1}^T x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^T x_i \right)^2 \right) \left(T \sum_{j=1}^T y_j^2 - \left(\sum_{j=1}^T y_j \right)^2 \right)}}, \quad (4.8)$$

де x – незалежна змінна – середня річна концентрація C_{cp} конкретної шкідливої речовини;

y – імовірно залежна змінна – показник захворюваності P ;

T – кількість часових інтервалів.

У результаті розрахунків за формулою (4.8) отримані достатньо високі значення коефіцієнтів парної кореляції 0,77 і 0,92 для третього та четвертого СТР [249].

Таким чином, слід констатувати, що встановлена кореляція між поширеністю хвороб органів дихання та проявами екологічної небезпеки, пов'язаної з забрудненням атмосферного повітря пилом, у північному (III) та південному (IV) СТР [250]. Саме в цих районах розміщені найбільш потужні джерела забруднення атмосферного повітря (параграф 4.1.2 дисертації). У центральному СТР такої відповідності не виявлено, що пов'язано, на нашу думку, із неефективністю чинної системи контролю за забрудненням атмосферного повітря в цьому СТР. Пости контролю забруднення атмосферного повітря, розташовані в безпосередній близькості від автомагістралей з досить інтенсивним рухом транспорту. З огляду на незначну висоту джерел викидів транспортних засобів, розсіювання шкідливих речовин, що ними викидаються, відбувається на обмеженій території, слабо проникаючи всередину сельбищної забудови. Отже, вимірювані на зазначених постах рівні забруднення не можуть адекватно характеризувати ситуацію в цілому у СТР. На відміну від описаної ситуації, пости в III і IV СТР розташовані всередині житлової забудови, і ці дані відображають реальну картину.

Резюмуючи констатуємо, що однією із основних причин розвитку хвороб органів дихання у населення в досліджуваній СЕЗ є забруднення атмосферного повітря пилом.

Як відмічалось у розділі 4.1.2. дисертації, на території Кременчуцької СЕЗ зосереджені кар'єри із видобутку корисних копалин вибуховим способом та інші види джерел техногенних землетрусів, які розміщені у безпосередній близькості від різних споруд житлового призначення. Шляхом вимірювання швидкості зміщення ґрунту та елементів конструкцій споруд за методиками, викладеними у підрозділі 2.5 дисертації, визначено прояви екологічної небезпеки. За результатами опитування населення встановлено тимчасові розлади здоров'я мешканців (головний біль, зміни артеріального тиску і т.і.). Встановлено кореляцію одержаних даних інструментальних вимірювань із результатами опитування населення, що мешкає в зонах впливу джерел техногенних землетрусів, та спостереження [251]. Більш детально вказаний аспект проаналізовано у підрозділі 4.4 дисертації.

4.2 Організаційно-технологічні аспекти управління екологічною безпекою у природно-антропогенних об'єктах гідросфери

4.2.1. Вплив кавітаційних технологій на ефективність вилучення енергоносіїв у результаті процесі утилізації мікроводоростей. Як відмічалось у розділі 4.2.1, неконтрольований масовий розвиток синьо-зелених водоростей в природно-антропогенних водоймах створює суттєві проблеми екологічній безпеці. Тому їх утилізація із одержанням продукції цільового призначення є достатньо актуальною [252].

Певні одноклітинні водорості мають у своєму складі відносно велику жирову фазу і тому можуть бути використані для виробництва біодизельного палива. Деякі види водоростей можуть мати вміст жиру до 40%, проте в природних умовах кількість таких водоростей у водоймах незначна. Змішані культури одноклітинних водоростей та синьо-зелених водоростей зазвичай мають вміст жиру нижче 15% [253]. Деякі науковці, наприклад [254-256] обґрунтовували можливість отримання із СЗВ біопалива другого (біометан) і третього (біоетанол або біодизельне паливо) покоління.

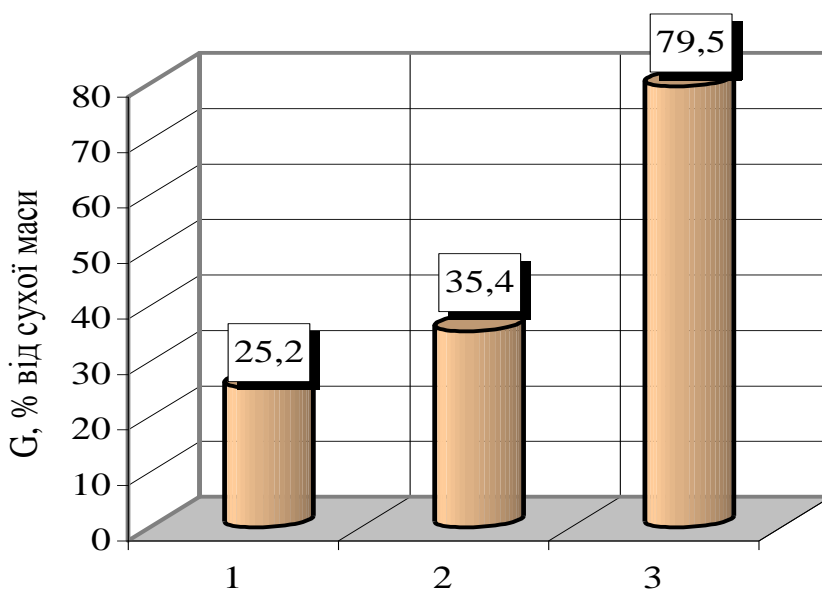
Науковим колективом за участю дисертанта проведено [257] дослідження процесу виробництва енергоносіїв, для одержання яких використовувались синьо-зелені водорості, відібрані із Кременчуцького водосховища біля греблі ГЕС [258]. Для інтенсифікації процесу анаеробного розкладу проби змішувались з первинним мулом очисних споруд, у якому міститься значна кількість анаеробних бактерій. Значення рН корегували до 7,5 шляхом додавання незначної кількості розчину NaOH [257].

Враховуючи те, що синьо-зелені водорості мають досить щільну клітинну мембрану, процес екстрагування та біологічного розкладу проходить з невисокою інтенсивністю. Для руйнування клітинної мембрани обрано метод кавітації, в процесі якої утворюються зони високого та низького тисків, які і руйнують клітинні мембрани. Ми використовували два види кавітації: акустичну та гідродинамічну [258].

Для встановлення ефективності вилучення із СЗВ ліпідів (як сировини для виробництва біодизельного палива) та для дослідження ефективності синтезу біогазу використовувались 4 види суспензій, склад яких описаний у розділі 2 (п. 2.3.2.2) дисертації.

Обробка водоростевої біомаси у ротаційному та в ультразвуковому кавітаторах проводилася згідно методик, детально висвітлених у п. 2.3.2.1 дисертації. Ефективність вилучення ліпідів визначалась згідно методики, викладеної у п. 2.3.2.2 дисертації. Після випаровування гексану із випарної чашки на поверхні залишався шар ліпідів, кількість якого визначали гравіметрично. Результати експерименту наведено на рис. 4.12 [258].

Аналіз рис 4.12 показує, що загальний вміст ліпідів у відібраній пробі СЗВ становив 1,27 % від сухої маси. Зі суспензії (1) вдалося екстрагувати ліпіди у кількості, що відповідає 0,32 % сухої маси водоростей. Цей результат підтверджує, що клітинні мембрани необроблених водоростей є важкопроникні, і використання їх без обробки для отримання енергоносіїв є ускладненим. Із суспензії (3) вдалося екстрагувати 1,01 %, а із суспензії (4) – 0,45 % ліпідів.



1 – без попередньої обробки; 2 та 3 – обробка в полі акустичної (ультразвукової) та гідродинамічної кавітації, відповідно

Рисунок 4.12 – Кількісна характеристика екстрагованих із СЗВ ліпідів за різних умов експерименту (у відсотках від загальної сухої маси)

Резюмуючи відмічаємо, що обробка кавітацією розриває мембранні стінки та призводить до більш повного екстрагування. Максимальний ефект спостерігається за умови використання гідродинамічної кавітації - після обробки вдається екстрагувати 80 % від усіх наявних ліпідів [151].

Дослідження кінетики одержання біогазу із водоростевої біомаси проводились за методикою, викладеною у розділі 2 (п. 2.3.2.2) дисертаційної роботи. Результати наведено на рис. 4.13.

Аналіз рис. 4.13 дозволяє констатувати, що у випадку розкладу активного мулу без добавок водоростевої біомаси (крива 1) виділення біогазу відбувається із постійною швидкістю. У процесі розкладу біомаси ціанобактерій (без обробки, чи із обробкою в полі гідродинамічної або ультразвукової кавітації) кінетичні криві виділення біогазу мають S – подібну форму, що свідчить про полістадійність процесу (це підтверджується результатами, одержаними іншими дослідниками [186, 187, 254, 259]).

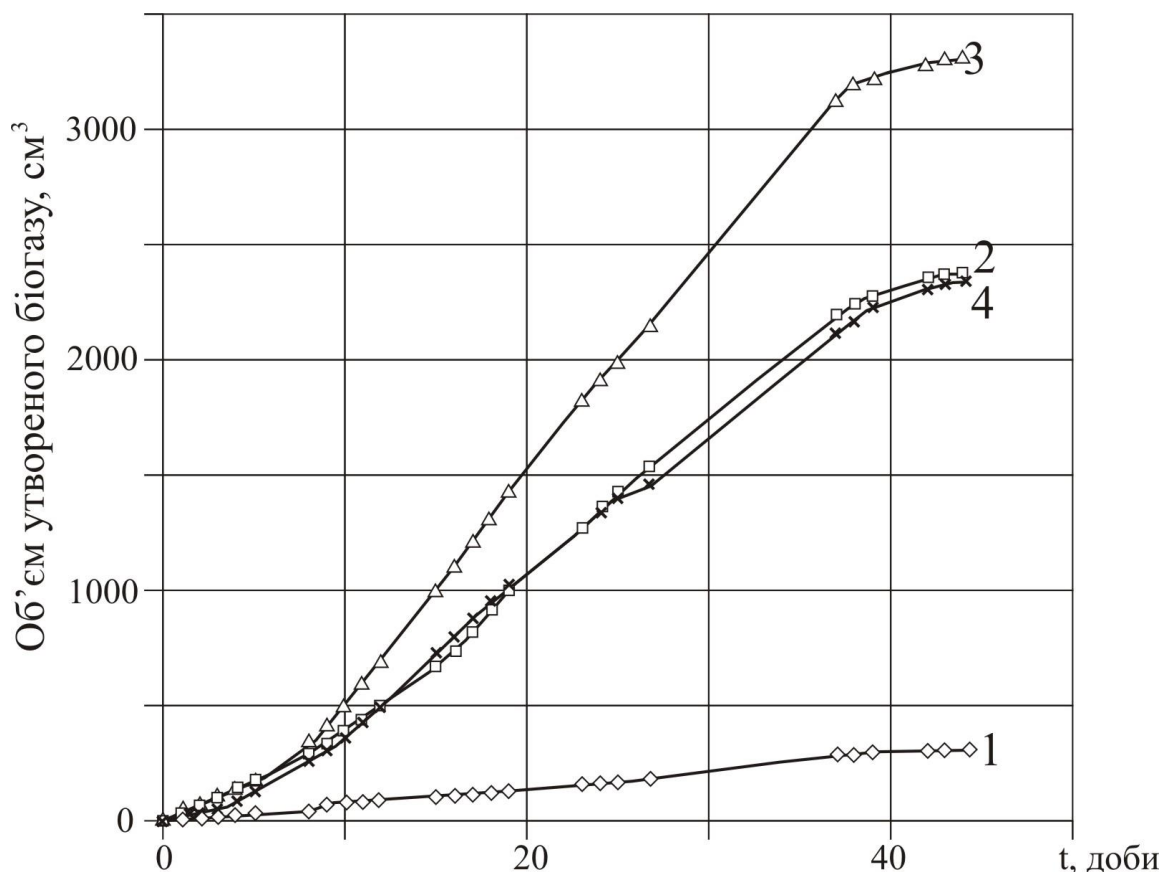


Рисунок 4.13 – Кінетика біологічного розкладу активного мулу (1) та водоростевої біомаси (2-4) в мезофільних умовах: (2) – без обробки; (3) та (4) – обробка у полі гідродинамічної та акустичної кавітації відповідно [258]

Криву кінетики біологічного розкладу активного мулу (рис 4.14) апроксимуємо лінійною залежністю (рис. 4.14), що надає можливість підтвердити незмінність швидкості виділення біогазу у мезофільному режиму. Ймовірність наведеної лінеаризації складає 99,9 % (коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,9816$).

У нашій роботі [151] проведено порівняння загального об'єму добутого біогазу із біомаси без попередньої обробки та після обробки в полі кавітації. Результати такого порівняння представлені на рис. 4.15. Умовно за 100 % прийнято кількість біогазу, яка була добута після гідродинамічної кавітації (суспензія 3).

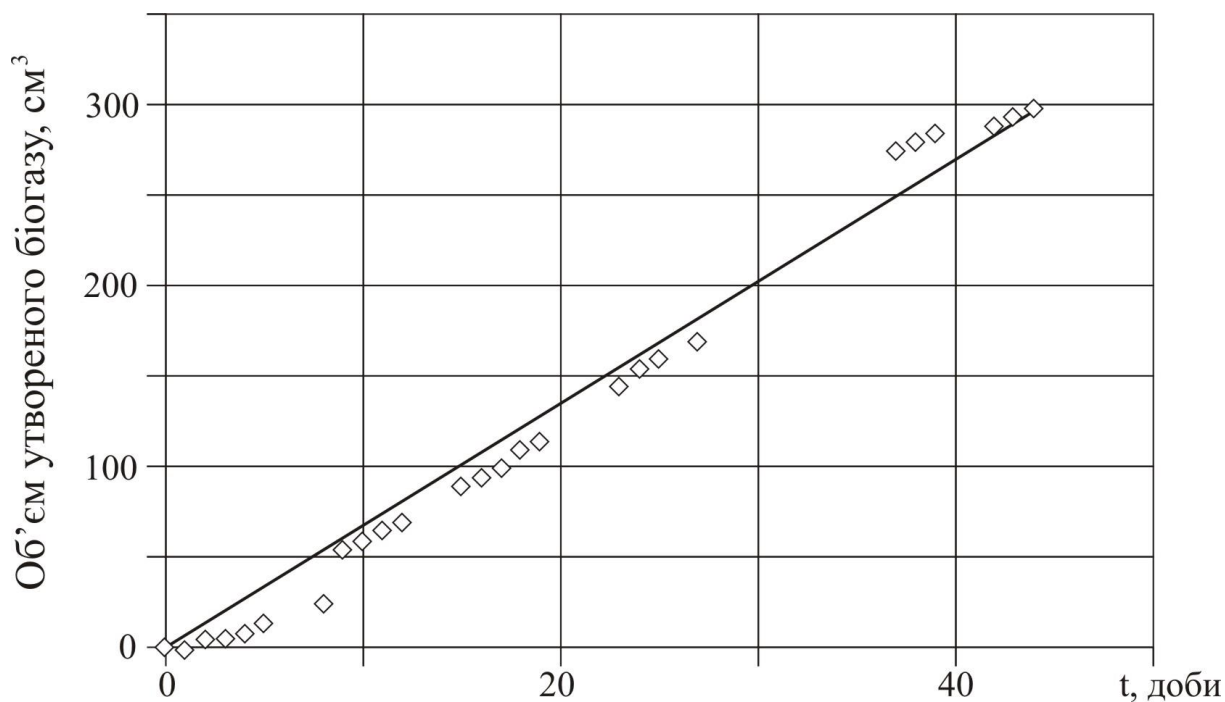


Рисунок 4.14 – Кінетика розкладу активного мулу в мезофільних умовах

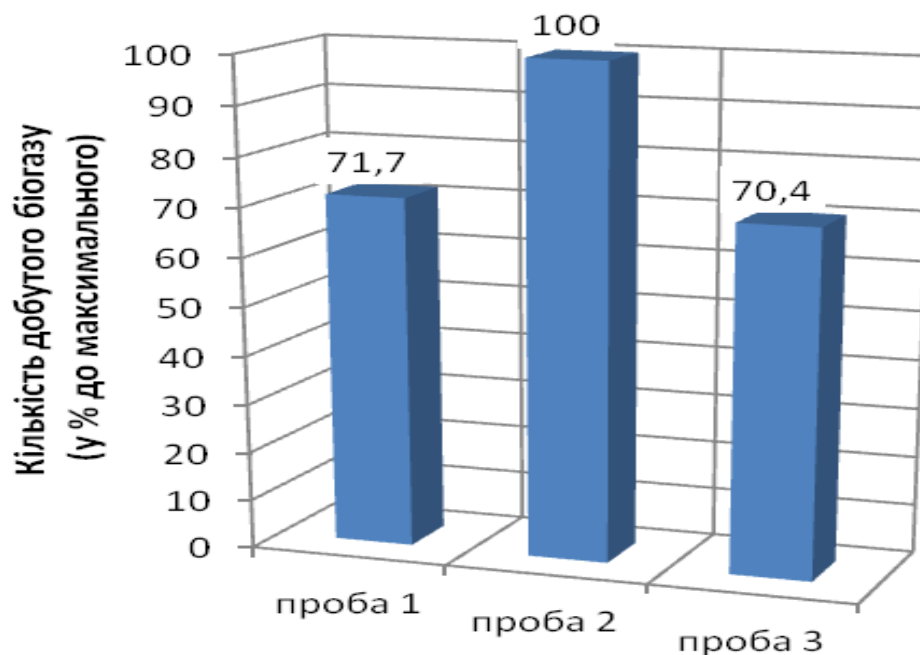


Рисунок 4.15 – Залежність кількості біогазу, добутого із водоростевої біомаси, від виду її попередньої обробки (номера проб відповідають суспензіям 2,3,4, що позначені у п. 2.3.2.2 дисертації) [258]

Аналіз рис. 4.15 показує, що попередня гідродинамічна кавітація дозволила збільшити кількість синтезованого із водоростевої біомаси біогазу

майже на 30 %. Тобто, як і у випадку отримання ліпідів із ціанобактерій, у випадку добування біогазу гідродинамічна кавітація виявилась найефективнішою. Отримані результати лягли в основу розроблення технології переробки ціанобактерій, яка захищена нами патентом України на корисну модель [260]. Відповідно до формули моделі запропонований спосіб відрізняється від існуючих тим, що біомасу перед використанням її для одержання біогазу додатково обробляють під дією гідродинамічної кавітації, після чого проводиться екстрагування ліпідів як сировини для виробництва біодизельного палива.

На нашу думку [151], ефективність застосування кавітації для впливу на біологічні об'єкти перш за все визначається метою процесу:

1) самостійний процес і в результаті досягається закінчений результат (інактивація мікроорганізмів, відмирання водоростей, зниження вмісту БСК та ХСК);

2) процес підготовки біологічних об'єктів для подальшої реалізації певних технологій (екстрагування цільових продуктів, реалізація біохімічних процесів).

У першому випадку необхідно досягти певних конкретних результатів щодо нормованих показників фізико-хімічного стану середовища (наприклад, залишкової кількості мікроорганізмів, вмісту органічних забруднювачів і т. п.). Ми вважаємо (і це підтверджується іншими дослідниками, наприклад [261]), що такого ефекту досягнути не завжди можливо, це залежить від низки чинників, в тому числі і таких, які не піддаються зовнішньому регулюванню. Це приводить до обмеження у використанні кавітаційної обробки як самостійного процесу очищення рідинних середовищ.

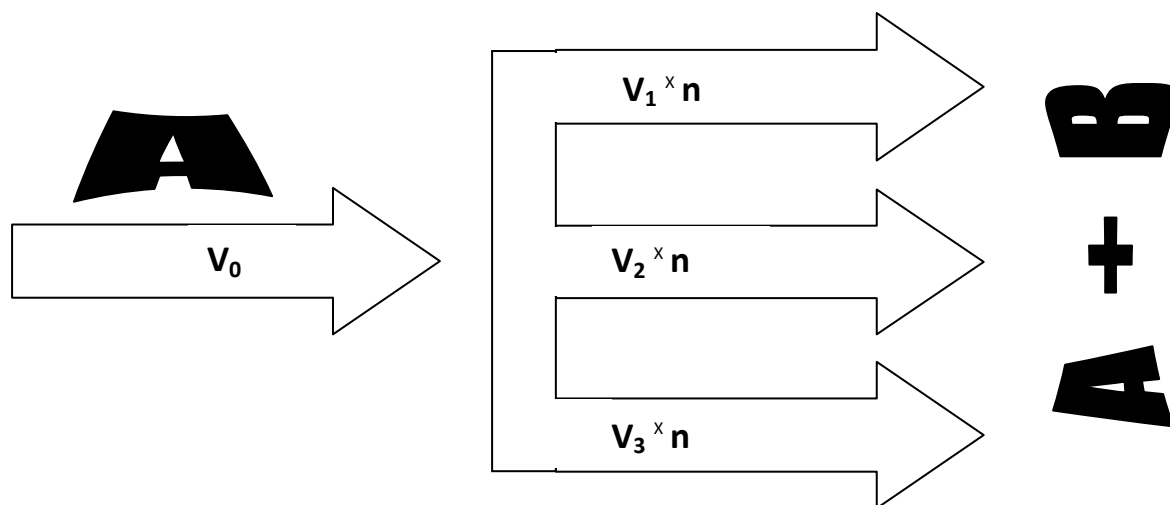
Про перспективність другого напрямку свідчать наведені вище результати наших досліджень. Ефективність визначається конкретною технологією, яка застосовується після кавітаційної підготовки:

- при екстрагуванні ліпідів внаслідок розкритих під впливом кавітації нових поверхонь масообміну ефект значний,

- у випадку біохімічного процесу синтезу біогазу, який має значну протяжність в часі, ефект менший, але також важливий для збільшення об'єму добутого біогазу.

Тому у кожному конкретному випадку умови кавітаційної обробки (протяжність у часі, конструкція кавітатора, кількість дисипованої енергії) визначається ефектом, досягнутим в процесі реалізації наступної технологічної стадії.

4.2.2. Кінетична схема та математична модель біохімічних перетворень у процесі отримання енергоносіїв. У підрозділі 3.7 дисертації було встановлено, що попередня підготовка біомаси мікродоростей методом подрібнення та делігніфікації дозволяє підвищити ефективність утворення енергоносіїв (зокрема, біогазу). Виходячи із позицій аналізу ланцюгових реакцій методами фізичної хімії кінетика утворення біогазу із синьо-зелених водоростей може бути представлена у такому вигляді (рис.4.16):



V_0 – об'ємна швидкість зародження активних центрів А; n – концентрація активних центрів; В – накопичуваний продукт; V_1, V_2 та V_3 – константи швидкостей продовження, обриву та розгалуження процесу, відповідно

Рисунок 4.16 – Кінетична схема біохімічних перетворень в процесі утворенні біогазу [258]

Проаналізуємо наведену схему біохімічних перетворень (рис. 4.16). Величина V_1 залежить від концентрації компонентів у суміші, яка піддається

зброджуванню. $V_{1 \times n}$ фактично є швидкістю накопичення продукту В (тобто швидкістю ланцюгового процесу), $V_{2 \times n}$ – визначає швидкість обриву ланцюгового процесу, $V_{3 \times n}$ є швидкістю стадії розгалуження процесу.

Диференціальне рівняння, що описує зміну концентрації активних центрів А у часі згідно схеми (рис. 4.16) має вигляд [258]:

$$\frac{dn}{dt} = V_0 + (V_1 + aV_3) \times n - (V_1 + V_2 + V_3) \times n, \quad (4.9)$$

де a – стехіометричний коефіцієнт, $a \geq 2$.

Введемо поняття константи наростання активних центрів:

$$\varphi = r - s, \quad (4.10)$$

де r та S – константи швидкості реакцій, що призводять до регенерації (r) та реагування (S) активних центрів:

$$r = V_1 + aV_3; \quad S = V_1 + V_2 + V_3, \quad (4.11)$$

Із урахуванням (4.11) рівняння (4.9) приймає вигляд:

$$\frac{dr}{dt} = V_0 + \varphi \times n, \quad (4.12)$$

Після інтегрування від 0 до n та низки нескладних перетворень маємо:

$$n = \frac{V_0}{\varphi} [\exp(\varphi \times t) - 1], \quad (4.13)$$

Позначимо вихід біогазу в системі як V_{bio} (кг/м³). Зробимо припущення, що він прямо пропорційний концентрації активних центрів біохімічних реакцій:

$$V_{bio} = \varepsilon \times n, \quad (4.14)$$

де ε – константа.

Після підстановки (4.12) до (4.13) маємо:

$$V_{bio} = \Psi \times \phi(t), \quad (4.15)$$

де введено позначення:

$$\Psi = \frac{\varepsilon \times V_0}{\varphi}; \quad - \text{ комплексна кінетична константа синтезу біогазу,} \quad (4.16)$$

$$\phi(t) = \exp(\varphi \times t) - 1. \quad (4.17)$$

Результати аналізу виразів (4.15) та (4.16) показують, що швидкість біохімічних перетворень та вихід біогазу у проміжок часу, що не перевищує значення φ^{-1} , наростають повільно, а коли час стає більше значення φ^{-1} – аналізовані параметри наростають за експоненціальним законом, досягаючи максимальних величин, до повного вичерпання сировини у формі, доступній для біохімічних перетворень. Проміжок часу до $t_\varphi = 1/\varphi$ від початку біохімічних перетворень будемо називати періодом індукції.

Таким чином, ланцюговий процес біохімічних перетворень характерних для отримання біогазу із мікрободоростей включає 3 періоди :

- 1 – індукції активних центрів біохімічних реакцій;
- 2 – розвинуток процесу біохімічних перетворень;
- 3 – закінчення процесу біохімічних перетворень внаслідок повного вичерпання сировини у формі, доступній для біохімічних перетворень.

4.2.3. Встановлення кінетичних параметрів процесу генерації біогазу за результатами верифікації експериментальних та розрахункових даних. Визначення кінетичних параметрів проводимо наступним чином. До кривих, що наведені на рис. 4.13, проведемо дотичні. Результати наведені на рис.4.17.

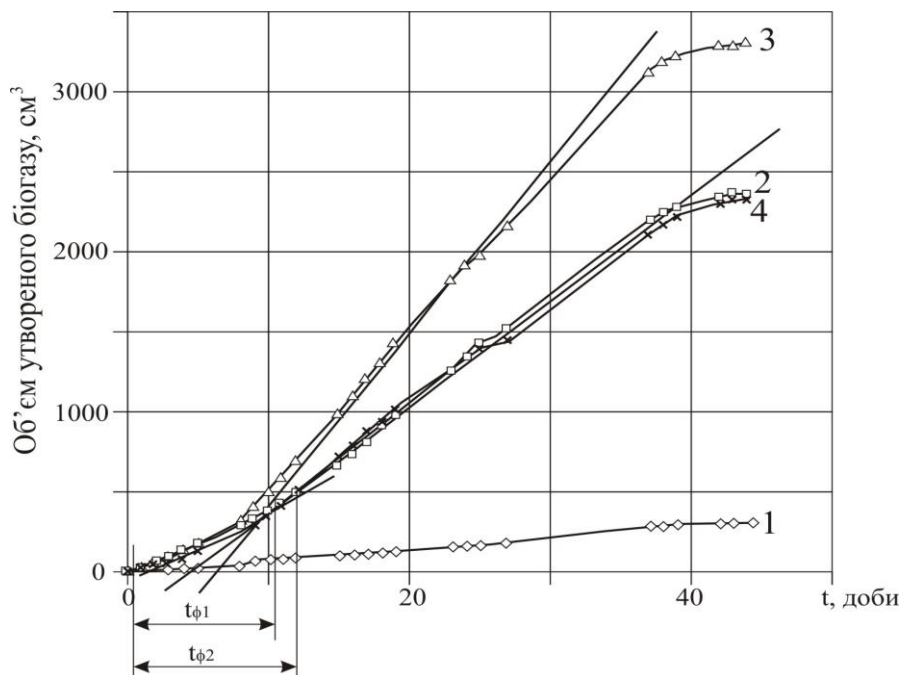


Рисунок 4.17 – Криві для визначення кінетичних констант процесу генерації біогазу із водоростевої біомаси [258]

На рис.4.17 чітко видно визначені у попередньому параграфі дисертації три періоди біохімічних перетворень. Координата переходу кінетики із першого до другого періоду визначається точкою перетину дотичних до відрізків кінетичних кривих вказаних періодів. Із рис. 4.17 визначаємо значення $t_{\phi 1} = 10,9$ діб для досліджуваного процесу утворення біогазу в біомасі СЗВ при обробці в полі гідродинамічної кавітації та $t_{\phi 2} = 12$ діб (без обробки та оброблених ультразвуком).

Із використанням встановлених значень t_{ϕ} нами [258] проведена верифікація розробленої математичної моделі (рівняння 4.17) реальному процесу. Дослідження проведені для процесу біологічного розкладу суспензії, яка перебувала в полі гідродинамічної кавітації (перший масив) і для об'єднаного масиву без обробки і з обробкою в полі акустичної кавітації,

кінетичні криві для яких практично ідентичні (другий масив). Використовувалися дані, які відповідають розвинутому процесу біохімічних перетворень. Для аналізованих залежностей це відповідало 19 дню досліджень. Встановлено, що залежність між V_{bio} та $\phi(t)$ для обох досліджуваних масивів описується лінійною залежністю. Коефіцієнти детермінації, що встановлені із використанням програми Microsoft Excel, приймають достатньо високі значення (0,9958 та 0,9954).

Лінійний характер отриманих залежностей дозволяє констатувати коректність розробленої математичної моделі та дає можливість визначити значення комплексних кінетичних констант синтезу біогазу, значення яких для досліджуваних масивів даних склали: $\Psi_1 = 316,25 \text{ см}^3$ – для біомаси СЗВ, оброблених в полі гідродинамічної кавітації, $\Psi_2 = 263,95 \text{ см}^3$ – для об'єднаного масиву проб (без обробки і з обробкою у полі акустичної кавітації).

Отримані результати можуть бути використані для розрахунків реальних процесів.

4.2.4. Обґрунтування можливості використання відходів процесу вилучення енергоносіїв в аграрній сфері. Достатньо важливим параметром відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату є інгредієнтний склад, що визначає можливість використання в аграрній сфері. Зокрема, якщо прогнозувати його застосування як органічного добрива, доцільно визначити степінь збалансованості у ньому макроелементів, необхідних для живлення рослин, та мікроелементний склад. Дисертантом разом із фахівцями Лабораторії агрохімічних, токсиколого-радіологічних досліджень екологічної безпеки ґрунтів та якості продукції Львівської філії «Інституту охорони ґрунтів України» проведено визначення якісних показників (лютий, 2018 р.) відпрацьованої після вилучення біогазу біомаси СЗВ, вилучених із Кременчуцького водосховища. Дослідження проведені на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L згідно із методикою, викладеною у п. 2.3.2.3 дисертації. Результати наведені у таблиці 4.4. Вміст основних компонентів біомаси перераховано і порівняно із лімітованим

вмістом важких металів та небезпечних сполук у сировині для виробництва добрив, які визначаються діючими в Україні ТУ У 24.1-14005076-065-2003 «Закордонні фосфорити» [262]. Порівняння приведено в таблиці 4.5.

Таблиця 4.4 – Компонентний склад відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату

Компонент біомаси	Масова частка, %	Компонент біомаси	Масова частка, %	Компонент біомаси	Масова частка, %
Si	4,432±0,086	Mn	1,139±0,017	Br	0,053±0,002
P	7,160±0,131	Fe	1,492±0,015	Sr	0,029±0,002
S	11,713±0,101	Ni	0,023±0,002	Zr	0,004±0,002
Cl	8,461 ±0,079	Cu	0,006±0,001	Pd	0,008±0,002
K	20,197±0,060	Zn	0,024±0,001	Sb	0,025±0,004
Ca	45,131±0,112	As	0,016±0,002	Ti	0,081±0,019

Таблиця 4.5 – Встановлення відповідності складу відпрацьованого у процесі вилучення біогазу субстрату вимогам ТУ У 24.1-14005076-065-2003

№ з/п	Вимоги ТУ У 24.1-14005076-065-200			Вміст у біомасі	
	Назва показників і одиниця вимірювання	Норма для марок			
1.	Масова частка кадмію, мг/кг, не більше	8	8	8	Не знайдено
2.	Масова частка свинцю, мг/кг, не більше	5	5	5	Не знайдено
3.	Масова частка арсену, мг/кг, не більше	2	2	2	Не знайдено

На основі аналізу табл. 4.5 можна зробити висновок, що жодного із елементів, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований (кадмій, свинець та арсен) в висушеній відпрацьованій біомасі СЗВ не знайдено.

Згідно табл. 4.4 спостерігається максимальний вміст кальцію та сірки

(олігоелементів, необхідних для збалансованого живлення рослин), вміст яких в складі добрив є доцільним. Вміст фосфору та калію (основних елементів живлення рослин) визначено на рівні кращих сортів мінеральних добрив. Досить значним є вміст хлору, але він входить у вигляді хлоридів в калійні добрива. Його вміст в органічному добриві із відпрацьованої біомаси є допустимим. В аналізованому субстраті також містить такі мікроелементи як залізо та марганець, які необхідні для забезпечення збалансованого розвитку рослин.

Основною перевагою біодобрив над традиційними добривами є доступність та збалансованість всіх елементів живлення, високий рівень гуміфікації органічної речовини. Остання слугує енергетичним матеріалом для ґрунтових мікроорганізмів, відбувається активізація азотофіксуючих та інших мікробіологічних процесів. Зазначене обумовлює позитивний вплив на родючість та поліпшення фізико-механічних властивостей ґрунту. Використання біодобрив дозволяє знизити обсяги використання хімічних добрив, які справляють негативний вплив на якість та родючість ґрунтів.

Слід відзначити, що авторами [254, 263] проведені натурні експерименти щодо субстрату, аналогічного вище зазначеному, на прикладі вивчення динаміки проростання насіння пшениці та гороху із використанням субстрату в різних розведеннях (1:10, 1:50, 1:100, 1:200, 1:500 і 1:1000) за кімнатної температури та рН=6,0. Визначались рівні токсичності різних концентрацій субстрату методом біотестування, описаним у підрозділі 2.3.1 дисертації. Як тест-об'єкт використано *Daphnia magna* Straus. Результати наведено на рис. 4.18

Наведені результати в подальшому підтвержені дослідженнями науковців [264].

Резюмуючи, констатуємо, що обґрунтована можливість використання відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату як органічного добрива, а у випадку комбінування із добавками та мінералами – як мінерально-органічного добрива.

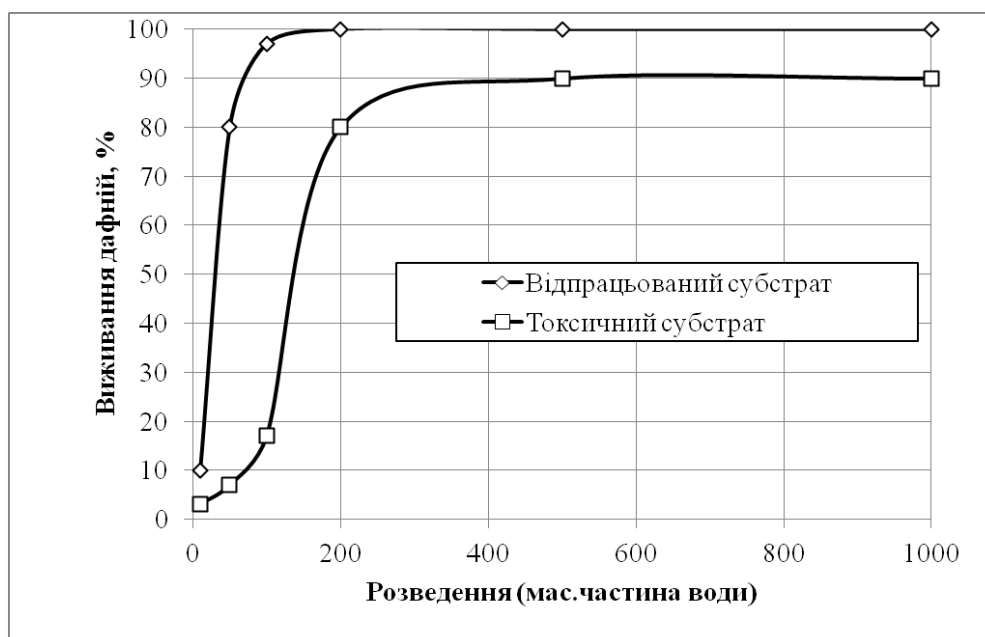


Рисунок 4.18 – Результати біотестування субстратів до і після переробки [257]

4.3 Розробка сорбентів для попередження забруднення рідинних та газових середовищ

4.3.1. Наукове обґрунтування полістадійного способу отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу. Для очищення різних середовищ зазвичай використовують активоване вугілля, мінеральні та синтетичні сорбенти. Результати аналізу застосування природних мінеральних сорбентів викладено у нашій роботі [265], де зокрема проаналізовано використання палигорськіту та клиноптилоліту для виробництва органо-мінерального добрива, також внесення до цих дисперсних сорбентів аграрних відходів (курячого посліду). Слід відзначити, що широкому застосуванню більшості сорбентів, наприклад активованого вугілля, перешкоджає їх висока вартість.

Нами проведено дослідження щодо одержання сорбентів низької собівартості на основі модифікування відходів агропромислового комплексу [266]: гречаного та вівсяного лушпиння, стручків гороху та квасолі, створок ріпака, качанів кукурудзи. Перспективність їх застосування [267] обумовлена тим, що основними хімічними компонентами є целюлоза, лігнін, геміцелюлоза та екстрактивні речовини. Фіблярна будова целюлози та лігніну

характеризується досить розвиненою пористою структурою, яка здатна трансформуватись за умови впливу на частинки пластичної деформації у процесі одержання сорбенту. Детальне обґрунтування доцільності використання вказаних відходів наведено у підрозділі 2.2.1 дисертації. Сорбенти із цих відходів ми отримували з використанням методики, що викладена у підрозділі 2.4.1.

Нами запропоновано полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу, який включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію (для забезпечення однорідності гранулометричного складу) та стадію кавітації (для збільшення ступеня поризації). На кожен із нововведених стадій отримано патенти України на корисну модель.

На першій стадії рослинну сировину піддавали обробці за методикою, описаною у параграфі 2.4.1 дисертації. Як відмічалось у наших попередніх дослідженнях, поліпшення мікропористості структури сорбенту та його сорбційної здатності можливе за умови використання нанотехнологій, які забезпечують високу швидкість зародження кристалічної фази та незначну швидкість її зростання [268].

Другою стадією процесу одержання адсорбенту є модифікування отриманого на першій стадії продукту за умови сумісного помелу та механоактивації [269]. В процесі модифікації відбувається подрібнення та пластична деформація (отримано патент на корисну модель). Під впливом агрегації мікроструктурних кластерів у частинок речовини формується розвинена порова структура. Подрібнення матеріалів супроводжується розривом хімічних зв'язків, що зумовлює можливість подальшого утворення нових зв'язків, тобто протікання механохімічних реакцій. Механічна дія в процесі подрібнення є імпульсною; виникнення поля напруг і його подальша релаксація відбуваються не протягом всього часу перебування частинок у реакторі, а тільки у момент зіткнення частинок і у короткий час після нього.

Вивчення структури отриманих адсорбентів, а також дисперсності його частинок проводили за методиками, викладеними у підрозділі 2.4.2 дисертації.

Нами проведені багаточисельні експерименти із використанням зазначених вище видів відходів, результати яких показали достатньо близькі значення характерних параметрів для кожного виду сировини. Як приклад розглянемо наноструктурований сорбент, одержаний із лушпиння гречки [270]. Результати електронно-мікроскопічного дослідження (рис.4.19) дозволили констатувати збільшення ступеню поризації після застосування механохімічної активації: виявлено мікропори діаметром близько 0,5 нм, перехідні пори, розміром менше 5 нм та макропори, розмір яких коливається в інтервалі 20–50 нм.

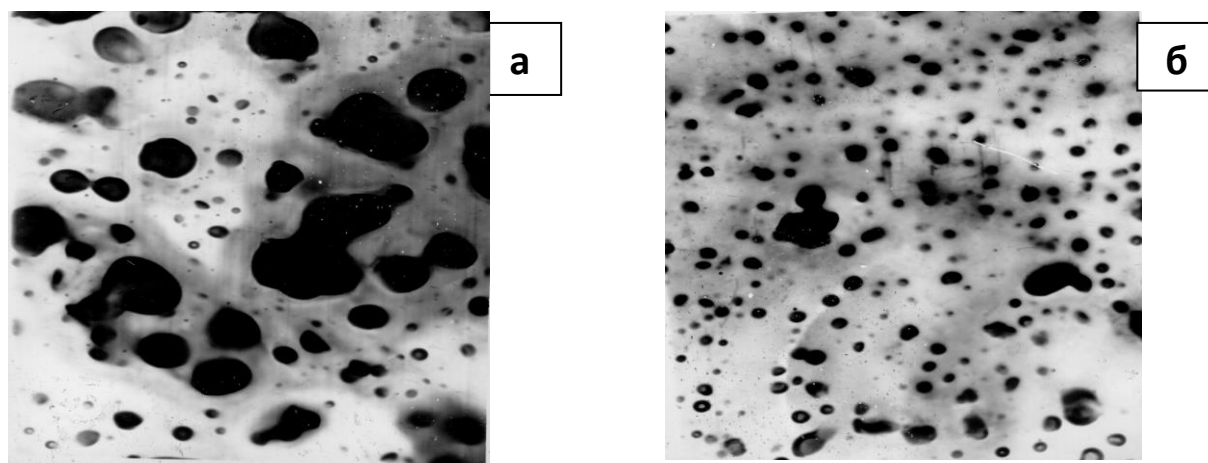


Рисунок 4.19 – Результати електронно-мікроскопічного дослідження адсорбенту на основі лушпиння гречки (збільшення 6700) на різних стадіях його одержання: а) подрібнення сировини та взаємодія із сульфатною кислотою; б) механохімічна активація

Проміжки між частинками в агрегатах утворюють систему каналів із характерним розміром 1–2 нм. Дисперсність механоактивованого адсорбенту складає 10 - 20 нм. Слід зазначити, що дисперсність продукту до застосування механоактивації складала 50–300 нм, а розмір пор варіював від 100 до 500 нм.

Механічну обробку адсорбенту здійснено на млині РМ–120, у якому багаторазово повторюються цикли подрібнення частинок сировини із одночасною дією на них деформацій зсуву. Подрібнений до фракції 0,05–1 мм механоактивованій адсорбент через розвантажувальну решітку із отворами різного діаметру потрапляє в приймальний бункер. Визначали частину відкритої порами поверхні адсорбенту, що слугувало критерієм ступеня його абсорбційної ємності (табл. 4.6).

Таблиця 4.6 – Результати експериментальних досліджень механоактивованого адсорбенту, виготовленого із лущиння гречки

Діаметр отворів розвантажувальної решітки, мм	Частина відкритої порами поверхні адсорбенту, %
3,0	28
2,5	32
2,0	36
1,5	40
1,0	44

Унаслідок зміни структури частинок адсорбенту, максимальні розміри яких перевищують 1 мм, під впливом пластичної деформації утворюється незначна кількість мікропор (табл.1), що обумовлює невисоке значення абсорбційної ємності. За умови розміру частинки менше 1 мм ускладнюється процес відділення відпрацьованого адсорбенту від очищеної рідини після реалізації процесу очищення рідинних середовищ. Тому для подальших досліджень адсорбенту для очищення стоків від забруднень був вибраний розмір 1 мм.

Шляхом експериментальних досліджень визначені основні характеристики механоактивованого адсорбенту (табл.4.7).

Таблиця 4.7 – Основні властивості адсорбенту, виготовленого на основі гречаного лушпиння із застосуванням механоактивації

Показник	Одиниці вимірювання	Значення показника
Насипна щільність	кг/ м ³	490
Вологість	%	2,0
Розмір мікропор	нм	0,5
Дисперсність	нм	10–20

Наведений аналіз результатів експериментальних досліджень свідчить про те, що отримання адсорбенту із відходів агропромислового комплексу способом помелу, суміщеного із механоактивацією, підвищує ступінь розкриття пор та, як наслідок, адсорбційну здатність адсорбенту.

Проте розглянутий процес не забезпечує необхідної однорідності гранулометричного складу адсорбенту. Крім того, ускладнюється переналадка устаткування у випадку переходу на інший склад вихідної сировини. Задачу вирішено у ході реалізації *третьої стадії* [272] одержання адсорбенту застосуванням до порошку, отриманого після механоактивації, електростатичної сепарації. Процес (отримано патент на корисну модель) реалізується наступним чином (рис. 4.20).

Із бункера 1 порошок сировини за допомогою шнекового дозатора 2 подається на ножовий млин безперервної дії 3, в якому багатократно повторюються цикли подрібнення частинок сировини із одночасною дією на них деформації зсуву. Подрібнений таким чином продукт надходить до проміжного бункера-дозатора 4, потім – на барабан електростатичного сепаратора 5, де електростатичне поле утримує на поверхні барабану частинки 6 обраного гранулометричного складу, які, за допомогою скрапера 7 потрапляють до бункера-збірника 8.

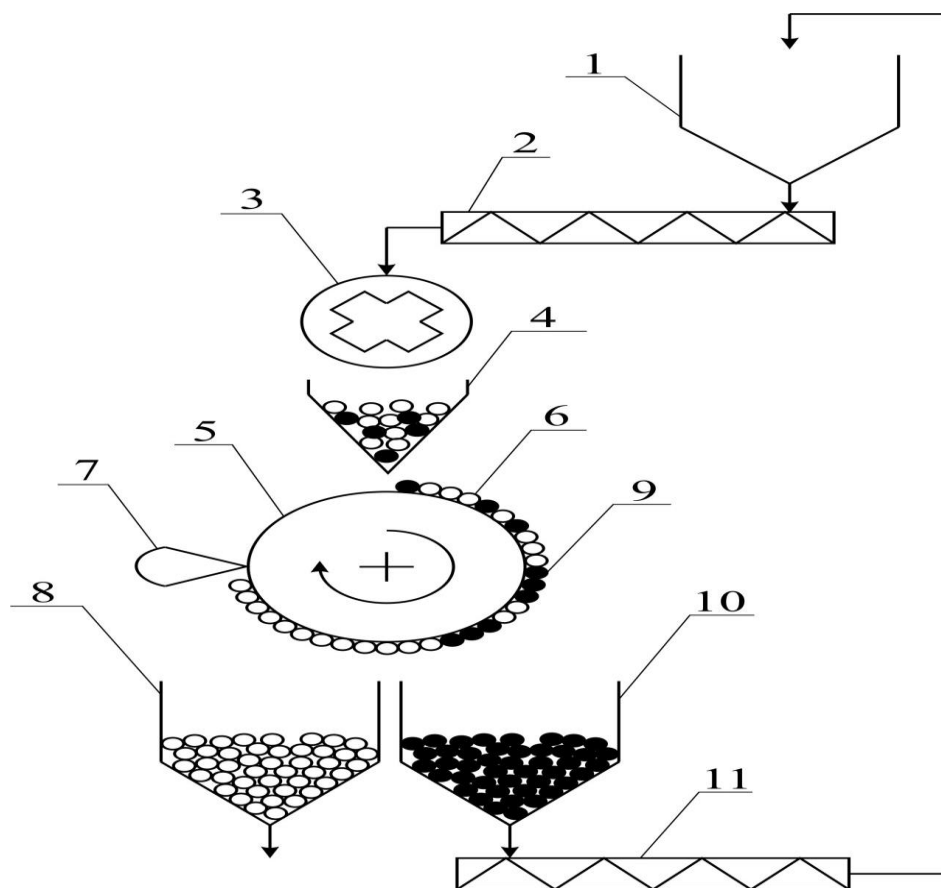


Рисунок 4.20 –Блок-схема удосконаленого способу отримання адсорбенту із застосуванням електростатичної сепарації

Частинки продукту 9, які не відповідають заданому рівню сепарації, збираються у проміжному бункері 10, а звідки шнеком 11 подаються до бункера 1 для повторної механоактивації. Технологічний процес повторюється до отримання адсорбенту з заданим однорідним гранулометричним складом.

Рівень сепарації встановлюється в залежності від типу вихідної сировини за результатами заздалегідь проведених досліджень структури адсорбенту.

З метою забезпечення максимальної адсорбційної ємності реалізовано четверту стадію приготування адсорбенту [272], (отримано патент на корисну модель) – включення стадії кавітації, яку здійснювали із використанням трилопатевої крильчатки клиновидного профілю із гострою передньою та тупою задньою кромками, частота обертів робочого колеса складала 4000 об/хв. У процесі обраного нами способу кавітації утворюються зони високого та

низького тиску, які і руйнують поверхню продукту, збільшуючи його пористість у кількісному та якісному відношенні. Для оцінки впливу кавітаційної обробки проводились дослідження на експериментальному стенді (рис. 4.21).



Рисунок 4.21 – Установка для проведення гідродинамічної кавітації у процесі отримання адсорбенту

Готували суспензію відходу агропромислового комплексу, обробленого у ході попередніх етапів, концентрація сухої речовини у якій складала 20 г/дм^3 . Суспензію із саме такою концентрацією зручно в подальшому вводити у забруднене рідинне середовище, яке потребує очищення. У робочу ємність кавітатора заливали 1 дм^3 суспензії адсорбенту.

Із продукту, обробленого у ротаційному кавітаторі-мішалці, час роботи якого варіювався, відбирали пробу. Її аналізували на електронному мікроскопі, результати наведено на рис. 4.22.

Встановлено, що оптимальним часом обробки продукту в полі кавітації є 10 хв. За час обробки, що не перевищує 10 хвилин, не в повній мірі відбувається розкриття поверхні адсорбенту.

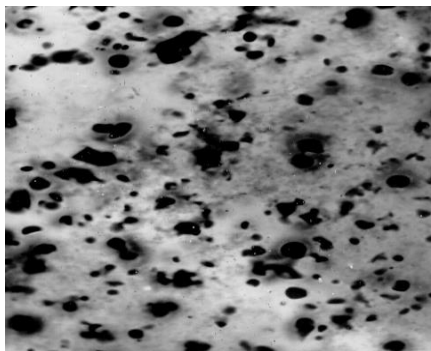


Рисунок 4.22 – Мікрознімок поверхні зразків адсорбенту на електронному мікроскопі після додаткової обробки його у полі кавітації. Збільшення - 6,7 тис.

Результати електронно-мікроскопічного дослідження (рис. 4.22) показали, що частинки одержаного адсорбенту відрізняються за розміром та формою, виявлено мікропори із середнім розміром 0,5-5,0 нм та макропори (розмір 5-20 нм), дисперсність сорбенту складала 10 нм. Порівнюючи наведені результати з даними, які наведені вище, відмічаємо, що має місце підвищення ступеню розкриття пористості. Це обумовлює збільшення адсорбційної здатності адсорбенту. До того ж, застосування відходів агропромислового комплекс для отримання адсорбенту здешевлює технологічний процес (у порівнянні з використанням природної сировини) та підвищує ефективність способу в цілому.

4.3.2. Експериментальне підтвердження доцільності застосування одержаних адсорбентів для поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля. Нами проведено серію експериментів для визначення сорбційної здатності отриманих адсорбентів. Нижче наведені результати застосування останніх для вилучення забруднюючих речовин із водних середовищ. Це в першу чергу стосується очищення стічних вод від жирів, фенолів, нафтопродуктів та іонів важких металів. Для цього використані методики, що викладені у підрозділі 2.4.4 дисертації.

Як приклад розглянемо очищення жиромісчуючих промивних вод із рафінаційних цехів підприємств, які виготовляють олію. Зазвичай першою стадією очищення води, що містить жири, є пропускання її крізь жировловлювачі, за допомогою яких видаляються крупні краплі жиру. Більш

глибоке очищення досягається за умови застосування методу флотації – вдається видалити до 75% жироподібних речовин. Для подальшого очищення ми застосовували адсорбент, отриманий модифікуванням відходів квасолі, для досліджень використані модельні стічні води із концентрацією жиру 0,2 г/дм³ [273], результати наведено на рис. 4.23.

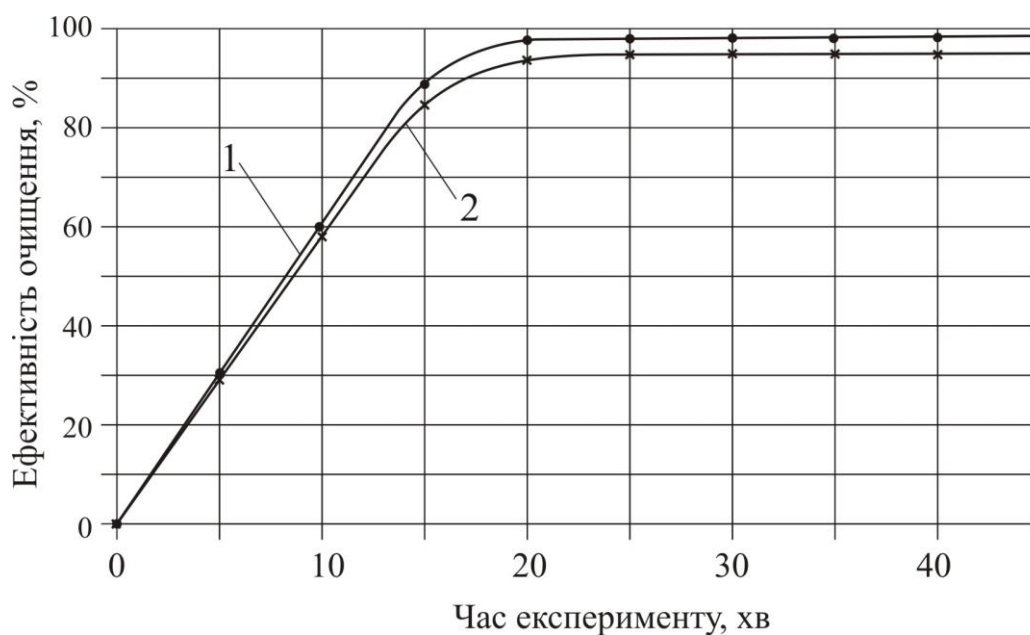


Рисунок 4.23 – Результати застосування адсорбентів для очищення жиромістучих вод: 1 – розроблений адсорбент на основі аграрних відходів (стручків квасолі); 2 – еталонний адсорбент

Аналізуючи рис. 4.24 відмічаємо, що величина ступеня очищення монотонно зростає з часом, досягаючи насичення (98,5%) через 20 хвилин. Для порівняння аналогічний експеримент проведено з еталонним адсорбентом (активованим вугіллям); – на рис 4.2 спостерігається якісно подібна залежність від часу, але максимальне поглинання сягає лише 97%. Це підтверджує доцільності застосування запропонованого нами адсорбенту для очищення жирозабруднених промивних вод.

Розглянемо стічні води, що містять фенол та його похідні. Їх заборонено безпосередньо скидати у каналізацію або поверхневі водойми, тому вони потребують проведення спеціального очищення. З цією метою широко

використовують адсорбенти різної хімічної структури та механізму дії, але більшість із них мають недосконалі способи регенерації та високу вартість. Ми використовували адсорбент на основі вівсяного лушпиння та порівнювали його дію із результатами використання глини, силікагелю та активованого вугілля. Кількісно фенол визначали фотоколориметричним методом на КФК-2М. Результати експериментів вказують на те, що одержаний нами адсорбент має адсорбційну ємність вищу, ніж природні адсорбенти та активоване вугілля (рис. 4.24).

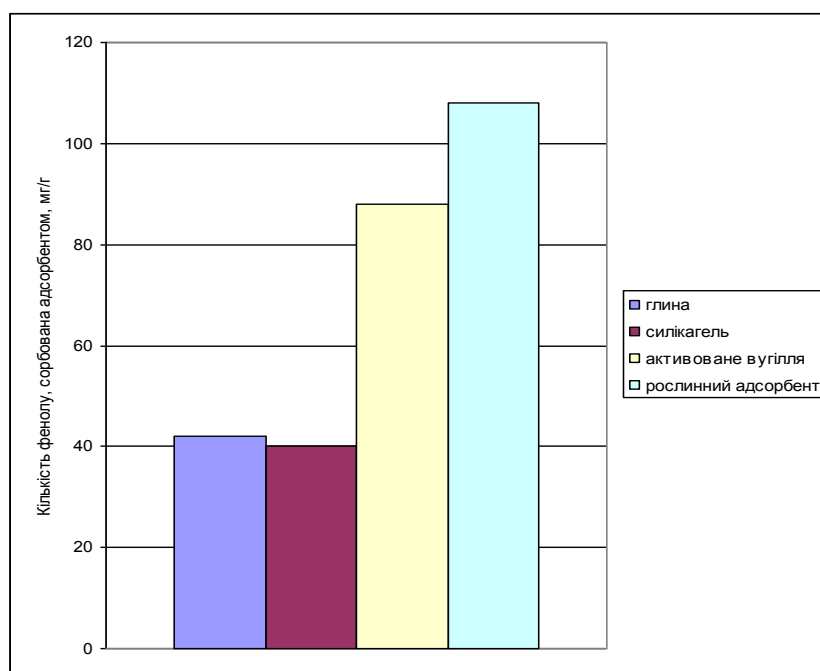


Рисунок 4.24 – Результати поглинання фенолу різними сорбентами

Дослідження ефективності очищення стічних вод від нафтопродуктів пропонованими адсорбентами нами проведено на прикладі технологічного мастила. Модельні стічні води мали концентрацією мастила 200 г/м^3 [274]. Використано сорбент на основі гречаного лушпиння різного гранулометричного складу. Результати наведені на рис. 4.26.

Аналізуючи рис. 4.25 відмічаємо, що зменшення гранулометричного складу адсорбенту призводить до покращення очисних характеристик. Ми вважаємо за доцільне використовувати в реальних схемах очищення фракцію

0,1 – 1 мм, оскільки достатньо складно відділити дрібнодисперсну фракцію сорбенту.

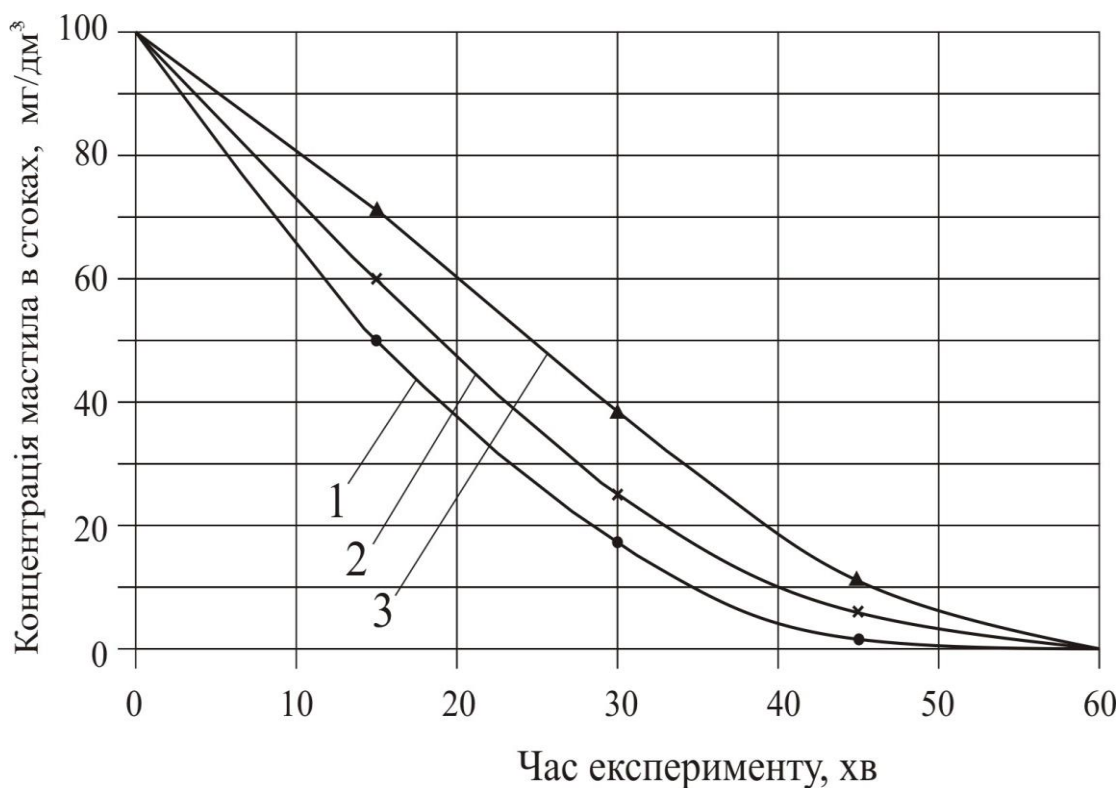


Рисунок 4.25 – Динаміка зміни у часі концентрації технологічного мастила у забрудненій воді при застосуванні адсорбенту різного гранулометричного складу: 1 – 0,03–0,01 мм; 2 – 0,1–1 мм; 3 – більше 1 мм

Нами досліджено ефективність очищення стічних вод від іонів важких металів адсорбентом, одержаним із гречаного лушпиння [270]. Для проведення експериментів приготовлені модельні води з концентрацією (г/м³): заліза – 15, цинку – 10. На рис. 4.26 та 4.27 наведено результати сорбції.

Аналізуючи залежності на рис. 4.28 та 4.29, відмічаємо, що в обох випадках за умов проведення адсорбції в умовах лужного середовища (рН=9) спостерігається максимальна адсорбційна ємність. Це відбувається за рахунок утворення гідроксидів, які залишаються в порах адсорбенту і не потребують спеціального осадження.

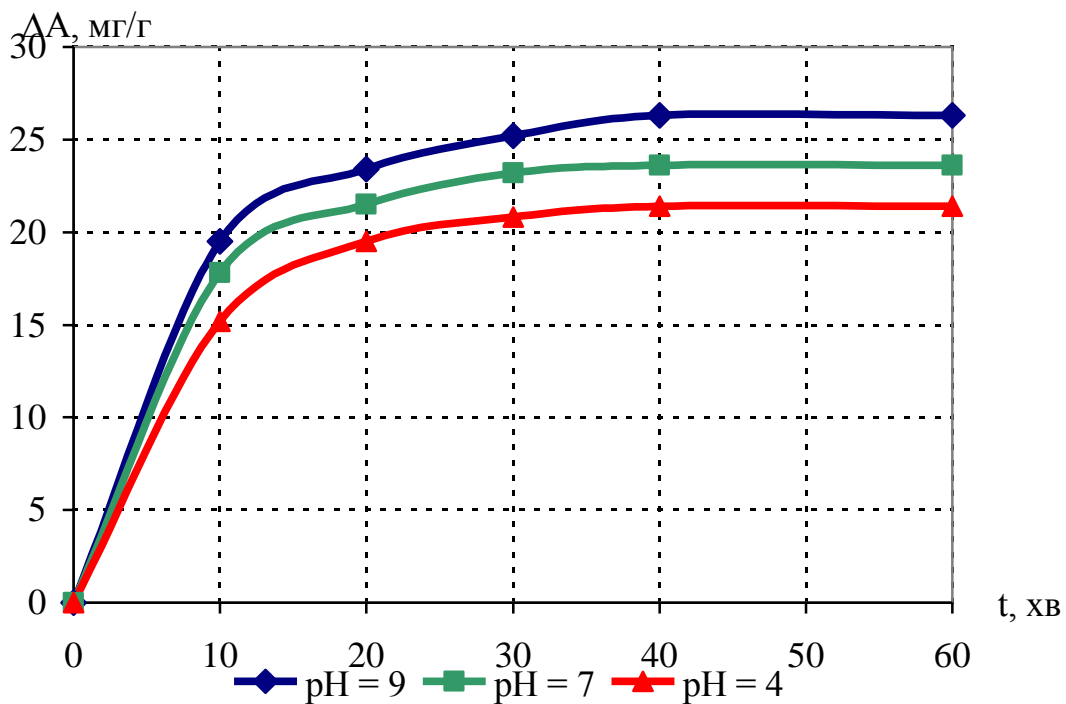


Рисунок 4.26 – Залежність величини адсорбції іонів заліза із модельної стічної води від тривалості експерименту при різній кислотності середовища

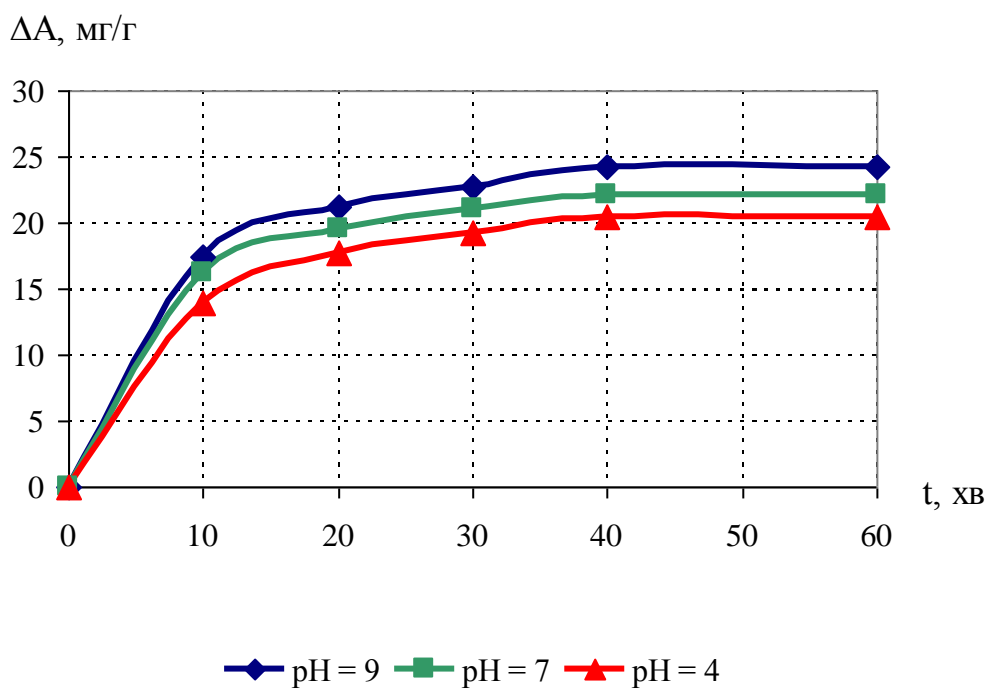


Рисунок 4.27 – Залежність величини адсорбції іонів цинку із модельної стічної води від тривалості експерименту при різній кислотності середовища

Для порівняння ми досліджували застосування активованого вугілля марки СКТ. Результати наведено на рис. 4.28.

Порівняльні дані із сорбційними властивостями адсорбентів на основі активованого вугілля та гречаного лушпиння вказують (рис. 4.29) на доцільність застосування останнього.

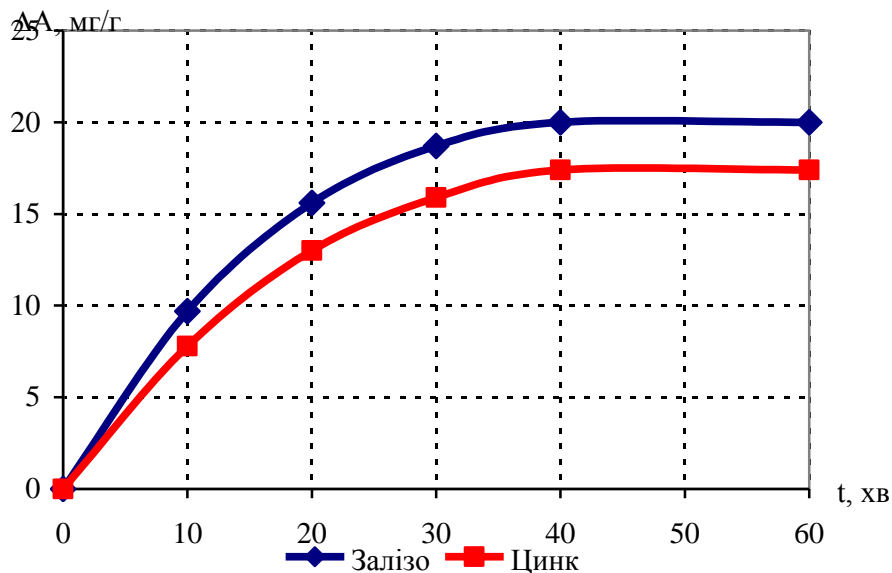


Рисунок 4.28 – Сорбція іонів заліза та цинку активованим вугіллям

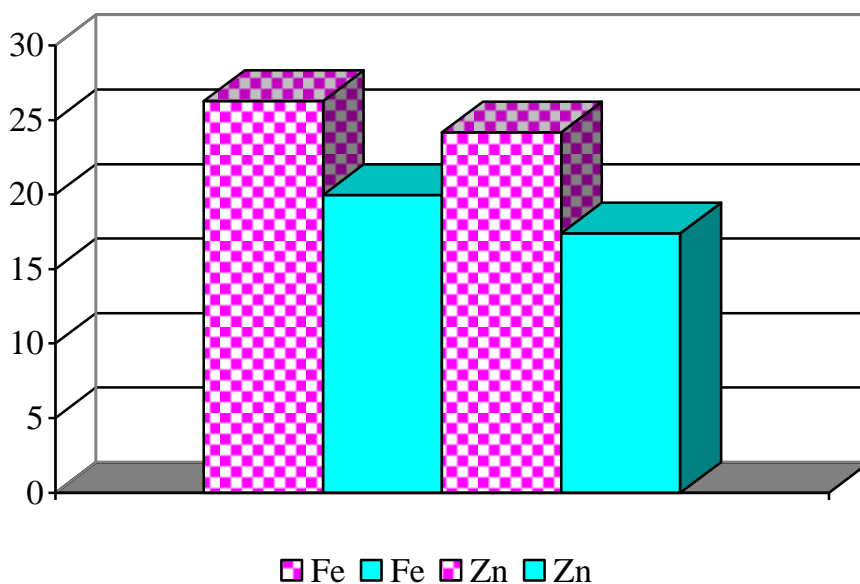


Рисунок 4.29 – Максимальні значення адсорбції адсорбенту на основі гречаного лушпиння (=) та активованого вугілля (≡)

Із використанням вище наведених експериментальних даних побудована кінетична крива адсорбції іонів заліза (рис. 4.30)

Для системи стічна вода – адсорбент експериментальні точки в інтервалі $t^{1/2} = 0 - 7$ апроксимуємо прямою (рис. 4.30), яка не проходить через початок координат, а відсікає на осі ординат відрізок γ_0 , що відповідає адсорбції на зовнішній поверхні. На підставі викладеного можна виділити адсорбцію іонів важких металів на зовнішній поверхні і усередині пористого прошарку адсорбенту.

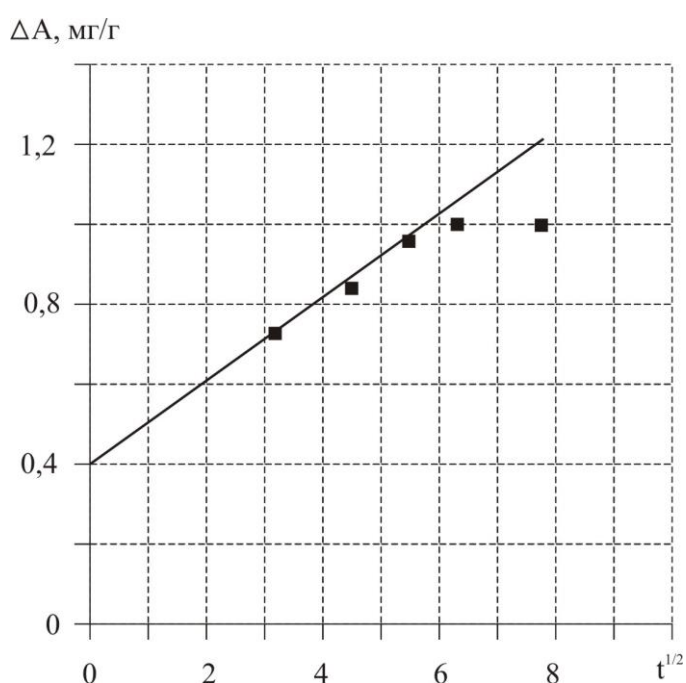


Рисунок 4.30 – Залежність величини відносної адсорбції від $t^{1/2}$ при рН=9

Розглянемо математичну модель кінетики адсорбції. Сорбція складається із двох протилежних процесів: прямого та зворотного. Швидкість прямого процесу v_1 визначається закріпленням молекул на поверхні, а зворотного v_2 – видаленням молекул із поверхні. Перша із них пропорційна числу зіткнень молекул із одиницею поверхні адсорбенту, відносній площі вільної поверхні $(1 - \theta)$ та питомій кількості α молекул, здатних до закріплення на поверхні. Швидкість зворотного процесу (десорбції) пропорційна числу видалених

молекул із одиниці площі насиченої поверхні та ступеню заповнення поверхні θ . В результаті швидкість адсорбції виразиться рівнянням:

$$\frac{v_0 d\theta}{dt} = v_1 - v_2 = \alpha v_1 (1 - \theta) - v_2 \theta. \quad (4.18)$$

Після виконання відповідних перетворень з введенням константи швидкості сорбції

$$-k_c = \frac{\alpha v_1 + v_2}{v_0}, \quad (4.19)$$

де v_0 – число центрів сорбції на одиниці поверхні, маємо:

$$\theta = \theta_p (1 - e^{-k_c t}) \text{ або } A = A_p (1 - e^{-k_c t}). \quad (4.20)$$

Отримане рівняння описує кінетику адсорбції.

Із використанням програми Mathcad знайдено значення величини A у часовому інтервалі проведення експерименту. Експериментальні та за розрахункові дані для іонів заліза та цинку зведемо до табл. 4.8 та 4.9.

Таблиця 4.8 – Значення показника сорбції іонів заліза при різних значеннях кислотності середовища

Час, хв.	рН=4		рН=7		рН=9	
	Експе- римет	Розра- хунок	Експе- римет	Розра- хунок	Експе- римет	Розра- хунок
10	15,2	17,6	17,7	19,4	19,5	21,6
20	19,5	20,7	21,5	22,8	23,4	25,5
30	20,8	21,3	23,2	23,5	25,2	26,2
40	21,4	21,4	23,6	23,6	26,3	26,3
60	21,4	21,4	23,6	23,6	26,3	26,3

Таблиця 4.9 – Значення показника сорбції іонів цинку при різних значеннях кислотності середовища

Час, хв.	рН=4		рН=7		рН=9	
	Експе- римет	Розра- хунок	Експе- римет	Розра- хунок	Експе- римет	Розра- хунок
10	14	16,8	16,2	18,1	18	19,9
20	17,7	19,8	19,5	21,4	20,7	23,4
30	19,2	20,4	21	22	22,5	24,1
40	20,5	20,5	22,1	22,1	24,2	24,2
60	20,5	20,5	22,1	22,1	24,2	24,2

Відмічаємо, що після сорокової хвилини дослідження експериментальні значення мало відрізняються від розрахованих.

Отримані результати свідчать про доцільність застосування отриманого сорбенту в процесі очищення забруднених водних середовищ від іонів важких металів. Відпрацьовані адсорбенти доцільно використовувати як паливо в енергетичних установках.

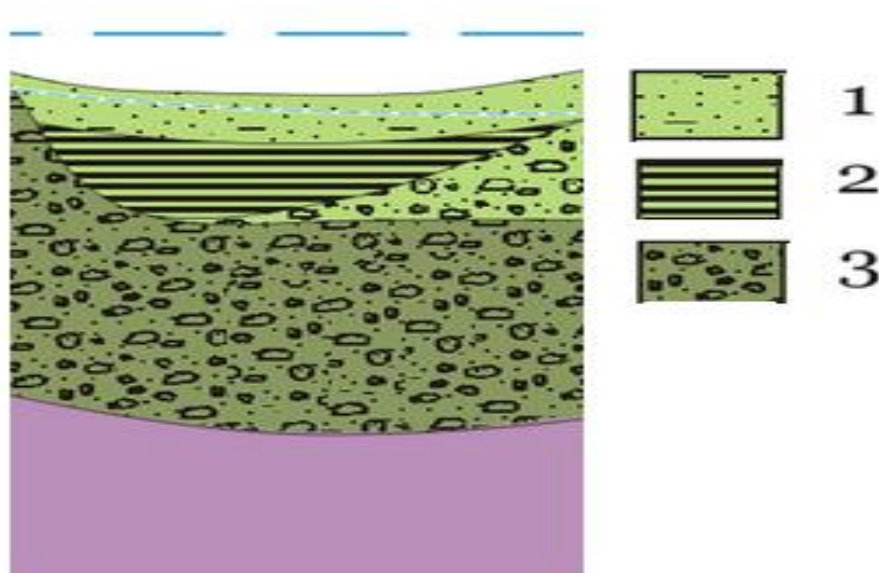
4.3.3. Знешкодження нафтовмісних твердих донних відкладень.

Технології переробки нафти та транспортування нафтопродуктів передбачають функціонування технологічних ставків (випарників та накопичувачів). Прояви екологічної небезпеки полягають в забрудненні атмосферного повітря (у наслідок випаровування вуглеводнів зі ставків), проникненні шкідливих речовин у ґрунт та підземні водоносні горизонти.

Нами [164] встановлено, що внаслідок фільтраційних втрат із ставка-випарника, розташованого в північній зоні формування екологічної небезпеки КСЕЗ (підрозділ 4.1.2 дисертації), під ним утворилася зона забруднення ґрунтових вод. Останні за складом наближаються до промислових стоків: рН складає 6,2–8,0; підвищені мінералізація (2600–4000 мг/дм³) та жорсткість (9–16 мг-екв/дм³), вміст нафтопродуктів (3,5–300 мг/дм³) і фенолів (0,05–40,0 мг/дм³). Тривале накопичення шкідливих речовин та їх міграція

водоносним горизонтом сприяли вираженому просторовому поширенню екологічної небезпеки, яке проявляється у істотному погіршенні якості води в колодязях населених пунктів, розташованих в околиці ставка-випарника. Тобто наявні природно-антропогенні чинники небезпеки. Встановлено, що ця вода не придатна для споживання населенням. За органолептичними ознаками вона має сірий або жовто-сірий колір, прозорість становить 15–20 см, характеризується запахами фенолу та нафтопродуктів. Відзначається тенденція збільшення площі зони забруднення підземних вод. Пляма забруднення нафтопродуктами і фенолом досягла берегових ліній річок Псел та Дніпро.

У технологічних ставках утворилося три прошарки (рис. 4.31). За результатами проведених аналізів встановлено, що у першому та другому прошарках концентрації забруднювачів (крім нафтопродуктів) не перевищують допустимих значень для скидів. Основним джерелом екологічної небезпеки є вміст третього прошарку, у якому накопичені тверді донні відкладення (ТДВ).



1 – вода, що містить нафту; 2 – рідкі відходи (важкі та високов'язкі нафтові залишки в суміші з водою); 3 – тверді донні відкладення

Рисунок 4.31 – Розподіл відходів у технологічних ставках

Нами застосована [233] біотехнологія знешкодження ТДВ, яка ґрунтується на здатності мікроорганізмів (біодеструкторів) мінералізувати вуглеводні нафти за допомогою ферментних систем в аеробних умовах. Специфічні мікроорганізми здатні руйнувати вуглеводневі сполуки до нешкідливих речовин.

Утилізація нафтопродуктів за допомогою біодеструкторів протікає завдяки ферментативному каталізу. Розглянемо характер зміни швидкості ферментативної реакції в залежності від концентрації субстрату. Гальмування окиснення органічних речовин може здійснюватися самим субстратом (субстратне інгібування). Причиною гальмування ферментативних реакцій є взаємодія проміжних сполук із молекулами субстрату. Кінетичне рівняння для субстратного інгібування має вигляд [275]:

$$V = \frac{V_m \cdot [S]}{K_m + [S] + [S]^2 / \lambda \cdot K_m}, \quad (4.21)$$

де V – швидкість реакції;

V_m – максимального значення V ;

K_m – субстратна константа ($[S] = K_m$ при $V=0,5 V_m$);

$[S]$ – концентрації субстрату;

λ – коефіцієнт інгібування.

За умови $\lambda = 1$ відбувається неконкурентне гальмування швидкості очищення, за $\lambda > 1$ здійснюється конкурентне гальмування поглинання забруднень, а за умови $\lambda \rightarrow \infty$ гальмування не відбувається взагалі. Розрахунки показують, що впливом гальмування можна знехтувати за значення λ вище 100.

Вираз (4.21) є моделлю, яка дозволяє прогнозувати швидкість очищення ґрунтів від забруднень в залежності від їх концентрації та інших характеристик. Параметри (K_m , V_m , λ) цієї моделі визначаємо виходячи із таких міркувань.

Розглянемо функцію $1/V = f(1/[S])$. Асимптота до кривої (рис. 4.32) перетинає вісь ординат в точці $1/V_m$, а вісь абсцис – у точці $1/K_m$, що дає можливість визначити значення параметрів V_m та K_m .

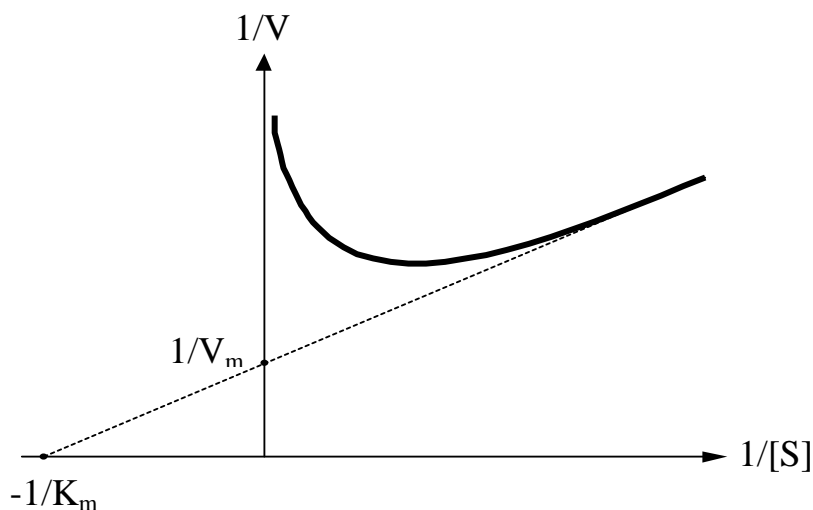


Рисунок 4.32 – Залежність зворотної швидкості окислення від зворотної концентрації субстрату

Параметр λ визначаємо таким чином. Асимптота функції $1/V = f([S])$ (рис. 4.34) перетинає вісь абсцис в точці $[S] = -\lambda K_m$ і за $[S]=0$ і приймає значення $1/V_m$. Знаючи значення K_m , за допомогою графіка (рис. 4.34) визначаємо параметр λ . Слід зазначити, що асимптоти в обох випадках (рис. 4.32, 4.33) перетинають вісь ординат за одного і того ж значення.

Наведені теоретичні положення використані у пункті 5.2.1 дисертації для дослідження різних типів реальних біодеструкторів з ціллю вирішення питань ліквідація екологічної небезпеки від нафтового забруднення.

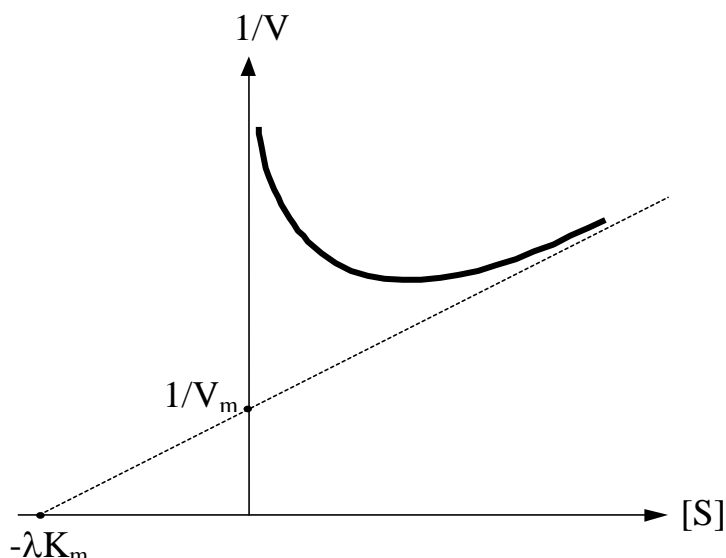


Рисунок 4.33 – Залежність зворотної швидкості окислення від концентрації субстрату

4.4 Зниження впливу проявів екологічної небезпеки, що провокуються літосферними процесами техногенного походження

Експериментальні дослідження поширення механічних хвиль ми проводили за методикою, що викладено в підрозділі 2.5 дисертації [168]. Згідно із отриманими результатами швидкості зміщення ґрунту лежать в діапазоні від 0,12 до 7 см/с. Відносна похибка в усіх вимірах не перевищувала 20%. Оскільки практично всі розглянуті об'єкти розташовані в далекій або середній зонах впливу техногенних землетрусів, де поздовжні хвилі практично загасають, можна стверджувати, що вимірам піддавалися в основному поверхневі та в меншій мірі об'ємні поперечні хвилі, тобто ті, які призводять до найбільших пошкоджень і є найбільш небезпечними для різних об'єктів.

Зокрема нами досліджена [168] ситуація, створювана двома кар'єрами із видобутку граніту, розташованими в сельбищно-промислових зонах. Межа кар'єрного поля одного із них проходить на відстані всього 200 м від багатоповерхової житлової забудови, приблизно на такій же відстані від іншого

кар'єру розташована промислова зона сталеливарного заводу. Це робить їх одними із найбільш небезпечних джерел екологічної небезпеки в КСЕЗ. Нами встановлено що, максимальна зареєстрована швидкість зміщення ґрунту складає 6 балів за шкалою МСК-64 на відстані близько 250 м від джерел.

Із антропоцентричних позицій певну небезпеку становить медичний заклад, який розташовано на відстані близько 1,2 км від джерела землетрусів (кар'єр). Зареєстрована інтенсивність коливань в 2 бали є неприпустимою. Ми вважаємо, що для розрахунку параметрів підривних робіт в кар'єрах доцільно враховувати вплив не тільки на об'єкти, розташовані поблизу, але і в окремих випадках - на специфічні, хоча і видалені.

Шляхом інструментальних вимірів було зафіксовано перевищення допустимого рівня коливань в житлових приміщеннях, розташованих поблизу транспортних магістралей. За умови сумісного впливу автомобільного та залізничного транспорту зареєстровано перевищення допустимих норм в 2–3 рази (швидкість зміщення $0,3 \div 0,6$ мм/с).

Величина швидкості зміщення у випадку, коли джерелом техногенних землетрусів є автомобільний транспорт, змінюється в межах від 0,14 до 0,45 мм/с, максимальне перевищення норм складає 1,4 рази (допустиме значення швидкості зміщення для одноповерхових будинків становить 0,18 мм/с, для багатоповерхових – 0,32 мм/с, для медичних закладів – 0,11 мм/с).

Узагальнені результати експериментальних досліджень для двох типів джерел техногенних землетрусів наведено на рис. 4.34. Відмітимо, що ми обирали такі експериментальні точки, для яких умови проведення вимірювань були однорідними. Досліджувалися транспортні магістралі із інтенсивним рухом великовантажних транспортних засобів (КрАЗ та йому подібні), середня швидкість руху складала 40 км/год.

Наведені на рис. 4.35 а дані щодо техногенних землетрусів, породжених промисловими вибухами, стосуються видобутку граніту вибуховим способом на кар'єроуправлінні «Кварц», кар'єр якого знаходиться в селітебно-

промисловій зоні КПР. Із усієї сукупності результатів трьохрічних досліджень вибрані ті, що відповідають однотипним умовам вибухів. Для перевірки однорідності та достовірності отриманих експериментальних даних проведено їх статистичний аналіз. Методом спрямлених діаграм із використанням програмного пакету Microsoft Excel підтверджена гіпотеза про нормальність розподілу даних. На основі аналізу наведеного матеріалу встановлюємо розміри зон відчутного впливу техногенних землетрусів різних типів: для промислових вибухів характерний розмір зони перевищує 300 м; радіус зон впливу, зумовленого рухом автотранспорту, складає 7 м.

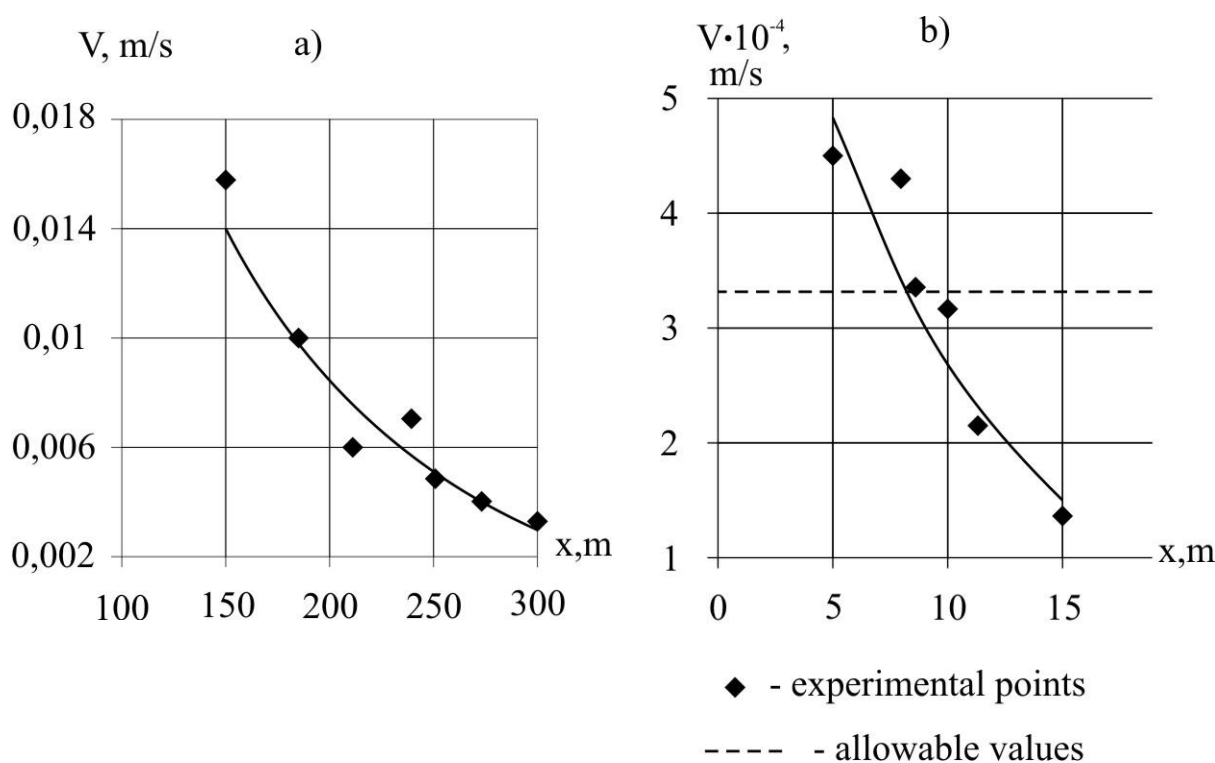


Рисунок 4.34 – Швидкість зміщення V на різних відстанях X від джерел ТЗ:

а) при промислових вибухах; б) при русі автомобільного транспорту

У результаті візуального спостереження за станом конструкцій та споруд під впливом техногенних землетрусів встановлені наслідки проявів екологічної небезпеки, зокрема утворення тріщин та осипання штукатурки в житлових і

виробничих будівлях. Зазначені дефекти були виявлені у приміщенні кафедри екологічної безпеки Кременчуцького національного університету в результаті роботи машини із забивання паль на розташованому поблизу будівництві. У місцях знаходження тріщин має місце підвищена вологість, що тягне за собою негативні санітарно-гігієнічні наслідки.

Проведено моніторингове дослідження стану здоров'я населення шляхом опитування мешканців різних вікових категорій стосовно відчуттів від перебування в зоні впливу техногенних землетрусів [276]. За результатами опитування встановлено тимчасові розлади здоров'я мешканців (головний біль, зміни артеріального тиску і т.і.). Зазначимо, що техногенні землетруси впливають на людину як безпосередньо, так і опосередковано (через природні та антропогенні об'єкти). Зафіксовано перевищення допустимого рівня коливань в житлових приміщеннях, розташованих поблизу транспортних магістралей. На початку весни (із погіршенням стану дорожнього покриття) інтенсивність проявів техногенних землетрусів в житлових приміщеннях підвищується. Це відчувається представниками всіх вікових груп населення. У хворих та літніх людей спостерігається погіршення самопочуття (аритмії, безсоння та інше). В зоні впливу техногенних землетрусів від вибухів на кар'єрах встановлено, що прямого небезпечного впливу на мешканців вони не спричиняють із-за їх короткотривалості (4–7 секунд). Психологічний дискомфорт виникає за умови появи механічних пошкоджень будівель та споруд. Поява в засобах масової інформації матеріалів щодо катастроф, що відбулися в інших регіонах, є чинниками, які постійно утримують населення в стані психологічної напруги.

4.5 Висновки до розділу 4

1. Проведено моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки на прикладі Кременчуцької соціально-економічної зони (КСЕЗ), яка характеризується інтенсивним техногенним навантаженням у сукупності із існуючими природно-антропогенними чинниками.

2. Встановлено, що основними наслідками проявів екологічної небезпеки є суттєве погіршення показників якості підземних та поверхневих вод унаслідок забруднення шкідливими речовинами; пошкодження споруд різного призначення під впливом техногенно спричинених вібраційних збуджень; забруднення компонентів довкілля в районі житлової забудови та промислових зон; сезонне погіршення хіміко-бактеріологічних та органолептичних показників природних вод у наземних водних об'єктах.

3. Здійснено просторову (зони з різним ступенем антропогенного навантаження) та галузеву (об'єкти, що характеризуються близькими технологічними умовами впливу на людину та довкілля) диференціацію формування екологічної небезпеки в межах КСЕЗ. Проаналізовані основні чинники порушення станів екологічної безпеки у природно-антропогенних водоймах.

4. Науково обґрунтована доцільність використання стану ґрунтово-рослинного покриву як показника рівня формованої екологічної небезпеки в умовах природно-антропогенного навантаження. Техногеохімічні ореоли підвищеного накопичення певних інгредієнтів спостерігаються на відносно значних відстанях від джерел викидів. Виявлено залежність ступеня кислотно-лужної деградації ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Відмічено максимальне накопичення у листі більшості порід дерев саме заліза, що корелює із достатньо високим показником його викидів техногенними об'єктами. Встановлено відповідність між просторовим розташуванням зон із суттєвими пошкодженнями листя і хвої та зон

максимального техногенного навантаження. Зазначений підхід розглядається як одна із складових моніторингу станів екологічної небезпеки СЕЗ.

5. Проведено аналіз захворюваності дитячо-юнацької частини населення КСЕЗ у зонах із різним рівнем техногенного навантаження. Встановлена кореляція між поширеністю певних хвороб та проявами екологічної небезпеки.

6. Проведено експериментальні дослідження організаційно-технологічних аспектів управління екологічною безпекою у природно-антропогенних об'єктах гідросфери. За результатами аналізу існуючих методів кількісного оцінювання станів екологічної небезпеки визначено, що найбільш ефективними та доцільними є диференційні методи оцінювання опосередкованого впливу на довкілля шляхом моніторингу якісних показників води у водосховищах. Встановлено, що у результаті використання гідродинамічної кавітації для попередньої обробки біомаси водоростей вдається екстрагувати 80% від загального вмісту ліпідів (сировина для виробництва біодизельного палива). У випадку добування біогазу попередня гідродинамічна кавітація виявилась найефективнішою.

7. Проаналізована кінетична схема та математична модель біохімічних перетворень у процесі отримання енергоносіїв. Встановлена адекватність моделі реальному процесу, що дає можливість визначити значення комплексних кінетичних констант, які можуть бути використані для розрахунків реальних процесів.

8. Проведено дослідження відпрацьованого після отримання біогазу субстрату з метою визначення мікроелементного складу та ступеня збалансованості у ньому необхідних для живлення рослин макроелементів. Встановлено значний вміст кальцію та сірки, виявлені такі мікроелементи як залізо та марганець, які необхідні для забезпечення збалансованого розвитку. Вміст фосфору та калію відповідає кращим сортам мінеральних добрив, концентрації хлору є допустимими. Жоден із елементів, вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований (кадмій, свинець та арсен), у відпрацьованій біомасі не виявлений. Обґрунтована можливість використання

відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату як органічного добрива, а у випадку комбінування із добавками та мінералами – як мінерально-органічного добрива.

9. Проведено дослідження адсорбційних аспектів регулювання стану екологічної безпеки. Запропоновано полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності та низької собівартості на основі відходів агропромислового комплексу. Спосіб включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію (для забезпечення однорідності гранулометричного складу) та стадію кавітації (для збільшення ступеню поризації). На кожному із нововведених стадій процесу отримано патенти України на корисну модель. За результатами досліджень встановлено, що їх сорбційна здатність в процесах очищення стічних вод від іонів важких металів, нафтопродуктів, барвників складає близько 98 %, ступінь вилучення жиру із стоків сягає 95%. Доведена доцільність застосування одержаних адсорбентів щодо поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля.

10. Досліджено біотехнологічні аспекти регулювання стану екологічної безпеки. Досліджена біотехнологія знешкодження нафтовмісних твердих донних відкладень, яка ґрунтується на здатності мікроорганізмів мінералізувати вуглеводні нафти за допомогою ферментних систем у аеробних умовах і включає декілька етапів. У результаті застосування технології ліквідовано джерела природно-антропогенної складової екологічної небезпеки.

11. Проведено комплексний моніторинг станів екологічної небезпеки, викликані техногенними землетрусами різного походження. За даними інструментального вимірювання швидкості зміщення ґрунту та елементів конструкцій споруд зафіксовано перевищення допустимого рівня коливань в житлових та промислових приміщеннях, розташованих у зонах впливу джерел. У результаті візуального спостереження за станом конструкцій та споруд та опитування населення встановлені наслідки проявів екологічної небезпеки - механічні пошкодження конструкцій житлових та виробничих будівель та

тимчасові розлади здоров'я мешканців. Досліджено вибухи на кар'єрах та транспортні магістралі як джерела техногенних землетрусів. Встановлено, що об'єктами підвищеної екологічної небезпеки є гребля Кременчуцької ГЕС та авто-залізничний міст через р. Дніпро, пошкодження яких можуть привести до екологічних катастроф від локального до загальнодержавного масштабу.

Викладені у розділі результати фактично є науковим підґрунтям для створення системи регулювання станів екологічної безпеки, чому присвячено наступний розділ.

Матеріал розділу викладено у публікаціях автора [211–224, 229–236, 243, 245, 249–253, 257, 258, 264–273, 276].

РОЗДІЛ 5

СИСТЕМА РЕГУЛЮВАННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ В УМОВАХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

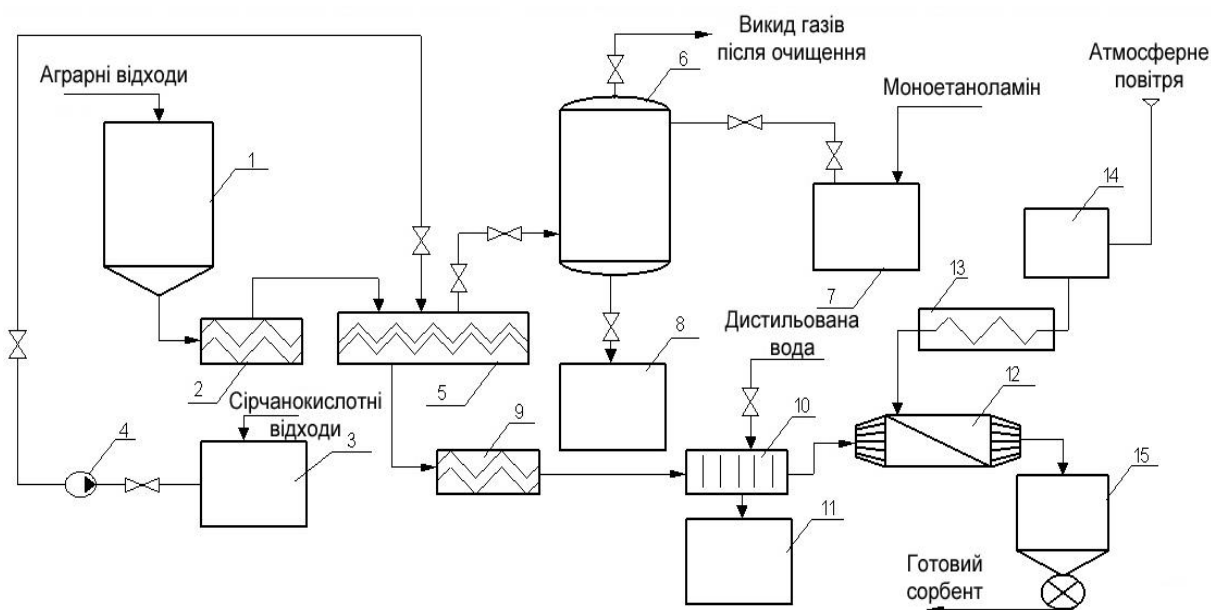
Система включає комплексну схему використання відходів у процесах, направлених на забезпечення еколого-енергетичної безпеки із одержанням продукції цільового призначення; заходи щодо поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах; систему організаційно-технічних рішень щодо послаблення негативного впливу фізичних чинників на людину та довкілля; практичні аспекти структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки; застосування освітніх технологій як впливового чинника в управлінні екологічною безпекою

5.1 Комплексний підхід щодо використання відходів з метою поліпшення стану еколого-енергетичної безпеки та одержання продукції цільового призначення

Комплексність підходу полягає у тому, що на першій стадії певні види відходів (зокрема агропромислового комплексу) утилізуються у процесах виготовлення адсорбентів (тобто вилучаються з навколишнього середовища, унеможливаючи формування техногенної складової екологічної небезпеки певного виду у місцях їх складування). На другій стадії останні застосовуються для очищення компонентів довкілля (переважно водного середовища) від забруднюючих речовин (які ми також вважаємо відходами, оскільки вони є побічними продуктами технологічних та інших процесів), знижуючи рівень екологічної небезпеки. Процеси переробки відходів змодельовані таким чином, що у результаті їх реалізації одержуємо продукцію цільового призначення, як наприклад енергоносії (біодизельне паливо, біогаз і т.п.), що сприяє забезпеченню енергетичної безпеки.

5.1.1. Обмеження впливу на елементи довкілля відходів агропромислового комплексу шляхом залучення їх у процеси виготовлення адсорбентів

Поліпшення стану екологічної безпеки за рахунок унеможливлення попадання у компоненти довкілля агропромислових відходів нами реалізується за рахунок залучення останніх в процеси отримання адсорбенту. Крім того застосування одержаного адсорбенту для очищення водного середовища та ґрунтів в свою чергу теж приводить підвищення рівня екологічної безпеки, а також економічно доцільно, оскільки сорбенти мають достатньо низьку собівартість. Зазначені аспекти детально обґрунтовані у підрозділі 4.3 дисертації. Технологічна схема утилізації аграрних відходів (гречаного та вівсяного лущиння, стручків гороху та квасолі, створок ріпака, качанів кукурудзи) для одержання адсорбенту [271-274] наведена на рис. 5.1.



1 – бункер для сировини; 2,9 – шнековий дозатор; 3 – ємкість для сірчаноокислотних відходів; 4 – насос-дозатор; 5 – реактор; 6 – скруббер; 7 – ємкість для моноетаноламіну; 8 – ємкість для збору відходів газоочищення; 10 – фільтр-прес; 11 – ємкість для збору розбавленої сірчаної кислоти; 12 – сушарка; 13 – нагрівач; 14 – компресор; 15 – ємкість для збору адсорбенту

Рисунок 5.1 – Технологічна схема отримання адсорбенту

У молотковому подрібнювачі сировина, поступаючи зверху, дробиться на льоту ударами молотків. Мелений матеріал випадає через отвори решітки та надходить до шнекового дозатора. Шнек розміщений у корпусі, де електричні нагрівальні елементи розташовані периметром барабана корпусу і об'єднані в три секції: одна із них займає усю верхню половину барабана. Таким чином, третина всієї енергії виділяється у верхній зоні, а решта – у нижній. Це відповідає характеру переміщення сорбенту: матеріал рухається нижньою частиною камери і одержує від її стінок значну кількість тепла, від верхньої зони тепло передається тільки конвекцією та випромінюванням.

Нагрівачі укладені в керамічні ізолятори і підключені до шнеку через ізольовані стрижні. Навколо підігрівника розміщений шар теплоізоляції. Тепловий режим підігрівника контролюється за допомогою термопар, одна із яких розміщена вертикально і вимірює температуру верхньої стінки, дві інші встановлені горизонтально і фіксують температуру стінок у верхній зоні.

Аграрні та сірчаноокислотні відходи подаються в завантажувальний пристрій реактора. Із патрубків реактора виділяються гази, що містять SO_2 . Взаємодія продуктів супроводжується виділенням тепла і температура в реакторі піднімається до 35–40 °С. Надалі температуру підтримують на рівні 130 °С. Процес продовжується 1,5 години. Гази, що містять SO_2 , проходячи через скруббер, очищаються і надходять у вентиляційну систему. SO_2 зі скрубера у виді сірчистої кислоти попадають у збірник, а далі – в ємність із сірчаною кислотою. До ємності 7 подається моноетаноламін, у результаті реакції утворюється сульфат моноетаноламіну.

Із реактора отриманий продукт із вологістю 20–40 % розвантажувальним пристроєм реактора подається в ємність зі шнековою мішалкою, а звідти насосом-дозатором на фільтр, де промивається дистильованою водою до $\text{pH}=7$. Кислота відмивки надходить у відповідну ємність. Відмитий продукт надходить на сушіння в сушарку, де підсушується за температури 100 °С до вологості 1–3 %. Отриманий адсорбент висипається у відповідну ємність.

5.1.2. Технологічні аспекти застосування одержаних адсорбентів для очищення компонентів навколишнього середовища від забруднювачів

У п. 4.3.2 дисертації обґрунтована доцільності застосування адсорбенту для поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля шляхом підвищення ефективності вилучення зі стічних вод від жирів, фенолів, нафтопродуктів та іонів важких металів.

Як апарат для очищення стічних вод застосовано адсорбер із рухомим шаром сорбенту [265, 266, 270, 274] (рис 5.2). У ньому забруднена вода рухається вгору, а щільний шар сорбенту переміщується назустріч їй зі швидкістю, яка забезпечує незмінний по висоті колони розподіл сорбованої речовини. Кількість адсорбенту, що надходила до апарату, збалансована із масою відпрацьованого адсорбенту.

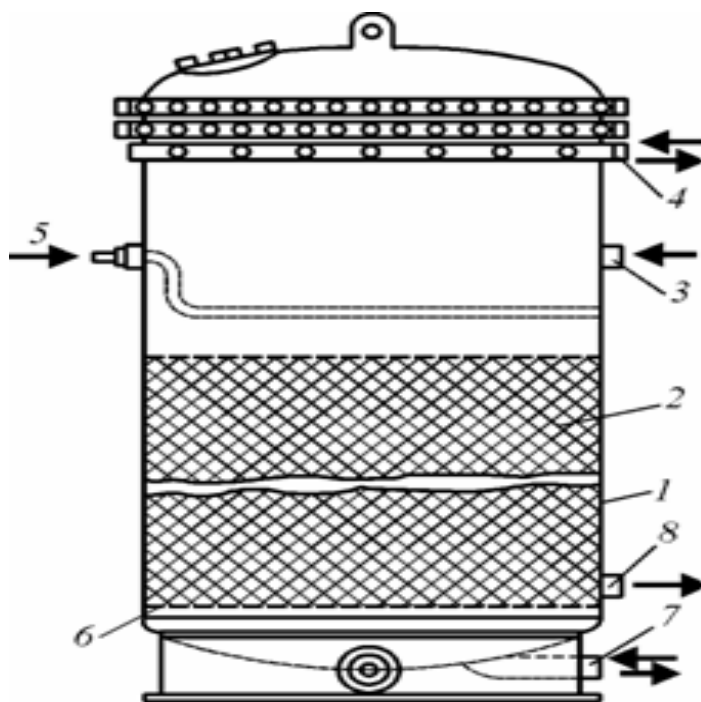
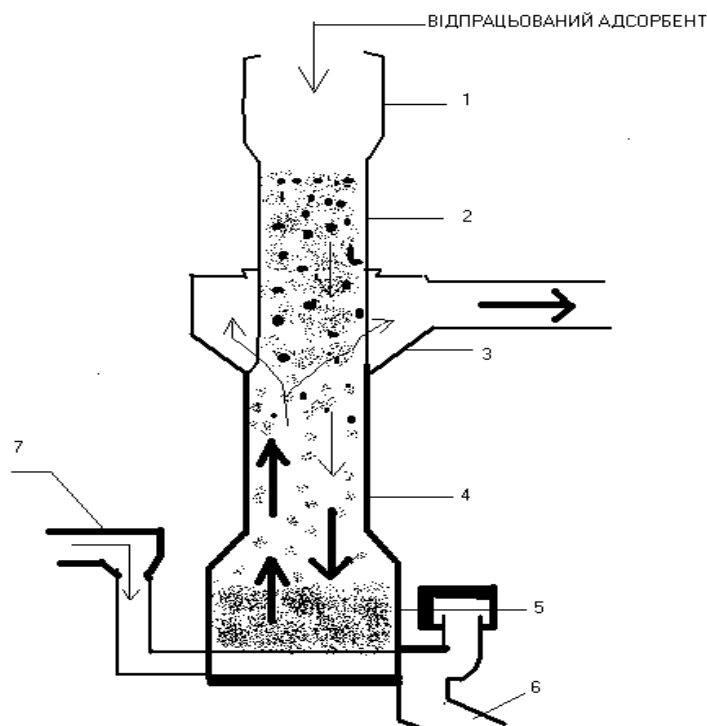


Рисунок 5.2 – Адсорбер із рухомим шаром досліджуваного адсорбенту

Відпрацьований адсорбент (для наочності ми розглядаємо адсорбент, одержаний на основі вівсяного лушпиння) підлягає утилізації шляхом спалювання у високотемпературному піролізному реакторі (рис. 5.3) за температур 800–1000 °С. Відбувається випаровуванні води в печі за умови надлишку повітря. Використання каталізаторів дозволяє знизити температуру

процесу до 350–450 °С [265, 266]. У зоні піролізу проходить руйнування складних сполук і перетворення їх у прості горючі або інертні речовин. Завдяки цьому не тільки утилізується відпрацьований адсорбент, а й отримується теплова енергія від процесу піролізу.



1 – бункер; 2 – зона сушіння; 3 – кільцеподібний відвід; 4 – зона піролізу;
5 – зона згорання; 6 – патрубок; 7 – колектор

Рисунок 5.3 – Схема піролізного реактора

Технологічна схема очищення стічних вод від іонів важких металів адсорбентом (як приклад розглядаємо сорбент на основі гречаного лушпиння) наведена на рис. 5.4 [266–268]. Стічна вода надходить у відстійник 1, механічні домішки у вигляді осаду потрапляють у ємність 2. Після механічного очищення вода насосом 3 закачується в адсорбери 4 або 5, які працюють по чергові. З ємності 6 в адсорбери подається луг для підлужнення стічної води до $pH=9$. Очищена вода надходить в ємність 7, звідки потрапляє в систему оборотного водопостачання. Відпрацьований адсорбент направляється на утилізацію у піч 8, продукти згорання надходять в абсорбер 9 для очищення від SO_2 . До нього з ємності 10 подається моноетаноламін (МЕА). В результаті реакції утворюється сульфат

моноетаноламіну, який потрапляє в ємність 15, а оксиди важких металів збираються в ємності 11.

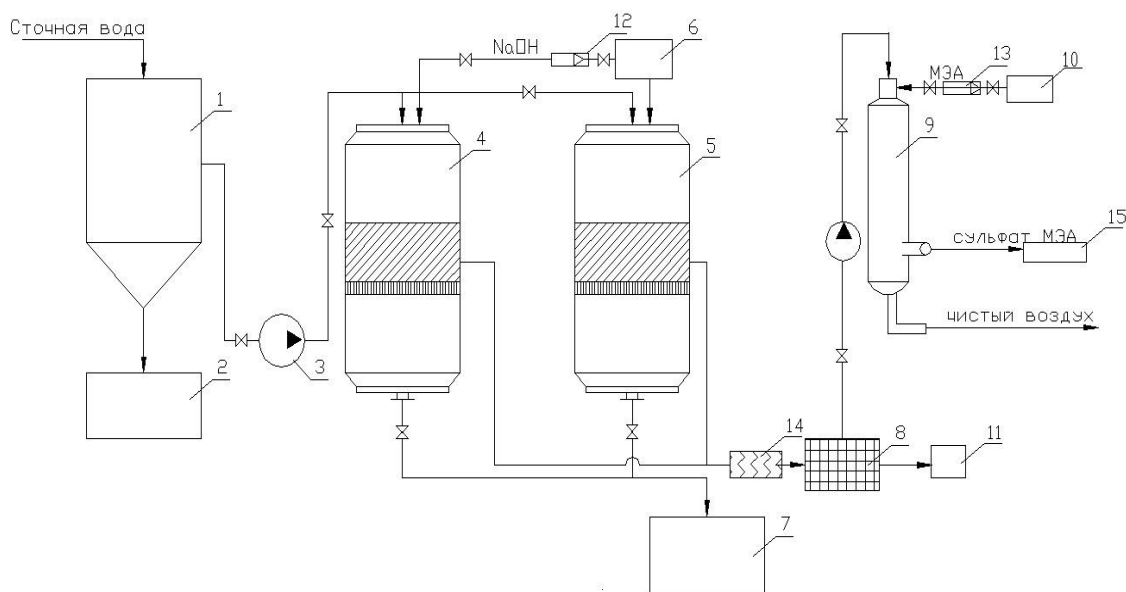


Рисунок 5.4 – Технологічна схема очищення стічних вод від іонів важких металів розробленим сорбентом

5.1.3. Утилізація відходів харчової промисловості із залученням розробленого адсорбенту з метою отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива). Адсорбенти, виготовлені із відходів агропромислового комплексу (п. 5.1.1 дисертації), нами застосовані для одержання біодизельного палива.

Слід відмітити, що виробництво біодизеля із рослинних масел не рентабельно. Воно стає рентабельним в разі використання дешевої сировини, наприклад відходів різних галузей промисловості. Одним із таких відходів є соапсток (відхід лужної рафінації соняшникової олії) [277]. Кількість соапстоків, що утворюються в Україні, достатня [278] для організації виробництва пального.

Виробництво біодизельного палива із використанням соапстоку може здійснюватися за кількома схемами. Сутність застосованого нами способу полягає у зменшенні в'язкості соапстоку, чого можна досягти різними способами. Гліцерин, що входить до складу соапстоку, надає йому в'язкість та

густину. Щоб отримати біодизельне паливо необхідно провести трансестерифікацією, тобто видалити гліцерин, замістивши його на спирт.

У випадку використання соапстоку, як основи для виготовлення біодизелю, проводиться попередня фільтрація для видалення домішок та води. Якщо воду не видалити, то замість реакції трансестерифікації станеться гідроліз тригліцеридів отримаємо не біодизель, а солі жирних кислот [279].

Виділення нейтрального жиру та жирних кислот проводили шляхом обробки адсорбентом, отриманим із відходів агропромислового комплексу з використанням полістадійної технології (параграф 4.3.1 дисертації).

У результаті взаємодії соапстоку із адсорбентом структура відходу змінюється: він розшаровується, частинки адсорбенту оточуються шаром жиру (рис. 5.5).

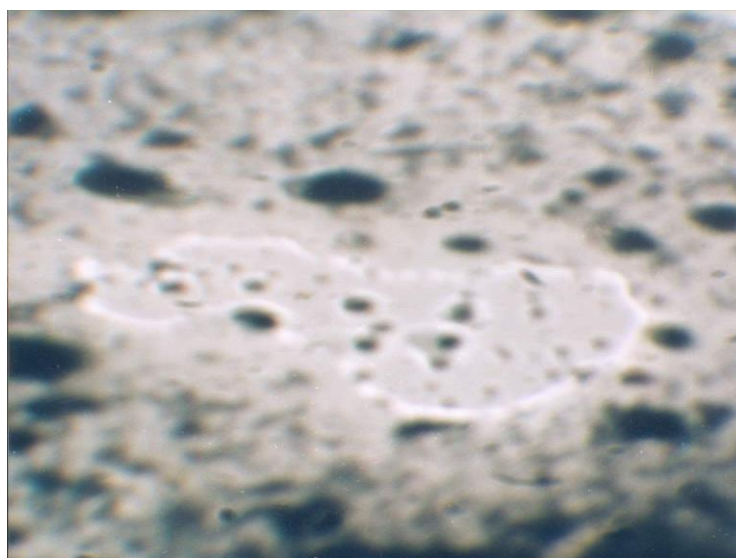


Рисунок 5.5 – Структура соапстоку, обробленого адсорбентом (електронно-мікроскопічна світлина)

В процесі контакту соапстаку із адсорбентом відбувається деемульгування жиру. Кількість отриманого жиру збільшується пропорційно тривалості обробки (рис. 5.6). Максимальний обсяг вилученого жиру (30% мас) досягається після обробки протягом доби.

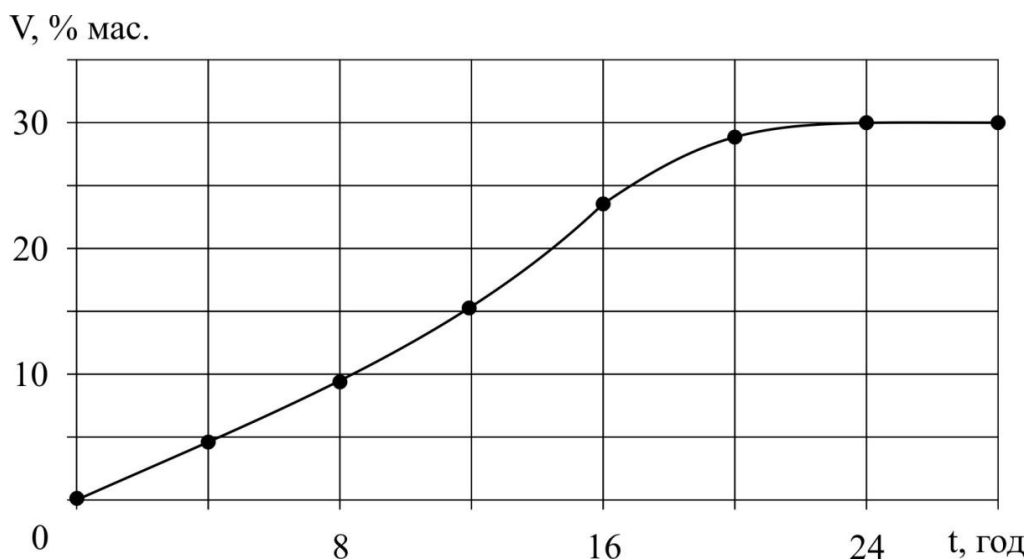


Рисунок 5.6 – Кількості V вилученого жиру в залежності від тривалості t обробки адсорбентом

Проведено дослідження щодо встановлення раціональних обсягів внесення адсорбенту. Для цього визначали кислотне число жиру, виділеного із соабстаку. У випадку збільшення маси адсорбенту значення кислотного числа жиру зростає, після досягнення значення 1 % від маси соабстаку приймає максимальне значення і у подальшому практично не змінюється.

На основі вище викладеного встановлено такі оптимальні параметри обробки: кількість адсорбенту – 1 % від маси соабстоку, температура – 60 °С, тривалість обробки – 1 доба.

У процесі реакції соапсток після обробки сорбентом спочатку нагрівали до 60 °С (для прискорення реакції), а потім в нього додавали каталізатор та спирт. Ми застосували бутанол (за даними [280] він є найбільш перспективним у таких процесах), при цьому утворюється бутиловий ефір. Для прискорення реакції застосовували Ферум (III) сульфат. Суміш певний час перемішували і відстоювали. У результаті відстоювання суміш розшаровується, утворюючи біодизель у верхньому шарі (хімічно так званий «ефір»), потім шар мила і на дні залишається гліцерин. Гліцерин та шар мила згодом відокремлюються, а біодизель промивається різними способами для видалення залишків мила, каталізатора та інших можливих домішок. Після промивань він осушується для видалення залишків води сульфатом магнію. Потім осушувач видаляється

простою фільтрацією. Вихід ефірів жирних кислот становить близько 95 %, що перевищує значення цього параметру (85–91) [280] у відсутності очищення соабстоку.

Після завершення реакції на дні осідає гліцерин. Отримане біодизельне паливо має світложовтий колір, гліцерин – більш темного кольору. За умови підтримки температури близько 38° С гліцерин залишається в рідкому стані і легко видаляється із нижньої частини змішувача окремим відводом.

Шляхом експериментальних досліджень встановлено, що одержане біодизельне паливо відповідає діючим вітчизняним нормам (табл. 5.1).

Таблиця 5.1 – Відповідність основних характеристик отриманого біодизельного палива стандарту ДСТУ 6081:2009

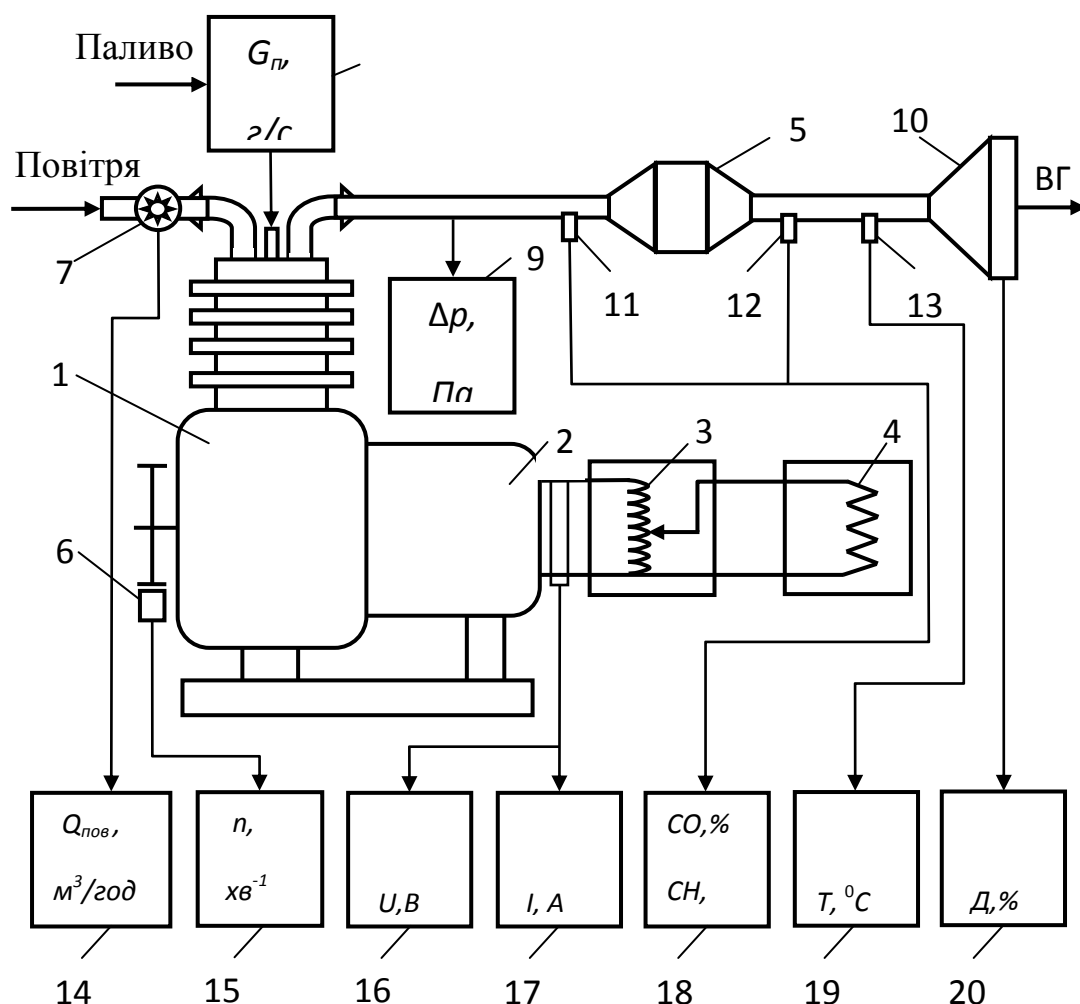
Характеристика	Отримане дизпаливо	ДСТУ 6081:2009
Частка ефірів, % мас.	90	96,5
Густина при 15 °С, кг/м ³	870	860-900
Температура спалаху в закритому тиглі, °С	123	120
Кислотне число, мг КОН/г	0,7	0,5

Отримання біодизельного палива із жировмісних відходів харчової промисловості дозволяє зменшити витрату нафти в порівнянні із традиційним способом його виробництва. До того ж, додавання біодизельної компоненти дозволяє істотно понизити токсичність вихлопу двигуна.

5.1.4. Екологічна ефективність використання біодизельного палива, отриманого із відходів, в автотранспортних засобах. Одним із ефективних способів зниження викидів шкідливих компонентів автотранспортними засобами є застосування альтернативного (у порівнянні із продуктами нафтопереробки) палива. Найбільш перспективним із них для дизельних двигунів внутрішнього згорання, як було показано у пункті 1.3.4 дисертації, є

біопаливо. Еколого-економічно доцільним є використання запропонованих нами різновидів біопалива, отриманих із синьо-зелених водоростей (п. 4.2 дисертації), або відходів харчової промисловості (п. 5.1.3 дисертації).

Експериментальні дослідження проведені [281] на моторному стенді (рис. 5.7).



- 1 – досліджуваний двигун; 2 – навантажувальний генератор;
 3 – автотрансформатор; 4 – навантажувальний резистор; 5 – каталітичний нейтралізатор; 6 – датчик частоти обертання валу двигуна; 7 та 8 – датчики витрати повітря та палива; 9 – манометр в системі випуску відпрацьованих газів; 10 – зонд димоміра; 11 і 12 – трубки відбору ВГ; 13 – термопара;
 14 – прилад вимірювання витрати повітря; 15 – тахометр; 16 – вольтметр;
 17 – амперметр; 18 – газоаналізатор; 19 – прилад вимірювання температури ВГ;
 20 – димомір

Рисунок 5.7 – Схема моторного стенду

У системі випуску вихлопних газів (ВГ) встановлений каталітичний нейтралізатор (КН), а на виході випускного трубопроводу – зонд димоміра. Для забору проб задля вимірювання концентрацій CO та C_nH_m у ВГ застосовували відбірні трубки.

З метою оцінки рівня екологічної небезпеки дизельного автомобіля, обладнаного КН, провадили вимірювання концентрацій шкідливих компонентів на вході $C_{i(вх)}$ та на виході $C_{i(вих)}$ КН. Коефіцієнт очищення по i -тому інгредієнту визначали за формулою:

$$k_i = \frac{C_{i(вх)}}{C_{i(вих)}}. \quad (5.1)$$

Перед проведенням випробувань були встановлені такі параметри палива як густина, кінематична в'язкість, температура у спалаху та фракційний склад палива за методиками відповідних стандартів. Елементний склад та нижчу теплоту згоряння дизпалива та його сумішей визначали методом газорідинної хроматографії [282].

Питомі викиди шкідливих компонентів g_z ($г/(кВт \cdot год)$) та q_z ($г/км$) визначали годинною витратою G_z палива на одиницю потужності двигуна N_e , або масою викидів m_z на одиницю пройденого автомобілем шляху S :

$$g_z = \frac{G_z}{N_e}, \quad (5.2)$$

$$q_z = \frac{m_z}{S}. \quad (5.3)$$

Значення величин G_z та m_z встановлювали шляхом проведення випробувань на різних режимах роботи ДВЗ та руху автомобіля.

Маса викиду i -го компонента пропорційна витратам відпрацьованих газів $Q_{ВГ}$ та їх концентраціям C_i . Слід зауважити, що $Q_{ВГ}$ визначити достатньо складно як за допомогою розрахунків, так і експериментально оскільки цей параметр в значній мірі змінюється залежно від режимів роботи ДВЗ та інших чинників. Визначити витрату відпрацьованих газів експериментально важко ще

й тому, що рух відпрацьованих газів здійснюється із значними пульсаціями тиску, а їх температура досить висока. Доцільно також пов'язувати рівні показників екологічної небезпеки із витратою палива.

Масу i -го компонента у продуктах згоряння на 1 кг палива (кмоль/кг) визначаємо так:

$$M_i = M_2 \cdot C_{iоб}, \quad (5.4)$$

де M_2 – кількість продуктів згоряння на 1 кг палива, кмоль/кг;

$C_{iоб}$ – об'ємна концентрація i -го компонента.

Тоді масова витрата i -го компонента (кг/год) може бути визначена за формулою:

$$G_i = M_2 \cdot C_{iоб} \cdot \mu_i \cdot G_{нал}, \quad (5.5)$$

де μ_i – молярна маса i -го компонента;

$G_{нал}$ – витрата палива, кг/год.

Кількість продуктів згоряння на 1 кг палива (кмоль/кг) визначаємо за формулою:

$$M_2 = M_1 \cdot \mu_x = M_0 \cdot \alpha \cdot \mu_x, \quad (5.6)$$

де M_1 , M_0 – відповідно кількість горючої суміші та теоретично необхідна кількість повітря на 1 кг палива, кмоль/кг;

α – коефіцієнт надлишку повітря;

μ_{δ} – хімічний коефіцієнт молекулярної зміни горючої суміші під час згоряння.

Підставляючи (5.6) до (5.5), отримаємо

$$G_i = M_0 \cdot \alpha \cdot \mu_x \cdot C_{iоб} \cdot \mu_i \cdot G_{нал}. \quad (5.7)$$

Для порівняння показників рівня екологічної небезпеки автомобілів різної маси та двигунів різної потужності є сенс використовувати безрозмірний показник, який отримаємо віднесенням витрати i -го компонента до витрати палива [283]:

$$g_{i/n} = \frac{G_i}{G_n}. \quad (5.8)$$

Цей показник дає змогу оцінити кількість шкідливих викидів у ВГ за кожним компонентом відносно витрати палива, а також дає змогу поєднувати визначення екологічної безпеки автомобіля із його паливною економічністю.

Перевага використання безрозмірного показника рівня екологічної небезпеки полягає ще й в тому, що він виражається також співвідношенням питомих показників:

$$g_{i/n} = \frac{g_i}{g_e} = \frac{q_i}{q_n}. \quad (5.9)$$

Для розрахунку показників рівня екологічної небезпеки встановлюється елементний склад палива та його нижча теплота згорання.

Досліджувалися різні режими роботи дизельного двигуна внутрішнього згорання, які моделювалися за допомогою навантажувального генератора (рис.5.7). Отримано дані характеризують показники техногенних складових екологічної та економічної небезпеки дизельного двигуна внутрішнього згорання, що працює на різних видах палива та їхніх сумішах.

За результатами наших досліджень [281] встановлено, що використання суміші дизельного палива із біопаливом дозволяє значно знизити сумарну токсичність відпрацьованих газів дизельних автомобілів, особливо під час роботи двигунів внутрішнього згорання на режимах холостого ходу та часткових навантажень. Найбільше зменшення сумарної токсичності складає близько 30–35%, що відповідає вмісту біопалива у бінарній паливній суміші 45–50%.

У 2015 році на території КСЕЗ зареєстровано близько 7000 автотранспортних засобів із дизельними двигунами внутрішнього згорання. З них – 2300 – вантажівки. Провівши прості розрахунки можна зробити висновок, що використання суміші Б-50 дає можливість економії 10 450 000 дм³ ДП на 7000 АТЗ на рік.

Нами проведені [284] моторні та експлуатаційні випробування дослідного зразку каталітичного нейтралізатора. Останній має два паралельні канали із каталітичними блоками. Забезпечується проходження відпрацьованих газів через кожний блок порівну із ідентичними витратами й однаковим розподілом газів перетином блоків.

Вивчалися очисні властивості нейтралізатора, їх стабільність в експлуатаційних умовах, вплив нейтралізатора на газодинамічний опір системи випуску і на зовнішній шум автомобіля. Результати експериментальних досліджень як на моторному стенді, так і на автомобілі, який працював в реальних умовах експлуатації, показали зростання викидів шкідливих речовин внаслідок забруднення каналів каталітичних блоків сажею. Підтверджена доцільність проведення періодичних продувок каталітичних блоків нейтралізаторів вихлопних газів дизельних автомобілів з метою вивільнення їх каналів від сажі, що дає можливість забезпечити здатність ефективного очищення після реалізації регламентного пробігу [285]. До нейтралізатора включено пристрій, який дозволяє проводити продувку окремих його секцій.

Доведено, що обладнання дизельних автомобілів каталітичним нейтралізатором дає змогу забезпечити норми викидів відпрацьованих газів, які відповідають вимогам стандартів екологічної безпеки. Усі отриманні результати звірені з нормами ДСТУ4276:2004.

5.2 Поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах

У підрозділі розглянуті технологічні аспекти забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах шляхом ліквідації нафтового забруднення технологічних ставків, зниження антропогенного навантаження на водний басейн завдяки поліпшення умов експлуатації систем зворотного водопостачання, підвищення ефективності процесу біологічного очищення міських господарсько-побутових стічних вод від органічних та азотовмісних сполук, вилучення біомаси мікробіодоростей із водосховищ.

5.2.1. Регулювання рівня екологічної безпеки у забруднених нафтопродуктами технологічних ставках. За результатами аналізу літературних даних та власних досліджень, що викладені у розділі 4.3.3 дисертації, ми дійшли висновку, що систему управління екологічною безпекою щодо технологічних ставків, що входять до складу об'єктів переробки нафти та транспортування нафтопродуктів, доцільно розглядати як послідовну реалізацію наступних заходів [286]:

- вилучення води, що містить нафтопродукти, з верхнього прошарку, очищення її до санітарних норм та скиданням у водойми; зібрані нафтопродукти доцільно використовувати як паливо;
- відкачування та утилізація важких нафтопродуктів із середнього прошарку;
- знешкодження ТДВ із нижнього прошарку.

Нами застосована [287] біотехнологія знешкодження ТДВ, яка ґрунтується на здатності мікроорганізмів (біодеструкторів) мінералізувати вуглеводні нафти за допомогою ферментних систем в аеробних умовах. З використанням теоретичних положень, викладених у розділі 4.3.3 дисертації, визначено значення параметрів K_m , V_m , λ математичної кінетичної моделі біодеструкції у реальних умовах.

Нами досліджені різні типи реальних біодеструкторів: вітчизняних

(«Еконадин» і «Консорціум мікроорганізмів») та закордонних (центрін, Uni-Rem, олевірін, нафтокс, валентіс), препарат Інституту біохімії і фізіології рослин Fuge Zyme. Виявлено, що за такими властивостями, як температурний діапазон активності, гідрофобність, витрата на одиницю оброблюваної площі тощо, досить ефективними є вітчизняні препарати. Найбільш ефективно для водно-нафтових суспензій виявився «Еконадин» (рис. 5.8).

Експерименти проведені за температур $18\div 22^{\circ}\text{C}$ для доз біодеструктору $20\div 150\text{ г/м}^2$. Визначалась площа ділянки, на якій відбулась деструкція водно-нафтових суспензій. Встановлено, що оптимальною є доза «Еконадину» $80\div 100\text{ г/м}^2$. Ефективність очищення становила 80-90%.

У процесі утилізації забруднень, як зазначалося вище, утворюються продукти метаболізму, що призводить до гальмування очищення. Уповільнення швидкості споживання забруднень також спостерігається на початковому етапі процесу внаслідок високої концентрації сполук, що містять вуглеводні. Зважаючи на викладене, розглядаємо два способи здійснення процесу очищення:

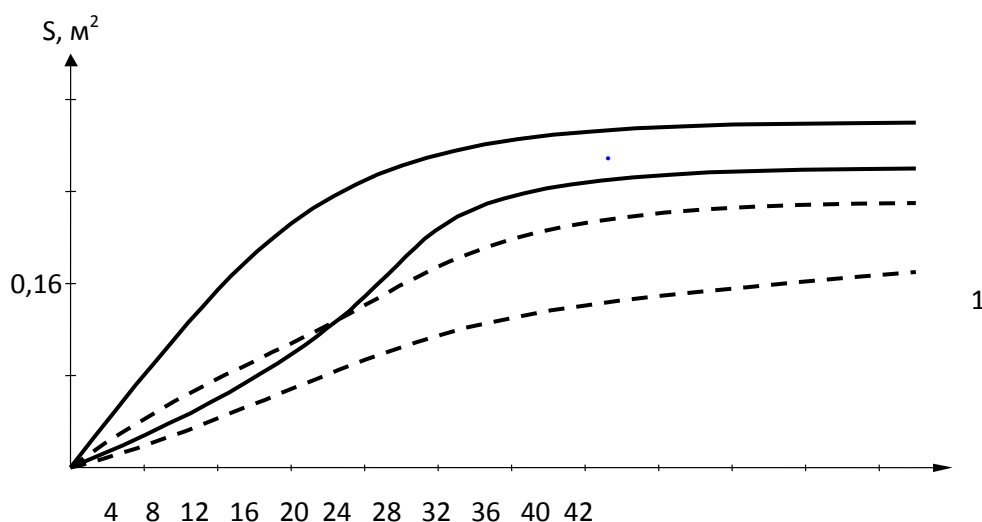


Рисунок 5.8 – Ефективність застосування різних біодеструкторів у часі:
 - еконадин, --- консорціум мікроорганізмів; 1 та 3 – 50 г/м^2 ; 2 та 4 – 100 г/м^2

1) однократна обробка препаратом з витратою, що залежать від початкового вмісту в них нафтопродуктів. Встановлено, що ефективність очищення не перевищувала 85,3% за тривалості 30 діб, у випадку зниження початкової концентрації забруднюючих речовин з 90 г/кг до 50 г/кг відбувається помітне збільшення швидкості утилізації забруднень;

2) ступінчаста обробка із додатковим внесенням препарату через певний час. Встановлено, що оптимальним є інтервал 12 діб. За кожного наступного внесення біодеструктора дозу його зменшували в залежності від початкової концентрації нафтопродуктів. Загальна ефективність очищення склала 99,5%, що дозволило довести вміст залишкових забруднень до граничнодопустимих концентрацій. Загальна тривалість очищення склала 60-65 діб.

Другий із розглянутих способів реалізується в КСЕЗ як заходи оперативного реагування на прояви екологічної небезпеки.

Крім того, за рахунок своїх сорбційних властивостей застосовувані біодеструктори обмежують можливості міграції нафтопродуктів за межі зони обробки.

Завершальним етапом після застосування біотехнології знешкодження ТДВ є відсіпання родючого шару ґрунту та висівання трав, що забезпечують у загальному комплексі біотехнологічних заходів повне відновлення природних властивостей території, займаної ліквідованими ставками.

Таким чином, в результаті реалізації запропонованої схеми практично повністю може бути ліквідована екологічна небезпека від нафтового забруднення, зведена до мінімуму ймовірність проникнення забруднювачів у водоносні горизонти, що використовуються населенням для побутових та господарських потреб.

5.2.2. Зниження антропогенного навантаження на водний басейн шляхом поліпшення умов експлуатації систем зворотного водопостачання. Системи зворотного водопостачання на промислових підприємствах за нинішніх умов експлуатації формують екологічну небезпеку, пов'язану із антропогенним навантаженням на водний басейн. Зокрема, корозійні процеси

створюють проблеми як за рахунок їх прямих продуктів та прокородованих виробів, так і за рахунок різних шкідливих речовин, що надходять до навколишнього середовища в результаті аварій, викликаних корозією устаткування. До того ж слід відзначити, що експлуатація систем зворотного водопостачання супроводжується розмноженням мікроорганізмів, бактерій, грибів під кальцієвими відкладеннями на внутрішній поверхні трубопроводів.

Нами [288] проведено стендові випробування процесу обробки зворотної води хімічними реагентами з метою усунення причин накипоутворення в трубопроводах і теплообмінній апаратурі, зменшення швидкості корозії вуглецевої сталі. Випробувальний стенд був діючою моделлю вентиляторної градирні і включав: змійовик із встановленими купонами; бак об'ємом 200 дм³; насос; блок контролю та регулювання температури; міні градирня; ротаметр; нагрівальний елемент. Для контролю швидкості корозії в бак стенду поміщали касети із плоскими сталевими купонами зі сталі-3. В проточну частину змійовика встановлювали купони зі сталі-20 у формі циліндричних стрижнів, які постійно омивались проточною водою. Підігрів води регулювався за допомогою терморегулюючого блоку, включеного послідовно нагрівального елемента. В процесі проходження через нагрівальний елемент вода нагрівалась і на його поверхні утворювався накип. Тепла вода проходила через систему контролю корозії та накипоформування (гнізда купонів) і через зрошувач потрапляла на пластикову насадку градирні. Насадка охолоджувалась повітрям, що нагніталось у нижню частину градирні. В процесі контакту теплої води із повітрям за рахунок випаровування відбувалось її охолодження, також знижувався рівень води в основній ємності (баку), що фіксувалось рівнеміром. Для моделювання коефіцієнта упарювання в системі підтримувався баланс між водою, яка випаровувалась, підживленням і продувкою (виведенням частини води із баку).

Випробування проводились у три етапи:

- 1) досліджували зворотну воду без додавання реагентів та мікробіоцидів;
- 2) використовували комплекс реагентів PuroTech iChem 2232 (реагент 1) в комплексі із інгібітором корозії PuroTech iChem 2200 (ІК-1) та біоцидами PuroTech 62, PuroTech 63, PuroTech 68 (відповідно – мікробіоциди 1, 2, 3);
- 3) використовували зразки-свідки та нагрівальний елемент із застосуванням такого комплексу реагентів: PuroTech iChem 2132А (реагент 2а), що складається із інгібітору накипоутворення ІУВ-1 та інгібітору корозії ІК-2.

Для характеристики поведінки води у її відношенні до накипоутворення та корозійної здатності використовують індекси Ланжельє (pH_s) та Різнара. Перший із них дозволяє судити про поведінку води у відношенні до карбонату кальцію. За певних хімічних умов у водній системі тонкий шар осаду буде відкладатись на поверхню труб та захищати її від корозії. Утворення такої плівки сприяє збільшенню терміну служби труб.

За $pH_s > 0$ зворотна вода схильна до утворення відкладень. Застосування реагентів, що містять дисперсанти (реагент 1 та ІУВ-1), дозволяє вести технологічний процес навіть за підвищеного індексу Ланжельє до 3,0. Однак дисперсанти дезактивуються завислими речовинами, тому воду необхідно додатково фільтрувати. За $pH_s < 0$ зворотна вода схильна до розчинення карбонатів. Більшість інгібіторів корозії для води зворотних систем, розраховані на нейтральне або лужне середовище, в якій вони сприяють утворенню на поверхні міцної плівки карбонатів кальцію та цинку, що захищає метал від корозії. Зміну розрахованих значень індексу pH_s від часу за температури 40 °С наведено на рис. 5.9.

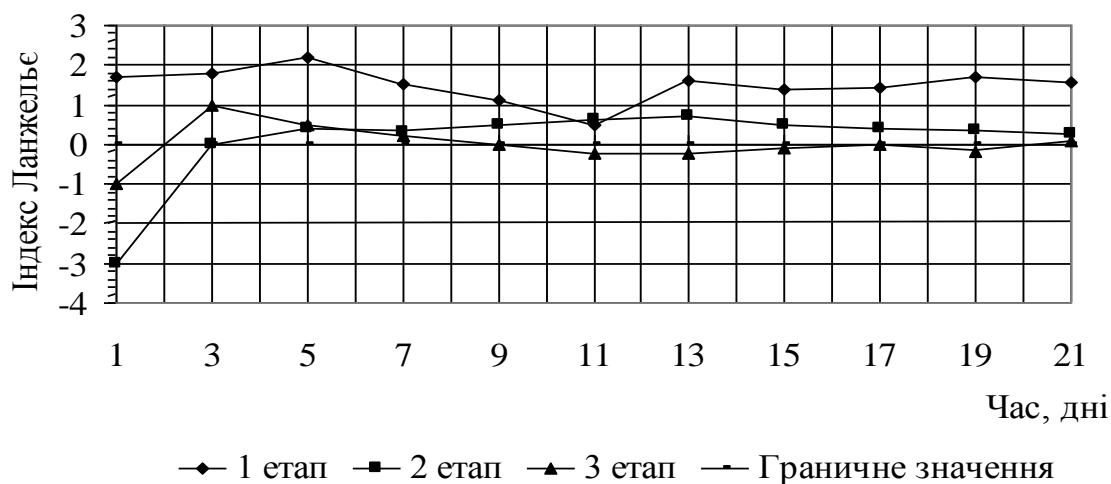


Рисунок 5.9 – Зміна індексу Ланжельє від часу на етапах дослідження якості зворотної води у відношенні до карбонату кальцію

Індекс Ланжельє розраховувався за формулою [289]:

$$pH_s = pH + K_{темн} + K_{луж} + K_{жорст} - K_{сол}, \quad (5.10)$$

де pH – водневий показник води;

$K_{темн}$ – температурний коефіцієнт;

$K_{луж}$ – коефіцієнт загальної лужності;

$K_{жорст}$ – коефіцієнт жорсткості;

$K_{сол}$ – коефіцієнт солевмісту.

Індекс Різнера, який дозволяє судити про корозійну активність зворотної води до сталі, визначався за формулою:

$$I_{Різ} = 2pH_s - pH. \quad (5.11)$$

Зміна значень індексу Різнера у часі за температури 40 °С наведено на рис. 5.10.

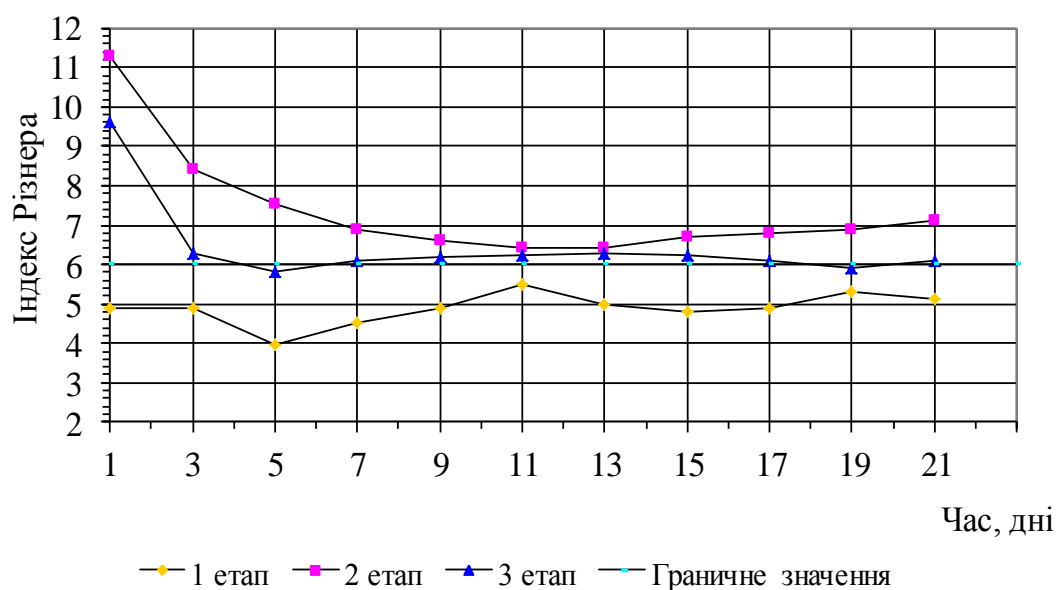


Рисунок 5.10 – Зміна індексу Різнера від часу на етапах дослідження якості зворотної води у відношенні до карбонату кальцію

Достатньо високі результати отримано на 3-му етапі за умови застосування комплексу реагентів RuroTech iChem 2132A. Це значною мірою пов'язано із тим, що водний розчин фосфонатів цинку та полімеру забезпечує розчинення відкладень карбонату кальцію, а мікробіоциди ефективно запобігають розмноженню та осадженню мікроорганізмів на поверхні металу. Оптимальна доза мікробіоцидів в зворотній воді становить 50 мг/дм^3 . Швидкість корозії сталі знизилася до $0,066 \text{ мм/рік}$ на плоских купонах, та до $0,051 \text{ мм/рік}$ на круглих.

Можна констатувати, що за умови використання реагентів на 3-му етапі захист від корозії забезпечується певними органофосфатними похідними, які найбільш ефективно пов'язують ділянки корозії заліза, а також за рахунок підтримання більш високої лужності. Таким чином, застосування інгібіторів корозії та відкладень на цьому етапі може бути рекомендовано для поліпшення якості зворотної води.

Отримані результати підтверджують доцільність обробки води із системи зворотного водопостачання спочатку хімічними реагентами (інгібітором

накипоутворення ІУВ -1 та інгібітором корозії ІК-2), а після насичення системи вищевказаними речовинами переходити до дозування комплексного реагенту PuroTech iChem 2132A. Обов'язковим є почергове застосування мікробіоцидів PuroTech 62, PuroTech 63, PuroTech 68 з метою запобігання адаптації мікроорганізмів.

Застосування комплексу реагентів PuroTech iChem 2132A дозволило знизити швидкість корозії на плоских купонах більш ніж у 6 разів до 0,066мм/рік, на круглих стрижнях – більш ніж у 18 разів до 0,051 мм/рік. Більший захисний ефект застосування інгібіторів на третьому етапі обумовлений підвищенням солевмісту на 15-20%, зрівняно із першими двома етапами.

Таким чином, застосування інгібіторів корозії та відкладень в системах зворотного водопостачання призвело до поліпшення якості зворотної води, що дозволило знизити швидкість корозії обладнання, подовжити термін його експлуатації та підвищити рівень екологічної безпеки.

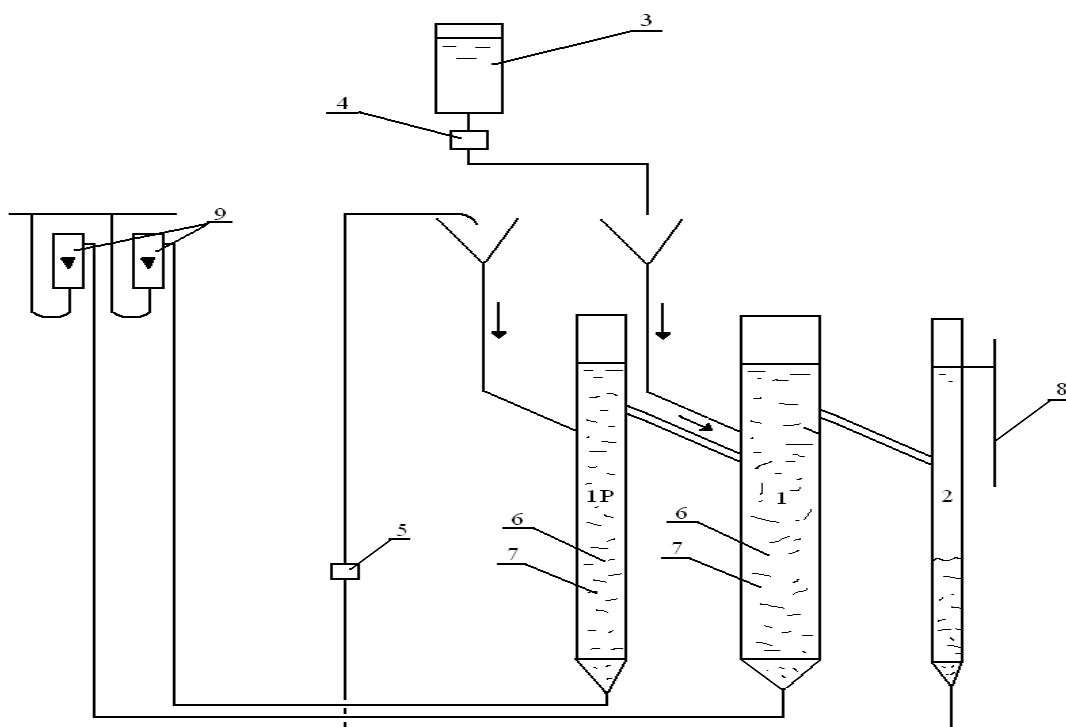
5.2.3. Підвищення ефективності процесу біологічного очищення міських господарсько-побутових стічних вод від органічних та азотовмісних сполук. Для ефективного проведення процесу аеробного біологічного очищення стічних вод необхідна значна кількість повітря на аерацію, що вимагає значних витрат електроенергії [290, 291]. У зв'язку із підвищенням вартості електроенергії, з метою зменшення собівартості очищення стоків, доцільно впроваджувати такі процеси, що потребують меншу витрату вищевказаного енергетичного ресурсу. Тому ціллю нашого дослідження було вдосконалення технології анаеробно-аеробного очищення стічних вод задля підвищення ефективності очищення стічних вод.

Як об'єкт дослідження обрана система біологічного очищення міських господарсько-побутових стічних вод.

Для отримання необхідних даних проведено дослідження на двох паралельно діючих лабораторних моделях денітрифікатора та аеротенка об'ємом 10 дм³, що обладнані необхідними системами дозування стічних вод,

аерування мулової суміші, відокремлення та перекачування активного мулу, відведення очищеної води.

Схема лабораторної установки наведена на рисунку 5.11.



1 – аеротенк; 1P – денітрифікатор; 2 – відстійник; 3 – ємність для стічних вод;
4 – дозатор стічних вод; 5 – циркуляційний насос; 6 – датчики розчиненого
кисню; 7 – датчики рН; 8 – злив очищеної води; 9 – витратомір повітря

Рисунок 5.11 – Схема установки з аеротенком та денітрифікатором

Кожна установка включала такі основні елементи:

- систему дозування стічних вод, що має у своєму складі калібровані ємності зі змінним робочий об'ємом, з яких дозувалися стічні води (максимальний об'єм кожної ємності 16 дм^3 ; ємності можуть бути з'єднані між собою як сполучені судини; кількість ємностей, які використовувались одночасно, залежала від витрати субстрату). Система обладнана спеціальним дозуючим пристроєм;

- дві паралельно діючі моделі аеротенків, кожна з яких включала модель аеротенка, обладнану системою аерування повітрям; модель резервуару для

видалення сполук азоту, які не аеруються, обладнаного пристроєм для перемішування мулової суміші; відстійник зі змінним робочим об'ємом;

- мембранний насос для перекачування зворотного мулу (автономні для кожної моделі);

- систему подачі повітря, що має у своєму складі ротаметри та шланги для подачі повітря в ємності.

Установка працює таким чином: вихідна стічна вода із ємності 3 за допомогою дозуючого пристрою 4 безперервно потрапляє в денітрифікатор 1Р, який обладнаний механічною мішалкою. У денітрифікатор, який не аерується, також подається активний мул із відстійника за допомогою циркуляційного насосу 5. З денітрифікатора мул самоплином потрапляє в аеротенк. В аеротенку мулова суміш аерується повітрям, що подається через витратомір 9. В процесі контактування вихідних стічних вод із мулом у присутності кисню здійснюється їх біологічне очищення. З аеротенка мулова суміш з очищеною водою переливається у відстійник 2, де активний мул осаджується в конічній частині, а очищена вода через перелив 8 видаляється із установки.

Експеримент складався з декількох серій, в кожній із яких змінювався один із регулюючих параметрів.

Було забезпечено такі значення параметрів: за постійного ступеня зовнішньої рециркуляції мулу, постійних концентрацій розчиненого кисню та вихідної концентрації органічних забруднень, у стічних водах змінювалися коефіцієнт внутрішньої рециркуляції мулової суміші в аеротенку та доза мулу.

Під час експерименту контролювалися такі регулюючі параметри:

- ступінь рециркуляції мулу;
- кількість надлишкового мулу;
- витрата повітря на аерацію;
- витрата циркулюючого мулу;
- витрата стічних вод на очищення.

Також здійснювалося спостереження за параметрами, що контролюються:

- концентрацією залишкових органічних забруднень в очищеній воді,

- концентрацією активного мулу в аеротенку,
- концентрацією активного мулу в денітрифікаторі,
- рН,
- температурою мулової суміші в аеротенці,
- зольністю мулу,
- коефіцієнтом приросту мулу,
- питомою швидкістю окиснення органічних забруднень.

Експеримент проводився за витрати стічної води в установку 1000 мл/год та змінного коефіцієнту зовнішньої рециркуляції мулової суміші від 1,0 до 2,6.

Як відомо, режим роботи аеротенка визначається значеннями технологічних та конструкційних параметрів: його об'ємом, значенням коефіцієнта рециркуляції мулу, концентрацією розчиненого кисню, дозою активного мулу, інтенсивністю аерації та ін.

Очищення стічних вод здійснювалося в лабораторній моделі у анаеробно-аеробних умовах. Дослідні роботи проводились із використанням реальних стічних вод міста Кременчук та активного мулу із міських очисних споруд. Якісні показники вихідних стічних вод, що використовувались в експериментах наведені в таблиці 5.2.

Таблиця 5.2 – Якісні показники вихідних стічних вод, що використовувались в експериментах

Найменування показника	Одиниця вимірювання	Середнє значення показника
рН	од. рН	7,1
БСК _п	мг/дм ³	267
ХСК	мг/дм ³	486
Завислі речовини	мг/дм ³	223
Азот амонійний	мг/дм ³	25,6
Нітрати	мг/дм ³	1,2
Сульфати	мг/дм ³	33
Хлориди	мг/дм ³	46
Фосфати	мг/дм ³	15,4
Залізо загальне	мг/дм ³	1,6

На початку експерименту у резервуарі для видалення сполук азоту суміш активного мулу та стічних вод перемішувалась механічною мішалкою без подачі аераційного повітря. Час анаеробного очищення змінювався від 4,4 до 6,9 годин. Співвідношення органічних забруднень та активного мулу протягом експерименту підтримувалось таким чином, щоб навантаження на активний мул складало від 214 до 541 мг БСК_п/г·добу. Зольність активного мулу змінювалася від 0,19 до 0,27 [292].

За вищевказаних умов відбувався процес очищення від нітрогених сполук, які відновлювались до молекулярного нітрогену та з рідкої фази переходили в атмосферне повітря. Ступінь очищення стічних вод від нітрогених сполук складала 78–82 %. Органічні речовини окислювались киснем, який був у складі нітритів і нітратів, (окислювались в основному вуглеводи, органічні кислоти, спирти). Бактерії, що відновлюють сполуки азоту, не можуть використовувати високомолекулярні полімерні сполуки. Максимальна інтенсивність процесу досягається за рН 7,0–8,2. За значень рН нижче 6,1 і вище 9,6 процес повністю гальмується. Температура реакційного середовища в аеротенках та денітрифікаторах під час проведення досліджень підтримувалась в межах 22–24 °С [293].

Після завершення анаеробного періоду очищення води потрапляли в аеротенк, куди подавали аераційне повітря протягом 1,8–2,2 год. Для підвищення ступеня очищення за органічними сполуками (БСК_п) було вирішено подавати додаткову кількість адаптованого до певного рівня навантажень активного мулу. Ступінь рециркуляції поступово збільшувалася від 100 до 260 % від витрати стічних вод на очищення.

Максимальна ступінь очищення за органічними сполуками (за БСК_п) складала 97,5% (табл. 5.3).

Таблиця 5.3 – Залежність ефективності очищення стоків за БСК_п від коефіцієнта зовнішньої рециркуляції мулової суміші

	Доза мулу, г/дм ³	Навантаження на мул, мг/г · доб	Концентрація розчиненого кисню, мг/дм ³	Тривалість аеробної фази, год	Коефіцієнт зовнішньої рециркуляції,	Ефективність очищення стоків за БСК _п
1	3,0	241	1,62	3,33	100	76,4
2	3,2	272	1,79	2,86	150	83,2
3	3,4	261	1,68	2,5	200	86,8
4	3,5	342	1,74	2,38	220	90,9
5	3,7	276	1,86	2,27	240	93,2
6	4,1	283	1,61	2,22	250	95,1
7	4,4	261	1,66	2,17	260	97,5

Такі високі значення свідчать про наявність у складі мікроорганізмів активного мулу прокаріотів. Прокаріоти є факультативними анаеробами, які за наявності кисню переходять на звичайне дихання. За результатами досліджень встановлено, що періодична зміна умов існування мікроорганізмів активного мулу призводить до зменшення швидкості їх осадження, тобто відбувається погіршення седиментаційних властивостей мулу. Головним чинником, що впливає на муловий індекс, є навантаження на активний мул [294].

Навантаження на активний мул q визначалось за формулою :

$$q = \frac{24 \cdot (L_n - L_k)}{a_i \cdot (1 - S) \cdot \tau_{at}}, \quad (5.12)$$

де L_n , L_k – концентрація БСК_{повне} відповідно на вході та на виході із аеротенка, мг O₂/дм³;

a_i – доза мулу, г/дм³;

S – зольність активного мулу, частка одиниці;

τ_{at} – час аерації, год.

Таким чином можна зробити висновок, що найвища ефективність очищення стоків була отримана за умови подачі у аеротенк аерованого (попередньо адаптованого до необхідного навантаження) мулу в кількості, що у 2,6 рази перевищує витрату стічних вод на очищення.

Для визначення залежності мулового індексу від навантаження на активний мул в аеротенках було проведено декілька серій дослідів, в яких послідовно змінювались параметри процесу: концентрація вихідних органічних забруднень в стічній воді та доза мулу. Концентрація розчиненого кисню в аеротенку підтримувалась в межах 1,8–2,1 мг/дм³. Отримана залежність мулового індексу від навантаження на активний мул в аеротенках, яку наведено на рисунку 5.12.

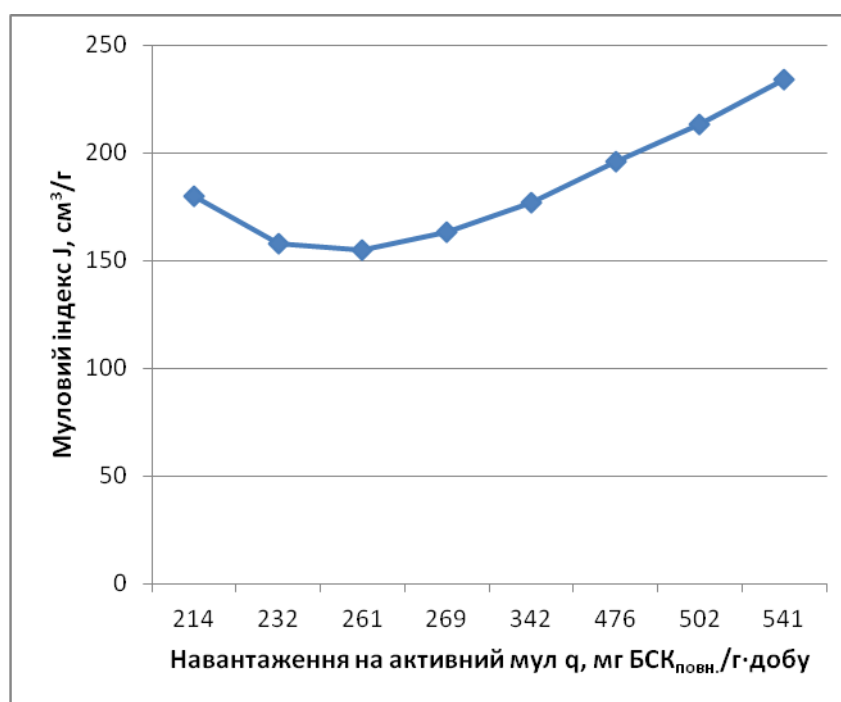


Рисунок 5.12 – Залежність мулового індексу від навантаження на активний мул в аеротенках

Результати обробки експериментальних даних свідчить про те, що існує параболічна залежність між муловим індексом, що характеризує седиментаційні властивості мулу та навантаженням на активний мул. Відомо,

що чим менше значення мулового індексу, тим ефективніше здійснюється розділення мулу і очищеної води у вторинних відстійниках, ось чому необхідно підтримувати певні навантаження на активний мул. Були визначені раціональні значення мулового індексу за оптимальних навантажень на активний мул. Таке значення мулового індексу для аеротенка становить $161 \text{ см}^3/\text{г}$ за оптимального навантаження $258 \text{ мг БСК}/\text{г}\cdot\text{за добу}$.

На заключній стадії процесу очищення стічних вод, коли у воді залишається незначна кількість органічних сполук, відбувається процес окиснення амонійного азоту до нітритів. Бактерії роду *Nitrosomonas* окиснюють азот (нітроген) амонійний до нітритів. Як субстрат бактерії *Nitrosomonas* можуть використовувати амонійний азот, сечовину, сечову кислоту, гуанін, але органічна частина молекули не споживається. На другій стадії бактерії роду *Nitrobacter* окиснюють нітрити до нітратів.

Результати досліджень показали, що інтенсивність процесу окиснення азоту амонійного є дуже низькою, причому частка нітритів не перевищує $3,6 \%$ від загальної кількості нітрогеновмісних сполук, внаслідок ефективного видалення азоту в процесі його відновлення.

Резюмуючи можна зробити висновок, що найвища ефективність очищення стоків, що дорівнює $97,5 \%$ для органічних та $92,6\%$ для азотовмісних сполук, була отримана за умови подачі у аеротенк аерованого (попередньо адаптованого до необхідного навантаження) мулу в кількості, що у $2,6$ рази перевищує витрату стічних вод на очищення. Крім того, за результатами проведених робіт можна зробити висновок, що основною проблемою анаеробно-аеробного очищення є незадовільні седиментаційні властивості активного мулу, що позначається на уповільненні процесу ущільнення та зневоднення осадів стічних вод. Це обумовлює необхідність облаштування додаткових мулових майданчиків на очисних спорудах.

5.2.4. Технологічні підходи до вилучення біомаси мікробіодоростей із штучних водойм. Одним із шляхів уникнення екологічної небезпеки у водосховищах Дніпровського каскаду є утилізація мікробіодоростей з отриманням енергоносіїв [295]. Нами отримано патент на корисну модель «Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей» [260], де задекларовано чотири стадії процесу: збір та концентрування водоростей із акваторій з можливою подальшою обробкою біомаси в полі гідродинамічної кавітації; екстрагування ліпідів; синтез біогазу; збір відпрацьованої біомаси. Для збору біомаси неефективно застосовувати відкачку насиченої ними води з наступною їх фільтрацією. Стадія збору синьо-зелених водоростей із акваторій, згідно [260], полягає у використанні судна як приймача насиченого синьо-зеленими водоростями поверхневого шару води. З приймача біомаса потрапляє до бункера, з якого pompa перекачує її у цистерни (5 м³). Після завантаження буксир доставляє сировину на біостанцію, де проходить почергова обробка цистерн із сконцентрованими у них синьо-зеленими водоростями.

Для збору біомаси в промислових масштабах спеціальні концентраційні колони авторами публікацій [296, 297] запропоновано розташовувати в місцях максимального природного згущення біомаси синьо-зелених водоростей. Водоростева біомаса у них подається самопливом. Біомаса спливає на поверхню внаслідок вмісту в ній бульбашок газу, а чиста вода залишається внизу колони. Як тільки нижній рівень біомаси досягає розподільного вентиля, його перемикають на подачу біомаси в дайджестер для проведення метаногенезу. Субстрат, що залишився, видаляють із анаеробної камери і направляють на сушіння або брикетування для отримання біодобрива. Частина відпрацьованого субстрату з дайджестера містить метаногенний мікробіоценоз, тому використовується далі як посівний матеріал для інокуляції завантаження в наступному циклі ферментації біомаси сестону.

Проаналізовані способи збору біомаси синьо-зелених водоростей не відрізняються високою ефективністю та є затратні. Оскільки у світовій практиці відомі ефективні способи очищення від поверхневого забруднення акваторій

портів, берегових смуг, океанічних та морських поверхонь від нафтопродуктів після аварій танкерів, то цей досвід доцільно було б використати у розглянутому випадку.

На основі логічного аналізу вище викладених результатів (підрозділ 4.2) приходимо до висновку [298], що застосування запропонованої [260] системи поводження з синьо-зеленими водоростями дає такі позитиви:

- виконання умов Кіотського протоколу до Рамкової конвенції ООН про зміну клімату (Ріо-де-Жанейро, 1992 р);

- дотримання положень Директиви 2000/60 / ЄС Європейського парламенту та Ради ЄС від 23 жовтня 2000 року, яка встановлює рамки для дій Співтовариства в сфері водної політики;

- відтворення функціональних можливостей екосистем водосховищ Дніпровського каскаду (оптимізація газового та гідрохімічного режимів, зниження токсичності води; забезпечення умов нересту іхтіофауни та інш.);

- відновлення довкілля та створення нормальних умов життєдіяльності населення за рахунок поліпшення якості природних вод, а також вод, що застосовуються для потреб населення;

- використання екологічно безпечного методу збору біомаси синьо-зелених водоростей без істотних витрат енергії;

- використання відходів виробництва біогазу як органічних добрив в аграрній сфері;

- забезпечення соціальних-економічного сталого розвитку подніпровського регіону в умовах комфортного стану довкілля.

5.3 Реалізація системи організаційно-технічних рішень щодо послаблення негативного впливу фізичних чинників на людину та довкілля

За результатами моніторингових досліджень (підрозділ 4.4 дисертації) та теоретичних положень, викладених у підрозділі 3.5 дисертації, на основі

логічного аналізу розроблено систему заходів зі зниження впливу різних типів техногенних землетрусів.

У відношенні до техногенних землетрусів, що виникають в процесі руху великовантажного транспорту (заміри швидкості зміщення проводилися на різних ділянках магістралей, що відповідають умовам експерименту), пропонуємо [299]:

- обмеження швидкості руху та маси транспортних засобів; встановлено, що за умови зменшення швидкості руху автомобіля з 60 до 40 км/год ступінь проявів екологічної небезпеки знижується в 1,5–2 рази;

- для залізничного транспорту - створення безстикової колії або використання конструкції колії із віброізолюючим скріпленням, що спричиняє зниження швидкості зміщення ґрунту в 3–4 рази.

Щодо моста через Дніпро та греблі Кременчуцького водосховища розглядаємо [299] реалізацію системи узгодженого ініціювання джерел землетрусів: на час руху потягу обмежується рух великовантажного автомобільного транспорту (регулюються швидкість руху та щільність потоку). Це дозволяє зменшити накопичення напруг в елементах конструкцій розглянутих споруд і тим самим знизити ймовірність проявів екологічної небезпеки.

Ми вважаємо, що ефективним заходом зі зниження інтенсивності впливу техногенних землетрусів різного генезису є застосування встановленої нами у підрозділі 3.5 дисертації першої особливості формування екологічної небезпеки - *оптимальне розміщення джерел екологічної небезпеки відносно певних об'єктів соціально-економічної зони суттєво послаблює наслідки її проявів*. Це можна досягнути шляхом зміни параметрів середовища, у якому поширюються механічні хвилі від джерела техногенних землетрусів. Відомо, що в твердих (наприклад, скельних) породах пружні хвилі поширюються із меншими втратами і передаються на більші відстані, ніж в незв'язаних породах (пісок, гравій і т.і.), де вони швидко втрачають свою енергію внаслідок затухання. У зв'язку із викладеним ми вважаємо за доцільне реалізувати штучну зміну

параметрів геологічного середовища в напрямку проходження механічних хвиль з метою обмеження зони їх поширення у відношенні до небезпечних об'єктів.

Пропонуємо [299] такі шляхи вирішення поставленої задачі:

- проведення на шляху поширення хвиль серії дрібних вибухів для дроблення скельних порід. Це повинні бути поверхневі вибухи невеликої потужності, тому що потенційно небезпечні об'єкти, як правило, знаходяться в далеких зонах дії землетрусів, куди переважно поширюються поверхневі хвилі. Такий захід доцільно застосовувати для вибухів на кар'єрах;

- спорудження на шляху поширення хвиль нескладних заглиблених споруд, заповнених пористими матеріалами (щебінь, керамзит). Споруда екранує зону, в якій розташовані об'єкти, від поздовжніх хвиль, що утворюються в процесі ініціювання джерела техногенних землетрусів. Утворена пружна структура забезпечує багаторазове переломлення та відбиття хвиль, що призводить до поглинання енергії. Вказаний захід доцільно застосовувати для різних типів джерел техногенних землетрусів;

- формування мережі зелених насаджень (дерев із розвиненою кореневою системою) на шляху поширення механічних хвиль від джерела техногенних землетрусів. Коріння фактично утворюють еластичну «сітку», що поглинає механічні коливання за рахунок пружних сил. Такий захід доцільно реалізовувати у випадку транспортних джерел техногенних землетрусів [300].

Застосування наведених заходів зі зниження впливу техногенних землетрусів дозволяє підвищити ступінь екологічної безпеки та забезпечити достатню комфортність умов для людей в житлових та виробничих приміщеннях, що знаходяться в зоні їх впливу. Має місце також зменшення психологічного впливу на людей - недопущення такої інтенсивності коливань, за якої хоча і не виникають пошкодження в будівлях і спорудах, але вони можуть викликати у людей такі ж відчуття, як і за більш потужних природних землетрусів. Також забезпечується конструктивна та архітектурна цілісність будівель і споруд, запобігання ушкоджень різного устаткування.

5.4 Практичні аспекти структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки

5.4.1. Стійкість та радіємність каскаду Дніпровських водосховищ. Розроблені у підрозділі 3.8 дисертації теоретичні положення щодо надійної структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки, використані нами для практичної реалізації у визначенні стійкість та радіємності каскаду водосховищ. Ми розглядали радіємність як «екологічний градусник», що вимірює стан та благополуччя біоти.

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС відбулося забруднення значних територій Білорусі, України та Росії [301, 302]. Майже всі забруднені території розташовані на водозабірній площі Дніпра, тому в результаті поверхневого стоку радіонукліди потрапляють у каскад Дніпровських водосховищ. Приблизно 40 % стоку формує 30-кілометрова зона ЧАЕС, 40 % – територія забруднених областей Білорусі, а інші 20 % – від забруднених територій України, на яких ведеться господарська діяльність.

Дніпро є каскадом із шести великих водосховищ. Аналізуючи величину та швидкість обміну води між водосховищами, можна бачити, що обмін між ними становить не більше $1/30$ їх об'єму в рік. Це характеризує каскад як систему водойм, які досить повільно обмінюються водою. До такої системи можуть бути застосовані методи оцінювання радіємності, запропоновані нами у [298] для оцінювання радіємності простих каскадних систем водойм. Основні параметри та характеристики Дніпровських водосховищ (із використанням даних п. 4.1.2 дисертації), також розрахункові параметри фактора радіємності водосховищ відносно радіонукліда ^{137}Cs наведені в табл. 5.4.

Таблиця 5.4 – Характеристики та оцінки параметрів Дніпровських водосховищ для ^{137}Cs

Водосховище	Площа, км ²	Об'єм, км ³	Середня глибина, м	Товщина мулу, см	K_n (вода–донні відклади)	Фактор радіємності
Київське	920	3,7	4	10	100	0,7
Канівське	680	2,4	4	10	50	0,6
Кременчуцьке	2250	13,5	6	10	800	0,8
Запорізьке	570	2,4	4	10	100	0,7
Дніпровське	410	3,3	8	10	230	0,7
Каховське	2150	18,2	8	10	280	0,7

Із таблиці видно, що кожне водосховище має невисокі значення фактора радіємності. Виходячи з того, що Дніпровські водосховища повільно обмінюються водою, застосовуємо до каскаду водосховищ формулу розрахунку загальної радіємності («фактор радіємності») [298] :

$$F = \frac{Kh}{H + Kh}, \quad (5.13)$$

де K – коефіцієнт нагромадження в системі «вода–донні відклади»;

h – товщина сорбуючого шару в мулах;

H – середня глибина водойми;

F – показує, яка частина радіонуклідів, що міститься у водоймі, припадає на частку донних відкладів (F), а яка – на воду ($1-F$).

Величину F не залежить від концентрації радіонуклідів у воді C на великому інтервалі значень і дозволяє розраховувати ступінь забруднення води у водоймі, якщо відома кількість радіонуклідів, що надійшла в неї, та площа її поверхні. Фактор радіємності біотичної складової водойми оцінюємо за формулою [298]:

$$F_6 = \frac{PKH}{H + kh + PKH}, \quad (5.14)$$

де P – густина біомаси;

K – коефіцієнт нагромадження «вода–біота».

Розрахунок за формулою (5.13) дає значення фактору радіємності каскаду $F_k = 0,9994$. Ця величина показує надзвичайно високий ступінь фактора радіємності каскаду, котрий набагато вище, ніж фактор радіємності «найкращого» за радіємністю Кременчуцького водосховища.

Результати оцінки за формулами (5.13 та 5.14) дозволили достатньо точно спрогнозувати розподіл радіонуклідів ^{137}Cs каскадом у його донних відкладах і воді та спрогнозувати, що основна частина радіонуклідів ^{137}Cs буде міцно «захоронена» в мулах Київського водосховища.

Оцінка на основі запропонованої моделі зроблена для випадку разового надходження радіонуклідів у каскад. Для ситуації тривалого надходження модель доцільно модифікувати із використанням диференціальних рівнянь. Через 25 років після аварії різниця в радіоактивності вод Київського та Каховського водосховищ становить ті самі два-три порядки, що і в перші роки після аварії.

Для іншого важливого радіонукліда (^{90}Sr) ситуація суттєво відрізняється – фактор радіємності водосховищ Дніпровського каскаду не перевищує значень 0,2–0,3, а фактор загальної радіємності каскаду не перевищує 0,5–0,6, за якого відсутнє суттєве депонування стронцію в донних відкладеннях.

Результати аналізу радіоекологічної надійності біосистем, проведеного на основі теоретичних положень, що викладені у попередньому розділі, показали, що динаміка фактора радіємності біоти екосистеми в умовах дії гамма-опромінення та внесення солей важкого металу (Cd) майже збігається з динамікою поведінки біологічного показника – швидкості росту. Можна стверджувати, що поведінка в екосистемі трасера ^{137}Cs , як аналога елемента мінерального живлення калію, відображає ступінь благополуччя стану біоти екосистеми. Звідси отримуємо висновок: чим вище здатність біоти

нагромаджувати та утримувати трасер, тим краще стан, а отже, надійність біоти екосистеми.

Як відомо, у результаті аварії на ЧАЕС трасер ^{137}Cs було розповсюджено на значних територіях. Тому можна використовувати цю обставину для встановлення перерозподілу трасера різними типами екосистем. Якщо в динаміці спостереження за фактором радіємності за трасером спостерігається різка зміна його вмісту в біоті досліджуваної екосистеми, то це може означати помітну реакцію біоти на вплив, котрий вона отримує [303 – 306]. Поведінка трасера може виконувати функцію «екологічного градусника» під час оцінювання стану та надійності біоти. Зниження рН у водній екосистемі призводить до десорбції радіонуклідів із донних відкладів та біоти у воду, що своєю чергою, призводить до зниження радіємності донної біоти і збільшення вмісту трасера у воді. Це зумовлює додаткові дозові навантаження на біоту водної товщі і для людей, які використовують воду для пиття та зрошення.

Результати досліджень [197], проведених на біоті екосистем, дозволили встановити ліміти допустимих дозових навантажень на біоту: зокрема доза у 4 Гр/рік для рослин і гідробіонтів та доза у 0,4 Гр/рік для тварин можуть слугувати межею, за якої біота ще може надійно існувати.

Для оцінки вмісту радіонуклідів, що відповідають цим дозам, були використані дозові коефіцієнти Б. Аміро [303], які дали змогу показати, що вміст ^{137}Cs у біоті здатен створити саме таку критичну дозу в 4 Гр/рік. Результати оцінки радіємності біотичної компоненти екосистеми, коли величина надійності біоти екосистеми близька до нуля, показали [307], що в діапазоні доз для біоти від 0 до 4 Гр надійність може змінюватися лінійно від 1 до 0. Таким чином, параметр радіємності може слугувати мірою надійності біоти в будь-якій екосистемі.

Нами [297] розглянуто два варіанти степеня надійності Дніпровського каскаду водосховищ щодо процесу утримання в ньому радіонуклідів: без урахування участі біоти водойм та за умов реальної адаптивної відповіді біоти на

порівняно малі дози опромінення (біля 0,1–0,5 Гр/рік) (табл. 5.3–5.6). Загальна надійність та радіємність каскаду оцінена за формулою:

$$F_{\text{каскаду}} = 1 - \prod (1 - F_i). \quad (5.15)$$

Таблиця 5.5 – Результати оцінки факторів радіємності за ^{137}Cs каскаду Дніпровських водосховищ (оцінка надійності каскаду водосховищ за участі біоти)

Водосховище	F (донні відклади)	F (біоти)	F_i (сумарне)
Київське	0,7	0,1	0,8
Канівське	0,6	0,08	0,68
Кременчуцьке	0,9	0,04	0,94
Запорізьке	0,7	0,16	0,86
Дніпровське	0,7	0,1	0,8
Каховське	0,8	0,14	0,94

Примітка: $F_{\text{каскаду}}$ (без біоти) = 0,9998; $F_{\text{каскаду}}$ (з біотою та адаптацією) = 0,999993

Із табл. 5.5 видно, що утримувальна здатність каскаду помітно більша (у 33 рази) за наявності біоти, здатної до адаптації.

Таблиця 5.6 – Результати оцінки факторів радіємності за ^{137}Cs каскаду Дніпровських водосховищ за участі ефекту синергізму дії радіації та кадмію

Водосховище	F (донні відклади)	F (біоти)	F_i (сумарне)
Київське	0,7	0,09	0,79
Канівське	0,6	0,07	0,67
Кременчуцьке	0,9	0,036	0,936
Запорізьке	0,7	0,14	0,84
Дніпровське	0,7	0,09	0,79
Каховське	0,8	0,13	0,93

Примітка: $F_{\text{каскаду}}$ (без біоти) = 0,9998; $F_{\text{каскаду}}$ (з біотою та адаптацією) = 0,9999 .

Із табл. 5.6 слідує, що утримувальна здатність каскаду помітно більша (у 21 раз) за наявності біоти, здатної до адаптації в умовах синергізму дії за участі кадмію.

Таблиця 5.7 – Результати оцінки факторів радіємності за ^{90}Sr каскаду Дніпровських водосховищ (оцінка надійності каскаду водосховищ за участі біоти)

Водосховище	F (донні відклади)	F (біоти)	F_i (сумарне)
Київське	0,3	0,15	0,45
Канівське	0,2	0,1	0,3
Кременчуцьке	0,5	0,2	0,7
Запорізьке	0,4	0,2	0,6
Дніпровське	0,4	0,18	0,48
Каховське	0,5	0,16	0,66

$F_{\text{каскаду}}$ (без біоти) = 0,95; $F_{\text{каскаду}}$ (з біотою та адаптацією) = 0,992.

По табл. 5.7 робимо висновок, що утримувальна здатність каскаду помітно більша (у сім разів) в умовах наявності біоти, здатної до адаптації.

Таблиця 5.8 – Результати оцінки факторів радіємності за ^{90}Sr каскаду Дніпровських водосховищ, враховуючи ефект синергізму дії радіації та кадмію (оцінка надійності каскаду водосховищ за участі біоти)

Водосховище	F (донні відклади)	F (біоти)	F_i (сумарне)
Київське	0,3	0,14	0,44
Канівське	0,2	0,09	0,29
Кременчуцьке	0,5	0,18	0,68
Запорізьке	0,4	0,18	0,58
Дніпровське	0,4	0,16	0,56
Каховське	0,5	0,15	0,65

$F_{\text{каскаду}}$ (без біоти) = 0,95; $F_{\text{каскаду}}$ (з біотою та адаптацією) = 0,992 (різниця у шість разів).

За даними табл. 5.8 робимо висновок, що утримувальна здатність каскаду помітно більша (у 6 разів) за наявності біоти, здатної до адаптації в умовах синергізму дії за участю важкого металу кадмію.

Також розраховано міру надійності каскаду Дніпровських водосховищ щодо процесу утримання в різних його компонентах радіонуклідів за різних умов (Додаток Б)

5.4.2. Адаптація системи екологічного аудиту до об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. Суть екологічного аудиту щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки (ОПЕН) полягає в тому, що він є комплексним інструментом, здатним вірно оцінити фактори екологічної небезпеки і мінімізувати екологічні ризики функціонування таких об'єктів.

Методологія проведення такого аудиту для ОПЕН, на наш погляд, ґрунтується на таких положеннях:

- оцінці діяльності шляхом аналізу основних виробничих технологічних процесів та забезпечення господарської діяльності підприємства, що виконуються із застосуванням відповідного обладнання і впливають на стан екологічної безпеки;

- використанні результатів інвентаризації джерел екологічної небезпеки;
- організації виробничого (у т.ч. екологічного) та державного екологічного контролю.

Об'єктом екологічного аудиту ОПЕН є господарська діяльність (в тому числі і минула), пов'язана із використанням та впливом ОПЕН на землю, надра, ґрунти; поверхневі та підземні води; ліси та іншу рослинність; атмосферне повітря, озоновий прошарок атмосфери і навколоземний космічний простір, а також результати такої діяльності. Предметом ЕА є промислові, технічні, фінансові та правові аспекти діяльності ОПЕН, що пов'язані із впливом на довкілля.

В екоаудиті ОПЕН ми виділяємо такі групи критеріїв:

- правові норми, що регулюють проведення аудиту;

- визначення етапів ЕА залежно від особливості та масштабу екологічної діяльності підприємства, наявних надзвичайних ситуацій та подій, існуючої системи менеджменту та внутрішнього контролю;

- законодавчі акти України в галузі екологічного права та нормативно-правові документи, що регулюють функціонування об'єктів природокористування та довкілля;

- еколого-економічні показники об'єкту аудиту залежно від його специфіки та галузі діяльності.

Принципи ЕА пропонуємо розділити умовно на групи:

- системоутворюючі (законність, повнота, структуризація, зворотний зв'язок);

- методологічні (наукова обґрунтованість, доказовість, вагомість);

- щодо якості та достовірності (незалежність, об'єктивність, вірогідність, безсторонність, конфіденційність, персональна відповідальність аудитора).

Результати аналізу наявного матеріалу свідчать, що в екологічному аудиті ОПЕН використовуються загальнонаукові та специфічні методи. До перших із них належать: синтез, індукція, дедукція, аналогія, моделювання, абстрагування, системний, функціонально-ціновий та причино-наслідковий аналізи.

Найдоцільнішим для контролю за розвитком проблем екологічної безпеки в процесі експлуатації ОПЕН є використання цільових показників ЕА на об'єкті екоаудитування. До них відносяться: ресурсо-, енерго-, матеріало-, водо-, відходо-, екологоємність, екологічна фондоємність, екологічна капіталоємність, наукоємність тощо.

Вказані показники дають змогу оцінити техніко-економічний, організаційний та екологічний рівень господарювання, використання природних ресурсів, технологічну ефективність та економічний збиток та можливість зменшення його величини.

Ми вважаємо, що проведення екологічного аудиту на підприємстві потрібно здійснювати із використанням сучасних технічних та інформаційних

систем для контролю параметрів довкілля та визначення їх зміни на основі проведення моніторингу (рис.5.13).

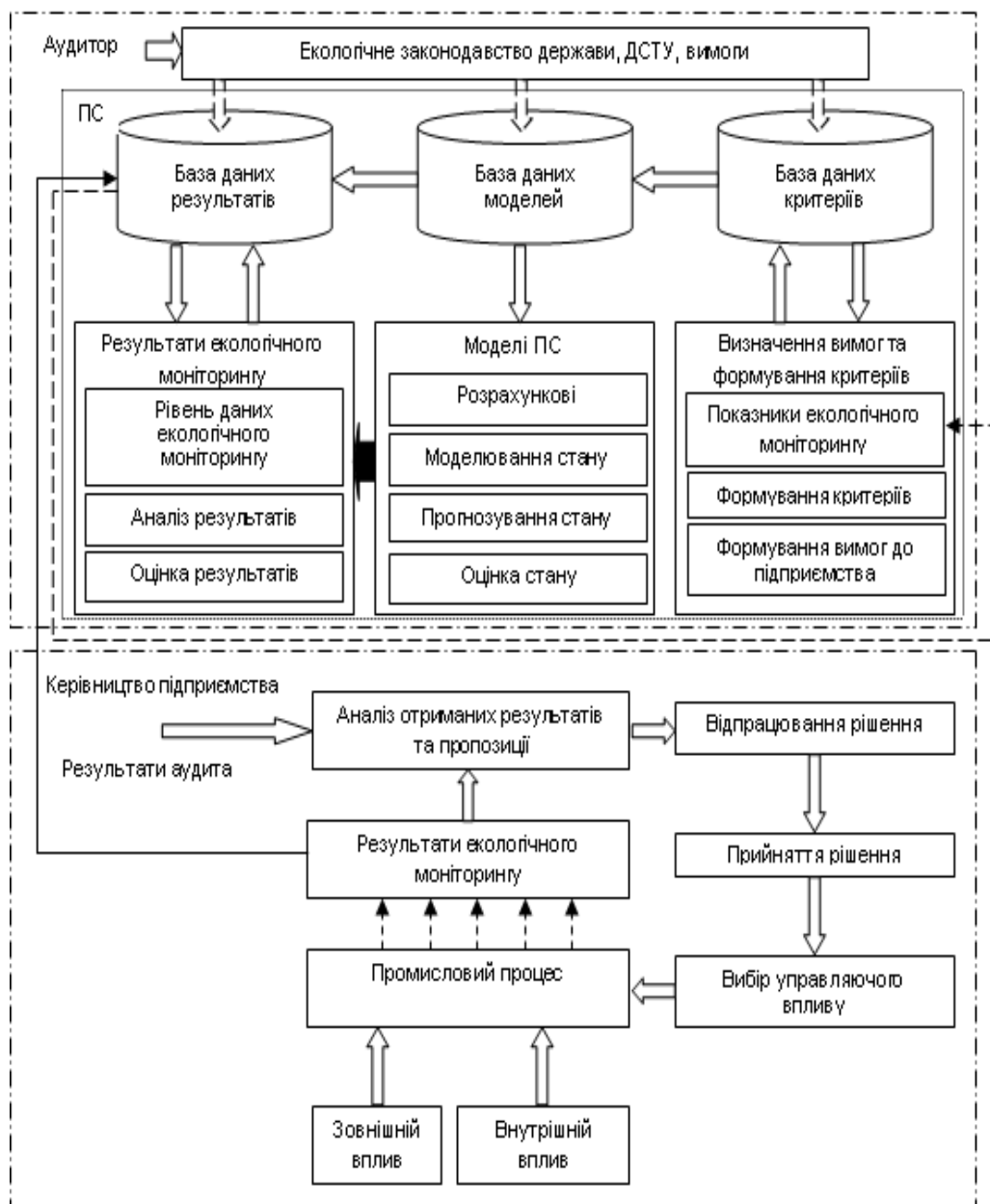


Рисунок 5.13 – Модель проведення екологічного аудиту ОПЕН

Особливістю запропонованої моделі є проведення екологічного моніторингу із використанням геоінформаційних систем, які дають змогу враховувати: рівні забруднення водних ресурсів у різні пори року; якість атмосферного повітря та визначення кількості викидів; міграцію хімічних елементів; топографічні карти місцевостей, тощо [304]. В існуючу виробничу

систему запропоновано впровадити певні датчики контролю параметрів для постійного моніторингу.

Запропонований підхід доповнює існуючий щодо проведення екологічного аудиту підприємств, на основі регламентуючої оцінки тих чи інших екологічних аспектів діяльності, відповідно із висновками та рекомендаціями.

Враховуючи те, що екологічний менеджмент забезпечує поєднання ефективного виробництва із мінімальним впливом на природне навколишнє середовище, ми адаптували модель екологічного керування підприємств до об'єктів підвищеної екологічної небезпеки (рис. 5.14).

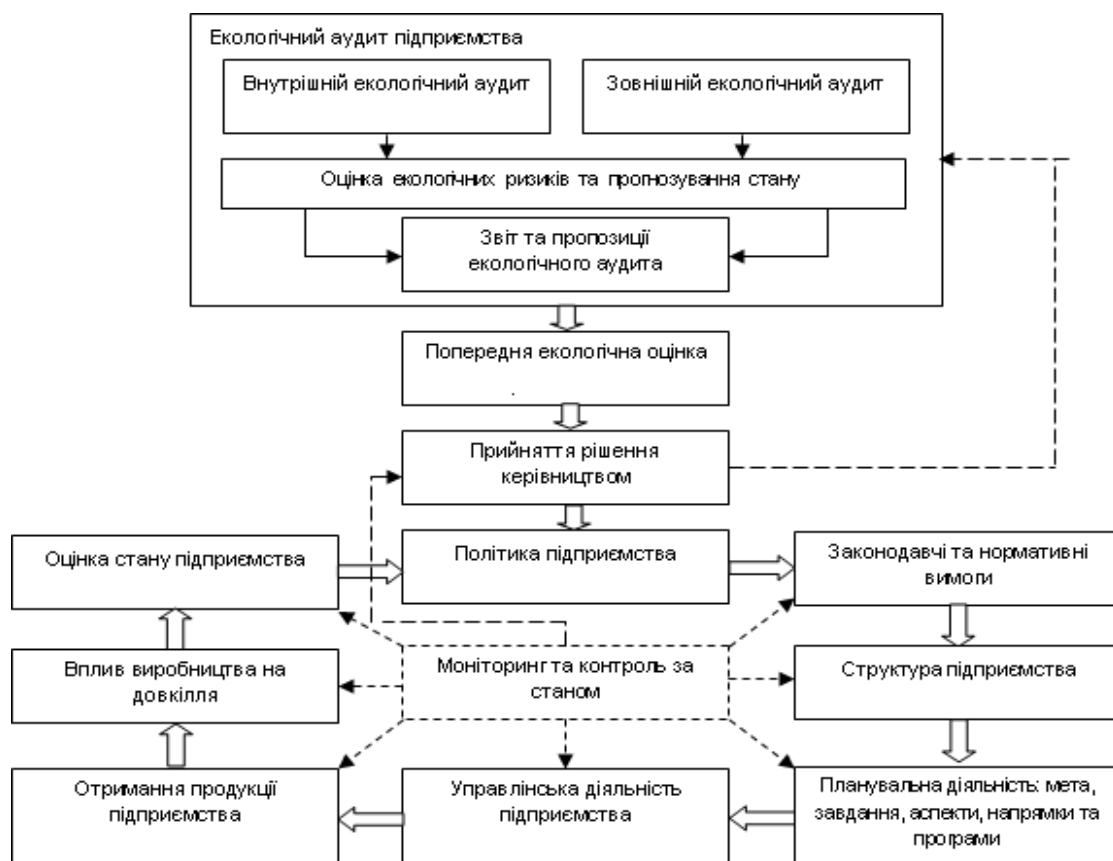


Рисунок 5.14 –.Схема моделі екологічного управління ОПЕН

Модель ґрунтується на визначенні екологічних ризиків на ОПЕН, використано принцип моніторингу за технологічним циклом зі своєчасним

втручанням в екологічне управління підприємства для зниження рівня екологічної безпеки.

Важливим є проведення екологічного оцінювання, метою якого є моніторинг стану довкілля. Отримані дані є «початковими», їх порівнюємо із даними, отриманими в наступних часових періодах. Оцінювання виконання екологічних вимог Q ОПЕН визначається наступним чином:

$$Q = \sum_{m=1}^z q_m h_m, \quad (5.16)$$

де q_m – значимість вимог;

h_m – ступінь виконання вимог підприємством;

m – кількість вимог.

Екологічні показники характеризують процес виробництва, а також функціонування системи екологічного менеджменту, відображають інформацію про місцеві, регіональні, глобальні екологічні умови або стан навколишнього середовища в поточний момент часу. Сукупні ризики підприємства розглядаємо як суму ризиків промислових процесів [308]:

$$R = \sum_{i=1}^n R_i, \quad (5.17)$$

де R_i – ризик i -го процесу; n – кількість процесів;

$$R_i = \sum_{j=1}^{L_i} r_{ij}, \quad (5.18)$$

де r_{ij} – ризик j -го екологічного аспекту i -го процесу,

$j = \overline{1, L_i}$; L_i – кількість екологічних аспектів i -го процесу.

Ризик екологічного аспекту визначається за формулою:

$$r_{ij} = p_{ij} \times u_{ij}, \quad (5.19)$$

де p_{ij} – величина ймовірності перевищення нормативного показника для j -го екологічного аспекту i -го процесу;

u_{ij} – оцінка збитку від перевищення нормативного показника впливи j -го екологічного аспекту i -го процесу.

За умови одночасного впливу на довкілля декількох процесів враховується можливість прояву синергетичного ефекту, ймовірність перевищення нормативного показника для двох спільних екологічних аспектів можна визначити так:

$$P_{ij} = P_{i1} + P_{i2} - P_{i1} \times P_{i2}. \quad (5.20)$$

Оцінку збитку від перевищення нормативного показника обчислюємо як суму збитку довкіллю. Загальний очікуваний збиток Z_{oz} визначається за формулою:

$$Z_{oz} = \sum_{j=1}^v Z_j, \quad (5.21)$$

де Z_j – математичне очікування збитку по ризику j -го екологічного аспекту.

Результати проведення екологічного аудиту зводяться в єдину базу даних, що дає змогу відстежити і спрогнозувати поточну ситуацію, а також надавати чіткі висновки та рекомендації щодо впливу підприємства на довкілля та гармонійне функціонування територій як складової частини регіону (рис. 5.15).

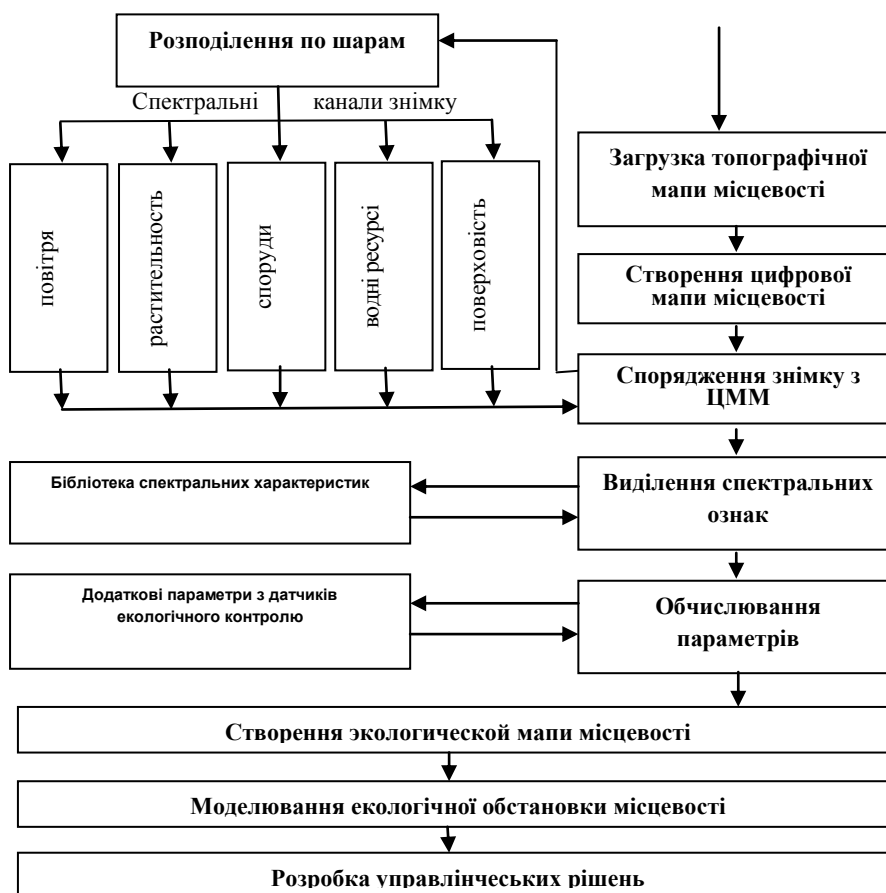


Рисунок 5.15 – Схема алгоритму проведення екологічного контролю параметрів на ОПЕН

Нами запропоновано підхід та розроблено механізми проведення екологічного аудиту ОПЕН з оцінкою його впливу на стан екологічної безпеки. Основною особливістю є використання геоінформаційних технологій для проведення моніторингу та контролю за поточним станом із врахуванням впливу промислових процесів ОПЕН на стан екологічної безпеки. Механізм проведення екологічного аудиту ОПЕН складається з чотирьох блоків.

Блок 1. Побудова екологічної системи управління ОПЕН на основі розробленої моделі.

1.1. Постановка завдання ЕА підприємства, визначення мети та основних напрямків роботи. Відповідно до вимог стандартів ДСТУ ISO 14001:2006 та ДСТУ ISO 14001:2005 щодо ідентифікації та визначення важливіших напрямків

ЕА перед ОПЕН ставиться завдання оцінювання ступеня значимості ЕА і побудови рейтингу ЕА.

1.2. Визначення критеріїв та постановка багатокритеріальної задачі оцінювання значимості екологічних аспектів, яка охоплює такі процедури:

- обчислення семантичної відстані (різниці між значеннями альтернатив).
- розрахунок ступеня переваги одного ЕА над іншим щодо кожного критерію.
- визначення позитивного ефекту.
- розрахунок інформаційної складової відповідно зазначеному критерію.
- розрахунок позитивного та негативного потоків.

Блок 2. Збір інформації із використанням ГС та здійснення контролю параметрів довкілля.

Блок 3. Оцінка результатів. На основі отриманих результатів проводиться аналіз матеріалів аудиту та розробляється висновок щодо впливу промислового підприємства на довкілля:

- оцінюються ризики найбільш значущих екологічних аспектів (для аналізування значущих екологічних аспектів пропонується уточнення параметрів впливу підприємства на навколишнє природне середовище та за необхідності прогнозування ситуації. Виявляються причини та джерела виникнення перевищення нормативних значень аспектів, а також наслідки або несприятливі події, до яких вони можуть призвести);

- оцінюється ймовірність перевищення нормативних значень екологічного аспекту за допомогою логіко-імовірнісного методу;

- оцінюється ймовірність перевищення нормативних значень екологічних аспектів на основі порівняння та визначення критичності;

- оцінюються збитки від перевищення впливу екологічних аспектів на довкілля (залежно від виду екологічних аспектів пропонується кілька варіантів оцінювання). Перевищення нормативних показників може бути пов'язано з забрудненням атмосферного повітря, водних ресурсів, ґрунту, біологічних ресурсів;

- оцінюється сукупність ризику підприємства.

Блок 4. Розроблюються пропозиції для подальшого використання їх щодо покращення екологічного менеджменту на ОПЕН (результати екологічного аудиту доводяться до місцевих органів влади, які повинні зробити оцінку поточного стану навколишнього природного середовища та розробити відповідні коригувальні заходи).

Спираючись на зарубіжний досвід розвитку екологічного аудиту, ми рекомендуємо використовувати для збору інформації анкети та опитувальні листи стану довкілля, анкети проведення аудиту щодо дотримання екологічних вимог.

Резюмуючи відзначено, що основним завданням екологічного аудиту є пошук оптимальних шляхів поєднання економічного та екологічного регулювання діяльності ОПЕН. Його мета полягає у сприянні своєчасному запобіганню соціального та економічного збитку, що виникають внаслідок впливу ОПЕН на стан навколишнього природного середовища. Результуючим показником екологічного аудиту є надання достовірної та об'єктивної інформації, що ґрунтується на аналізі численних факторів, що визначають міру співвідношення між економічною ефективністю експлуатації ОПЕН та якістю довкілля. Використання ГІС-технологій дає можливість провести моделювання та прогнозування наслідків та побудувати динамічну карту змін довкілля поблизу об'єктів підвищеної екологічної небезпеки.

5.4.3. Використання магніторідинних герметизаторів з метою забезпечення екологічної безпеки експлуатації електродвигунів. ОПЕН представляють сферу високих екологічних ризиків, які можуть створити катастрофи техногенного характеру, різні аварії, загрози життю людей [309]. Аналіз великих техногенних катастроф останнього десятиліття підтверджує, що в більшості випадків їх причинами були механічні несправності технологічного обладнання (особливо їх підшипникових вузлів), коли пошкодження відбувається через незадовільну роботу систем-ущільнювачів. До 90% випадків аварійних руйнувань підшипникових вузлів викликано незадовільною роботою ущільнень, неможливістю забезпечення практично повної герметичності [310].

Відомо, що асинхронний двигун із короткозамкненим ротором є основою більшості промислових електроприводів. Однак їх ефективному застосуванню перешкоджає відносно висока пошкоджуваність – 25..35% від загального числа встановлених електродвигунів щорічно. Це в значній мірі визначає вплив асинхронних електродвигунів (АД) на техногенну складову екологічної безпеки обладнання ОПЕН.

На надійність та працездатність підшипникових вузлів впливають численні фактори, серед яких: стан навколишнього середовища (вміст шкідливих речовин, підвищена вологість і ін.), режими роботи, низька якість електроенергії (несиметрія і ін.), механічний знос тощо.

З метою вивчення особливостей формування техногенної складової екологічної небезпеки нами [311] використаний метод експлуатаційних спостережень, оскільки тільки він дозволяє системно вирішити такі завдання:

- виявлення найбільш "слабких" вузлів та деталей, якими визначається надійність і працездатність АД в цілому та причин виникнення екологічної небезпеки;
- встановлення закономірностей зміни надійності та працездатності вузлів АД під впливом тих чи інших умов навколишнього середовища;
- виявлення недоліків проектування, виготовлення і експлуатації;
- уточнення показників надійності.

Оцінку техногенного ризику деталей та вузлів устаткування в умовах їх експлуатації, зокрема, систем-ущільнювачів, проводимо за формулою [312]:

$$R = K \times E \times A \times S, \quad (5.22)$$

де K – поправочний коефіцієнт що враховує умови експлуатації обладнання;

E – ймовірність виникнення екологічної небезпеки;

A – ймовірність того, що екологічна небезпека проявиться;

S – тяжкість наслідків прояви небезпеки.

Ймовірність виникнення екологічної небезпеки, що залежить від сезонних змін клімату [313], усереднювалась за рік.

На рис. 5.16 наведені результати [311] оцінки техногенного ризику електродвигунів із застосуванням штатних ущільнень та магніторідинних герметизаторів (МРГ) серії ВАСО.

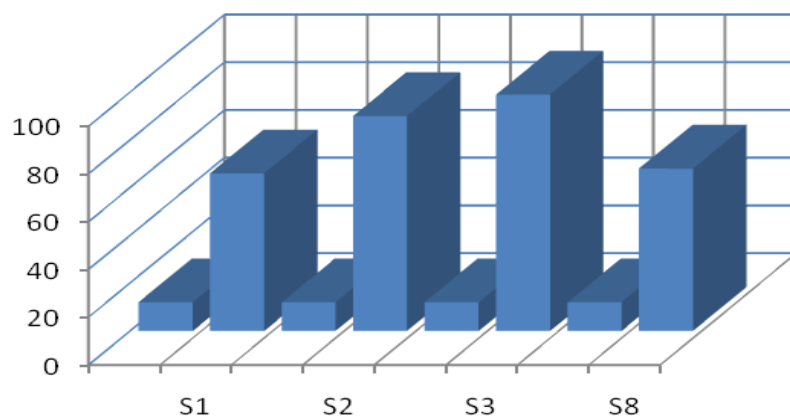


Рисунок 5.16 – Оцінка техногенного ризику АД серії ВАСО для різних режимів роботи: S1 – тривалий; S2 – короткочасний; S3 – повторно короткочасний

Із рис.5.16 видно, що зниження загальної кількості послідовних включень-відключень АД, характерного для режимів S2 і S3 (за рахунок регулювання потужності зміною частоти обертання) призводить до зниження екологічної рівня техногенної складової екологічної небезпеки. Рівень небезпеки режиму S8 із використанням ПЧ практично такий же, як і для режиму S1. Спільне застосування МРГ та ПЧ дозволяє домогтися зниження рівня екологічної небезпеки на всіх режимах роботи АД. Проведено статистичний аналіз пошкоджень електродвигунів на ОПЕН, де вже тривалий час всі АТ укомплектовані МРГ. На його підставі зроблено висновок, що підшипниковий вузол не є основною причиною передчасного виходу електродвигунів із ладу. Це добре ілюструється рис.5.17, де наведені причини виходу із ладу електродвигунів за даними експлуатації ПАТ «Укртатнафта» (м.Кременчук) за 1994 – 1998 рр (комплектація штатними ущільненнями) і за 2011 - 2016 рр (комплектація МРГ).

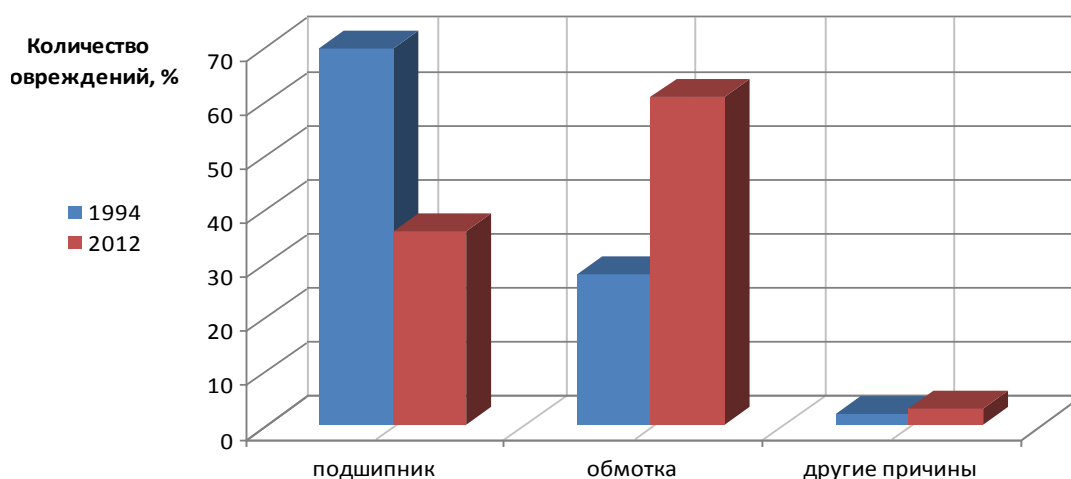


Рисунок 5.17 – Діаграма характеру пошкоджень електродвигунів на ПАТ «Укртатнафта» (Кременчук) зі штатними ущільненнями та МРГ

Резюмуючи відзначаємо, що застосування МРГ дозволяє знизити рівень екологічної небезпеки на всіх режимах роботи АД.

Набула подальшого розвитку стратегія сумісного використання декількох видів відновлюваних джерел енергії. Експериментальні дослідження проведені на комбінованій установці, що включає тепловий насос типу "повітря – вода" і сонячні колектори. Виявлена суттєва різниця у кількості виробленої теплової енергії різними типами джерел, поодиноці, що визначається погодними умовами. Використання комп'ютерної системи регулювання із застосуванням контролера DigiENERGY дозволило стабілізувати обсяги вироблення енергії у часі. Установка реалізована у Національному університеті "Львівська Політехніка", її впровадження сприяє підвищенню рівня екологічної безпеки за рахунок зменшення обсягів споживання природних ресурсів та зменшення рівня забруднення природного середовища в результаті їх спалювання.

5.5 Висновки до розділу

1. Розроблена система регулювання стану екологічної безпеки в умовах природно-антропогенного навантаження, яка включає:

- комплексне використання відходів та продуктів їх переробки у процесах, направлених на забезпечення еколого-енергетичної безпеки із одержанням продукції цільового призначення,

- заходи щодо поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах,

- систему організаційно-технічних заходів щодо послаблення негативного впливу фізичних чинників впливу на людину та довкілля;

2. Реалізовано комплексний підхід щодо регулювання рівня екологічної безпеки за рахунок раціонального поводження із відходами, який полягає у наступному:

- унеможливлення формування екологічної небезпеки у місцях складування відходів (зокрема агропромислового комплексу) за рахунок вилучення їх із навколишнього середовища та утилізації у полістадійному процесі виготовлення адсорбентів;

- зниження рівня сформованої екологічної небезпеки шляхом застосування розроблених сорбентів для очищення компонентів довкілля (переважно водного середовища) від забруднюючих речовин. Відпрацьований адсорбент підлягає утилізації шляхом спалювання у високотемпературному піролізному реакторі за температур 800–1000 °С;

- процеси переробки відходів змодельовані таким чином, що у результаті їх реалізації одержуємо продукцію цільового призначення – енергоносії (біодизельне паливо, біогаз і т.і.), що сприяє забезпеченню енергетичної безпеки.

3. Запропоновано сумісне використання розробленого адсорбенту та відходів харчової промисловості (соабстоку) у процесах отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива). Шляхом експериментальних досліджень встановлено, що одержане біодизельне паливо (за дози адсорбенту 1 % від маси соабстоку, температури 60 °С та тривалості процесу 1 доба. відповідно) відповідає діючим вітчизняним нормам (ДСТУ 6081:2009). Використання суміші Б-50 (дизельного палива із

біопаливом у співвідношенні 50:50) дозволяє знизити сумарну токсичність відпрацьованих газів дизельних автомобілів на 30–35%.

4. Задля поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах розроблена система технологічних рішень: ліквідація нафтового забруднення технологічних ставків, поліпшення умов експлуатації систем зворотного водопостачання, підвищення ефективності біологічного очищення стічних вод від органічних та азотовмісних сполук, вилучення біомаси мікробіодоростей із водосховищ.

5. Запропонована 4-х стадійна пошарова схема регулювання рівня екологічної безпеки у забруднених нафтопродуктами технологічних ставках. На території КСЕЗ реалізовано ступеневу біотехнологію знешкодження твердих донних відкладень із використанням біодеструктора нафти «Еконадин» з додатковим внесенням препарату з інтервалом 12 годин. Під час кожного наступного внесення біодеструктора дозу його зменшували залежно від початкової концентрації нафтопродуктів. Загальна ефективність очищення склала 99,5 %, що дозволило довести вміст залишкових забруднень до значень нижче за ГДК. Загальна тривалість очищення склала 60–65 діб.

6. На діючій моделі вентиляторної градирні проведено дослідження процесу обробки зворотної води хімічними реагентами з метою усунення причин накипоутворення в трубопроводах та теплообмінній апаратурі, зменшення швидкості корозії вуглецевої сталі. Встановлено, що застосування комплексу реагентів RuroTech iChem 2132A в системах зворотного водопостачання призвело до поліпшення якості зворотної води, що дозволило значно знизити швидкість корозії на плоских купонах більш ніж у 6 разів до 0,066 мм/рік, на круглих стрижнях – більш ніж у 18 разів до 0,051 мм/рік., подовжити термін експлуатації обладнання і тим самим підвищити рівень екологічної безпеки.

7. Проведено дослідження ефективності роботи системи біологічного очищення міських господарсько-побутових стічних вод. Максимальна ефективність очищення стоків (97,5 % для органічних 93,4 % та азотовмісних

сполук) спостерігається за умови подачі у аеротенк аерованого мулу в кількості, що у 2,6 рази перевищує витрату стічних вод на очищення. Встановлено, що основною проблемою анаеробно-аеробного очищення є незадовільні седиментаційні властивості активного мулу, що позначаються на уповільненні процесу ущільнення та зневоднення осадів стічних вод. Це обумовлює необхідність облаштування додаткових мулових майданчиків на очисних спорудах.

8. Запропонована система технічних рішень щодо зниження проявів екологічної небезпеки від впливу різних типів джерел техногенних землетрусів. Зокрема, на основі встановленої нами однієї із особливостей формування природно-антропогенної складової екологічної небезпеки (*оптимальне розміщення джерел екологічної небезпеки відносно певних об'єктів соціально-економічної зони суттєво послаблює наслідки її проявів*) передбачена штучна зміна параметрів середовища в напрямку проходження механічних хвиль до об'єктів різного призначення, що досягається спорудженням нескладних заглиблених споруд, заповнених пористими матеріалами; формуванням мережі зелених насаджень (дерев із розвиненою кореневою системою); проведенням серії дрібних вибухів для дроблення скельних порід. В процесі руху великовантажного транспорту рекомендовано обмеження швидкості руху та маси транспортних засобів (ступінь проявів екологічної небезпеки знижується в 1,5 – 2 рази); створення безстикової залізничної колії або використання конструкції колії із віброізолюючим скріпленням (зниження інтенсивності коливань у 3 – 4 рази). Щодо об'єктів підвищеної небезпеки (мосту через Дніпро і греблі ГЕС) запропоновано узгоджене ініціювання джерел землетрусів: регулювання руху потягів, великовантажного автомобільного транспорту, вибухів на кар'єрах.

9. Розроблені теоретичні положення щодо структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки, використані для практичної реалізації у визначенні стійкості та радіємності (розглядається як індикатор стану та благополуччя біоти) каскаду Дніпровських

водосховищ. Встановлено, що кожне водосховище має невисокі значення фактора радіємності, найвище значення характерне для Кременчуцького водосховища. Основна частина радіонуклідів ^{137}Cs «захоронена» в мулах Київського водосховища, для радіонукліда (^{90}Sr) ситуація відрізняється – відсутнє суттєве депонування його в донних відкладеннях. Розглянуто два варіанти степеня надійності Дніпровського каскаду водосховищ щодо процесу утримання в ньому радіонуклідів: без урахування участі біоти водойм та за умов реальної адаптивної відповіді біоти на порівняно малі дози опромінення. Встановлено, що утримувальна здатність каскаду помітно більша за наявності біоти, здатної до адаптації в умовах синергізму дії за участю важких металів (кадмію)

10. Запропоновано підхід та розроблено механізми проведення екологічного аудиту ОПЕН з оцінкою його впливу на стан екологічної безпеки, який складається із чотирьох блоків. Основною особливістю є використання геоінформаційних технологій для проведення моніторингу та контролю за поточним станом та врахування впливу промислових процесів ОПЕН на стан екологічної безпеки, що надає можливість проведення моделювання та прогнозування наслідків та побудови динамічної карти змін довкілля поблизу об'єктів підвищеної екологічної небезпеки.

11. Із використанням методу експлуатаційних спостережень за результатами оцінки техногенного ризику в процесі експлуатації обладнання на ОПЕН Кременчуцької СЕЗ встановлено, що використання магніторідинних герметизаторів дозволяє знизити рівень екологічної небезпеки на всіх режимах роботи асинхронних двигунів промислових електроприводів, що є причиною катастроф техногенного характеру.

У розділі 5 використані результати дисертаційної роботи, відображені в публікаціях автора [281, 283, 284, 286 – 288, 292, 293, 295, 297 – 300, 309, 311].

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі на основі узагальнення результатів виконаних теоретичних та експериментальних наукових досліджень подано нове розв'язання актуальної науково-прикладної проблеми розвитку науково-методологічних засад управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження шляхом використання встановлених закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки. Зокрема :

1. На засадах системного аналізу процесу формування екологічної небезпеки розроблено методологічні аспекти проведення дисертаційного дослідження, які включають логічний аналіз сучасного стану вивченості проблем екологічної безпеки; розробку теоретичних засад дослідження, науковим базисом яких є система ієрархічного техніко-технологічного управління екологічною безпекою із застосуванням методу елементно-теоретичного синтезу; експериментальну та практичну перевірку розроблених теоретичних положень; визначення організаційно-технічних заходів зниження рівня екологічної небезпеки; забезпечення ефективності впровадження розроблених рішень із використанням імітаційного моделювання.

2. Встановлено закономірності та особливості виникнення та поширення екологічної небезпеки в умовах дії природно-антропогенних чинників, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки - виявленням для конкретної соціально-економічної зони (СЕЗ) тільки їй властивих домінуючих за інтенсивністю можливого впливу складових небезпеки з урахуванням ефекту синергії; встановленням особливостей розміщення джерел небезпеки відносно різноманітних об'єктів з урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється. Запропонована модель формування екологічної небезпеки в СЕЗ під впливом природно-антропогенних чинників, яка включає сукупність внутрішньозонових чинників, базовим з яких є трансформація речовини та енергії в технологічних процесах господарської діяльності, а також

враховується зовнішній природно-антропогенний вплив та поширення небезпеки за межі зони.

3. Розроблено загальні теоретичні положення управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження, базовими з яких є наступні: послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки реалізується у наслідок здійснення оптимального впливу на параметри середовища її поширення; мінімізація одночасної присутності складових екологічної небезпеки зменшує ступінь впливу на людей та елементи довкілля; застосування заходів з управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів небезпеки під їх впливом можуть бути розосереджені як в просторі, так і в часі. Створено наукові засади реалізації схеми досліджень задля забезпечення ефективного управління природно-антропогенною складовою екологічної безпеки у соціально-економічній зоні, що включає наступні стадії: встановлення ролі природних чинників у формуванні та поширенні небезпеки, виявлення антропогенних джерел небезпеки, аналіз проявів небезпеки, дослідження зміни показників стану природного середовища у наслідок проявів небезпеки, розробка практичних заходів з управління екологічної безпекою та їх практична реалізація, забезпечення надійності та достовірності результатів впровадження.

4. З позицій системного підходу науково обґрунтовано методологію аналізу можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в СЕЗ, яка включає декомпозицією СЕЗ на підсистеми, визначення особливостей функціонування підсистем, встановлення інтегральних параметрів для СЕЗ. Розроблено універсальний підхід щодо структуризації СЕЗ, який полягає у визначенні параметрів радіємності та застосуванні їх у якості індикатора стану екологічної безпеки. Практична реалізація підходу здійснена для каскаду Дніпровських водосховищ. Встановлено, що максимальне значення фактора радіємності характерне для Кременчуцького водосховища

5. Проведено моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки в Кременчуцькій СЕЗ. Встановлено, що основними наслідками проявів небезпеки є суттєве погіршення показників якості підземних та поверхневих вод унаслідок забруднення шкідливими речовинами; пошкодження споруд різного призначення та тимчасові розлади здоров'я мешканців під впливом техногенно спричинених вібраційних збуджень; забруднення компонентів довкілля в районі житлової забудови та промислових зон; сезонне погіршення хіміко-бактеріологічних та органолептичних показників природних вод у наземних водних об'єктах. За результатами аналізу захворюваності дитячо-юнацької частини населення Кременчуцької СЕЗ у зонах із різним рівнем техногенного навантаження встановлена кореляція між поширеністю певних хвороб та проявами екологічної небезпеки. Встановлено об'єкти підвищеної екологічної небезпеки - гребля Кременчуцької ГЕС та авто-залізничний міст через р. Дніпро.

6. Науково обґрунтована доцільність використання стану ґрунтово-рослинного покриву у якості елемента моніторингу рівня формованої екологічної небезпеки в умовах природно-антропогенного навантаження. У Кременчуцькій СЕЗ виявлено залежність ступеню кислотно-лужної деградації ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Відмічено максимальне накопичення у листі сполук заліза, що корелює із достатньо високим показникам їх викидів техногенними об'єктами. Встановлено відповідність між просторовим розташуванням зон із суттєвими пошкодженнями листя і хвої та зон максимального техногенного навантаження.

7. Проведено експериментальні дослідження організаційно-технологічних аспектів управління екологічною безпекою у природно-антропогенних об'єктах гідросфери. Встановлено, що у результаті використання гідродинамічної кавітації для обробки вилученої біомаси водоростей вдається екстрагувати 80% від загального вмісту ліпідів (сировина для виробництва біодизельного палива). У випадку добування біогазу попередня гідродинамічна кавітація виявилась

найефективнішою. Обґрунтована можливість використання відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату як органічного добрива, а у випадку комбінування із добавками та мінералами – як мінерально-органічного.

8. Проведено дослідження адсорбційних аспектів регулювання стану екологічної безпеки. Запропоновано полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності та низької собівартості на основі відходів агропромислового комплексу. Спосіб включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію (для забезпечення однорідності гранулометричного складу) та стадію кавітації (для збільшення ступеню поризації). На кожному із нововведених стадій процесу отримано патенти України на корисну модель. За результатами досліджень встановлено, що їх сорбційна здатність при очищенні стічних вод від іонів важких металів, нафтопродуктів, барвників складає близько 98%, ступінь вилучення жиру із стоків сягає 95%. Доведена доцільність застосування одержаних адсорбентів щодо поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля

9. Розроблена система регулювання стану екологічної безпеки в умовах природно-антропогенного навантаження, яка включає:

- комплексне використання відходів та продуктів їх переробки у процесах, направлених на забезпечення еколого-енергетичної безпеки з одержанням продукції цільового призначення,
- заходи щодо поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах (ліквідація нафтового забруднення технологічних ставків, поліпшення умов експлуатації систем зворотного водопостачання, підвищення ефективності біологічного очищення стічних вод від органічних та азотовмісних сполук);
- сумісне використання розробленого адсорбенту та відходів харчової промисловості (соабстоку) у процесах отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива);

- систему організаційно-технічних заходів щодо послаблення негативного впливу фізичних чинників впливу на людину та довкілля (зокрема, передбачена штучна зміна параметрів середовища в напрямку проходження механічних хвиль від джерел техногенних землетрусів до об'єктів різного призначення)..

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Научное обоснование и практическая реализация системы управления экологической безопасностью в индустриально нагруженном регионе «*Окружающая среда и здоровье. Здоровая среда – здоровое наследие*»: материалы V Всероссийской научно-практической конференции молодых ученых и специалистов с международным участием. М.: НИИЭЧиГОС, 2014. С. 393–397.
2. Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь. Кишинев: Главн. ред. Молд. сов. энцикл., 1990. 408 с.
3. Боголюбов С.А. Реализация экологической политики посредством права: монография. М.: Институт законодательства и сравнительного правоведения при Правительстве Российской Федерации: ИНФРА-М, 2015. 320 с.
4. Зеркалов Д.В. Экологическая безопасность. Монография. К.: Основа, 2012. 506 с.
5. Дегодюк Е. Г., Дегодюк С. Е. Еколого-техногенна безпека України. Київ.: Видавництво ЕКМО, 2006. 306 с.
6. Гошовський С.В., Рудько Г.І., Преснер Б.М. Екологічна безпека техноприродних геосистем у зв'язку з катастрофічним розвитком геологічних процесів. К.: ЗАТ «НІЧЛАВА», 2002. 624 с.
7. Данилов-Данильян В.И. Экология, охрана природы и экологическая безопасность. М.: Изд. МНЭПУ, 1997. 744 с.
8. Реймерс Н. Ф. Охрана природы и окружающей человека среды: словарь-справочник. М.: Просвещение, 1992. 320 с.
9. Шмандий В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): дис. на здобуття наук. ступ доктора техн. наук. : 21.06.01 / КНУ Харків, 2003. 356 с.
10. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення. К.: НІСД, 2001. 312 с.
11. Писарев В. США и стратегия устойчивого развития. США-ЭПИ. 1997.

№ 12. С. 45–52.

12. Brown Lester R. World on the Edge: How to Prevent Environmental and Economic Collapse. W. W. Norton & Company, 2011. p. 174. URL:http://www.gproxx.com/http://www.earth-policy.org/images/uploads/book_files/wotebook.pdf(дата звернення: 08.10.2016).

13. Шмандій В.М., Харламова О.В., Клименко М.О., Голік Ю.С., Прищеп А.М., Бахарев В.С. Екологічна безпека. Херсон: Олді-плюс, 2013. 366 с.; (Лист № 1/11-5133 від 23.06.11)

14. Биченок М.М., Трофімчук О.М. Проблеми природно-техногенної безпеки в Україні. К.: УІНСіР, 2002. 179 с.

15. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25.06.1991 р. № 1264-ХІІ. Дата оновлення: 04.06.2017. URL: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/1264-12> (дата звернення: 10.06.2017).

16. Про концепцію (основи державної політики) національної безпеки України. Постанова ВВР від 16.01.1997 р. № 3/97. Дата оновлення: 19.06.2003. URL:<http://cons.parus.ua/map/doc/003A119363/Pro-Kontseptsiyu-osnovi-derzhavnoyi-politiki-natsionalnoyi-bezpeki-Ukrayini.html> (дата звернення: 10.06.2017).

17. Про основи національної безпеки України: Закон України від 19.06.2003 № 964-IV Дата оновлення: 09.05.2018. URL: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/964-15> (дата звернення: 10.06.2017).

18. Шмандій В.М, Харламова О.В. Екологічна безпека – одна з основних складових національної безпеки держави. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2008. № 1. С. 9–15.

19. Харламова О.В., Шмандій В.М. Аналіз результатів наукових досліджень з проблем екологічної безпеки. *«ЕКОГЕОФОРУМ-2017. Актуальні проблеми та інновації»*: тези доповідей міжнародної науково-практичної конференції. (Івано-Франківськ, 22-25 березня 2017 р.). Івано-Франківськ: Івано-Франківський нац. технічний університет нафти і газу. 2017. С. 152–154.

20. Харламова О.В., Шмандій В.М. Роль екологічної безпеки у

забезпеченні національної безпеки. *Научно-производственный экологический журнал «Экология +»*. Полтава: ПП «Екологія», 2008. №3. С. 2–8.

21. Шмандий В.М. Научно-методические принципы исследования состояний техногенной безопасности в регионе *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КДПУ, 2002. №.5(16). С. 19–24.

22. Реймерс Н.Ф. Концептуальная экология. Надежды на выживание человечества. М.: Россия молодая, 1992. 360 с.

23. Шмандий В.М., Харламова О.В. Особливості управління екологічною безпекою у техногенно навантаженому регіоні. *Молоді у вирішенні регіональних та транскордонних проблем екологічної безпеки*: матеріали 6-ї міжнародної наукової конференції. Чернівці: Зелена Буковина, 2007. С. 277–279.

24. Сокур М.І., Шмандий В.М., Гаврилов П.Є., Латишев К.О., Харламова О.В. Економічні аспекти екологічної безпеки: монографія. Кременчук, ПП Щербатих О.В., 2011. 200 с.

25. Шмандий О.В. Визначення чинників формування екологічної небезпеки соціогенного класу. *Актуальні проблеми життєдіяльності суспільства*: тези наукових доповідей всеукраїнської науково-технічної конференції молодих учених і спеціалістів. Кременчук: КДПУ, 2008. С. 154–155.

26. Шмандий О.В. Систематизация социогенных факторов формирования экологической опасности. *Научный потенциал молодежи*: сб. тезисов докладов молодежн. научн. конф. Поокского региона. Муром : МИВГУ, 2008. С. 171–172.

27. Шмандий В.М., Шмандий О.В. Формирование экологической опасности под действием социогенных факторов. *Машиностроение и безопасность жизнедеятельности*: межвузовский сб. научных трудов М.:Машиностроение, 2008. №.5. С. 73–80.

28. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2015 році. К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С, 2017. 308 с.(URL: <https://menr.gov.ua/news/31768.html> (дата звернення: 23.09.2016).)

29. Crompton T.R. Organic compounds in natural water : analysis and

determination. London, UK: Taylor & Francis Group, 2014. 295 p.

30. Осадча Н.М. Форми міграції гумусових речовин у поверхневих водах. *Наук. праці УкрНДГМІ*. 2011. Вип. 260. С. 110–124.

31. Аристархова Э.А. Проблема экологической безопасности водной среды в условиях антропогенной эвтрофикации. *Технологический аудит и резервы производства*. 2013. № 5/4 (13). С. 47–49.

32. Дмитрієва О.О., Кошель А.В., Колдоба І.В., Кошель О.А. Метод оцінки ризику водокористування з поверхневих водних об'єктів в залежності від рівня їх евтрофування за даними космічного моніторингу. Системи управління, навігації та зв'язку. 2012. Т. 2, Вип. 1 (21). С. 233–243.

33. Авраменко Н.І. Евтрофікаційні процеси річки Ворскла. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*. 2010. № 4. С. 179–181.

34. Петрук В.Г., Кватернюк С.М., Гайдей Ю.А. Контроль інтегральних параметрів якості поверхневих вод р. Південний Буг за характеристиками макрофітів. *Екологічні науки*. 2013. № 1. С. 65–70.

35. Лінник П.М., Морозова А.О., Василь Т.О. Гідроекологічна характеристика Київського водосховища в екстремальних умовах прояву дефіциту розчиненого кисню. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету*. 2010. № 2 (43). С. 331–334.

36. Новосельська Л.П. Вплив біологічно активних сполук синьозелених водоростей на гідробіонти та теплокровні організми. *Екологічні науки*. 2013. № 3. С. 38–42.

37. Харламова О.В., Синельніков О.Д., Мальований М.С. Підвищення рівня екологічної безпеки штучних водосховищ за рахунок утилізації ціанобактерій. *«Екологія. Довкілля. Молодь»*: матеріали V Міжнародної наукової конференції молодих вчених і студентів. (Полтава, 22-23 жовтня 2015 р.). Полтава: ПолтНТУ, 2015. С. 133–136.

38. Давидчук С.П., Козловська Т.Ф. Забруднення природних поверхневих вод органічними сполуками як чинник формування екологічного ризику. *Вісник КрНУ ім. М. Остроградського*. 2013. Вип. 2 (79). С. 139–144.

39. Хвесик М.А. Екологічні проблеми басейну р. Дніпро та шляхи їх вирішення. Екологія і природокористування. 2013. Вип. 17. С. 68–74.

40. Магась Н.І., Трохименко А.Г. Оцінка сучасного антропогенного навантаження на басейн річки Південний Буг. *Екологічна безпека*. 2013. № 2 (16). С. 48–52.

41. Кирилюк О.В., Костенюк Л.В., Опеченик В.М. Проблеми екологічного руслознавства. Чернівці: Рута, 2009. 83 с.

42. Дмитриев А.Н. Новосибирск ПСО. СНК "Пульс Будущего", 2001. URL: <http://pulse.webservis.ru/ANDmitriev/Books/NskPSO/oglav.html> (дата звернення: 23.09.2016).

43. Белоусов А.Ф., Кривенко А.П., Полякова З.Г. Вулканические формации. Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1982. 281 с.

44. Ловчиков А.В. Контроль техногенной сейсмичности и горно-тектонических ударов в массиве Ловозерского редкометального месторождения. Ресурсы КНЦ РАН. 2008, URL: http://www.kolasc.net.ru/russian/innovation_ksc/2.4.pdf (дата звернення: 23.09.2016).

45. Беляев Г.И., Тебиева Д.И. Влияние шумов, магнитных полей и вибраций на человека. Владикавказ : Сев.-Осет. госуниверситет; 1991. 41 с.

46. Дергачев А.А., Данцинг Л.Г., Бортников П.Б. Сейсмические шумы в районе Новосибирска. *Геология и Геофизика*. 1984. № 1. С. 77–84.

47. Перельмутер А.В. Избранные проблемы надёжности и безопасности строительных конструкций. Киев : Изд-во Укрниипроектстальконструкция, 1999. 212 с.

48. Харламова О.В., Мальований М.С., Шмандій В.М., Челядин Л.І., Сакалова Г.В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2013. №1(15). С. 37–44.

49. Шмандій В.М. Управління екологічною безпекою на регіональному рівні (теоретичні та практичні аспекти): автореф. дис. на здобуття наук. Ступ. докт.

канд. техн. наук: 21.06.01/ Укр. ХНУ.Харків, 2003. 36 с.

50. Фалько В.В., Долодаренко В.А. Задача оценки для человека составляющей экологического риска от точечного источника выбросов. *Вісник СумДУ*, Сумми: СумДУ, 2006. №5 (89). С. 138–142.

51. Анпілова Є.С., Клименко В.І., Красовський Г.Я., Трофимчук О.М. Оцінка якості басейну транскордонної р. Сіверський Донець геостатистичним методом. *«II-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю»*: тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції (Вінниця, 24-27 вересня 2009 р.). Вінниця: ВНТУ. 2009. С. 1–4.

52. Челядин Л.І. Наукові засади ресурсозберігаючих технологій та устаткування підвищення екологічної безпеки промислових об'єктів Прикарпаття: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. докт. техн. наук: 21.06.01 / Укр. ІФНТУНГ. Івано-Франківськ, 2011. 36 с.

53. Деклараційний патент на корисну модель UA 11700. Спосіб еколого-гігієнічної діагностики умов відтворення водних ресурсів водотоків або водойм/Дмітрієва О.О., Верніченко – Цветков Д.Ю. Заявник Український науково-дослідний інститут екологічних проблем; опубл.16.01.2006, Бюл. №1.

54. Архипова Л.М. Природно-техногенна безпека гідроекосистем: монографія. Івано-Франківськ: Видавництво ІФНТУНГ, 2011. 366 с.

55. Орел С.М., Мальований М.С. Ризик. Основні поняття : монографія. Львів: НУ «Львівська політехніка», 2008. 88 с.

56. Аyyub В.М. Risk Analysis in Engineering and Economics Boca Raton: Chapman & Hall/CRC Press, 2003.

57. Розгонюк В.В., Рудник А.А., Ориняк В., Білик С.Ф. Про систему керування цілісністю магістральних трубопроводів. Поняття «ризик»-аналізу *Розвідка та розробка нафтових і газових родовищ*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ. 2004. №3(12). С.120–125.

58. Є.П. Пестряк, Г.І. Рудько Техногенна безпека та екологічні ризики на об'єктах нафто газовидобутку *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. Івано-Франківськ:ІФНТУНГ. №1 (5) 2012. С. 49–56.

59. Цибуля С.Д. Наукові основи підвищення техногенної безпеки експлуатації технічних споруд небезпечних виробництв. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. Харків : Знання, 2005. №6. С. 72–81.

60. Старчак В.Г., Пушкарева И.Д., Цибуля С.Д., Яковенко А.И. Технологические методы в экотехнологии защиты окружающей природной среды. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. К: Институт газа НАН України, 2008. №1. С. 49–51.

61. Волчек А.А., Пойта П.С., Шведовский П.В. Мониторинг, оценка и прогноз чрезвычайных ситуаций и их последствий. Брест. «Альтернатива» 2012. 425 с.

62. Шиян В.Д., Возник М.В. Генезис, сучасні проблеми та перспективи дисципліни «Безпека життєдіяльності» *Безпека життєдіяльності* Київ: Основа., 2008. №3–4. С. 33–35.

63. Рудько Г.І., Бондар О. І. Екологічні ризики при розробці родовищ корисних копалин. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. Харків : Знання, 2005. №5. С. 75–83.

64. Тимків Д.Ф., Юрчишин В.М., Онацко Р.Г., Белей М.М. Аналіз причин порушення екологічної безпеки під час роботи компресорних станцій. *Нафтова та газова промисловість*. Івано-Франківськ:ІФНТУНГ, 2007. №1. С. 58–60.

65. Уряднікова І.В. Екологічні ризики, що виникають під час експлуатації систем водопідготовки в теплоенергетиці та їх мінімізація. *Безпека життєдіяльності*. Харків : Знання, 2008. №5–6. С.39–41.

66. Риахи Р., Безносик Ю.А., Бугаева Л.Н., Статюха Г.А. Прогнозирование экологических рисков с использованием анализа иерархов и теории нечетких множеств. *І-й всеукраїнський з'їзд екологів: тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції*. (Вінниця, 4-7 жовтня 2006.). Вінниця: ВНТУ, 2006. С. 25.

67. Добреля В.П., Долженкова Е.В. Универсальная математическая модель «Яйцо безопасности» *І-й всеукраїнський з'їзд екологів: міжнародна науково-практична конференція*, (Вінниця, 4-7 жовтня 2006 р). Вінниця: ВНТУ, 2006. С. 86.

68. Рильський О.Ф. Пігментсинтезуюча здатність бактерій – біоіндикатор забруднення навколишнього природного середовища. *Вісник Запорізького національного університету. Біологічні науки*. Запоріжжя: ЗНУ, 2009. №1, С. 122–128.

69. Ходосовцева Ю.А. Ліхеноіндикаційне картування урбанізованих ландшафтів Ялтинського амфітеатру (Крим). *Чорномор. ботан. журн.* Херсон: ХДУ, 2009. Т. 5, №2. С.114–123.

70. Скрипчук П.М., Бондар О.І., Рибак В.В., Матвійчук Л.А. Оцінка екологічної безпеки осушуваних сільськогосподарських земель. К.: ФОП Яремич, 2009. 316 с.

71. Ільницький О. А. Бойко М. Ф., Федорчук М. І. Основи фітомоніторингу. Херсон, 2007. 345 с.

72. Коростелева Т. В. О методах биоиндикации загрязнений наземных экосистем. Москва, 2005. Вып. 4. С. 63–65.

73. Кондратюк С. Я. Індикація стану навколишнього середовища України за допомогою лишайників. Київ, 2008. 336 с.

74. Луцкан Е. Г., Шадріна Е. Г. Биоиндикационная оценка состояния окружающей среды города на основе анализа флуктуирующей асимметрии березы плосколистной. *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2013. №8. С. 139–141.

75. Луговской А. М. Оценка качества окружающей природной среды методом дендроиндикации. Москва, 2004. Вып. 6. С. 33–37.

76. Копчик Г. Н., Соколова Т. А., Макаров М. И. и др. Деградация почв под влиянием кислых осадков. В кн.: Деградация и охрана почв. Москва, 2002. С. 290–331.

77. Суханова І. П. Лехіоіндикація якості повітряного середовища дендропарку «Софіївка» НАН України. *Збірник наукових праць Харківського національного педагогічного університету імені Г.С. Сковороди. Біологія та валеологія*. 2012. Вип. 14. С. 162–170.

78. Пчелкин А. В. Использование лишайников для мониторинга изменений

состояния природной среды. Научные аспекты экологических проблем России. Москва, 2001. 197 с.

79. Трасс Х. Х. Классы полеотолерантности лишайников и экологический мониторинг. *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. 1985. Т. 7. С. 122–137.

80. Єфремова О. О., Крайнов І. П. Біотестування. Сучасний стан практичного використання. Вісник КДПУ. 2006. Вип. 6 (41). Ч. 1. С. 1–4.

81. Сорокіна Т.С. Всесвітня організація охорони здоров'я. Історія медицини у двох томах, 2009. URL: <http://bibliograph.com.ua/423/index.htm>

82. Ушакова Ю. Розробка критеріїв екологічної безпеки житлових приміщень. *Тенденції та перспективи розвитку науки і освіти в умовах глобалізації*: матеріали XXV Міжнародної науково-практичної інтернет конференції. Переяслав-Хмельницький, 2017. Вип. 25. С. 35–38. URL: <http://confscientific.webnode.com.ua> (дата звернення: 10.02.2017)

83. Sankov P. Residential Environmental and Ecological Safety of Person. *International Journal of Innovative Science, Engineering & Technology*. 2017. Vol. 4, Issue 4. URL: http://ijiset.com/vol4/v4s4/IJISSET_V4_I04_31.pdf (дата звернення: 20.05.2017)

84. Rahul B. Hiremath, P. Balachandra et al. Indicator-based urban sustainability. A review. *Energy for Sustainable Development*. 2013. Vol. 17. Issue 6. P. 555–563.

85. Lu Huang, Jianguo Wu, Lijiao Yan. Defining and measuring urban sustainability: a review of indicators. *Landscape Ecol.* 2015. Vol. 30. P. 1175–1193.

86. Dalia Streimikiene. Housing indicators for assessing quality of life in Lithuania. *Intellectual economics*. 2014. Vol. 8, No. 1(19). P. 25–41.

87. Є. М. Безсонов, В. І. Андрєєв. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. Vol. 2, Issue 10 (80). С. 9–18.

88. Т.У. Ovsianikova and M.N. Nikolaenko. Quality assessment of urban environment. *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering*. 2015. Vol. 71,

Conf. 1. URL: <http://iopscience.iop.org/article/10.1088/1757-899X/71/1/012051/meta>.

89. Y. Xiong ,U. Krogmann et al. Indoor air quality in green buildings: A case-study in a residential high-rise building in the northeastern United States. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*. 2015. Vol. 50, No. 3. P. 225–242.

90. D. Liuliu, T. Prasauskas et al. Assessment of indoor environmental quality in existing multi-family buildings in North–East Europe. *Environment International*. 2015. Vol. 79. P. 74–84.

91. Bakharev V., Sankov P., Trifonov I., Tkach N., Hilov V., Tretyakov O., Nesterenko S. Development of the method of evaluation the level of environmental safety of housing accommodation and its approbation. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2017. Vol. 4, Issue 10 (88). P. 61–69.

92. Харламова О.В., Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников О.Д. Оцінювання екологічної небезпеки в акваторіях Дніпровських водосховищ внаслідок неконтрольованого розвитку ціанобактерій. *Науковий вісник НЛТУ України*. Львів: НЛТУ України, 2015. вип 25.6. С. 159–164.

93. Дубровский А. Путешествие капли воды. *Наука и жизнь*, М: АНО «Редакция журнала «Наука и жизнь», 2008. № 9. С. 84-88.

94. Харламова О.В., Мальований М.С., Синельников О.Д., Мальований А.М. Оптимальні умови отримання енергії із ціанобактерій. *Науково-виробничий журнал «Хімічна промисловість України»*. Київ: АТ "ВНДІХІМПРОЕКТ", 2014. №5 (124). С. 39–43.

95. Щербаков А.О. Технологія переробки та використання вторинних матеріальних ресурсів (ресурсозберігаючі технології). Т., Астон, 1999. 354 с.

96. Сабурова Н.П., Ключкин В.В. Исследование сорбции пигментов из растительных масел активными углями. *Масло-жировая промышленность*, 1992. №3. С. 15–16.

97. Дубинин М.М. Адсорбция и пористость. М., Изд. ВАХЗ, 1972. 127с.

98. Акимов В.А., Новиков В.Д., Радаев Н.Н.. Природные и техногенные

ситуации: опасности, угрозы, риски. М. : Деловой экспресс, 2001. 344 с

99. Ваганов П.А. Ядерный риск. СПб. : Изд-во Санкт-Петерб. ун-та, 2001. 152 с.

100. Горобинский С.Б. Управление промышленной безопасностью. Луганск : изд-во ВУГУ, 1999. 156 с.

101. Елохин А.Н. Анализ и управление риском: теория и практика. М.: Лукойл, 2000. 185 с.

102. Кофф Г.Л., Гусев А.А., Кузьменко С.Н. Экономическая оценка последствий катастрофических землетрясений. М. : ВНИИЦ, 1996. 200 с.

103. Тихомирова Н.П. Методы анализа и управления эколого-экономическими рисками. М. : ЮНИТИ, 2003. 350 с.

104. Аверьянова Н.В., Баулин Ю.И., Кофф Г.Л. Комплексная оценка сейсмической опасности территории г. Грозного (Уточнение исходной сейсмичности. Сейсмическое микрорайонирование. Сейсмический риск). М.: Минстрой России, 1996. 107 с.

105. Платов Н.А., Потапов А.Д., Лаврова Н.А., Потапов И.А., Калашников М.А. Инженерно-геологические изыскания в сложных условиях : монография. М.: МГСУ, 2011. 130 с.

106. Розовский Л.Б., Зелинский И.П. Инженерно-геологические прогнозы и моделирование. Одесса, 1975. 116 с.

107. Адаменко О., Рудько Г., Ковальчук І. Екологічна геоморфологія. Ів.Франківськ, 2000. 411 с.

108. Внукова Н. В. Методологія екологічної безпеки комплексу АДС (автомобіль–дорога–середовище): монографія. Харків, 2011. 196 с.

109. Внукова Н. В., Желновач Г. М., Підгорна Т. В. Оцінка автомобільної дороги з точки зору її екологічної безпеки. *Вестник ХНАДУ: сб.науч. трудов.* 2010. Вип. 48. С. 108–111.

110. Азарова О. В. Автотранспортний комплекс та екологія. *Екологія і ресурси.* 2005. Вип. 11. С. 152–159.

111. Гольдфейн М. Д., Кожевников Н. И., Фетисова Н. А. Расчетный

мониторинг распространения выбросов автомобильного транспорта в крупном промышленном городе. *Успехи современного естествознания*. 2006. №4. С. 35–36.

112. Нечитайло Н. А. Влияние проектирования нежестких дорожных одежд на экологическую безопасность. *Вестник ХНАДУ*. 2011. № 52. С. 142–145.

113. Вайганг Г. О. Комплексна оцінка та прогнозування забруднення придорожного середовища транспортними потоками / автореф. дис. ... канд. техн. наук. Київ, 2014. 23 с.

114. Русіло П. О., Костюк В. В., Афонін В. М. Вплив на довкілля автомобільного транспорту на всіх стадіях його життєвого циклу. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2008. Вип. 18. С. 85–89.

115. Якунина В. Н. Особенности техногенных изменений среды обитания в условия роста автотранспортной нагрузки.: автореф. дис. ... канд. биол. наук. Москва, 2003. 24 с.

116. Пляцук Л. Д., Бойко В. В. Оцінка впливу поля вітру та коефіцієнта турбулентності при моделюванні поширення викидів в атмосфері. *Вісник КДПУ ім. М. Остроградського*. 2011. № 1(66). С. 141–144.

117. Матвійчук Л. Ю. Особливості забруднення важкими металами приавтомагістральних територій Волинської області: дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.01 / Львівський національний ун–т ім. Івана Франка. Львів, 2007.

118. Желновач Г. М. Оцінка якості та підвищення екологічної безпеки придорожного простору : автореф. дис. ... канд. техн. наук. Харків, 2012. 20 с.

119. Веснін А. В. Зниження шкідливого впливу відпрацьованих газів автотранспортних потоків на склад атмосфери кар'єрів : автореф. дис. ... канд. техн. наук. Кривий Ріг, 2008. 20 с.

120. Канило П.М., Бей И.С., Ровенский О.И. Автомобиль и окружающая среда., Х.: Прапор, 2000. 304 с.

121. Левченко О. В. Метод комплексної оцінки і прогнозування потужності викидів оксиду азоту із газотурбінних установок та зниження

техногенного забруднення атмосфери.: автореф. дис. ... к-та техн. наук. Київ, 2001. 23 с.

122. Прокопенко О. М. Довкілля України за 2015 рік. Статистичний збірник. Київ, 2016. 242 с.

123. Kin Fai Ho, Steven Sai Hang Ho, Shun Cheng Lee, Peter Kwok Keung Louie, Junji Cao, Wenjing Deng. Volatile Organic Compounds in Roadside Environment of Hong Kong. *Aerosol and Air Quality Research*. 2013. P. 1331–1347.

124. Жегалин О.И., Лупачев П.Д. Снижение токсичности автомобильных двигателей. М.: Транспорт, 1985. 120 с.

125. Васильев И.П. Влияние топлив растительного происхождения на экологические и экономические показатели дизеля: монография. Луганск: изд-во ВНУ им. В. Даля, 2009. 240 с.

126. Грабар І.Г., Колодницька Р.В., Семенов В.Г. Біопалива на основі олій для дизельних двигунів: монографія. Житомир:ЖДТУ, 2011. 139 с.

127. Девянин С.Н., Марков В.А., Семенов В.Г. Растительные масла и топлива на их основе для дизельных двигателей. Х.: Новое слово, 2007. 452 с.

128. Иващенко Н.А., Марков В.А., Ефанов А.А. Оптимизация состава смесового биотоплива для транспортного дизеля. *Безопасность в техносфере*. М:МГТУ им. Н.С. Баумана, 2007. № 5. С. 22–25.

129. Харламова О.В., Мороз Н.Н., Азаров С.И., Коваль О.О. Усовершенствование научных основ экологического аудита объектов повышенной экологической опасности. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. Вип.2/2015 (20). С. 26-31.

130. Постанова Кабінету Міністрів України "Про перелік видів діяльності та об'єктів, що становлять підвищену екологічну небезпеку" від 27 липня 1995 р. № 554 (Офіційний вісник України, 1995 р., № 32, стор. 132).

131. Закон України «Про екологічний аудит», м. Київ, 24 червня 2004 року №1862-IV. Відомості Верховної Ради (ВВР), 2004, N 45.

132. Сідорчук В.Л. Розвиток екологічного аудиту в сфері природокористування і охорони навколишнього середовища: теорія, методи і

практика: монографія. Харків:Слобода, 2010. 189 с.

133. Гончаренко Н.В. Сутність екологічного аудиту: теоретичні засади і наукові підходи [Електронний ресурс]. Режим доступу : www.econom.univ.kiev.ua/articles/EMAB/Goncharenko/Essence_of_environmental_auditing_theoretical_basis_and_scientific_approaches.pdf.

134. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е. Радіоємність екосистеми як індикатор стану екологічної безпеки. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування* : збірник тез доповідей XX Міжнародної науково-практичної конференції (Харків, 19-22.04.2017р.). Х.: ХНУ ім. Каразіна, 2017. С. 227–228.

135. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е. Методологические аспекты изучения воздействия факторов экологической опасности на человека и окружающую среду в индустриально развитом регионе. *Комплексное воздействие факторов окружающей среды и образа жизни на здоровье населения: диагностика, коррекция, профилактика*: материалы пленума научн. совета РФ по экологии человека и гигиене окруж. среды, Москва, 2014. С. 469-472.

136. Меркин Э.Н. Экстракция металлов некоторыми органическими катионообменными реагентами. М.: Наука, 1968. 34 с.

137. Моросанова С.А. Методы анализа природных и промышленных объектов. М.: Издательство МГУ, 1988. 95 с.

138. Москвин Л.Н., Царицына Л.Г. Методы разделения и концентрирования в аналитической химии. Л.: Химия, 1991. 256 с.

139. Муринов И. Ю. Экстракция металлов SN – органическими соединениями. М.: Наука, 1993. 192 с.

140. Білецький В.С. Мала гірнича енциклопедія: у 3 т. Д.: Східний видавничий дім, 3-й том, 2013. 644 с.

141. Никифоров В.В., Козловская Т.Ф. Особенности хозяйственного значения синезелёных водорослей в условиях Кременчугского и Днепродзержинского водохранилищ. *Вісник КДПУ*. Кременчук: КДПУ, 2002.

Вип. 5(16). С. 109–110

142. ДСТУ 3959-2000 Охорона довкілля та раціональне поводження з ресурсами. Методики біотестування води. К., 2000. 20 с.

143. Олексів І. Т., Брагинський Л. П. Гідроекологічна токсикометрія та біоіндикація: теорія, методи, практика використання. Львів : Світ, 1995. 440 с.

144. Біотестування як метод оцінки якості питних вод. Вісник національної академії наук України. Київ, 2006. N 10. С. 55–57.

145. Методика визначення гострої летальної (КНД 211.1.4.055-97) токсичності води на нижчих ракоподібних. К., 1997. 15 с.

146. Методика визначення хронічної токсичності води на нижчих ракоподібних (КНД 211.1.4.056-97). К., 1997. 16 с.

147. ДСТУ 4174:2003 Якість води. Визначення сублетальної та хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna* Straus. К., 2003. 26 с.

148. Фридман В.М. Ультразвуковая химическая аппаратура. Москва: Машиностроение, 1967. С. 212.

149. Харламова О.В. Експериментальне дослідження способів підвищення рівня екологічної небезпеки об'єктів гідросфери. *Екологічна безпека та природокористування: збірник наукових праць*. Київ: ТОВ «Видавництво «Юстон», 2016. № 3–4 (22). С. 24–29.

150. Маргулис М. А. Звукохимические реакции и сонолюминесценция. М.: Химия. 1986. С. 286.

151. Харламова О.В., Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников А.Д., Бунько В.Я. Влияние гидродинамической кавитации на биологические объекты. *Науково-технічний журнал «Технологічний аудит та резерви виробництва»*. Харків. №5/4(25), 2015. С. 41–45.

152. Лукьянович В.М. Электронная микроскопия в физико-химических исследованиях. М., Изд-во Академии наук СССР, 1968. 317 с.

153. Toth J. Calculation of the BET-compatible surface area from any type I isotherms measured above the critical temperature. *Colloid Interface Sci.*, 2000. № 225. P. 378–383.

154. Сиггиа С., Ханна Дж. Г. Количественный органический анализ по функцио-нальным группам. М., Химия, 1983. С. 871.

155. Лурье Ю.Ю. Унифицированные методы анализа вод. М.: Химия, 1973. 376 с.

156. Вода питьевая. Метод определения содержания нефтепродуктов: ГОСТ Р 51797, 2001. [Введен 2001-07-01]. М.: Госстандарт, 2002. С. 11.

157. Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам: Энциклопедический справочник. М., 1995. С. 367.

158. Штейнберг В.В., Сакс М.В., Аптикаев Ф.Ф. Методы оценки сейсмических воздействий. Вопросы инженерной сейсмологии, М.:Наука, 1993. Вып. 34. С. 5–94.

159. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Методологические подходы к анализу влияния экологической опасности на состояние здоровья населения в регионе. *Здоровье и образование в XXI веке*. М: ИПК РУДН, 2016, т. 18, № 12. С. 54–57.

160. Харламова О.В., Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников О.Д. Рациональна технологія утилізації синьо-зелених водоростей. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. Львів : РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.10. С. 140–149.

161. Харламова Е.В. Техногенные землетрясения как возмущающий фактор в системе экологической безопасности. *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції*. (Харків, дата 2013р.) Харків: Національний університет цивільного захисту України. Х: НУЦЗУ, 2013. С. 166–167.

162. Харламова О.В., Шмандий В.М. Системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки та управління безпекою в умовах природно-техногенного навантаження. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ: Видавничий дім «Гельветика», 2016. № 1–2 (12–13). С. 5–18.

163. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Исследование проявлений экологической опасности на региональном уровне. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*. М.: НИИ ЭЧиГОС, 2015. №7. С. 90–92.

164. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Фундаментальные аспекты управления экологической безопасностью в техногенно нагруженном регионе. *Научно-теоретический журнал «Экологический вестник Северного Кавказа»*. Краснодар, 2014. Том 10 № 3. С. 53–63.

165. Шмандий В.М., Шило В.В., Гальчук Н.Г. К вопросу снижения уровня загрязнения атмосферы теплоэнергетическими установками. *Использование вычисл. техники при решении проблем охраны окр. среды в теплоэнергетике: тезисы докл. Всесоюз. конф. Севастополь. 1988. Ч.1. С. 42–44.*

166. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Управление экологической безопасностью в регионе: антропоцентрические аспекты (научная монография). Германия: LAMBERT Academic Publishing, 2014. 78 с.

167. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е., Знайко Н.С. Управление экологической безопасностью в техногенно нагруженном регионе. *Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування: матеріали першого науково-практичного семінару*. (Трускавець, 11–14.11 2014 р.). Київ: ДКУЗКК, 2014. С. 241–245.

168. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Наукові засади моніторингу станів екологічної небезпеки. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії: збірник матеріалів V Міжнародної науково-практичної конференції (Запоріжжя, 26-28 квітня 2017р.)*. Запоріжжя: АА Тандем, 2017. С. 225–226.

169. Харламова О.В., Шмандий В.М., Колібська І.С., Знайко В.Ю. Моніторинг станів екологічної безпеки у техногенно навантаженому регіоні *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів: матеріали V Всеукраїнської науково-технічної конференції*. (Рубіжне, 18-24.04.17 р.). Харків: Мачулін, 2017. С. 101–104.

170. Харламова О.В., Ригас Т.Є., Безденежних Л.А., Шмандий В.М. Моніторинг станів екологічної небезпеки, що формується у техногенно

навантаженому комплексі *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип.5(100). ч.2. С. 83–88.

171. Большаков А.М., Крутько В.Н., Пуцило Е.В. Оценка управления рисками влияния окружающей среды на здоровье населения. М.: Эдиториал УРСС, 1999. 256 с.

172. Харламова О.В. Освітньо-інформаційні чинники в забезпеченні екологічної безпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2013. Вип.2(16). С. 17–22.

173. Харламова О.В., Мальований М.С. Теоретичні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-техногенного навантаження. *Актуальні проблеми енергетики та екології: матеріали XVI Всеукраїнської науково-технічної конференції (Одеса, 5–8.10. 2016р)*. Одеса нац академия пищевых технологий. Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2016. С. 105–106.

174. Сиренко Л.А., Гавриленко М.Я. «Цветение» воды и эвтрофирование. К.: Наукова думка, 1978. С. 232.

175. Пасенко А.В., Новохатько О.В., Козловська Т.Ф., Дігтяр С.В., Никифорова О.О. Основні підходи до математичного моделювання біологічної продуктивності ціануй як сировинної бази біоконверсії. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. № 2/ (22). С.118–127.

176. Харламова О.В. Теоретичне обґрунтування можливості реалізації елементів управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2016. Вип. 2(14). С. 159–165.

177. МакКинерни М., Брайант М. Основные принципы анаэробной ферментации с образованием метана. *Биомасса как источник энергии*. М.: Мир, 1985. С. 246–265.

178. Таштаналиев А.С., Стручалина Т.И. Биодegradация отходов микробиологического синтеза аминокислот в анаэробных условиях. *Проблемы и перспективы развития химии и химических технологий в Кыргызстане*.

Бишкек: Илим, 2001. С. 260–265.

179. Чань Динь Тоай, Хлудова М.С., Панцхава Е.С. Биогенез метана. *Итоги науки и техники. Биотехнология*. М.: ВИНТИ, 1983. С. 151–194.

180. Гураль І.В., Дивак М.П., Порплиця Н.П. Макромоделі процесу анаеробного мікробіологічного бродіння твердих побутових органічних відходів на стадіях ацидогенезу та метаногенезу. *Індуктивне моделювання складних систем: Зб. наук. пр.* К.: МННЦ ІТС НАН та МОН України, 2017. Вип. 9. С. 50–68.

181. Никифоров В.В., Козловская Т.Ф., Дегтярь С.В. Химическая биология метаногенеза синезеленых водоростей и положительные эффекты их утилизации. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2008. № 2. С. 83–91.

182. Хмеленина В.Н., Гаязов Р.Р., Сузина Н.Е., Доронина Н.В. Синтез полисахаридов *Methylococcus capsulatus* в различных условиях культивирования. *Микробиология*. 1992. № 61. С. 404–410.

183. Нестеров А.И., Сусленков Б.Д., Старовойтова Г.А. Оптимизация питательного минерального раствора для метанпотребляющих бактерий. *Прикл. биох. микроб*, 1973. № 9. С. 873–876.

184. Digtiar S. Qualitative and quantitative characteristics of biogas of cyanea organic mass. *Environmental Problems. Lviv Polytechnic Publishing House*. 2016. Vol. 1, № 2 (2). P. 149–153

185. Малашенко Ю.Р., Романовская В.А., Троценко Ю.А. Метаноокисляющие микроорганизмы. М.: Наука, 1978. С. 197 с.

186. Никифоров В.В. О методах подавления массового развития синезелёных водорослей. *Вісник проблем біології і медицини*. Полтава: УМСА, 2002. Вип. 4. С. 27–31.

187. Никифоров В.В., Козловская Т.Ф. Химико-биологические причины ухудшения качества природной воды. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КДПУ, 2002. Вип. 6 (17). С. 82–85.

188. Никифоров В.В., Козловская Т.Ф. Результаты биотестирования

питьево́й воды на разных стадиях ее подготовки к потреблению. *Екологія та ноосферологія*. Дніпро: ДНУ ім. О. Гончара, 2001. Т.10, № 1-2. С. 99–105.

189. Харламова О.В., Синельников О.Д., Мальований М.С. Наукове обґрунтування доцільності використання гідро біонтів з акваторій водосховищ з метою забезпечення екологічної та енергетичної безпеки. *Захист наколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*: збірник матеріалів 3-го Міжнародного конгресу (Львів, 17-19.09 2014 р.). Львів: НУ "Львівська політехніка", 2014. 133 с.

190. Архаров Л. М. Екологічні системи. К. : Генеза, 1994. 300 с.

191. Экология и безопасность : коллективная научная монография; [под ред. Д.В. Елисеева]. Новосибирск: Изд. «СибАК», 2013. 132 с.

192. Дідух Я. П. Популяційна екологія. К. : Фітосоціоцентр, 1998. 192 с.

193. Wallatschek H. *Okolo Lexikon*. Munchen, M.: Академия, 2003. 252 с.

194. Реймерс Н. Ф. Экология. Теории, законы, правила, принципы и гипотезы. М.: Россия молодая, 1995. 366 с.

195. Wicke L. *Unweltoekonomie : Eine praxisorientierte Einfuhrung*. Munchen, 1991. p.450.

196. Голубець М.А. Від біосфери до соціосфери. Львів: Поллі, 1997. 256 с.

197. Матвеева І.В., Азаров С.І., Кутлахмедов Ю.О., Харламова О.В. Стійкість екосистем до радіаційних навантажень: монографія. К: НАУ, 2016. 396 с.

198. Купалова Г.І. Адміністративні інструменти забезпечення екологічної безпеки : монографія. Дніпропетровськ : Дніпро, 2010. 212 с.

199. Малишева Л.Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій : монографія. Київський ун-т імені Тараса Шевченка. К. : Ред.-видав. центр "Київський університет", 1998. 267 с.

200. Буряк В.В. Динамика культуры в эпоху глобализации: ноосферный аспект: монографія. Симферополь: ДИАЙПИ. 2011. 462 с.

201. Екологічна і природно-техногенна безпека України в регіональному вимірі: монографія; за наук. ред. Акад. НААН України, д-ра екон. Наук, проф.

М. А. Хвесика; Нац. Акад. наук. України, Держ. Установа «Ін-т економіки природокористування та сталого розвитку». Київ: Ін-т економіки природокористування та сталого розвитку, 2014. 339 с.

202. Підківка Р.С. Екологічний аудит територіальних систем : монографія. Луцьк : Наукова думка, 2009. 188 с.

203. Антонов А. В. Об определении индивидуального ресурса изделий атомных станций. К. : НКК, 1996. № 10. С. 42–49.

204. Серебровский А.Н., Стрельников В.П. Об использовании вероятностно-физических моделей отказов для оценки вероятностей элементарных событий, порождающих техногенную опасность. *Математичні машини і системи*. Київ: ІПММіС НАНУ, 2007. № 1. С. 137–143.

205. Стрельников В. П., Егоров С. В. Исследование свойств статистики, применяемой для оценки вероятности безотказной работы. *Математичні машини і системи*. Київ: ІПММіС НАНУ, 2008. № 3. С. 147-152.

206. Капур К., Ламберсон Л. Надежность и проектирование систем. М.: Мир, 1980. 606 с.

207. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Петрусенко В.П. Проблемы экологического нормирования безопасности биоты экосистем. Техногенна безпека. Миколаїв: Чорноморський державний університет ім. Петра Могили, 2009. Т.116. Вип. 103. С. 29–33.

208. Гродзинський Д. М., Кутлахмедов Ю. О., Михеев О. М., Родіна В. В. Методи управління радіоємністю екосистем. К. : Фітосоціонер, 2006. 172 с.

209. Матвеева И. В. Применение теории и моделей надежности при оценке экологических рисков в искусственных агроэкосистемах. *Екологічна безпека*. Кременчук: КрНУ, 2011. Вип. 2/2011 (12). С. 137–140.

210. Кутлахмедов Ю. А. , Поликарпов Г. Г., Корогодін В. И. Принципы и методы оценки радиоемкости экологических систем. *Эвристичность радиобиологии*. К. : Наук. Думка, 1998. С. 109–115

211. Шмандій В.М., Харламова О.В., Дубовик В.С. Динаміка формування екологічної небезпеки у територіально-виробничого комплексу середнього

Придністров'я. Екологічні проблеми традиційних і альтернативних видів енергії: *тези Горбуновських читань*. (Чернівці, 25.04.2014р.). Чернівці: ЧФ НТУ «ХП», 2014. С. 39–40.

212. Шмандій В.М., Харламова О.В., Знайко В.Ю., Знайко Н.С. Аналіз стану техногенно-екологічної небезпеки у промисловому регіоні. *Екологія. Довкілля. Молодь*: матеріали V Міжнародної наукової конференції молодих вчених і студентів. (Полтава, 22-23 жовтня 2015 р.). Полтава: ПолтНТУ, 2015. С. 101–104.

213. Харламова О.В. Моніторингові дослідження станів екологічної небезпеки регіонального рівня. *Вісник Житомирського державного технічного університету. Серія: технічні науки*, 2013. №4(67). С. 146–150.

214. Мальований М.С., Харламова О.В., Омеляненко М.М. Формування екологічної небезпеки у Кременчуцькій соціально-економічній зоні. *Проблеми екологічної безпеки*: збірник тез доповідей XIV Міжнародної науково-практичної конференції. (Кременчук, 12-14.10.2016 р.). Кременчук: ПП Щербатих О.В., 2016. С. 146.

215. Харламова О.В. Управление экологической безопасностью на основе техногенно-социогенных факторов разного генезиса. *Загальнодержавний науково-технічний журнал «Проблеми екології»*. Донецьк: ДонНТУ, 2014. № 1 (33). С. 68–74.

216. Харламова О.В., Шмандій В.М. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричного підходу. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. Харків: ХНУ, 2013. Вип. 9. № 1070. С. 24–30.

217. Харламова О.В. Using sociogen and technogen factors in an ecological safety at the regional level. *Науковий журнал «Людина і довкілля. Проблеми неоекології»*. ХНУ, 2014. С. 123–126.

218. Шмандій В.М., Харламова О.В., Голуб І.О. Формування екологічної небезпеки у Кременчуцькому виробничому комплексі. *Фізичні процеси та поля технічних і біологічних об'єктів*: матеріали XIV Міжнародної науково-

технічної конференції. (Кременчук, 6-8.11 2015 р.). Кременчук:КрНУ, 2015. С. 139.

219. Шмандій В.М., Харламова О.В., Дубовик В.С. Особливості формування екологічної небезпеки в територіально-виробничому комплексі Середнього Придніпров'я. Тези Всеукраїнської науково-практичної *on-line* конференції аспірантів, молодих учених та студентів, присвяченої Дню науки. (Житомир, 14-16.05. 2014р.). Житомир: ДЖТУ, 2014. Т. I. С. 73–74.

220. Шмандій В.М., Харламова О.В., Дубовик В.С. Територіальна структуризація екологічної небезпеки у територіально-виробничому комплексі Середнього Придніпров'я. *Регіональна екологія: сьогодення та напрями розвитку*: матеріали Всеукраїнської конференціїю (Полтава, 22-23.04.2014р.). Полтава: ПолтНТУ, 2014. С. 98–101.

221. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е., Колибская И.С. Ослабление влияния последствий проявления экологической опасности на здоровье населения. *Современные методологические проблемы изучения, оценки и регламентирования факторов окружающей среды, влияющих на здоровье человека* : материалы Международного Форума по экологии человека и гигиене окружающей среды. М.: НИИЭЧиГОС, 2016. С. 334–336.

222. Бахарев В.С., Харламова О.В., Корцова О.Л., Волошина В.Г. Наукова еколого-експертна оцінка екологічної ситуації, що склалась у районі північного промвузла м. Кременчук. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2017. Вип. 5(106). С. 101–108.

223. Никифоров В.В., Мальований М.С., Харламова О.В., Синельников О.Д. Перспективи використання біомаси ціанобактерій для отримання відновлювальних енергоносіїв. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015)*: збірник наукових праць. (Вінниця, дата 2015р.). Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. С. 215.

224. Харламова О.В., Ригас Т.Е., Знайко Н.С., Шмандий В.М. Система забезпечення екологічної безпеки в регіоні з розвитою промисленістю. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю*

(*Екологія/Ecology-2015*):збірник наукових праць. (Вінниця 23-26.09.2015р.).
Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД»., 2015. С. 18.

225. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: Довідник / [В.В. Гребінь, В.К. Хільчевський, В.А. Сташук, О.В. Чунар'ов, О.Є. Ярошевич] / За ред. В.К. Хільчевського, В.В. Гребеня. К. : «Інтерпрес ЛТД», 2014. 164 с.

226. В.В. Никифоров, С.В. Дегтярь, Е.В. Шмандий Обеспечение экологической безопасности Днепроовского бассейна путём использования гидробионтов для получения биогаза. *Машиностроение и безопасность жизнедеятельности*: межвузовский сб. науч. работ. М.: Машиностроение, 2008. Вып. 5. С. 51–56.

227. Сиренко, Л.А. Активность солнца и «цветение» воды. *Гидробиологический журнал*. Київ: Институт гидробиологии НАНУ, 2002. Т. 38, № 4. С. 3–9.

228. Дзюбан А.Н. Сезонная динамика микробиологического цикла метана в воде прибрежных мелководий Рыбинского водохранилища. *Гидробиологический журнал*. Київ: Институт гидробиологии НАНУ, 2006. Т 42, № 6. С. 47–51.

229. Шмандій В.М., Харламова О.В., Дубовик В.С. Чинники формування екологічної небезпеки у водосховищах Дніпровського каскаду. *Екологічний розвиток країни в рамках Європейської інтеграції*: тези Міжвузівської науково-практичної конференції студентів, аспірантів і молодих учених. (Житомир 28.05. 2014р.) Житомир: ЖДТУ, 2014. С. 37.

230. Шмандій В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є., Остапеч О.А., Голуб І.О. Особливості формування екологічної небезпеки в гідро екосистемах. *Екологічний стан і здоров'я жителів міських екосистем. Горбуновські читання*: тези доповідей / за ред. Масікевича Ю.Г. Чернівці: «Місто», 2015. С. 180–182.

231. Шмандій В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є., Остапеч О.А., Знайко Н.С. Аналіз стану екологічної небезпеки у водосховищах Дніпровського

каскаду. *V-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology-2015)*.: збірник наукових праць. Вінниця: ТОВ «Нілан-ЛТД», 2015. С. 67.

232. Харламова О.В., Дубовик В.С., Шмандій В.М. Чинники формування екологічної небезпеки в територіально-виробничому комплексі Середнього Придніпров'я. *Захист навколишнього середовища. Збалансоване природокористування* : матеріали Першого міжнародного студентського конгресу. (Львів 15-16.05 2014р.) Львів: НУ «Львівська політехніка», 2014. С. 47–50.

233. Харламова О.В., Потєбная Д.В., Шмандий В.М. Проблемы экологической безопасности на урбанизированных территориях (на примере Кременчугского территориально-промышленного комплекса). *Окружающая среда и здоровье. Гигиена и экология урбанизированных территорий* : материалы VI Всерос. научно-практ. конфю с междунар. участи. Молодых ученых и спец, М.: НИИ ЭЧиГОС. 2016. С. 393–397.

234. Шмандій В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є., Consisting of ecological safety in the Kremenchuk industrial region after action of technological earthquakes. *Науковий журнал НГУ*. Дніпро, 2018. Вип. 5(167). С. 115–121.

235. Харламова О.В., Безугла К.С., Печенко В.Є., Шмандій В.М. Вплив техногенних землетрусів на якість навколишнього середовища та здоров'я населення. *Актуальні проблеми науково-промислового комплексу регіонів*: матеріали II Всеукраїнської науково-технічної конференції. Рубіжне: вид. О.Зень, 2016. С. 84–86.

236. Харламова О.В., Ригас Т.Є., Потєбна Д.В., Шмандій В.М. Особливості формування техногенної складової екологічної небезпеки в Кременчуцькому промисловому регіоні. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування* : збірник матеріалів 4-го Міжнародного конгресу. (Львів 21-23.09 2016р.). Львів: НТУ «Львівська політехніка», 2016. С. 69.

237. Волкова Т.П., Попова Ю.С., Волкова К.В. Аналіз та оцінка впливу

промислових підприємств на забруднення ґрунтів Донецької області. *Охорона навколишнього середовища та раціональне використання природних ресурсів*. Донецьк: ДонНТУ, 2005. т.2. С. 134–142.

238. Добровольский В.В. Миграционные формы и миграция масс тяжелых металлов в биосфере. К.: Наукова думка, 2006. 140 с.

239. Алексеева Т. М., Козловська Т.Ф., Безденежных Л.А. Стан ґрунтового покриву як індикатор екологічної небезпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2011. Вип. 1 (10). С. 73–77.

240. Алексеева Т.М. Дослідження техногенного впливу на рослинний покрив міста Кременчука. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. Науковий журнал Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна. Харків, 2013. № 1-2. С. 127–133.

241. Алексеева Т.М. Біоіндикація як метод екологічної оцінки стану природного навколишнього середовища. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2014. Випуск 2 (85). С. 166–171.

242. Алексеева Т.М. Ґрунтово-рослинний покрив як показник забруднення атмосферного повітря важкими металами. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2014. Вип. 14. С. 16–22.

243. Шмандий В.М., Харламова О.В., Алексеева Т.М. Характеристика стану екологічної небезпеки за показниками деградації ґрунтово-рослинного покриву в урбосистемі. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Х.: НУЦЗУ. 2017. №2. С. 11–17.

244. Ерофеева Е.А., Наумова М.М. Взаимосвязь физиолого-морфологических показателей листовой пластинки березы повислой с содержанием в ней тяжелых металлов. *Вестник Нижегородского университета им. Н.И.Лобачевского*, 2010. № 1. С. 140–143.

245. Харламова О.В. Антропоцентричний підхід в управлінні екологічною безпекою на регіональному рівні. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване природокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2014. № 2 (10). С. 142–149.

246. Фесенко В.Л. Экология и заболеваемость железнодорожников в зоне промышленности Северного Кавказа. *Сб.докл III Всерос. конф. с междунар. участием «Новое в экологии и БЖД»*. С. Петербург: БГТУ, 1998. С. 291–292.

247. Шмандий В.М. Установление взаимосвязи между уровнями техногенной нагрузки и заболеваемостью населения. *Вестник НТУ «ХПИ»*. 2001. № 14. С. 16–25.

248. Лук'янченко І., Л. Краснівка. Економетрика. К.: Знання, 1988. 494 с.

249. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е. Снижение степени влияния на население проявлений экологической опасности в техногенно нагруженном регионе. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2010. Вип. 1(9). С.18–22.

250. Шмандий В.М., Харламова Е.В., Кушниренко А.А. Регулирование влияния экологической опасности на здоровье населения в территориально-административных образованиях. *Электронный научно-образовательный Вестник «Здоровье и образование в XXI веке»*. Калининград, 2017 №10 Том 19. С. 55–60.

251. Шмандий В.М., Харламова Е.В., Ригас Т.Е. Снижение влияния антропогенной составляющей экологической опасности на здоровье населения в Кременчугской социально-экономической зоне. *Экологические проблемы современности: выявление и предупреждение неблагоприятного воздействия антропогенно детерминированных факторов и климатических изменений на окружающую среду и здоровье населения:/ материалы Междунар. форума научного совета РФ по экологии человека и гигиене окружающей среды*. М., 2017. С. 562–564.

252. Харламова О.В., Мальований М.С., Пляцук Л.Д. Теоретичні основи управління екологічною безпекою техногенно навантаженого регіону. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2012. Вип.1(13). С. 9–12.

253. Харламова О.В., Синельников О.В., Мальований М.С., Мальований А.М., Синельников С.Д. Оцінка перспектив виробництва біопалива із використанням

ціанобактерій. *Чисте місто. Чиста ріка. Чиста планета* : матеріали V Міжнародного екологічного форуму. (Херсон. 21-22.11 2013р.) Херсон: ХТШП, 2013. С. 398–402.

254. Никифоров В.В., Козловская Т.Ф. Особенности хозяйственного значения сине-зелёных водорослей в условиях Кременчугского и Днепродзержинского водохранилищ. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КДПУ, 2002. Вип. 5(16). С.109–108.

255. Скорук О.П., Токарчук Д.М., Всемирнова В.М. Перспективи виробництва біопалива третього покоління. *Збірник наукових праць ВНАУ. Серія: Економічні науки*. Вінниця: ВНАУ, 2011. № 1 (48). С. 171–176.

256. Никифоров В.В., Елизаров А.И. Природоохранный и энергосберегающий аспекты утилизации синезеленых водоростей. *Фізичні процеси та поля технічних і біологічних об'єктів*: матеріали VII науково-технічної конференції НТК. Кременчук: КДПУ, 2008. С. 87–90.

257. Харламова Е.В, Мальованый М.С., Никифоров В.В., Синельников А.В. Природоохранные и энергетические аспекты биотехнологии утилизации цианобактерий как эколого-экономический императив устойчивого развития. *Международный журнал «Устойчивое развитие»*. № 1(22). Варна, 2015. С. 4–9.

258. Malovanyu M., Nykyforov V., Synelnikov O, Kharlamova O. Mathematical model of the process of synthesis of biogas from blu-grin. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. Вип.1/2015 (19). С. 58–63.

259. Гринюк І. Біопаливо з водоростей. *Агросектор*, 2009. № 6 (36). С. 26–27.

260. Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей: пат. 105896 України. МПК (2016.01) С12Р 5/00. № u 2015 09295; заявка 28.09.15; опубл. 11.04.2016, Бюл. №7.

261. Вітенько Т. М. Гідродинамічна кавітація у масообмінних хімічних і біологічних процесах. Тернопіль: Видавництво Тернопільського державного технічного університету імені Івана Пулюя, 2009. 224 с.

262. Никифоров В.В., Козловська Т.Ф., Авраменко А.Є. Вплив відпрацьованого субстрату синьозелених водоростей для отримання біогазу на схожість гороху і пшениці. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КДПУ, 2010. Вип. 1 (9). С. 67–69.

263. Nykyforov V., Malovanyu M., Kozlovs'ka T., Novokhatko O., Digtar S. The biotechnological ways of blue-green algae complex processing. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2016. 5/10 (83). P. 11–18

264. Kharlamova O., Kanda M., Maliovanyi M., Odnorih Z., Chornomaz N. Determining the optimal ration of natural mineral adsorbents with regard to ammonia adsorption. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип.1/2016 (21). С. 76–80.

265. Харламова О.В., Хропатый С.В. Управление экологической безопасностью на основе разработанного наноструктурированного сорбента. *Ideї академіка Вернадського та проблеми сталого розвитку регіону* : матеріали XV Міжнародної науково-практичної конференції. Кременчук, КрНУ, 2013. С. 77–78.

266. Харламова Е.В. Решение вопросов обеспечения экологической безопасности путем получения сорбентов из отходов агропромышленного комплекса. *IV-й Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecologi-2013.: збірник наукових статей*. Вінниця: Видавництво-друкарня ДІЛО, 2013. С. 63–65.

267. Харламова О.В., Безденежных Л.А., Нечипоренко-Шабунина Т.Г., Шмандий В.М. Получение наноструктурированных адсорбентов из зерновых отходов агропромышленного комплекса. *Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства* : сборник трудов III Международной научной экологической конференции. Краснодар: КГАУ, 2013. С. 122–125.

268. Харламова Е.В., Шмандий В.М., Безденежных Л.А., Малеваный М.С. Разработка наноструктурированного сорбента на основе растительного сырья для очистки загрязненных стоков. *Сорбенты как фактор качества жизни и*

здоровья : материалы IV Международной конференции. Белгород: ИД «Белгород», 2012. С. 267–269.

269. Спосіб отримання сорбенту. Пат. 76625 Україна, МПК (2006.01) B01J 20/22 № 2012 07756; заявл. 25.06.12; опубл. 10.03.2013, Бюл. №1.

270. Харламова О.В., Шмандій В.М., Безденежных Л.А., Нечипоренко-Шабуніна Т.Г. Наноструктуровані адсорбенти для підвищення рівня екологічної безпеки водних об'єктів гідросфери. *Наукові та методологічні основи медичної геології* : матеріали першої Київської міжнародної наукової конференції. (Київ 17-18.04 2013 р.). Київ: ПВНЗ «Інститут Тутковського», 2013. С. 42.

271. Шмандій В.М., Харламова О.В., Безденежных Л.А. Спосіб отримання сорбенту. Патент на корисну модель 119632 Україна, (51) МПК B01J 20/22 25.09.2017 р.

272. Мальований М.С., Слюсар В.Т., Харламова О.В., Ригас Т.Є. Спосіб отримання сорбенту. Патент на корисну модель 121757 Україна, (51) МПК B01J 20/22 25.09.2017 р.; власник Національний університет Львівська політехніка. - № u 2017 07254; заявка 10.07.17; публ. 11.12.2017, Бюл. № 23.

273. Харламова О.В., Шмандій В.М., Безденежных Л. А. Повышение эффективности перерабатывающей отрасли путем использования новых адсорбентов. *Эффективность управления социально-экономическим развитием в условиях глобализации экономики* : сборник научных статей по материалам I Международной конференции. Новочеркасск: Ю.Р. гос. тех. универ., 2009. С. 435–444.

274. Безденежных Л. А. Нечипоренко-Шабуніна Т.Г., Шмандій В.М., Сокур М.І. Харламова О.В. Вплив гранулометричного складу наноструктурованого адсорбенту на ефективність очистки стічних вод від нафтопродуктів. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2012. Вип. 2(73). С. 147–149.

275. Чанг Р. Физическая химия с приложениями к биологическим системам. М.: Мир, 1980. С. 492.

276. Харламова О.В. Шмандій В.М. Вплив на здоров'я населення проявів екологічної небезпеки, яка формується техногенними землетрусами. *Наукові та методологічні основи медичної геології* : матеріали першої Київської міжнародної наукової конференції. Київ: ПВНЗ «Інститут Тутковського», 2013. С. 19.

277. Давий В. П. Альтернативное топливо. *Вісник НТУ «ХПІ»*. Харків:ХПІ, 2008. №3 (7). С. 3–8.

278. Демидов И. Н., МунирШавкат Садик. О перспективах получения биодизельного горючего в Украине. *Вестник национального технического университета «ХПИ»*.Харьков: ХПИ, 2012. №39. С 108–116.

279. Щербаков А. О. Технологія переробки та використання вторинних матеріальних ресурсів. Тернопіль: “Астон” 1999. 292 с.

280. Демидов И. Н., Мунир Шавкат Садик, Гранкина К. В. Использование жирных кислот соапстока для получения бутиловых эфиров жирных кислот. *Вісник НТУ «ХПІ»*. Серія: *Нові рішення в сучасних технологіях*. Харків: НТУ «ХПІ», 2013. № 4 (978). С. 130–134.

281. Харламова О.В., Харченко Н.Л., Мурашко О.А., Черненко С.М. Підвищення рівня техногенної та енергетичної безпеки завдяки використанню біопалива для дизельних двигунів. *Проблеми та перспективи розвитку забезпечення безпеки життєдіяльності* : збірник наукових праць X Міжнародної науково-практичної конференції молодих вчених, курсантів та студентів. (Львів 04.12 2015р.). Львів: ЛДУ БЖД, 2015. С. 407–408.

282. Семенов В.Г., Черненко С.М., Атамась А.І. Визначення нижчої теплоти згоряння біодизельного палива за хроматографічними даними. *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КДПУ, 2010. Вип. 2/2010 (61), Ч1. С. 87–91.

283. Volodymyr Shmandiy, Kharlamova Olena, Tetyana Rigas. Improvement of the ecological safety of road transport in the use of alternative fuel and exhaust converters. *Environmental Problems*. Liv: НУ «Львівська політехніка», 2017. Vol. 2, No. 2. P. 54–57.

284. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е., Колибская И.С. Ослабление влияния последствий проявления экологической опасности на здоровье населения. *Современные методологические проблемы изучения, оценки и регламентирования факторов окружающей среды, влияющих на здоровье человека* : материалы Международного Форума Научного совета по экологии человека и гигиене окружающей среды. М: 2016. С. 334–336.

285. Теплотехніка, енергетика та екологія в металургії (Підвищення рівня екологічної безпеки при застосуванні нейтралізаторів на автомобілях застарілої конструкції.): колективна монографія. Дніпро: Нова ідеологія, 2017. С.206–207.

286. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е. Комплексное исследование химико-техногенных и социогенных факторов в управлении экологической безопасностью. *Методологические проблемы изучения, оценки и регламентирования химического загрязнения окружающей среды и его влияние на здоровье населения* : материалы Пленума Научного совета по экологии человека и гигиене окружающей среды. М.: РАМН, 2015. С. 479–480.

287. Шмандий В.М., Харламова О.В., Потехная Д.В. Проблемы экологической безопасности на урбанизированных территориях (на примере Кременчугского территориально-промышленного комплекса). *Окружающая среда и здоровье. Гигиена и экология урбанизированных территорий* : материалы VI Всерос. научно-практ. Конф. с междунар. участи. Молодых ученых и спец., (Житомир, 17 травня 2016р.) Житомир: НИИ ЭЧиГОС, 2016. С. 393–397.

288. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Liliya Bezdeneznych, Anatoliy Svjatenko, Myroslav Malovanyu Kateryna Petrushka, Igor Polyuzhyn. Methods of salt content stabilization in circulating water supply systems . *Journal «Chemistry & Chemical technology»*, 2017. Vol. 11, No. 2. P. 242–246.

289. Гомеля Н.Д., Шаблій Т.А., Носачева Ю.В. Кондиционирование воды для ресурсосберегающих систем водопользования. *Экотехнологии и ресурсосбережение*. К.: Институт газа НАНУ, 2004. № 4. С. 55–58

290. Pitt WG, Ross SA 1 Ultrasound Increases the Rate of Bacterial Cell Growth

[J]. *Biotechnol.Prog.*, 2003. 19 (3). P. 1038–1044.

291. Schlafer O., Onyechе T., Bormann H., et al. Ultrasound stimulation of micro 2 organisms for enhanced biodegradation [J]. *Ultrasonics*, 2002,40(128) : P. 25–29.

292. Шмандій В.М., Харламова О.В., Святенко А.І., Мальований М.С. Проблеми реалізації анаеробно-аеробних процесів біологічного очищення стічних вод. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг* : матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції. (Львів 18-20.10 2017р.). Львів: ЗУКЦ., 2017. С. 113–115.

293. Malovanyu M.S., Shmandiy V.M., Kharlamova O.V., Svyatenko A.I.. *Water Supli and Wastewater Disposal: monografie*. Lublin: Lublin Uniwersiti of Technology. Poland, 2018. P. 124–131.

294. Святенко А. І., Нечипоренко-Шабуніна Т. Г., Дяденко Н. М. Дослідження зміни ефективності очищення стічних вод в аеротенках під впливом різних чинників. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2011. Вип.1(11). С. 64–66.

295. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельніков О.Д. Використання ціанобактерій для отримання енергоносіїв – шлях до уникнення екологічної небезпеки від їх неконтрольованого розвитку у водосховищах Дніпровського каскаду. *Сталий розвиток – XXI століття: управління, технології, моделі* : колективна монографія. Черкаси: ФОП Чабаненко Ю.А., 2015. С. 352–361.

296. V. Nykyforov, M. Malovanyu, T. Kozlovs'ka, O. Novokhatko, S. Digtiar. The bsotexnojgical ways of blue-green algam complex processing. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2016. 5/10 (83). P. 11–18.

297. Спосіб виробництва метану та добрива: патент на корисну модель № 104743 Україна. № u2015 09476; заявл. 08.10.2015; опубл. 10.02.2016; Бюл. № 3. 3 с.

298. Malovanyu M., Nykyforov V., Kharlamova O., Synelnikov O., Dereyko Kh. Reduction of the environmental threat from uncontrolled development of

cyanobacteria in the waters of the Dnieper reservoirs. *Науковий журнал «Environmental problems»*. Львів: НУ «Львівська політехніка». 2016. №1/1. С. 61–64.

299. Харламова О.В., Шмандій В.М., Ригас Т.Є. Consisting of ecological safety in the Kremenchuk industrial region after action of technological earthquakes. *Науковий вісник НГУ*. Дніпро: НГУ, 2018. Вип. 5(167). С. 115–121.

300. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Обеспечение экологической безопасности при совместном действии химико-техногенных и социогенных факторов. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*, М.: НИИ ЭЧиГОС, 2018. №97(9). С. 809–812.

301. Whicker F. W., Schultz V. Radioecology: nuclear energy and the environment. V. 1, 2. Boca Raton, Fla, CRC Press. 1982.

302. Гродзинский Д. М. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. К.:Наук. Думка, 1992. 196 с.

303. Amiro B. D. Radiological Dose Conversion Factors for Generic Non-human Biota. Used for Screening Potential Ecological Impacts. *J. Environ. Radioactivity*, 1992. Vol. 35. № 1. P. 37–51.

304. Prister B.S., Loshchilov N.A., Perepelyatnikova L.V. The Science of the Total Environment. Efficiency of measures at decreasing the contamination of agricultural products in areas contaminated by the Chernobyl NPP accident. *The Science of the Total Environment*, 1991. Vol. 112. P. 79–87.

305. Eriksson A., Rosen K. Transfer of cesium to hay grass and grain crops after Chernobyl The Chernobyl fallout in Sweden – Results from a research programme on environmental radiology. *Stockholm, The Swedish Radiathion Protection Institute*,. 1991. P. 291–304.

306. Gudkov D.I., Nazarov A.B., Kaglyan A.E. Change of radionuclide bioavailability in contions of swamping territories within the Chernobyl accident Exclusion Zone. *Proc. Of Oral and Oral Poster Presentations of the Internathional Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, 15-20 June 2008*,

Berger, Norway – Norwegian Radiathion Protecthion Authority, 2008. Part 2. P. 171–174.

307. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Методологія надійнісної структуризації екосистем, що включають об'єкти підвищеної екологічної небезпеки. *Сучасний стан та проблеми вищої екологічної освіти України* : матеріали Всеукраїнської науково-методичної конференції. (Одеса, 28-29.03.2017р.). Одеськ. держ. екол-ний ун-т. Одеса: ТЕС, 2017. С. 183–185.

308. Коваль О.О. Екологічний аудит як інструмент оцінки та контролю за станом навколишнього природного середовища підприємства. *Наука і техніка Повітряних Сил Збройних Сил України*. Харків: ХНУПС ім. І. Кожедуба, 2014. № 4 (17). С. 118–120

309. Харламова О.В., Мороз Н.М., Азаров С.І., Коваль О.О. Удосконалення наукових засад екологічного аудиту щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. №20(20). С. 26–31.

310. Белов С.А., Литвак В.В., Солод С.С. Надежность теплоэнергетического оборудования ТЭС. Томск: Изд-во НТЛ, 2008. 218 с.

311. Харламова О.В., Радионов А.В. Повышение уровня экологической безопасности при использовании магнитожидкостных герметизаторов и частотных преобразователей в процессах эксплуатации электродвигателей. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 2/2016 (22). С. 9–14.

312. Радионов А.В. Оценка техногенного риска оборудования опасных производств системным многоуровневым анализом. *Збірник наукових праць НУК*. Миколаїв: НУК, 2015. №4. С. 82–90.

313. Радионов А.В. Оценка техногенного риска при замене традиционных уплотнений магнитожидкостными герметизирующими комплексами с учетом климатических факторов. *Збірник наукових праць НУК*. Миколаїв: НУК, 2016. №3. С. 75–83.

ДОДАТКИ

Додаток А

Список публікацій здобувача

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації:

1. Матвеева І.В., Азаров С.І., Кутлахмедов Ю.О., Харламова О.В. Стійкість екосистем до радіаційних навантажень: монографія. К: НАУ, 2016. С. 396.
2. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Управление экологической безопасностью в регионе: антропоцентрические аспекты (научная монография). Германия: LAMBERT Academic Publishing, 2014. С. 78.
3. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.С., Знайко В.Ю. Підвищення рівня екологічної безпеки при застосуванні нейтралізаторів на автомобілях застарілої конструкції. Теплотехніка, енергетика та екологія в металургії : колективна монографія (у двох книгах). Дніпро : Нова ідеологія, 2017. Книга друга. С. 206–207.
4. Kharlamova O. V., Malovanyu M.S., Shmandiy V.M., Svyatenko A.I. Ways of increasing the efficiency of anaerobic-aerobic processes of biological wastewater treatment: «Water Supli and Wastewater Disposal»: Monografie. Lublin: Lublin Uniwersiti of Technology. Poland, 2018. P. 124–131.
5. Харламова О.В., Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников О.Д. Використання ціанобактерій для отримання енергоносіїв – шлях до уникнення екологічної небезпеки від їх неконтрольованого розвитку у водосховищах Дніпровського каскаду: «Сталий розвиток – ХХІ століття: управління, технології, моделі» : колективна монографія. Черкаси: ФОП Чабаненко Ю.А., 2015. С. 352–361.
6. Мальований М.С., Шмандий В.М., Харламова О.В., Челядин Л.І., Сакалова Г.В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня екологічної небезпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ. 2013. №1(15). С. 37–44.
7. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д.

Оцінювання екологічної небезпеки в акваторіях Дніпровських водосховищ внаслідок неконтрольованого розвитку ціанобактерій. *Науковий вісник НЛТУ України*. Львів: НЛТУ України, 2015. Вип 25.6. С. 159–164.

8. Мальований М.С., Синельников О.Д., Харламова О.В., Мальований А.М. Оптимальні умови отримання енергії із ціанобактерій. *Науково-виробничий журнал «Хімічна промисловість України»*. 2014. № 5(124). С. 39–43.

9. Харламова О.В., Мороз Н.Н., Азаров С.И., Коваль О.О. Усовершенствование научных основ экологического аудита объектов повышенной экологической опасности. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. Вип. 2/2015 (20). С. 26–31.

10. Мальований М.С., Никифоров В.В., Синельников А.Д., Харламова О.В., Бунько В.Я. Влияние гидродинамической кавитации на биологические объекты. *Науково-технічний журнал «Технологічний аудит та резерви виробництва»*. 2015. №5/4(25). С. 41–45.

11. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д. Рациональна технологія утилізації синьо-зелених водоростей. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. Львів : РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.10. С. 140–149.

12. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Є. Системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки та управління безпекою в умовах природно-техногенного навантаження. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*. Київ: Видавничий дім «Гельветика», 2016. № 1–2 (12–13). С. 5–18.

13. Ригас Т.Є., Харламова О.В., Безденежних Л.А., Шмандий В.М. Моніторинг станів екологічної небезпеки, що формується у техногенно навантаженому комплексі *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 5(100). ч. 2. С.83–88

14. Харламова О.В. Освітньо-інформаційні чинники в забезпеченні екологічної безпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2013. Вип. 2(16). С. 17–22.

15. Харламова О.В. Теоретичне обґрунтування можливості реалізації елементів управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2016. № 2(14). С. 159–165.

16. Харламова О.В. Моніторингові дослідження станів екологічної небезпеки регіонального рівня. *Вісник Житомирського державного технічного університету. Серія: технічні науки* Житомир: ЖДТУ, 2013. № 4(67). С. 146–150.

17. Харламова О.В. Управление экологической безопасностью на основе техногенно-социогенных факторов разного генезиса *Загальнодержавний науково-технічний журнал «Проблеми екології»*. Донецьк: ДонНТУ, 2014. № 1 (33). С. 68–74.

18. Бахарев В.С., Корцова О.Л., Харламова О.В., Волошина В.Г. Наукова еколого-експертна оцінка екологічної ситуації, що склалась у районі північного промвузла м. Кременчук. *Вісник КрНУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КрНУ, 2017. Вип. 5(106). С. 101–108.

19. Шмандий В.М., Алексеева Т.М., Харламова О.В. Характеристика стану екологічної небезпеки за показниками деградації ґрунтово-рослинного покриву в урбосистемі. *Науково-технічний журнал «Техногенно-екологічна безпека»*. Х.: НУЦЗУ, 2017. №2. С.11–17.

20. Харламова О.В. Антропоцентричний підхід в управлінні екологічною безпекою на регіональному рівні. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека безпека та збалансоване ресурсокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2014. № 2 (10). С. 142–149.

21. Malovanyu M., Nykyforov V., Kharlamova O. Synelnikov O. Mathematical model of the process of synthesis of biogas from blu-grin. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2015. Вип. 1/2015 (19). С. 58–63.

22. Kharlamova O., M.Kanda., M. Maliovanyi., Z. Odnorih, N. Chornomaz. Determining the optimal ration of natural mineral adsorbents with regard to ammonia adsorption. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 1/2016 (21). С. 76–80.

23. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Tetyana Rigas. Improvement of the ecological safety of road transport in the use of alternative fuel and exhaust converters. *Environmental Problems*. Львів: НУ «Львівська політехніка», 2017. Vol. 2, No. 2. P. 54–57.

24. Харламова О.В. Експериментальне дослідження способів підвищення рівня екологічної безпеки об'єктів гідросфери. *Збірник наукових праць «Екологічна безпека та природокористування (КНУБА, ІТГП НАНУ)»*. Київ: ТОВ «Видавництво «Юстон», 2016. № 3–4 (22). С. 24–29.

25. Радионов А.В. Харламова Е.В. Повышение уровня экологической безопасности при использовании магнитожидкостных герметизаторов и частотных преобразователей в процессах эксплуатации электродвигателей серии васо. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2016. Вип. 2/2016 (22). С. 9–14.

26. Шмандій В.М., Харламова О.В. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричного підходу. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2013. Вип. 9. № 1070. С. 24–30.

27. Харламова О.В. Using sociogen and technogen factors in an ecological safety at the regional level. *Науковий журнал «Людина і довкілля. Проблеми неоекології»*. Харків:ХНУ, 2014. С. 123–126.

28. Malovanyi M., Mahera Y., Zakhariv O., Romaniv R., Kharlamova O., Synelnikov O. Prospects of combining in complex usage of different types of renewable energy and creation of renewable energy sources. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Біологія, біотехнологія, екологія»*. К.: ВЦ НУБіП України, 2015. Вип. 214. С. 155–163.

29. Kharlamova O., Malovanyu M., Nykyforov V., Synelnikov O., Dereyko Kh. Reduction of the environmental threat from uncontrolled development of cyanobacteria in the waters of the Dnieper reservoirs. *Науковий журнал «Environmental problems»*. Львів: НУ «Львівська політехніка». 2016. №1/1. С. 61–64.

30. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Исследование проявлений экологической опасности на региональном уровне. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*. М.: НИИ ЭЧиГОС, 2015. № 7. С. 90–92. (**Scopus**).

31. Kharlamova O., Shmandiy V., Bezdeneznych L., Syjatenko A., Malovanyu M., Petrushka K., Polyuzhyn I. Methods of salt content stabilization in circulating water supply systems. *Journal «Chemistry & Chemical technology»*. 2017. Vol. 11, № 2. P. 242–246. (**Scopus, Web of Science**).

32. Malovanyu M., Nikiforov V., Kharlamova O., Synelnikov O. Production of renewable energy resources via complex treatment of cyanobacteria biomass. *Journal «Chemistry & Chemical technology»*. Vol. 10, No. 2, 2016. С. 251–254. (**Scopus, Web of Science**).

33. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Методологические подходы к анализу влияния экологической опасности на состояние здоровья населения в регионе. *Здоровье и образование в XXI веке*. 2016. Том 18, № 12. С. 54–57.

34. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Фундаментальные аспекты управления экологической безопасностью в техногенно нагруженном регионе. *Научно-теоретический журнал «Экологический вестник Северного Кавказа»*. Краснодар, 2014. Том 10, № 3. С. 53–63.

35. Харламова Е.В., Мальованый М.С., Никифоров В.В., Синельников А.В. Природоохранные и энергетические аспекты биотехнологии утилизации цианобактерий как эколого-экономический императив устойчивого развития. *Международный журнал «Устойчивое развитие»*. Варна, 2015. №1 (22). С. 4–9.

36. Харламова Е.В., Шмандий В.М., Кушниренко А.А. Регулирование влияния экологической опасности на здоровье населения в территориально-административные образования. *Электронный научно-образовательный Вестник «Здоровье и образование в XXI веке»*. Калининград, 2017. Том 19, №10. С. 55–60.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

37. Шмандий В.М., Ригас Т.Е., Харламова Е.В. Снижение влияния антропогенной составляющей экологической опасности на здоровье населения в Кременчугской социально-экономической зоне. *Экологические проблемы современности: выявление и предупреждение неблагоприятного воздействия антропогенно детерминированных факторов и климатических изменений на окружающую среду и здоровье населения*: материалы Международного форума по экологии человека и гигиене окружающей среды. Москва, 2017. С. 562–564.

38. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Наукові засади моніторингу станів екологічної небезпеки. *Сучасні проблеми біології, екології та хімії*: збірник матеріалів V Міжнародної науково-практичної конференції. Запоріжжя: АА Тандем, 2017. С. 225–226.

39. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є. Управление экологической безопасностью путем получения сорбента из отходов и применения его для очистки сточных вод. *Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів*: матеріали міжнародної науково-технічної конференції. Харків: ХНУБА. 2017. С. 103–104.

40. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Радіємність екосистеми як індикатор стану екологічної безпеки. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування*: збірник тез доповідей XX Міжнародної науково-практичної конференції. Харків: ХНУ ім. Каразіна, 2017. С. 227–228.

41. Харламова О.В., Шмандий В.М. Аналіз результатів наукових досліджень з проблем екологічної безпеки. *«ЕКОГЕОФОРУМ-2017. Актуальні проблеми та інновації»*: тези доповідей міжнародної науково-практичної конференції. Івано-Франківськ: Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу 2017. С. 152–154.

42. Харламова О.В., Шмандий В.М., Святенко А.І., Мальований М.С. Проблеми реалізації анаеробно-аеробних процесів біологічного очищення стічних вод. *Водопостачання та водовідведення: проектування, будова,*

експлуатація, моніторинг: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції. Львів: ЗУКЦ, 2017. С. 113–115.

43. Харламова О.В., Мальований М.С. Теоретичні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-техногенного навантаження. *Актуальні проблеми енергетики та екології*: матеріали XVI Всеукраїнської науково-технічної конференції. Херсон: ФОП Грінь Д.С., 2016. С. 105–106.

44. Харламова О.В., Шмандий В.М., Знайко В.Ю., Знайко Н.С. Аналіз стану техногенно-екологічної небезпеки у промисловому регіоні. *Екологія. Довкілля. Молодь*: матеріали V Міжнародної наукової конференції молодих вчених і студентів. Полтава: ПолтНТУ, 2015. С. 101–104.

45. Харламова О.В., Засядько Т.А. Техногенні землетруси як літосферний чинник формування екологічної небезпеки. *Неделя еколога-2015*: тезиси докладов Международного научного симпозиума. Днепродзержинск: ДГТУ, 2015. С. 200–203.

46. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Методологические аспекты изучения воздействия факторов экологической опасности на человека и окружающую среду в индустриально развитом регионе. *Комплексное воздействие факторов окружающей среды и образа жизни на здоровье населения: диагностика, коррекция, профилактика*: материалы пленума научного совета РФ по экологии человека и гигиене окружающей среды. Москва, 2014. С. 469–472.

47. Харламова Е.В. Техногенные землетрясения как возмущающий фактор в системе экологической безопасности. *Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки*: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції. Харків: Національний університет цивільного захисту України. Х: НУЦЗУ, 2013. С. 166–167.

48. Харламова Е.В. Решение вопросов обеспечения экологической безопасности путем получения сорбентов из отходов агропромышленного комплекса. *IV-й Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecologi-2013)*: збірник наукових статей. Вінниця: Видавництво-

друкарня ДІЛО, 2013. С. 63–65.

49. Харламова О.В., Безденежных Л.А., Нечипоренко-Шабунина Т.Г., Шмандий В.М. Получение наноструктурированных адсорбентов из зерновых отходов агропромышленного комплекса. *Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства*: сборник трудов III Международной научной экологической конференции. Краснодар: КГАУ, 2013. С. 122–125.

Наукові праці, які додатково відображають наукові результати дисертації:

50. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д. Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей: пат. 105896 Україна: (51) МПК (2016.01), С12Р 5/00. № у 2015 09295; заявл. 28.09.15; опубл. 11.04.2016, Бюл. №7. 4 с.

51. Шмандий В.М., Харламова О.В., Безденежных Л.А. Спосіб отримання сорбенту: патент на корисну модель 119632 Україна, (51) МПК В01J 20/22(2006.01) В01J 20/30 (2006.01). № у 2017 04957; заявл. 22.05.2017; опубл. 25.09.2017, Бюл. №18. 6 с.

52. Мальований М.С., Слюсар В.Т., Харламова О.В., Ригас Т.Є. Спосіб отримання сорбенту: патент на корисну модель 121757 Україна: (51) МПК В01J 20/22 (2006.01). № у 2017 07254; заявл. 10.07.17; опубл. 11.12.2017, Бюл. №23. 4 с.

УКРАЇНА



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

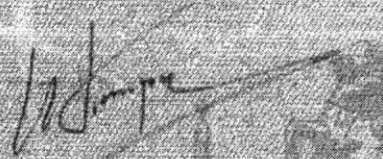
№ 119632

СПОСІБ ОТРИМАННЯ СОРБЕНТУ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 25.09.2017.

Заступник міністра економічного розвитку і торгівлі України


М.І. Тітарчук



(11) 119632

(19) UA

(51) МПК
B01J 20/22 (2006.01)
B01J 20/30 (2006.01)

(21) Номер заявки: u 2017 04957

(22) Дата подання заявки: 22.05.2017

(24) Дата, з якої є чинними
права на корисну модель: 25.09.2017(46) Дата публікації відомостей
про видачу патенту та
номер бюлетеня: 25.09.2017,
Бюл. № 18(72) Винахідники:
Безденєжних Лілія
Андріївна, UA,
Шмандій Володимир
Михайлович, UA,
Харламова Олена
Володимирівна, UA(73) Власник:
КРЕМЕНЧУЦЬКИЙ
НАЦІОНАЛЬНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ
МИХАЙЛА
ОСТРОГРАДСЬКОГО,
вул. Першотравнева, 20, м.
Кременчук, Полтавська обл.,
39600, UA

(54) Назва корисної моделі:

СПОСІБ ОТРИМАННЯ СОРБЕНТУ

(57) Формула корисної моделі:

1. Спосіб отримання сорбенту, що включає помел з одночасною механоактивацією на ножовому млині раніше отриманого гранульованого порошку сорбенту, виготовленого з відходів рослинного походження, який відрізняється тим, що для класифікації продукту використовують електростатичну сепарацію частинок сорбенту.
2. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що рівень сепарації встановлюють залежно від типу вихідної сировини, за результатами заздалегідь проведених досліджень необхідної структури сорбенту.
3. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що сорбент, гранулометричний склад якого не відповідає заданому рівню сепарації, подають на повторний цикл механообробки.

(11) 119632

Державне підприємство
«Український інститут інтелектуальної власності»
(Укрпатент)

Оригіналом цього документа є електронний документ з відповідними реквізитами, у тому числі з накладеним електронним цифровим підписом уповноваженої особи Міністерства економічного розвитку і торгівлі України та сформованою позначкою часу.

Ідентифікатор електронного документа 2110200917. . .

Для отримання оригіналу документа необхідно: .

1. Зайти до ІДС «Стан діловодства за заявками на винаходи та корисні моделі», яка розташована на сторінці <http://base.uipv.org/searchInvStat/>.
2. Виконати пошук за номером заявки.
3. У розділі «Документи Укрпатенту» поруч з реєстраційним номером документа натиснути кнопку «Завантажити оригінал» та ввести ідентифікатор електронного документа.

Ідентичний за документарною інформацією та реквізитами паперовий примірник цього документа містить 2 арк., які пронумеровані та прошиті металевими люверсами.

Уповноважена особа Укрпатенту



І.Є. Матусевич

25.09.2017



УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **119632** (13) **U**

(51) МПК

B01J 20/22 (2006.01)**B01J 20/30** (2006.01)

МІНІСТЕРСТВО
ЕКОНОМІЧНОГО
РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2017 04957	(72) Винахідник(и): Бездєсєжних Лілія Андріївна (UA), Шмандій Володимир Михайлович (UA), Харламова Олена Володимирівна (UA)
(22) Дата подання заявки: 22.05.2017	
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 25.09.2017	(73) Власник(и): КРЕМЕНЧУЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ МИХАЙЛА ОСТРОГРАДСЬКОГО, вул. Першотравнева, 20, м. Кременчук, Полтавська обл., 39600 (UA)
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 25.09.2017, Бюл.№ 18	

(54) СПОСІБ ОТРИМАННЯ СОРБЕНТУ**(57) Реферат:**

Спосіб отримання сорбенту включає помел з одночасною механоактивацією на ножовому млині раніше отриманого гранульованого порошку сорбенту, виготовленого з відходів рослинного походження. Для класифікації продукту використовують електростатичну сепарацію частинок сорбенту.

UA 119632 U

UA 119632 U

Корисна модель належить до способів отримання сорбентів, зокрема з відходів рослинного походження, і може широко використовуватись в охороні навколишнього природного середовища.

Однією з найбільш важливих проблем в процесі отримання сорбентів є забезпечення підвищення ефективності адсорбційної здатності сорбенту та її утримання на стабільному рівні.

Відомий спосіб отримання сорбенту з відходів рослинного походження, наприклад лушпиння соняшника, з застосуванням сульфатних реагентів, що залишаються у процесі хімічного виробництва, у вигляді гранульованого порошку [Пат. 25357 UA МПК В01J 20/22, С01В 31/08 Спосіб получения углеродного сорбента /Цаплина М.Г., Гусев Н.В., Шмандий В.М., Яценко А.М., Безденежных Л.А., Сущенко И.В. (Украина). Заявлено 30.10.98, опубл. 25.12.98. Бюл. № 6. - 5 с.].

Проте відсутність у відомому способі процесу кваліфікації продукту негативно впливає на адсорбційну здатність сорбенту та ефективність способу в цілому.

Найближчим технічним рішенням до запропонованого є спосіб отримання сорбенту, в якому додатково застосовують процес механоактивації в ножовому млині [Патент UA 76625 U кл. В01 J20/22. / Мальований М.С., Харламова О.В., Безденежных Л.А. публ. 10.01.2013 Бюл. 3 № 1]. Завдяки деформації зсуву кількість мікропор діаметром 0,005-0,01 мм збільшується і відповідно, адсорбційна здатність підвищується.

Проте класифікація продукту на розвантажувальних решітках, яку застосовують в даному способі, не забезпечує необхідної однорідності гранулометричного складу сорбенту. Крім того, ускладнюється переналадка устаткування при переході на інший склад вихідної сировини.

В основу корисної моделі поставлено задачу вдосконалення способу отримання сорбенту для покращення однорідності гранулометричного складу та підвищення адсорбційної здатності.

Поставлену задачу розв'язують так, що в запропонованому способі отримання сорбенту використовують процес помелу з одночасною механоактивацією на ножовому млині раніше отриманого порошку сорбенту, виготовленого з відходів рослинного походження, де, з метою покращення однорідності гранулометричного складу та підвищення адсорбційної здатності, в процесі класифікації продукту, використовують електростатичну сепарацію, що рівень сепарації встановлюють залежно від типу вихідної сировини за результатами адсорбційної здатності заздалегідь проведених досліджень необхідної структури сорбенту, що для підвищення якості сорбент, гранулометричний склад якого не відповідає заданому рівню сепарації, подають на повторний цикл механообробки.

Суть способу отримання сорбенту, що заявляється, пояснюється блок-схемою послідовності технологічних операцій (кресл.)

Спосіб здійснюють таким чином. З бункера 1 порошок сорбенту за допомогою шнекового дозатора 2 подають в ножовий млин безперервної дії 3, в якому багаторазово повторюються цикли подрібнення частинок сорбенту із одночасною дією на них деформації зсуву. Подрібнений таким чином продукт надходить до проміжного бункера-дозатора 4, потім - на барабан електростатичного сепаратора 5, де електростатичне поле утримує на поверхні барабана частинки вибраного гранулометричного складу 6, які, за допомогою скрапера 7, отправляють до бункера-збірника 8. Частинки сорбенту 9, які не відповідають заданому рівню сепарації, збираються у проміжному бункері 10, а звідки шнеком 11 подаються до бункера 1 для повторної механоактивації. Технологічний процес повторюється до отримання сорбенту з заданим однорідним гранулометричним складом.

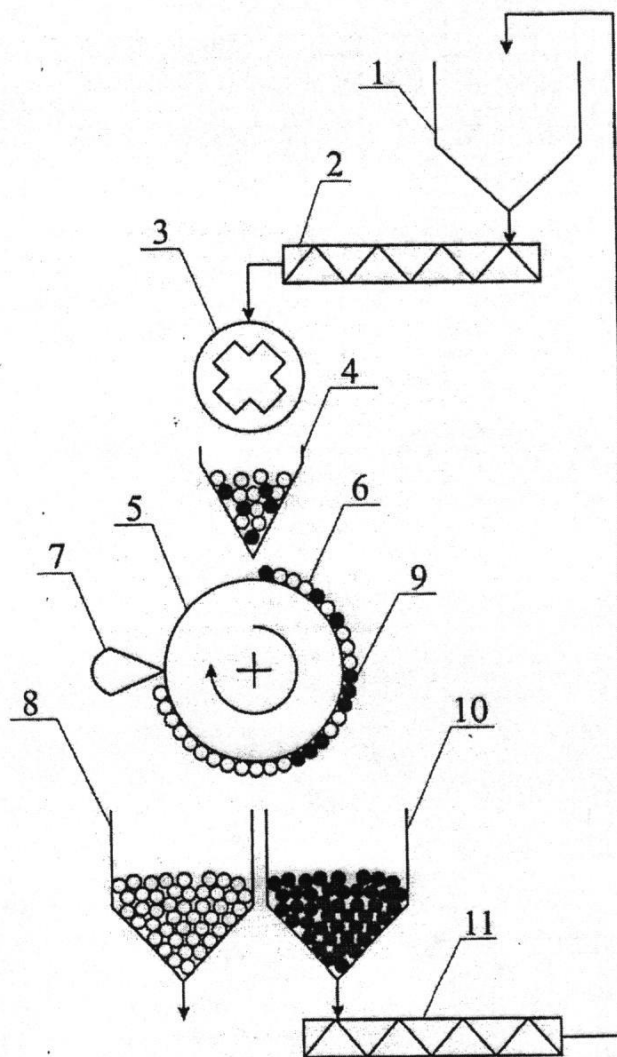
Таким чином, запропонована корисна модель забезпечує отримання сорбенту зі стабільним по однорідності гранулометричним складом, що підвищує адсорбційну здатність продукту. Крім того, гнучкий спосіб впливу на гранулометричний склад може бути використано для практичної реалізації технологічного процесу по отриманню вискоелективного наноструктурованого сорбенту.

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

1. Спосіб отримання сорбенту, що включає помел з одночасною механоактивацією на ножовому млині раніше отриманого гранульованого порошку сорбенту, виготовленого з відходів рослинного походження, який відрізняється тим, що для класифікації продукту використовують електростатичну сепарацію частинок сорбенту.
2. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що рівень сепарації встановлюють залежно від типу вихідної сировини, за результатами заздалегідь проведених досліджень необхідної структури сорбенту.

UA 119632 U

3. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що сорбент, гранулометричний склад якого не відповідає заданому рівню сепарації, подають на повторний цикл механообробки.



Комп'ютерна верстка Г. Паяльніков

Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, вул. М. Грушевського, 12/2, м. Київ, 01008, Україна

ДП "Український інститут промислової власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ - 42, 01601

УКРАЇНА



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 121757

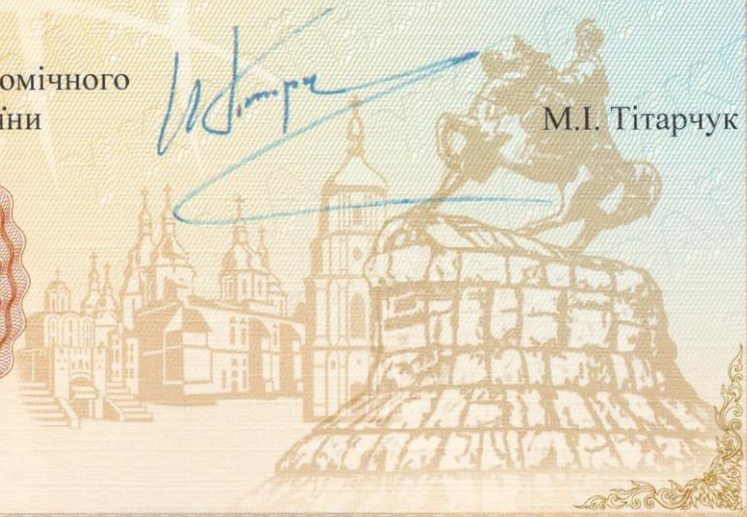
СПОСІБ ОТРИМАННЯ СОРБЕНТУ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 11.12.2017.

Заступник міністра економічного розвитку і торгівлі України

М.І. Тігарчук



(11) 121757

(19) UA

(51) МПК
B01J 20/22 (2006.01)

- (21) Номер заявки: u 2017 07254
- (22) Дата подання заявки: 10.07.2017
- (24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 11.12.2017
- (46) Дата публікації відомостей про видачу патенту та номер бюлетеня: 11.12.2017, Бюл. № 23

(72) Винахідники:
 Мальований Мирослав Степанович, UA,
 Слюсар Віра Тарасівна, UA,
 Харламова Олена Володимирівна, UA,
 Ригас Тетяна Євгенівна, UA

(73) Власник:
 НАЦІОНАЛЬНИЙ
 УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА
 ПОЛІТЕХНІКА",
 вул. Степана Бандери, 12, м.
 Львів-13, 79013, UA

(54) Назва корисної моделі:

СПОСІБ ОТРИМАННЯ СОРБЕНТУ

(57) Формула корисної моделі:

Спосіб отримання сорбенту, що включає помел вихідної сировини, механоактивацію та сортування продукту на фракції, який відрізняється тим, що додатково після сортування продукту проводять кавітацію.

(11) 121757

Державне підприємство
«Український інститут інтелектуальної власності»
(Укрпатент)

Оригіналом цього документа є електронний документ з відповідними реквізитами, у тому числі з накладеним електронним цифровим підписом уповноваженої особи Міністерства економічного розвитку і торгівлі України та сформованою позначкою часу.


Ідентифікатор електронного документа 2796071217.

Для отримання оригіналу документа необхідно:

1. Зайти до ІДС «Стан діловодства за заявками на винаходи та корисні моделі», яка розташована на сторінці <http://base.uipv.org/searchInvStat/>.
2. Виконати пошук за номером заявки.
3. У розділі «Документи Укрпатенту» поруч з реєстраційним номером документа натиснути кнопку «Завантажити оригінал» та ввести ідентифікатор електронного документа.

Ідентичний за документарною інформацією та реквізитами паперовий примірник цього документа містить 2 арк., які пронумеровані та прошиті металевими люверсами.

Уповноважена особа Укрпатенту



І.Є. Матусевич

11.12.2017



УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **121757** (13) **U**
 (51) МПК
B01J 20/22 (2006.01)

МІНІСТЕРСТВО
 ЕКОНОМІЧНОГО
 РОЗВИТКУ І ТОРГІВЛІ
 УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2017 07254	(72) Винахідник(и): Мальований Мирослав Степанович (UA), Слюсар Віра Тарасівна (UA), Харламова Олена Володимирівна (UA), Ригас Тетяна Євгенівна (UA)
(22) Дата подання заявки: 10.07.2017	(73) Власник(и): НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА", вул. Степана Бандери, 12, м. Львів-13, 79013 (UA)
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 11.12.2017	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 11.12.2017, Бюл.№ 23	

(54) СПОСІБ ОТРИМАННЯ СОРБЕНТУ

(57) Реферат:

Спосіб отримання сорбенту включає помел вихідної сировини, механоактивацію та сортування продукту на фракції. Додатково після сортування продукту проводять кавітацію.

UA 121757 U

UA 121757 U

Корисна модель стосується способів отримання сорбентів, зокрема із відходів рослинного походження і може широко використовуватись в охороні навколишнього природного середовища для очищення стічних вод від іонів важких металів, органічних сполук та нафтопродуктів.

5 Відомий спосіб отримання сорбенту [Пат. № 1351876 "Способ получения активного угля" Огурцов Л.В., Боброва В.П., Королева Л.П., МПК C01B 31/08, Бюл. изобр. 42, 1987 г.], що включає змішування лігноцелюлозних відходів лляної костри в кількості 35-70 % по відношенню до маси сухої суміші з хімічним реагентом на основі органічних речовин, модифікацію суміші водорозчинною сіллю металу хлористим цинком в кількості 40-60 % по відношенню до маси сухої суміші, гранулювання, сушіння гранул, їх карбонізацію та промивку.

10 Однак, у відомому способі сорбент, який отримують, має невелику кількість пор та понижену поглинаючу здатність до нафтопродуктів і органічних речовин, що зумовлено підвищеною кількістю водорозчинної солі цинку.

15 Відомий спосіб отримання сорбенту [Измельчение природных цеолитов на мельницах сухого самоизмельчения типа "Аэрофол" / И.И. Зозуля, В.А. Ларин. М.С. Малеваный и др. // Химическая промышленность. - 1901. - № 6. - С. 54-57] у вигляді тонкодисперсного природного цеоліту шляхом помелу цеолітового щебеню у млині самоподрібнення "Асрофол" з подальшою класифікацією молотого продукту і виділенням фракції 0-1 мм для використання як сорбенту в природоохоронних технологіях.

20 Проте відсутність у способі дії деформацій зсуву та модифікування поверхні не забезпечує отримання сорбенту з високим ступенем розкриття пористості, що впливає на адсорбційну структуру і сорбційну здатність сорбенту та знижує ефективність способу в цілому.

25 Найбільш близьким до пропонованого способу є спосіб отримання сорбенту [Патент України № 76625 "Спосіб отримання сорбенту" Мальований М.С., Харламова О.В., Безденежних Л.А. В01J 20/22 (2006.01), бюл. № 1, 2013 р.], що включає помел вихідної сировини, механоактивацію та сортування продукту на фракції.

Проте відомий спосіб не забезпечує достатній рівень адсорбційної ємності, зважаючи на малу пористість сорбенту, що в свою чергу знижує ефективність подальшого процесу адсорбції.

30 В основу корисної моделі поставлено задачу створення способу отримання сорбенту, в якому здійснення процесу кавітації забезпечило б можливість отримувати сорбент із більшою кількістю та розміром пор, що в свою чергу збільшить ефективність адсорбції сорбентом різних типів забруднень.

35 Поставлена задача вирішується тим, що у способі отримання сорбенту, що включає помел вихідної сировини, механоактивацію та сортування продукту на фракції, згідно з корисною моделлю, додатково після сортування продукту проводять кавітацію.

Введення процесу кавітації дозволяє збільшити кількість та розмір пор сорбенту, підвищити адсорбційну ємність, що в свою чергу збільшує ефективність подальшого процесу адсорбції сорбентом різного роду забруднень.

40 Спосіб отримання сорбенту здійснюють так. Сорбент, отриманий після помелу вихідної сировини, механоактивації та сортування, подають на кавітаційну обробку. В процесі кавітації утворюються зони високого та низького тиску, які і руйнують поверхню сорбенту, збільшуючи його пористість у кількісному та якісному відношенні. Це в свою чергу підвищує адсорбційну здатність сорбенту у подальшому очищенні забруднених середовищ.

Приклад конкретного виконання.

45 Для оцінки впливу кавітаційної обробки, як кавітуючий орган використовують трилопатеву крильчатку клиновидного профілю із гострою передньою і тупою задньою кромками, частота обертів робочого колеса складає 4000 об./хв. Для досліджень готується суспензія лушпиння гречки, оброблена у млині ножовому РМ-120, концентрація сухої речовини у якій складає 20 г/л. Суспензію адсорбенту із саме такою концентрацією зручно в подальшому вводити у забруднене рідинне середовище, яке потребує очищення. У робочу ємність кавітатора заливають 1 л суспензії адсорбенту. В подальшому із суспензії, обробленої у ротаційному кавітаторі-мішалці, яка працювала різну кількість часу, відбирають пробу і аналізують на електронному мікроскопі шляхом визначення відсотку поверхні адсорбенту, відкритого порами. Цей показник служить критерієм ступеня розкриття адсорбційної ємності сорбенту. Результати експериментальних
55 досліджень наведені в таблиці.

UA 121757 U

Таблиця

Результати експериментальних досліджень запропонованого способу отримання сорбенту із лушпиння гречки

Номер досліджу	Час обробки суспензії лушпиння гречки у полі кавітації, хв.	Відсоток поверхні сорбенту, вкритого порами, %
1	3	45
2	5	47
3	7	49
4	10	52
5	12	52

5 Як видно з таблиці, оптимальним часом обробки адсорбенту в полі кавітації є 10 хв. За час обробки, менший 10 хв., не в повній мірі відбувається розкриття поверхні сорбенту порами. За час обробки, більший 10 хв., збільшення пористості не відбувається, а енергетичні затрати для проведення кавітації збільшуються.

10 Аналіз результатів експериментальних досліджень запропонованого способу свідчить про те, що спосіб отримання сорбенту із рослинної сировини, наприклад, лушпиння гречки, її порівнянні із прототипом, підвищує ступінь розкриття пористості та сорбційну здатність сорбенту, спрощує та здешевлює технологічний процес та підвищує ефективність способу в цілому.

15 Опробування сорбенту, отриманого запропонованим способом, зокрема для рафінування рослинної олії та очищення стічних вод від іонів важких металів, а саме заліза та цинку, свідчить про промислово придатність запропонованого способу, його ефективність та перспективність промислового впровадження.

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

20 Спосіб отримання сорбенту, що включає помел вихідної сировини, механоактивацію та сортування продукту на фракції, який відрізняється тим, що додатково після сортування продукту проводять кавітацію.

Комп'ютерна верстка Л. Ціхановська

Міністерство економічного розвитку і торгівлі України, вул. М. Грушевського, 12/2, м. Київ, 01008, Україна

ДП "Український інститут інтелектуальної власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ – 42, 01601

УКРАЇНА



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 105896

СПОСІБ ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ІЗ СИНЬО-ЗЕЛЕНИХ ВОЛОРОСТЕЙ

Видано відповідно до Закону України "Про охорону прав на винаходи і корисні моделі".

Зареєстровано в Державному реєстрі патентів України на корисні моделі 11.04.2016.

В.о. Голови Державної служби інтелектуальної власності України

[Signature]
О.А. Малиш



(11) **105896**(19) **UA**(51) МПК (2016.01)
С12Р 5/00(21) Номер заявки: **u 2015 09295**(22) Дата подання заявки: **28.09.2015**(24) Дата, з якої є чинними
права на корисну модель: **11.04.2016**(46) Дата публікації відомостей
про видачу патенту та
номер бюлетеня: **11.04.2016,**
Бюл. № 7(72) Винахідники:
Мальований Мирослав
Степанович, UA,
Никифоров Володимир
Валентинович, UA,
Харламова Олена
Володимирівна, UA,
Синельников Олександр
Дмитрович, UA(73) Власник:
НАЦІОНАЛЬНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА
ПОЛІТЕХНІКА",
вул. Ст. Бандери, 12, м. Львів-
13, 79013, UA

(54) Назва корисної моделі:

СПОСІБ ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ІЗ СИНЬО-ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ

(57) Формула корисної моделі:

1. Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей, що включає збір біомаси та синтез із неї біогазу, який відрізняється тим, що біомасу перед використанням її для синтезу біогазу додатково обробляють під дією гідродинамічної кавітації.
2. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що додатково із біомаси після обробки під дією гідродинамічної кавітації екстрагують ліпіди як сировину для виробництва біодизеля.



УКРАЇНА

(19) **UA** (11) **105896** (13) **U**
 (51) МПК (2016.01)
C12P 5/00

ДЕРЖАВНА СЛУЖБА
 ІНТЕЛЕКТУАЛЬНОЇ
 ВЛАСНОСТІ
 УКРАЇНИ

(12) ОПИС ДО ПАТЕНТУ НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

(21) Номер заявки: u 2015 09295	(72) Винахідник(и): Мальований Мирослав Степанович (UA), Никифоров Володимир Валентинович (UA), Харламова Олена Володимирівна (UA), Синельников Олександр Дмитрович (UA)
(22) Дата подання заявки: 28.09.2015	(73) Власник(и): НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА", вул. Ст. Бандери, 12, м. Львів-13, 79013 (UA)
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 11.04.2016	
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 11.04.2016, Бюл.№ 7	

(54) СПОСІБ ОТРИМАННЯ БІОГАЗУ ІЗ СИНЬО-ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ**(57) Реферат:**

Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей, що включає збір біомаси та синтез із неї біогазу, причому біомасу перед використанням її для синтезу біогазу додатково обробляють під дією гідродинамічної кавітації.

UA 105896 U

UA 105896 U

Корисна модель, яка призначена для використання в енергетичній галузі та в галузі охорони навколишнього середовища, стосується утилізації синьо-зелених водоростей шляхом збору біомаси та синтезу із неї біогазу, а також використання біомаси для екстрагування ліпідів, мікробіологічного синтезу біогазу та використання відпрацьованої біомаси як органічних добрив.

5 Відомий спосіб переробки сільськогосподарських відходів з одержанням біогазу і добрива, що включає відокремлення відходів, завантаження їх в реактор, внесення анаеробних мікроорганізмів, анаеробне метанове зброджування з відбором біогазу та вивантаження збродженої маси з частковим залишенням рідини з анаеробними мікроорганізмами в реакторі. При цьому попереднє відокремлення проводиться шляхом фракціонування з подальшим
10 завантаженням рідкої частини в реактор, а твердої частини відходів - порізно в проникні контейнери, які занурюються в реактор, тривалість перебування контейнерів не перевищує технологічної тривалості бродіння кожної окремої частини відокремлених відходів [Деклараційний патент на корисну модель України № 12596 "Спосіб переробки сільськогосподарських відходів з одержанням біогазу і добрива", Мовсесов Г.Е., МПК C02F
15 11/04, Бюл. № 2, 2006 р.]

Цей спосіб має загальну складність технології, чисельність попередніх сепараційних процесів, у тому числі значна трудоемність процесів відокремлення фракціонуванням вихідної сировини та завантаження-вивантаження твердої фракції в різні проникні контейнери, а рідкої частини в резервуар реактора, подальше завантаження-вивантаження цих контейнерів в
20 реактор та з реактора; циклічність роботи з контейнерами та необхідність часткової розгерметизації реактора з неминучими втратами біогазу. Такий спосіб потребує також значної кількості контейнерів і підвищує трудоемність та металоємність всієї технології.

Відомий спосіб отримання біогазу із водоростей, у відповідності з яким мікрowodорості, вищі водорості та водні рослини у місцях високої концентрації збирають, подрібнюють, обезводнюють до консистенції пасти і зберігають у контейнерах, силосують і контейнерами сплавляють до метантенка, біомасу перевантажують у метантенк, гріють до 60 °С, перемішують, анаеробно метановими бактеріями зброджують, біогаз виводять для споживання, шлам закачують у контейнер (шламу) і сплавляють для вивантаження у бурти сапропелю [Патент України на винахід № 94956 "Спосіб отримання біогазу з водоростей", Адаменко І.О., МПК C12P 5/00, C12M 1/107, C02F 11/04, Бюл. № 14, 2009 р.]. Спосіб дозволяє переробляти біомасу водоростей для отримання біогазу, проте характеризується низькою інтенсивністю протікання процесів синтезу біогазу внаслідок використання різнофракційної сировини та відсутності попередньої підготовки біомаси перед подачею її на бродіння.

Найбільш близьким до способу, що пропонується, за технічною суттю і результатом є відомий спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей, який включає збір та використання субстрату для отримання клар-газу за біотехнологією метанового "бродіння", при цьому як субстрат використовують концентровану біомасу синьо-зелених водоростей, зібраних під час "цвітіння" з акваторії водосховищ дніпровського каскаду [Патент на корисну модель України № 24106 "Спосіб отримання біогазу із синьозелених водоростей", Співавтори Луговий
40 А.В., Єлізаров О.І., Никифоров В.В., Дігтяр С.В., МПК C12P 5/00, Бюл. № 9, 2007 р.]

Проте цей спосіб малоефективний, характеризується низькою інтенсивністю протікання процесів синтезу біогазу та не дозволяє повністю використати енергетичний потенціал біомаси внаслідок відсутності стадії екстрагування ліпідів, які можуть використовуватись для виробництва біодизеля.

45 В основу корисної моделі поставлено задачу створити спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей шляхом проведення додаткових операцій, що дозволять значно інтенсифікувати процес.

Поставлена задача вирішується тим, що у способі отримання біогазу із синьо-зелених водоростей, що включає збір біомаси та синтез із неї біогазу, згідно з корисною моделлю, біомасу перед використанням її для синтезу біогазу додатково обробляють під дією гідродинамічної кавітації.

Також поставлена задача вирішується тим, що у вищезгаданому способі додатково із біомаси після обробки під дією гідродинамічної кавітації екстрагують ліпіди як сировину для виробництва біодизеля.

55 Технологія реалізується в такій послідовності окремих стадій:

1. Стадія збору і концентрування синьо-зелених водоростей із акваторій з можливою подальшою обробкою біомаси в полі гідродинамічної кавітації.
2. Стадія екстрагування ліпідів.
3. Стадія синтезу біогазу.
- 60 4. Стадія збору відпрацьованої біомаси.

UA 105896 U

Оскільки синьо-зелені водорості мають досить щільну клітинну мембрану, процес екстрагування та біорозкладу проходить з низькою інтенсивністю. Для руйнування клітинної мембрани було вибрано спосіб кавітації, в процесі якої утворюються зони високого та низького тисків, які і руйнують клітинні мембрани. В результаті відбувається збільшення поверхні масообміну, доступної для екстрагента та для біологічного розкладу, в результаті чого збільшується інтенсивність та повнота виділення із біомаси ліпідів та біогазу.

Таким чином, сукупність ознак корисної моделі, що заявляється, забезпечує досягнення вказаного технічного результату, зокрема:

5 - дозволяє інтенсифікувати процес синтезу біогазу та збільшити кількість екстрагованих ліпідів та виділеного біогазу шляхом попередньої підготовки біомаси обробкою її в полі гідродинамічної кавітації

10 - забезпечує більш повне використання енергетичного потенціалу біомаси внаслідок виділення окремої стадії синтезу ліпідів.

Для підтвердження промислової придатності корисної моделі та можливості досягнення вказаного технічного результату наведений опис послідовності виконання технологічних операцій процесу з прикладом конкретного виконання способу.

1. Стадія збору і концентрування синьо-зелених водоростей із акваторій з можливою подальшою обробкою біомаси в полі гідродинамічної кавітації.

20 Полягає у тому, що малопотужний буксир, рухаючись на невеликій швидкості, штовхає попереду приймач насиченого синьо-зеленими водоростями поверхневого шару води. З приймача біомаса потрапляє до бункера, з якого pompa перекачує її в невеликі цистерни (1-5 м³), які тягне за собою той же буксир. Після завантаження буксир доставляє сировину на причал біостанції. На біостанції проходить почергова обробка цистерн із сконцентрованими у них синьо-зеленими водоростями.

25 Дослідження проводились на експериментальному стенді, як кавітуючий орган використовували трилопатеву крильчатку клиновидного профілю з гострою передньою і тупою задньою кромками, частота обертів робочого колеса складала 4000 об/хв. У робочу ємність кавітатора заливали 1 л суспензії ціанобактерій. В подальшому оброблена у ротаційному кавітаторі - мішалці, який працював протягом 10 хв. суспензія досліджувалась на стадії екстрагування ліпідів та на стадії синтезу біогазу.

30 2. Стадія екстрагування ліпідів.

Для визначення загального вмісту ліпідів у біомасі 60 мл суспензії водоростей поміщали у ділільну лійку, додавали 50 мл гексану та інтенсивно перемішували впродовж 10 хв. Після відстоювання виділялись дві фази: нижня, яка складалась із суміші водоростей з водою та високов'язка верхня, яка складалась з гексану, екстрагованих ліпідів, бульбашок повітря та механічних домішок. Верхню фазу промивали та кількісно переносили у випарну чашку. Після просушування на водяній бані на поверхні чашки залишались ліпіди та сіро-зелений осад. Ліпіди повторно екстрагували гексаном та переносили у іншу випарну чашку. Після випаровування гексану з неї, на поверхні залишався шар ліпідів, кількість яких визначали гравіметрично. Дослідження показали, що у випадку використання для екстрагування ліпідів біомаси без будь-якої попередньої обробки вдалося екстрагувати ліпіди у кількості, що відповідає 0,32 % сухої маси водоростей, а у випадку попередньої обробки біомаси в полі гідродинамічної кавітації вдалося екстрагувати ліпіди у кількості, що відповідає 1,01 %, сухої маси водоростей.

45 3. Стадія синтезу біогазу.

У експериментах з виробництва біогазу з ціллю імітації складу верхнього шару водосховища, в якому знаходиться невелика кількість анаеробних бактерій, проби змішувались з первинним мулом очисних споруд та поміщали в реактори, конструкція яких дозволяла фіксувати кількість виділеного біогазу. рН в реакторах коригували до 7,5 шляхом добавлення невеликої кількості розчину NaOH. Реактори обмотували чорним поліетиленом для недопущення потрапляння світла та поміщали у водяну баню, в якій підтримувалась температура 34 °C (мезофільні умови). Вміст реакторів перемішували впродовж 1 хв. кожних 2 дні. Результати досліджень показали, що у випадку використання біомаси, обробленої в полі гідродинамічної кавітації, об'єм синтезованого біогазу збільшився в 1,42 рази у порівнянні із використанням біомаси без будь-якої попередньої обробки.

4. Стадія збору відпрацьованої біомаси.

Полягає у зборі відпрацьованої біомаси, а також відведенні її з метою використання відпрацьованої біомаси як органічного добрива

60 Аналіз результатів досліджень виживання дафній у водних розчинах субстрату різної концентрації дозволив виявити рівні токсичності:

UA 105896 U

- виживання тест-об'єктів в контролі є стовідсотковою;
- виживання дафній при розведенні відпрацьовано субстрату 1:10 і 1:50 зменшилася на 90 % і 20 % відповідно;
- виживання дафній при розведенні токсичного субстрату 1:10, 1:50 і 1:100 зменшилася на 93 %, 97 % і 83 % відповідно;
- при розведеннях 1:200, 1:500, 1:1000 для відпрацьованого і токсичного субстратів виживання залишилася дуже високим.
- Дані тестування дають підстави рекомендувати відпрацьовану біомасу як органічне добриво.
- Аналіз результатів експериментальних досліджень запропонованого способу свідчить про те, що отримання біоносіїв із синьо-зелених водоростей дозволяє утилізувати синьо-зелені водорості із отриманням енергоносіїв та органічних добрив.

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

1. Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей, що включає збір біомаси та синтез із неї біогазу, який відрізняється тим, що біомасу перед використанням її для синтезу біогазу додатково обробляють під дією гідродинамічної кавітації.
2. Спосіб за п. 1, який відрізняється тим, що додатково із біомаси після обробки під дією гідродинамічної кавітації екстрагують ліпіди як сировину для виробництва біодизеля.

Комп'ютерна верстка А. Крулевський

Державна служба інтелектуальної власності України, вул. Василя Липківського, 45, м. Київ, МСП, 03680, Україна

ДП "Український інститут інтелектуальної власності", вул. Глазунова, 1, м. Київ – 42, 01601

(11) 105896

Пронумеровано, прошито металевими
люверсами та скріплено печаткою
2 арк.
11.04.2016



Уповноважена особа

(підпис)



впровадження науково-практичних результатів, одержаних при виконанні наукового дослідження, проведеного колективом кафедри екологічної безпеки та організації природокористування Кременчуцького національного університету ім. М. Остроградського

Результати наукових досліджень колективу науковців Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського у складі: Бахарева В.С., Харламової О.В., Ригас Т.Є. та Маренича А.В. впроваджені та використовуються відділом екологічної безпеки виконавчого комітету Кременчуцької міської ради Полтавської області з червня 2017 року у вигляді Програми постійного контролю та спостереження (моніторингу) за забрудненням атмосферного повітря в м. Кременчуці на відповідність вмісту забруднюючих речовин нормам ГДК, інтегровану з існуючою системою моніторингу лабораторії спостереження за забрудненням атмосферного повітря (ЛСЗА) м. Кременчука.

На основі теоретичних та практичних результатів наукових досліджень вищезазначеного колективу фахівців:

- проведено математичну оцінку обсягів викидів в атмосферне повітря стаціонарними та пересувними джерелами, а також залежності стану здоров'я населення від ступеню забруднення атмосферного повітря для основних міст Полтавської області та здійснено їх розподіл за рівнем екологічної безпеки;
- надано оцінку ефективності діючої системи моніторингу атмосферного повітря як мережі стаціонарних постів спостережень за станом забруднення атмосферного повітря у місті Кременчуці;
- встановлені вимоги до організації та проведення спостережень за якістю атмосферного повітря в м. Кременчуці із застосуванням пересувної муніципальної екологічної лабораторії (ПМЕЛ);
- здійснено вибір кількості та місць розташування тимчасових мобільних точок спостережень для проведення системних (режимних) моніторингових досліджень із застосуванням ПМЕЛ;
- розроблено програми режимних (системних), оперативних та епізодичних спостережень за якістю атмосферного повітря на муніципальному рівні, у тому числі із застосуванням ПМЕЛ.
- розроблено функціональні схеми взаємодії суб'єктів моніторингу для інтегрування програми постійного контролю та спостереження за якістю атмосферного повітря в місті Кременчуці з існуючою системою моніторингу.

Практична реалізація розробленої програми дозволить розв'язати наступні актуальні для міста Кременчука завдання:

1. Забезпечити громаду міста в цілому, окремих громадян, зацікавлених організацій незалежно від форми власності інформацією про якість атмосферного повітря на території міста.
2. Забезпечити контроль за станом атмосферного повітря в місті як за рахунок систематичних (режимних) спостережень за загальним рівнем забруднення, так і шляхом оцінювання внеску конкретних джерел негативного впливу шляхом організації та проведення оперативних і систематичних спостережень на межі СЗЗ цих об'єктів.
3. Одержати диференційовану інформацію від системи спостереження в обсязі і якості, достатній для обґрунтування управлінських рішень у сфері охорони атмосферного повітря і здоров'я громадян міста.

Розроблена і впроваджена вище зазначена програма є одним з ключових етапів виконання рішення Кременчуцької міської ради від 22.12.2016 « Про затвердження Програми заходів (дій) з метою недопущення перевищення нормативів гранично допустимих викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря в м. Кременчуці».

Начальник відділу
екологічної безпеки



О.М. Федун

Додаток Е

«ЗАТВЕРДЖУЮ»
 Генеральний директор ТзОВ Науково-
 виробнича фірма "Реагент", к.т.н.



Гуглич М. І.

12 травня 2018 року

АКТ

апробації полістадійного способу отримання адсорбенту із використанням як сировини відходів агропромислового комплексу

Ми, комісія у складі:

- Ріпак Н.І. – начальник технічного відділу ТзОВ НВФ "Реагент";
- Мальований М.С. – д.т.н., професор НУ "Львівська політехніка";
- Харламова О.В. – к.т.н., доцент Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського


відмічаємо, що протягом 10 - 12 травня 2018 р. в дослідному цеху ТзОВ Науково-виробничої фірми "Реагент" проведена апробація полістадійного способу отримання адсорбенту шляхом обробки сировини сульфатною кислотою, механохімічного модифікування, електростатичної сепарації та кавітації сировини, у якості якої використано лушпиння гречки.

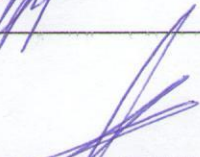
Порошок сировини подавали на ножовий млин безперервної дії, в якому багатократно повторювались цикли подрібнення частинок сировини із одночасною дією на них деформації зсуву. Подрібнений продукт надходив на барабан електростатичного сепаратора, де електростатичне поле утримувало на поверхні барабану частинки обраного гранулометричного складу, які, за допомогою скрапера потрапляли до бункера-збірника. Стадію кавітації здійснювали із використанням трилопатевої крильчатки клиновидного профілю із гострою передньою та тупою задньою кромками, частота обертів робочого колеса складала 4000 об/хв. Загальна

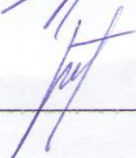
кількість переробленої сировини склала 2,5 т. Гранулометричний склад готового адсорбенту знаходився в діапазоні 0,03–1 мм.

На основі результатів апробації комісія робить висновок про те, що полістадійний спосіб отримання адсорбенту із використанням як сировини відходів агропромислового комплексу шляхом обробки сировини сульфатною кислотою, механохімічного модифікування, електростатичної сепарації та кавітації дозволяє отримати адсорбент заданого складу і може бути рекомендований до промислового використання.

Члени комісії:


_____ Ріпак Н.І.


_____ Мальований М.С.


_____ Харламова О.В.

Додаток Ж

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор Товариства з обмеженою відповідальністю «ПАНСЕМАЛ»

Серета С.Г.

17 травня 2018 року

**АКТ**

використання розробленого в рамках дисертаційного дослідження Харламової О.В. «НАУКОВО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ В УМОВАХ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ» сорбенту із залученням відходів агропромислового комплексу

Комісія у складі: Паневник Б.І. – головний інженер ТзОВ «ПАНСЕМАЛ»; Кониш В. М. – начальник технічного відділу ТзОВ «ПАНСЕМАЛ», Харламова О.В. – доцент Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського, стверджує, що протягом 13- 17 травня 2018 р. на станції приймання стоків ТзОВ «ПАНСЕМАЛ» для очищення забруднених технологічним мастилом стоків використано сорбент підвищеної поглинальної здатності із сировини на основі відходів агропромислового комплексу, виготовлений полістадійним способом, який включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію та стадію кавітації.

Для випробувань використано 4,7 м³ стоків з концентрацією технологічного мастила 195 мг/дм³ при температурі 20°С. Вміст технологічного мастила визначався методом екстракції нафтопродуктів органічним розчинником із наступним застосуванням методу інфрачервоної фотометрії. В результаті аналізу встановлено, що вміст технологічного мастила в стоках після очищення склав 0,7 мг/дм³, відпрацьований сорбент заскладавався.


За результатами апробації комісія приходить до висновку, що сорбент на основі відходів агропромислового комплексу, отриманий полістадійним способом, який включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію та стадію кавітації, має підвищену поглинальну здатність і може бути рекомендований до промислового використання.

Матеріали дисертаційної роботи Харламової О.В. використовуються для проектування установки очищення виробничих стоків продуктивністю 24 м³ в добу. Очікуваний економічний ефект від впровадження установки, розрахований відділом кошторисів ТЗОВ «ПАНСЕМА, складе 873 тис. грн в рік.

Члени комісії:


_____ Паневник Б.І.


_____ Коник В.М.


_____ Харламова О.В.

Додаток И

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Генеральний директор
науково-технічного центру
Полтавського відділення
Інженерної академії України



проф., к.т.н. Голік Ю.С.

«18» квітня 2018 р.

АКТ

**використання результатів дисертаційного
дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи
управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного
навантаження»**

Комісія у складі: дійсного члена (академіка) Інженерної академії України, к.т.н., доцента Ілляш О.Е., члена-кореспондента Інженерної академії України, к.т.н., доцента Степової О.В., члена-кореспондента Інженерної академії України, к.т.н., доцента Бредуна В.І. відзначає, що за результатами експертизи запропонованих у дисертаційному дослідженні Харламової О.В. методологічних підходів до аналізу станів екологічної небезпеки та технічних рішень щодо зниження впливу різних типів джерел техногенних землетрусів встановлено наступне:

- науковим базисом технічних рішень є одне із розроблених у докторській дисертації теоретичних положень управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження, яке передбачає зміну параметрів середовища поширення механічних хвиль від джерела землетрусів;

- фахівцями відділення академії при вивченні ситуації у м. Полтаві використані розроблені у дисертації методологічні підходи щодо моніторингу станів екологічної небезпеки, формованої техногенними землетрусами;

- за даними інструментальних вимірювань поблизу транспортних магістралей з інтенсивним рухом автотранспортних засобів у м. Полтаві зафіксовано перевищення допустимого рівня коливань в житлових та промислових приміщеннях.

Науково-технічний центр Полтавського відділення Інженерної Академії України в теперішній час використовує у м. Полтаві запроповану Харламовою О.В. систему заходів зниження впливу техногенних

землетрусів, що виникають в процесі руху великовантажного транспорту, а саме:

- обмеження швидкості руху до 40 км/год та маси автотранспортних засобів;
- для залізничного транспорту використовуються конструкції колії із віброізолюючим скріпленням;
- спорудження вздовж автомобільних та залізничних магістралей заглиблених споруд, заповнених пористими матеріалами (порожні пластикові пляшки) та формування мережі дерев з розвиненою кореневою системою, що спричиняє поглинання енергії механічних хвиль.

Також рекомендуємо результати дисертаційного дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження» використовувати у різних техногенно навантажених комплексах, в тому числі, об'єктах нафтогазового комплексу Полтавщини.

Дійсний член (академік) Інженерної академії України, к.т.н., доцент



О.Е.Ілляш

Член-кореспондент Інженерної академії України, к.т.н., доцент



О.В.Степова

Член-кореспондент Інженерної академії України, к.т.н., доцент



В.І. Бредун

Додаток К

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Перший проректор
Кременчуцького національного
університету
імені Михайла Остроградського

д.б.н., проф. Никифоров В.В.

02 лютого 2018р.



АКТ

впровадження у науково-навчальний процес підготовки бакалаврів та докторів філософії результатів дисертаційного дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження»

Ми, що нижче підписалися, декан факультету природничих наук к.т.н., доц. Бахарєв В.С., заступник завідувача кафедри екологічної безпеки та організації природокористування з наукової роботи к.т.н., доц. Святенко А.І., доцент кафедри екологічної безпеки та організації природокористування Харламова О.В. склали цей акт у тому, що у Кременчуцькому національному університеті імені Михайла Остроградського проведено впровадження науково-практичних результатів дисертаційного дослідження «Науково-методологічні основи управління екологічною безпекою в умовах природно-антропогенного навантаження»:

- на лекційних та практичних заняттях з навчальної дисципліни «Екологічна безпека» підготовки бакалаврів за спеціальністю 183 «Технології захисту навколишнього середовища», а також при виконанні випускних кваліфікаційних робіт;

- у навчальній та науковій складових підготовки доктора філософії зі спеціальності 101 «Екологія».

У програмах навчальних дисциплін використані наступні основні елементи дисертаційного дослідження: закономірності та особливості виникнення і поширення екологічної небезпеки природно-антропогенного генезису; наукові засади моніторингу станів екологічної небезпеки; системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки; особливості управління екологічною безпекою при природно-антропогенному навантаженні; радіосмність екосистеми як індикатор стану екологічної безпеки; полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу.

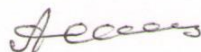
Результатом упровадження в науково-навчальний процес матеріалів дисертаційного дослідження є підвищення ефективності наукової роботи студентів, що забезпечило високу якість підготовки фахівців, а також результативність участі в всеукраїнських конкурсах студентських наукових робіт за тематикою, пов'язаною з екологічною безпекою.

Декан факультету природничих
к.т.н., доц.



В.С. Бахарев

Заступник завідувача кафедри екологічної безпеки та
організації природокористування з наукової роботи
к.т.н., доц.



А.І. Святенко

Дацент кафедри екологічної безпеки та
організації природокористування



О.В. Харламова

Додаток Л

Результати оцінки надійності біоти в каскаді Дніпровських водосховищ за вмістом радіонуклідів у кожному з компонентів екосистем водосховищ (Кі)

	Вміст (Кі) у М та П стані	Біота, Кі	Вода, Кі	Тип	Активність мулу, Бк/кг	Активність донної біоти $K_H = 1000$ Бк/кг	Активність води, Бк/л	Активність біоти у воді $K_H = 10^3$ Бк/кг	Оцінка допустимого рівня вмісту ^{137}Cs у біоті становить 600 кБк/кг; годі допустимий скид становитиме (перевішення-разів)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Київське	0,7	0,2	0,1	М	0,3	300	2E-3	2	2000Кі
	0,5	0,3	0,2	П	0,4	400	3E-3	3	1500Кі
Канівське	0,06	0,03	0,01	М	3,2E-2	32		*	18750Кі
	0,08	0,08	0,02	П	4,3E-2	43			13954 Кі
Кременчуцьке	0,008	0,001	0,001	М	1,3E-3	1,3			460 Кі
	1,2E-2	4E-3	4E-3	П	2E-3	2		*	**

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Запорізьке	7E-4	2E-4	1E-4	M	4,6E-4	0,5		*	**
	2E-3	1,2E-3	8E-4	П	1,3E-3	1,3			
Дніпровське	7E-5	2E-5	1E-5	M	6E-5	0,06			
	4E-4	2,4E-4	1,6E-4	П	4E-4	0,4			
Каховське	8E-6	1E-6	1E-6	M	1,5E-6	0,015			
	1E-4	3,2E-5	3,2E-5	П	1,7E-6	0,017			

*Для решти водосховищ отримані вкрай незначні значення активності, тому їх можна не враховувати

**Перевишень за дозовими навантаженнями на донну біоту та на біоту водяної товщі відсутнє

Примітки:

- 1) реальна кількість скинутого ^{137}Cs за вмістом у мулах Київського водосховища становила біля 92 кКі.
- 2) розрахунки проведено на скид 1 Кі ^{137}Cs в умовах межені (М) та паводка (П) 3 % водності (раз у 30 років)