

КРЕМЕНЧУЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ МИХАЙЛА ОСТРОГРАДСЬКОГО
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДЕРЖАВНА ЕКОЛОГІЧНА АКАДЕМІЯ ПІСЛЯДИПЛОМНОЇ ОСВІТИ ТА
УПРАВЛІННЯ
МІНІСТЕРСТВО ЗАХИСТУ ДОВКІЛЛЯ ТА ПРИРОДНИХ РЕСУРСІВ
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 ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ ЗОНИ В УМОВАХ КОМПЛЕКСНОГО ВПЛИВУ ДЖЕРЕЛ НЕБЕЗПЕКИ

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 – 2021

АНОТАЦІЯ

Харламова О.В. Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах комплексного впливу джерел небезпеки. – 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, 2021.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 26.880.01 Державної екологічної академії післядипломної освіти та управління Міністерства захисту довкілля та природних ресурсів України, м. Київ, 2021.

За результатами теоретичних, прикладних та експериментальних досліджень у дисертації запропоновано та обґрунтовано нові наукові положення, висновки та рекомендації, використання яких дозволяє поліпшити стан екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах комплексного впливу складових небезпеки 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 науково-практичні результати 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, має місце загальний та декларативний характер більшості запропонованих методів регулювання станів безпеки і т.п. Вкрай не значна увага приділяється вивченню територіальних угруповань, де зосереджені промислово-транспортні техногенні об'єкти та антропогенно

змінені потужні об'єкти гідросфери, сумарний вплив яких на компоненти довкілля є комплексним. На цій основі визначено, що екологічна безпека в умовах комплексного впливу складових небезпеки безумовно вимагає більш глибокої розробки методологічних аспектів та теорії, опрацювання наукових засад управління екологічною безпекою на основі дослідження умов формування небезпеки і т.п.

Недостатня увага науковців приділяється встановленню закономірностей та вивченню особливостей формування та поширення екологічної небезпеки у просторово-часовому континуумі в соціально-економічній зоні (СЕЗ), яка розглядається нами як адміністративно обмежена сукупність територій і акваторій, у межах котрої розташовані об'єкти здійснення економічної діяльності (джерела формування екологічної небезпеки) та соціальна інфраструктура, житлова забудова із постійно проживаючим населенням, геологічне середовище, фауна та флора (об'єкти впливу проявів екологічної небезпеки).

Аналіз результатів наукових досліджень із розроблення способів та методів зниження рівня природно-антропогенного навантаження на гідросферу, ослаблення впливу літосферних процесів техногенного походження, розроблення ефективних та дешевих адсорбентів для очищення компонентів довкілля від забруднення показав недостатню вивченість зазначених проблем та шляхів їх вирішення. На нашу, думку важливими інноваційними підходами є використання адсорбційних технологій із отриманням абсорбентів з використанням як сировини рослинних відходів та природних сорбентів. Саме ці аспекти і досліджувались у дисертації.

На основі результатів літературного огляду та логічного аналізу зроблено висновок про те, що науково-практична проблема встановлення закономірностей формування екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових та розроблення теоретичних основ і практичних рішень із поліпшення стану екологічної безпеки соціально-економічної зони є 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 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.

Розширено та поглиблено наукові уявлення щодо закономірностей та особливостей виникнення та поширення екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки – виявленням 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 різних об'єктів із урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється.

Запропонована схема формування екологічної небезпеки в СЕЗ в умовах комплексного впливу її складових, яка включає сукупність внутрішньозонних чинників, базовим із яких є трансформація речовини та енергії в процесах господарської діяльності, а також враховується зовнішній природно-антропогенний вплив та поширення екологічної небезпеки за межі зони.

Розроблено загальні теоретичні положення щодо забезпечення екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах комплексного впливу складових небезпеки, базовими із яких є такі: послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки реалізується у наслідок здійснення впливу на параметри

середовища її поширення; мінімізація одночасної присутності декількох складових екологічної небезпеки зменшує ступінь впливу на стан здоров'я людей та на елементи довкілля; реалізація заходів із управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів небезпеки у результаті їх застосування можуть бути розосереджені як в просторі, так і в часі. Закладено наукові основи механізму створення ефективної системи забезпечення екологічної безпеки.

Побудовано математичну модель деформації стану екологічної безпеки під впливом антропогенних чинників, що являє собою систему з чотирьох аналітичних залежностей (перехід СЕЗ з одного в інший стаціонарний стан відповідно до характером і рівнем впливу антропогенних чинників; ступінь забруднення водного складової СЕЗ в залежності від потужності джерела забруднення та характеру біфуркації; зміна в часі екологічного ризику впливу техногенних землетрусів; комбіновану умову варіаційного розв'язання окремих завдань щодо якості системи управління екологічною безпекою) та граничних умов її існування; використання моделі дозволяє розробити і реалізувати виважені управлінські рішення.

Проведено моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки на прикладі Кременчуцькій СЕЗ. Встановлено, що основними специфічними 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; сезонне погіршення якості природних вод у водосховищах.

Обґрунтовано доцільність використання показників зміни хіміко-біологічного стану ґрунту та деревно-чагарникового покриву як елемента моніторингу формованої екологічної небезпеки. У Кременчуцькій СЕЗ встановлено відповідність між просторовим розташуванням зон із суттєвими пошкодженнями листя і хвої дерев та зон техногенного навантаження, зокрема,

впливу автомагістралей з інтенсивним рухом транспорту.

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

Досліджено напрямки поліпшення стану екологічної безпеки із застосуванням адсорбентів. З цією метою розроблено полістадійний спосіб отримання адсорбенту високої 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 високу (у порівнянні з традиційними адсорбентами) сорбційну здатність при очищенні стічних вод від сполук важких металів, нафтопродуктів, барвників, вилучення жирів, ступінь вилучення фосфат-іонів із побутових стоків сягає 78%. Доведена доцільність застосування одержаних адсорбентів для поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля.

Розроблена структурно-логічна модель забезпечення екологічної безпеки, яка включає елементи системи моніторингу станів екологічної небезпеки в СЕЗ та його процедури, а також процедури та способи мінімізації негативного впливу на стан екологічної безпеки, які є базисом для формування управлінських рішень.

Розроблена та реалізована на практиці система поліпшення стану екологічної безпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні в умовах комплексного впливу складових екологічної небезпеки різного генезису, яка включає:

- комплексне використання відходів та продуктів їх переробки задля забезпечення екологічної безпеки та економії енергетичних ресурсів із одержанням продукції цільового призначення (утилізація відходів агропромислових відходів у процесах виготовлення адсорбентів; застосування останніх для вилучення із водного середовища іонів важких металів, нафтопродуктів, жирів; залучення розробленого адсорбенту сумісно з відходом харчової промисловості у процес отримання альтернативних енергоносіїв - біодизельного палива, очищення побутових стічних вод від фосфат-іонів при застосуванні розробленого композиційного адсорбенту на основі адсорбенту із рослинної сировини та глауконіту);

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

- систему організаційно-технічних заходів щодо послаблення негативного впливу техногенних землетрусів на людину та довкілля (зокрема, регулювання параметрів середовища в напрямку проходження механічних хвиль від джерел; ступінь проявів екологічної небезпеки знижується в 1,5 - 2 рази).

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. Практична цінність результатів підтверджена 8 актами впровадження.

Ключові слова: екологічна безпека, соціально-економічна зона, антропогенне навантаження, комплексний вплив, моніторинг, екологічна небезпека, адсорбенти, полістадійний спосіб, енергоносії, літосферні техногенні процеси, структурно-логічна модель.

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. 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.

4. 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», 2015, колективна монографія. – Черкаси: ФОП Чабаненко Ю.А., 2015. – С. 352-361.

5. Азаров С.І., Харламова О.В. Модель взаємодії забруднення з водною техногенно навантаженою екосистемою. *Екологічна безпека та природокористування*, 2020. Том 34. № 2. С.72-80.

6. Азаров С.І., Харламова О.В. Моделювання впливу антропогенних чинників на стан довкілля. *Науково-практичний журнал «Екологічні науки»*, 2020. №1(28), С. 97–101.

7. Мальований М.С., Шмандий В.М., Харламова О.В., Челядин Л.І., Сакалова Г.В. Аналіз та систематизація існуючих методів оцінювання ступеня

екологічної безпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2013. №1(15). С. 37-44.

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

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

10. 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.

11. 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»*. Харків. №5/4(25), 2015. С. 41-45.

12. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д. Раціональна технологія утилізації синьо-зелених водоростей. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. Львів : РВВ НЛТУ України. 2015. –Вип. 25.10. С. 140-149.

13. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Є. Системний підхід до аналізу функціонування екологічної безпеки 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.

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

15. Харламова О.В. Освітньо-інформаційні чинники в забезпеченні

екологічної безпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2013. Вип.2(16). С. 17-22.

16. 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. 76-80.

17. 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.

18. 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.

19. 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.

20. 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.

21. 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.

22. 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.

23. 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.

24. 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.

25. 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.

26. 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 (**Scopus**).

27. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Myroslav Malovanyu, Liliya Bezdeneznych, Tetyana Rigas. Improving the Method for Producing Adsorbents from Agro-Industrial Wastes. *Chemistry & Chemical Technology* Vol. 14, No. 1, 2020, pp. 102–108(**Scopus, Web of Science**)

28. 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**).

29. 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. P. 251–254. (**Scopus, Web of Science**).

30. Шмандій В.М., Харламова О.В. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричного підходу. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна*. Харків: ХНУ, 2013. Вип. 9. № 1070 серія «Екологія». С. 24-30.

31. 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.

32. M. Malovanyi, Y. Mahera, O. Zakhariv, R. Romaniv, O. Kharlamova, 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.

33. 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.

34. Liliya Bezdeneznych, Olena Kharlamova, Volodymyr Shmandiy, Tetiana Rigas Research of adsorption properties of glauconite-based composite absorbents. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, No. 6, pp. 147–154 (*Scopus*).

35. 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*).

36. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Элементы управления экологической безопасностью в условиях действия химико-техногенных факторов. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*, М.: НИИ ЭЧиГОС, 2018. №97(9). С. 809-812 (*Scopus*).

37. 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, No 12. С. 54-57.

38. 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.

39. 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.

40. 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 №10 Том 19. С. 55-60.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

41. 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.

42. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е. 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.

43. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Радиоёмность экосистемы как индикатор stanu 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.

44. 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.

45. 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.

46. 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.

47. 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.

48. 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.

49. Харламова О.В., Шмандій 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.

50. 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, 2013. С. 166–

167.

51. 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.

52. 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:

53. 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.

54. 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.

55. 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 ecological safety of a socio-economic zone in the conditions of complex influence of sources of ecological danger. - Qualifying scientific work on the manuscript right.

The dissertation on competition of a scientific degree of the doctor of technical sciences on a specialty 21.06.01 "Ecological safety". Mykhailo Ostrohradsky National University of Kremenchuk, Ministry of Education and Science of Ukraine, Kremenchuk, 2021.

The dissertation will be defended at a meeting of the specialized scientific council D 26.880.01 of the State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine, Kyiv, 2021.

Based on the results of theoretical, applied and experimental research, the dissertation proposes and substantiates new scientific provisions, conclusions and recommendations, the use of which allows to increase the effectiveness of improving the ecological safety of socio-economic zone in the complex impact of danger components by developing and implementing organizational and technical systems decisions to reduce the negative impact on people and the environment.

The materials of the work have passed sufficient testing and are implemented, which is confirmed by the relevant acts.

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

The scientific and practical results of previous research on ecological dangers and conceptual approaches to ecological safety management are analyzed. A critical review of the state of research on ecological safety issues indicates a lack of study of the combined effects of danger components of different genesis, there is a general and declarative nature of most of the proposed methods of regulating safety conditions, etc. Very little attention is paid to the study of territorial groups, where industrial and transport technogenic objects are concentrated and anthropogenically changed powerful objects of the hydrosphere, the total impact of which on the components of the environment is complex. On this basis, it is determined that

ecological safety in the complex impact of angercomponents certainly requires more in-depth development of methodological aspects and theory, development of scientific principles of ecological safety management based on the study of danger conditions, etc.

Insufficient attention of scientists is paid to establishing patterns and studying the peculiarities of the formation and spread of ecological dangers in the space-time continuum in the socio-economic zone (SEZ), which we consider as an administratively limited set of territories and waters within which are objects of economic activity. sources of formation of ecological danger) and social infrastructure, housing with permanent residents, geological environment, fauna and flora (objects of influence of manifestations of ecological danger).

Analysis of research results on the development of methods and techniques for reducing the level of natural and anthropogenic pressure on the hydrosphere, reducing the impact of lithosphere processes of man-made origin, development of effective and cheap adsorbents to clean environmental components from pollution showed insufficient study of these problems and solutions. In our opinion, important innovative approaches are the use of adsorption technologies to obtain absorbents using plant waste and natural sorbents as raw materials. These aspects were studied in the dissertation.

Based on the results of the literature review and logical analysis, it is concluded that the scientific and practical problem of establishing patterns of ecological danger in the complex impact of its components and the development of theoretical foundations and practical solutions to improve ecological safety of socio-economic zone is quite relevant.

On the basis of the system analysis of the process of formation of ecological danger the methodological aspects of conducting the dissertation research are developed, which include:

- logical analysis of the current state of study of ecological safety issues;

- development of theoretical bases of research, the scientific basis of which is the system of technical and technological management of ecological safety with the use of the method of element-theoretical synthesis;

- experimental and practical verification of the developed theoretical provisions;

- determination of organizational and technical measures to reduce the level of ecological danger;

- ensuring the effectiveness of the implementation of developed solutions using simulation.

Scientific ideas on the patterns and features of the emergence and spread of ecological dangers in the complex impact of its components, which is determined primarily by the structuring of hazards - identifying for a particular socio-economic zone only its inherent dominance in the intensity of the possible impact of danger components synergy effect; establishing the peculiarities of the location of sources of danger in relation to different objects, taking into account the parameters of the environment in which it spreads.

The scheme of formation of ecological danger in SEZ in the conditions of complex influence of its components is offered, which includes set of intrazonal factors, basic of which is transformation of matter and energy in processes of economic activity, and also external natural-anthropogenic influence and distribution of ecological danger outside the zone is taken into account.

General theoretical provisions have been developed to ensure the ecological safety of the socio-economic zone in terms of the complex impact of danger components, the basic of which are as follows: mitigation of ecological dangers is realized as a result of influencing the parameters of its distribution environment; minimizing the simultaneous presence of several components of ecological dangers reduces the impact on human health and the environment; the implementation of measures to manage ecological safety and reduce the degree of manifestations of danger as a result of their application can be dispersed both in space and time. The

scientific bases of the mechanism of creation of effective system of maintenance of ecological safety are put.

A mathematical model of deformation of the state of ecological safety under the influence of anthropogenic factors is constructed, which is a system of four analytical dependences (transition of SEZ from one to another stationary state according to the nature and level of anthropogenic factors; degree of water pollution the nature of the bifurcation, the change over time of the ecological risk of man-made earthquakes, the conditions of existence of the mathematical model with the variation of the solution of individual problems on the quality of the system of ecological safety); its use allows you to develop and implement sound management decisions.

Monitoring studies of the formation and spatial distribution of multidisciplinary ecological dangers on the example of Kremenchug SEZ. It is established that the main specific consequences of the manifestations of danger are a significant deterioration of groundwater and surface water quality due to pollution by harmful substances; damage to buildings for various purposes and temporary health disorders of residents under the influence of man-made vibrations; seasonal deterioration of natural water quality in reservoirs.

The expediency of using indicators of changes in the chemical and biological state of the soil and shrub cover as an element of monitoring the formed ecological danger is substantiated. In Kremenchug SEZ the correspondence between the spatial location of zones with significant damage to leaves and needles of trees and zones of man-caused load, in particular, the impact of highways with heavy traffic.

Experimental studies of organizational and technological aspects of the use of microalgae extracted from natural and anthropogenic objects of the hydrosphere have been carried out. It is established that as a result of application of hydrodynamic cavitation for preliminary processing of the extracted biomass of seaweed it is possible to extract 80% of the total content of lipids (raw materials for production of biodiesel). In the case of biogas production, the previous hydrodynamic cavitation was also effective. The possibility of using the spent after extraction of biogas substrate as an organic fertilizer, and in the case of combination with additives and

minerals - as a mineral-organic.

The directions of improvement of the state of ecological safety with the use of adsorbents are investigated. For this purpose, a multi-stage method of obtaining an adsorbent of high absorption capacity and low cost based on waste from the agro-industrial complex has been developed. The method includes treatment of raw materials with sulfuric acid, mechanochemical modification, electrostatic separation (to ensure the homogeneity of the particle size distribution) and the stage of cavitation (to increase the degree of porosity). Ukraine's utility model patents have been obtained for each of the newly introduced stages of the process. According to research results, a high (compared to traditional adsorbents) sorption capacity in wastewater treatment from heavy metal compounds, petroleum products, dyes, fat removal, the degree of removal of phosphate ions from domestic effluents reaches 78%. The expediency of using the obtained adsorbents to improve the state of ecological safety of environmental components is proved.

A structural and logical model of ecological safety has been developed, which includes elements of the system of monitoring ecological dangers in the SEZ and its procedures, as well as procedures and ways to minimize the negative impact on ecological safety, which are the basis for management decisions.

The system of improvement of a condition of ecological safety in the Kremenchug social and economic zone in the conditions of complex influence of components of ecological danger of various genesis which includes: is developed and realized in practice:

- integrated use of waste and products of their processing to ensure ecological safety and energy savings with the receipt of special purpose products (utilization of agro-industrial waste in the manufacture of adsorbents; use of the latter to extract from the aquatic environment ions of heavy metals, petroleum products, fats; with the departure of the food industry in the process of obtaining alternative energy sources - biodiesel, treatment of domestic wastewater from phosphate ions using the developed composite adsorbent based on adsorbent from vegetable raw materials and glauconite);

- measures to improve the state of ecological safety in natural and anthropogenic reservoirs (elimination of oil pollution of technological ponds, improvement of operating conditions of return water supply systems, increasing the efficiency of biological wastewater treatment from organic and nitrogen-containing compounds);

- a system of organizational and technical measures to reduce the negative impact of man-made earthquakes on humans and the environment (in particular, the regulation of environmental parameters in the direction of mechanical waves from sources; the degree of environmental hazards is reduced by 1.5 - 2 times).

The technical novelty of the proposed solutions for the development of a multi-stage method of obtaining an adsorbent of high absorption capacity based on waste from the agro-industrial complex and a method of obtaining biogas from blue-green algae is confirmed by 3 patents of Ukraine for utility model. The practical value of the results is confirmed by 8 acts of implementation.

Key words: ecological safety, socio-economic zone, anthropogenic load, complex influence, monitoring, ecological danger, adsorbents, polystage method, energy carriers, lithosphere technogenic processes, structural-logical model.

List of publications:

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

1. Matveeva IV, Azarov SI, Kutlammedov Yu.O., Kharlamova O.V. Resilience of ecosystems to radiation loads: a monograph. K: NAU, 2016. 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., 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.

4. 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.

5. Azarov S.I., Kharlamova O.V. Model of interaction of pollution with aquatic technogenic loaded ecosystem. "Ecological safety and nature management", 2020. Volume 34. № 2. P.72-80.

6. Azarov S.I., Kharlamova O.V. Modeling the impact of anthropogenic factors on the environment. Scientific and practical journal "Environmental Sciences", "2020. №1 (28), P. 97-101.

7. Malovanyy M.S., Shmandiy V. M., Kharlamova OV, Chelyadin LI, Sakalova G.V. Analysis and systematization of existing methods for assessing the degree of environmental hazard. Scientific journal "Ecological safety". Kremenichuk: KrnU, 2013. No. 1 (15). P. 37-44.

8. Malovanyy M.S., Nikiforov VV, Kharlamova OV, 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. 25p. Pp. 159 - 164.

9. Malovanyy M.S., Sinelnikov O.D., Kharlamova OV, Malovany A.M. Optimal conditions for obtaining energy from cyanobacteria. Scientific and production magazine "Chemical industry of Ukraine". Kyiv: 2014. No. 5 (124). Pp. 39-43.

10. Kharlamova OV, Moroz N.N., Azarov SI, Koval O.O. Improvement of scientific bases of ecological audit of objects of increased ecological danger. Scientific journal "Ecological safety". Kremenichuk: KrnU, 2015. Feb. 2/2015 (20). Pp. 26-31.

11. Malovanyy M.S., Nikiforov VV, Sinelnikov AD, Kharlamova OV, Bunko V.Ya. Influence of hydrodynamic cavitation on biological objects. Scientific and technical journal "Technological audit and production reserves". Kharkiv №5 / 4 (25), 2015. pp. 41-45.

12. Malovanyy M.S., Nikiforov VV, Kharlamova OV, 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. -Vip 25.10. Pp. 140-149.

13. Kharlamova OV, 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. 1-2 (12-13). Pp. 5-18.

14. Rigas T.Ye., Kharlamova OV, Beznevyezhnyh LA, Shmandiy V.M. Monitoring of ecological danger states formed in technogenically loaded complex. Bulletin of the KrNU named after Mykhailo Ostrogradsky. Kremenchuk: KrnU, 2016. Vp.5 (100). Part 2 P.83-88

15. Kharlamova O.V. Educational and informational factors in ensuring environmental safety. Scientific journal "Ecological safety". Kremenchuk: KrnU, 2013. Vip.2 (16). Pp. 17-22.

16. 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. Vp.2 / (14). Pp. 76-80.

17. 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). Pp. 146-150.

18. 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). Pp. 68 - 74.

19. Bakharev VS, Kortsova OL, Kharlamova OV, Voloshina VG Scientific ecological and expert assessment of the ecological situation in the northern region of Kremenchug. Bulletin of the KrNU named after Mikhail Ostrogradsky. Kremenchuk: KrnU, 2017. 5 (106). P.101-108.

20. Shmandiy VM, 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". X. NUTZU.2017. No. 2 November 11-17

21. 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). Pp. 142-149.

22. 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). Pp. 58-63.

23. Kharlamova O., M. Kanda, M. Maliovanyi, Z. Odnorih, N. Chornomaz. Determining the optimal ration of natural mineral adsorbents with respect to ammonia adsorption. Scientific journal "Ecological safety". Kremenchuk: KrnU, 2016. Vip.1 / 2016 (21). Pp. 76-80.

24. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Tetyana Rig. 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.

25. 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.

26. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Consisting of ecological safety in the Kremenchuk industrial region after action of technological earthquakes. Scientific Bulletin of NMU. Dnipro: NMU, 2018. Issue. 5 (167). P.115-121 (*Scopus*).

27. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Myroslav Malovanyy, Liliya Bezdeneznych, Tetyana Rigas. Improving the Method for Producing Adsorbents from Agro-Industrial Wastes. *Chemistry & Chemical Technology* Vol. 14, No. 1, 2020, pp. 102–108(*Scopus, Web of Science*)

28. Kharlamova O., Shmandiy V., Bezdeneznych L., Svjatenko A., Malovanyy 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*).

29. Malovanyy 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. P. 251–254. (*Scopus, Web of Science*).

30. Shmandiy V.M., Kharlamova O.V. Theoretical and practical aspects of management of ecological safety on the basis of anthropocentric approach. *Visnyk KhNU them. VN Karazin Kharkiv: KhNU*, 2013. 9. № 1070 series "Ecology". Pp. 24-30.

31. 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.

32. M. Malovanyi, Y. Mahera, O. Zakhariv, R. Romaniv, O. Kharlamova, Synelnikov O. Prospects of combining in complex usage of different types of renewable energy and creation of renewable energy sources. *Scientific journal «Biological Systems: Theory and Innovation»*. K. : National University of Life and Environmental Sciences of Ukraine , 2015. Issue. 214. P. 155-163.

33. 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. №1 / 1. P. 61–64.

34. Liliya Bezdeneznych, Olena Kharlamova, Volodymyr Shmandiy, Tetiana Rigas Research of adsorption properties of glauconite-based composite absorbents. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, No. 6, pp. 147–154 (*Scopus*).

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

36. . Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Elements of ecological safety management under the influence of chemical and man-made factors. Scientific and practical journal "Hygiene and Sanitation". Moscow: Scientific Research Institute of Ecology, 2018. №97 (9). Pp. 809-812 (**Scopus**).

37. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Methodological approaches to the analysis of the impact of ecological danger on the health of the population in the region. "Health and education in the 21st century". Moscow IPK RUDN, 2016, vol. 18, No 12. p. 54-57.

38. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Rigas T.E. Fundamental aspects of environmental safety management in technogenically loaded region. Scientific and theoretical journal "Ecological Herald of the North Caucasus". Krasnodar, 2014. Volume 10 No. 3. P. 53 - 63.

39. Kharlamova EV, Malovany MS, Nikiforov VV, Sinelnikov AV Environmental and energy aspects of biotechnology for utilization of cyanobacteria as ecological and economic imperative for sustainable development. International Journal "Sustainable Development". Varna, 2015. No. 1 (22). C. 4-9.

40. Kharlamova EV, Shmidii VM, Kushnirenko AA Regulation of the impact of environmental hazards on the health of the population in territorial and administrative education. Electronic scientific and educational Bulletin "Honey and Education in the 21st Century". Kaliningrad, 2017 No.10 Volume 19. S. 55-60.

Scientific works that testify to the approbation of the dissertation materials:

41. 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, April 26-28, 2017). Zaporozhye: AA Tandem, 2017. p. 225-226.

42. 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. (Kharkiv, April 25-26, 2017). Kharkov: KNUBA. 2017. P. 103 - 104.

43. Kharlamova OV, 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 (Kharkiv, 19-22.04.2017). Kh. KhNU them. Karazin, 2017. - P. 227-228.

44. 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, March 22-25, 2017). Ivano-Frankivsk: Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas 2017. pp. 152-154.

45. Kharlamova O.V., Shmandiy V.M., Svytenko A.I. , Malovany MS 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, 2017). Lviv: ZUCTS., 2017. - p.113-115.

46. 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 (Odessa, October 5-8, 2016). Kherson: FOP Grin D.S., 2016. Pp. 105-106.

47. 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, October 22-23, 2015). Poltava: PoltNTU, 2015. pp. 101-104.

48. 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, May 14-15, 2015). Dniprodzerzhinsk: DSTU. 2015. pp. 200-203.

49. 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.

50. 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, December 06, 2013) Kharkiv: National University of Civil Protection of Ukraine. X: NUTZU, 2013. p. 166-167.

51. 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. (Vinnytsia, October 12-14, 2013). Vinnitsa: Publishing-printing house DILO, 2013. p. 63-65.

52. Kharlamova OV, Bezdenekhneh LA, 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, October 12-14, 2013). Krasnodar: KSAU, 2013. p. 122-125.

Scientific works that additionally reflect the scientific results of the dissertation:

53. Malovanyy M.S., Nikiforov V.V., 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, 4p.

54. Shmandiy V.M., Kharlamova OV, Beznesnykh 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, 6p.

55. 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, 4p.

ЗМІСТ

	стор.
ВСТУП.....	37
РОЗДІЛ 1. ВСТАНОВЛЕННЯ СТУПЕНЯ ДОСЛІДЖЕННОСТІ НАУКОВИХ ПРОБЛЕМ З МЕТОЮ ОБҐРУНТУВАННЯ ІДЕЇ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ.....	50
1.1 Взаємозв'язок безпеки та небезпеки. Становлення наукових уявлень щодо екологічної небезпеки	50
1.1.1 Структурно-логічна модель небезпеки	50
1.1.2 Виникнення та поширення екологічної небезпеки в об'єктах гідросфери та літосфери	54
1.1.3 Аналіз існуючих методів оцінки станів небезпеки	62
1.2 Розвиток концептуальних засад управління екологічною безпекою в техногенно навантажених регіонах	70
1.2.1 Зниження природно-техногенного навантаження на гідросферу.....	72
1.2.2 Застосування адсорбентів для очищення компонентів довкілля від забруднювачів.....	75
1.2.3 Способи, технології та технічні рішення з ослаблення негативного впливу літосферних процесів техногенного походження.....	76
1.2.4 Аналіз способів зниження рівня забруднення атмосферного повітря автомобільним транспортом	78
1.2.5 Стан проблеми адаптації системи екологічного аудиту щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки	85
1.3 Обґрунтування мети і завдань досліджень	86
РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЯ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ ТА ВИКОРИСТАНІ МЕТОДИ	90
2.1 Системний підхід до формування методології вирішення задач дисертаційного дослідження.....	90
2.2 Загальна характеристика матеріалів, які використовувались у	

дослідженнях	91
2.2.1 Сировина для отримання адсорбентів.....	91
2.2.2 Саобсток як компонент для виробництва біодизельного палива	92
2.2.3 Мікрководорості зі штучно створених водойм.....	93
2.3 Вибір ефективного способу оцінювання стану екологічної небезпеки.....	93
2.4 Методичні аспекти вивчення можливостей зниження рівня формованої у гідросфері екологічної небезпеки	97
2.4.1 Застосування методів біотестування для дослідження токсикологічних характеристик довкілля	97
2.4.2 Методичні підходи щодо утилізації мікрководоростей з одержанням продукції цільового призначення.....	100
2.4.2.1 Обробка біомаси методами кавітації.....	101
2.4.2.2 Вивчення можливостей одержання альтернативного палива	103
2.4.2.3 Встановлення елементного складу мікрководоростей та продуктів їх переробки.....	105
2.5 Експериментальні дослідження властивостей отриманих із рослинної сировини адсорбентів	107
2.5.1 Методика одержання адсорбенту.....	107
2.5.2 Електронно-мікроскопічні методи дослідження структури та рельєфу поверхні	108
2.5.3 Встановлення основних фізико-хімічних характеристик отриманих адсорбентів	109
2.5.4 Визначення ефективності поглинання забруднювачів.....	112
2.6 Методика експериментального вивчення впливу техногенних землетрусів.....	113
2.7 Аналіз впливу проявів екологічної небезпеки на стан здоров'я населення.....	115
2.8 Висновки до розділу 2.....	115

РОЗДІЛ 3. ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ АНАЛІЗУ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ З УРАХУВАННЯМ КОМПЛЕКСНОГО ВПЛИВУ ЇЇ ДЖЕРЕЛ РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ ЯК НАУКОВА ПЕРЕДУМОВА РЕГУЛЮВАННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ.....	117
3.1 Закономірності та особливості виникнення і поширення екологічної небезпеки, здійснення моніторингу її станів в умовах комплексного впливу джерел.....	117
3.2 Розроблення математичної моделі деформації стану екологічної безпеки під комплексним впливом сукупності антропогенних чинників...	124
3.2.1 Рішення окремої задачі аналізу функціонування екологічної небезпеки при наявності сукупності її складових різного генезису.....	124
3.2.2 Рішення окремої задачі забезпечення екологічної безпеки в умовах комплексного впливу її джерел	126
3.2.3 Рішення окремої задачі зі створення елементів забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах.....	130
3.2.4 Основні структурно-логічні зв'язки у соціально-економічній зоні в межах поширення екологічної небезпеки.....	134
3.2.4.1 Прогнозування та математичний опис впливу антропогенних чинників на стан довкілля	138
3.2.4.2 Визначення аналітичних залежностей взаємодії забруднень з водною складовою соціально-економічної зони.....	146
3.3. Формалізований опис математичної моделі деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників ...	153
3.4 Стійкість станів екологічної безпеки СЕЗ	155
3.4.1 Граничні умови існування математичної моделі деформації стану екологічної безпеки	155
3.4.2 Керуючий алгоритм встановлення надійності СЕЗ... ..	159
3.4.3 Комплексний вплив сукупності чинників формування екологічної небезпеку на біоту соціально-економічної зони	170
3.5 Висновки до розділу 3.....	175

РОЗДІЛ 4. МОНІТОРИНГ СТАНІВ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЯ ДЕРЕЛ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ У КРЕМЕНЧУЦЬКІЙ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНІЙ ЗОНІ	178
4.1 Аргументація вибору конкретної соціально-економічної зони задля вивчення проявів небезпеки.....	178
4.2 Суб'єкти формування екологічної небезпеки у Кременчуцькій соціально-економічній зоні та динаміка її розвитку.....	181
4.3 Оцінка стану екологічної небезпеки на основі визначення ступеня ушкодження рослин та зміни властивостей ґрунтів.....	193
4.4 Вплив проявів екологічної небезпеки на захворюваність населення	202
4.5 Оцінка стану екологічної безпеки водосховищ Дніпровського каскаду шляхом застосування параметрів радіємності.....	208
4.5 Висновки до розділу 4.....	215
РОЗДІЛ 5. АНАЛІТИКО-ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ СПОСОБІВ ТА ЗАСОБІВ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ.....	217
5.1 Використання мікробіодоростей із природно-антропогенних об'єктів гідросфери	217
5.1.1 Вплив кавітаційних технологій на ефективність вилучення енергоносіїв у процесі утилізації мікробіодоростей.....	217
5.1.2 Кінетична схема біохімічних перетворень у процесі отримання енергоносіїв.....	222
5.1.3 Встановлення кінетичних параметрів процесу генерації біогазу за результатами верифікації експериментальних та розрахункових даних.	225
5.1.4 Обґрунтування можливості використання відходів процесу вилучення енергоносіїв в аграрній сфері.....	226
5.2 Знешкодження нафтовмісних твердих донних відкладень	229
5.3 Техніко-соціогенне обґрунтування рішень щодо зниження впливу	

проявів екологічної небезпеки, що провокуються літосферними процесами техногенного походження.....	233
5.4 Висновки до розділу 5.....	236
РОЗДІЛ 6. ВСТАНОВЛЕННЯ ОПТИМАЛЬНИХ УМОВ СИНТЕЗУ ПЕРСПЕКТИВНИХ АДСОРБЕНТІВ НА ОСНОВІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ВІДХОДІВ ТА ЗАСТОСУВАННЯ ЇХ У ТЕХНОЛОГІЯХ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ.....	239
6.1 Наукове обґрунтування полістадійного способу отримання адсорбенту високої поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу.....	239
6.2 Попередження забруднення рідинних та газових середовищ розробленими адсорбентами.....	246
6.2.1 Експериментальне підтвердження доцільності застосування одержаних адсорбентів щодо поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля	246
6.2.2 Розробка та застосування композиційного адсорбенту на основі адсорбенту із рослинної сировини та глауконіту для очищення побутових стічних вод від фосфат-іонів	254
6.2.3 Залучення розробленого адсорбенту та відходів харчової промисловості у процесі отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива)	259
6.2.4 Екологічна ефективність використання біодизельного палива, отриманого із відходів, в автотранспортних засобах.....	262
6.3 Висновки до розділу 6.....	267
РОЗДІЛ 7. СИСТЕМА ПОЛІПШЕННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ ЗОНИ В УМОВАХ КОМПЛЕКСНОГО ВПЛИВУ СКЛАДОВИХ НЕБЕЗПЕКИ РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ	268
7.1 Розроблення структурно-логічної моделі забезпечення екологічної безпеки	268

7.2 Формування процедур структурно-логічної моделі забезпечення екологічної безпеки у Кременчуцькій СЕЗ	270
7.2.1 Процедури мінімізації негативного впливу на довкілля відходів шляхом реалізації комплексного способу поводження з ними.....	270
7.2.1.1 Формування управлінських рішень з обмеження впливу на елементи довкілля відходів агропромислового комплексу шляхом залучення їх у процеси виготовлення адсорбентів.....	271
7.2.1.2 Технологічні аспекти застосування одержаних адсорбентів при очищенні компонентів навколишнього середовища від забруднювачів.....	273
7.2.2 Процедури мінімізації негативного впливу забруднення природно-антропогенних водойм на стан екологічної безпеки СЕЗ.....	275
7.2.2.1 Формування управлінських рішень з регулювання стану екологічної безпеки у нафтозабруднених технологічних ставках.....	275
7.2.2.2 Формування управлінських рішень зі зменшення негативного впливу на водний басейн систем зворотного водопостачання та очищення стоків.....	278
7.3 Процедури мінімізації негативного впливу техногенних землетрусів шляхом реалізації управлінських рішень	290
7.4 Адаптація системи забезпечення екологічної безпеки при проведенні екологічного аудиту	292
7.5 Висновки до розділу 7.....	298
ВИСНОВКИ.....	301
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	305
ДОДАТКИ.....	341
Додаток А.....	342
Додаток Б.....	347
Додаток В.....	352
Додаток Г.....	359

Додаток Д.....	360
Додаток Е.....	362
Додаток Ж.....	364
Додаток З.....	366
Додаток І.....	368
Додаток К.....	370
Додаток Л.....	372
Додаток М.....	374
Додаток Н.....	382

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження (актуальність). Стрімкий розвиток науки та техніки, зумовлений потребами економіки, призвів до появи небезпеки для здоров'я людини та довкілля. У техносфері виникла суттєва потенційна небезпека від антропогенних чинників. Джерела екологічної небезпеки антропогенного походження нерівномірно локалізовані у просторі. Спостерігається зосередження певних об'єктів (ГЗК, кар'єри, гірничохімічні комбінати, ГЕС, водосховища та інш.) в окремих зонах, де вони домінують і створюють екологічні загрози в зоні свого впливу. Ряд науковців (Г.І. Рудько, В.І. Данилова–Данильян, В.М. Шмандій, А.Б. Качинський, М.М. Биченок, О.М. Трофімчук, О.М. Мандрик, та інші фахівці) присвятили свої дослідження вивченню впливу таких об'єктів на довкілля та окремі його компоненти, запропонували низку організаційних та технічних заходів для управління екологічною безпекою в зоні впливу таких локалізацій. Але практично поза увагою науковців залишились складні комплекси із об'єктів антропогенної діяльності, які розташовані в безпосередній близькості, вплив кожного із яких на компоненти довкілля значний. Ми об'єднали такі локації поняттям соціально-економічна зона (СЕЗ), яка розглядається як адміністративно обмежена сукупність територій і акваторій, у межах котрої розташовані об'єкти здійснення економічної діяльності (джерела формування екологічної небезпеки) та соціальна інфраструктура, житлова забудова із постійно проживаючим населенням, геологічне середовище, фауна та флора (об'єкти впливу проявів екологічної небезпеки). Для такого складного комплексу вплив на довкілля завжди слід розглядати як сумарний, комплексний.

Звичайно, різні СЕЗ характеризуються існуванням різного типу джерел екологічної небезпеки та відмінністю потужності впливу їх на людей та довкілля. Але для всіх них науково-методологічні підходи до мінімізації рівня екологічної небезпеки (які ми показали на прикладі Кременчуцької СЕЗ) подібні.

Аналіз результатів досліджень щодо розробки способів та методів зниження рівня природно-техногенного навантаження на довкілля в СЕС показав недостатню розвиненість комплексного підходу до 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 забруднень, утилізації біологічних забруднень та промислових відходів із отриманням енергоносіїв. Саме ці аспекти і досліджувались у дисертації.

Таким чином, створення науково-методологічних засад поліпшення стану екологічної безпеки в соціально-економічній зоні в умовах комплексного впливу джерел небезпеки 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 Верховною Радою України від 05.03.1998 № 188/98-ВР. Дисертаційну роботу виконано відповідно до «Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затверджених Законом України від 21.12.2010 № 2818-VI, 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 безпосередню участь – «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» (№ державної реєстрації 0117U001768); «Дослідження санітарно-гігієнічного стану чагарниково-деревинного складу на території парку «Воїнів-Інтернаціоналістів», як

складової частини регіонального ландшафтного парку «Кагамлицький»» (номер держреєстрації 0118u001470); «Переробка жирових відходів з отриманням біодизельного палива» (номер держреєстрації 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.)»» (номер держреєстрації 0118u005136), «Розробка технологічних рекомендацій з удосконалення аеробно-анаеробних процесів очищення стічних вод від забруднень» (номер держреєстрації 0120U101167).

Об'єктом дослідження є процеси формування та поширення екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових під впливом антропогенних чинників.

Предметом дослідження є поліпшення стану екологічної безпеки в техногенно навантаженій соціально-економічній зоні

Мета дослідження полягає у розробці теоретичних основ та практичних рішень щодо поліпшення стану екологічної безпеки в соціально-економічній зоні в умовах синергічного впливу джерел небезпеки на основі закономірностей її формування.

Для досягнення мети роботи поставлені такі **завдання**:

- виявити ефективні методи проведення теоретичних та прикладних досліджень, розробити методологічні аспекти дисертаційного дослідження;
- розширити та поглибити наукові уявлення щодо закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки в умовах синергізму її складових; розробити схему формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні;
- обґрунтувати загальні теоретичні положення щодо забезпечення екологічної безпеки в умовах комплексного впливу її складових; розробити алгоритм процесу створення ефективної системи забезпечення екологічної

безпеки у соціально-економічній зоні;

- здійснити моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки на прикладі Кременчуцької СЕЗ (КСЕЗ);

- провести експериментальні дослідження способів та засобів поліпшення стану екологічної безпеки; розробити та реалізувати новий спосіб отримання адсорбенту високої поглинальної здатності;

- створити структурно-логічну модель поліпшення стану екологічної безпеки в СЕЗ. На її основі розробити систему управлінських рішень з регулювання стану екологічної безпеки КСЕЗ в умовах комплексного впливу джерел.

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 фотометрії, фотоколориметрії – для дослідження розроблених адсорбентів; реєстрації механічних коливань із аналізом амплітудно-частотних параметрів – для вивчення наслідків впливу землетрусів техногенного походження; біотестування – для оцінювання 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 в такому:

– *вперше* науково обґрунтовано загальні теоретичні положення (закономірності) щодо забезпечення екологічної безпеки в соціально-економічній зоні (послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки

здійснюється унаслідок ефективного впливу на параметри середовища її поширення; мінімізація одночасної присутності складових екологічної небезпеки зменшує негативний вплив на людей та довкілля; реалізація управлінських заходів та зниження ступеня проявів небезпеки у результаті їх застосування можуть бути розосереджені як в просторі, так і у часі), які є науковим підґрунтям для розроблення системи технічних рішень із забезпечення екологічної безпеки у конкретній СЕЗ;

– *вперше* розроблена математична модель деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників, яка є системою із чотирьох аналітичних залежностей (встановлення можливості переходу СЕЗ від одного до іншого стаціонарного стану відповідно до характеру та рівня впливу антропогенних чинників; характеристика стану забруднення водної складової СЕЗ залежно від потужності джерела забруднення та характеру біфуркації; визначення зміни у часі екологічного ризику впливу техногенних землетрусів в СЕЗ; умови існування математичної моделі при варіації рішення окремих задач щодо якості системи забезпечення екологічної безпеки); використання моделі дає змогу розробити та реалізувати виважені управлінські рішення;

– *вперше* розроблено наукові основи механізму створення ефективної системи забезпечення екологічної безпеки у соціально-економічній зоні в умовах комплексного впливу її складових різного генезису, який включає: встановлення ролі природних чинників у формуванні та поширенні небезпеки, виявлення антропогенних джерел впливу, аналіз проявів небезпеки, дослідження зміни показників стану природного середовища, розроблення заходів із забезпечення екологічної безпеки;

– *вперше* створена структурно-логічна модель поліпшення стану екологічної безпеки, яка включає елементи системи моніторингу екологічної небезпеки в СЕЗ та його процедури, а також процедури та способи мінімізації негативного впливу на стан екологічної безпеки, які є базисом для формування управлінських рішень;

– *вперше* науково обґрунтовано та реалізовано полістадійний спосіб отримання адсорбенту високої 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 адсорбенту поліпшується стан екологічної безпеки за рахунок ефективного вилучення забруднень та економії природних ресурсів, що використовувались у традиційних способах отримання адсорбенту;

– *розширено наукові уявлення* щодо закономірностей і особливостей виникнення та поширення екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки – виявленням для конкретної СЕЗ тільки її притаманних домінуючих складових небезпеки із урахуванням ефекту синергії; встановленням особливостей розміщення джерел небезпеки відносно певних об'єктів з урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється; розроблена схема формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні, яка включає сукупність внутрішньозонових чинників та враховує зовнішній природно-антропогенний вплив і поширення небезпеки за межі зони; зазначене є теоретичним фундаментом для практичного визначення станів екологічної небезпеки;

– *удосконалено* систему моніторингу формованої екологічної небезпеки в СЕЗ за рахунок використання показників зміни хіміко-біологічного стану ґрунту та деревно-чагарникового покриву у якості індикатора: встановлення відповідності показників накопичення важких металів у ґрунтах і листі дерев, стану пошкодження листя і хвої рослин рівню антропогенної складової екологічної небезпеки;

– *набули подальшого розвитку* наукові засади забезпечення екологічної безпеки за умови впливу літосферних сейсмічних процесів техногенного походження шляхом застосування технічних заходів, розроблених за

результатами екологічного моніторингу, зокрема, зміни параметрів середовища між джерелом землетрусів та об'єктом, на який впливають або можуть впливати механічні хвилі (ступінь проявів екологічної небезпеки знижується в 1,5 - 2 рази).

Практичне значення отриманих результатів:

1. Застосування у практичній діяльності встановлених закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки, а також математичної моделі деформації її стану дозволяє визначити ефективні технічні рішення із забезпечення екологічної безпеки в конкретній СЕЗ.

2. Використання розробленої (на основі встановлених загальних теоретичних положень забезпечення екологічної безпеки та відповідної структурно-логічної моделі) системи регулювання стану екологічної безпеки в умовах комплексного впливу складових небезпеки дає можливість знижувати вплив на людей та довкілля шкідливих хімічних і фізичних чинників, економити природні ресурси та одержувати корисну продукцію.

3. Практична реалізація комплексного підходу щодо утилізації відходів у полістадійному процесі виготовлення адсорбентів та застосування останніх для очищення компонентів довкілля (вилучення до 98% іонів важких металів, нафтопродуктів та барвників, 95% жирів, 78% фосфат-іонів) дозволяє поліпшити стан екологічної безпеки у місцях складування відходів за рахунок вилучення забруднень, а також отримати енергоносії (біодизельне паливо, біогаз і т.і.), що сприяє економії природних енергетичних ресурсів.

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 має місце забруднення територій нафтою та продуктами її переробки.

5. Розроблена на основі теоретичних положень формування 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 впроваджена для забезпечення екологічної безпеки у різних техногенно навантажених соціально-економічних зонах.

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 А* дисертації; пат. №121757, *додаток Б* дисертації; пат. №105896, *додаток В* дисертації).

Практична цінність результатів підтверджена 8 актами упровадження. Розроблені у дисертаційній роботі наукові положення щодо моніторингу проявів екологічної небезпеки використані відділом екологічної безпеки Кременчуцької міської ради (акт впровадження від 07.07.17, *додаток Г* дисертації). «Програму постійного контролю та спостереження (моніторингу) за забрудненням атмосферного повітря в м. Кременчуці» затверджено рішенням Кременчуцької міської ради (рішення №1159 від 30.10.2017).

Полістадійний спосіб виготовлення адсорбенту високої поглинальної здатності на основі агропромислових відходів апробовано в науково-виробничій фірмі “Реагент” (акт впровадження від 12.05.18, *додаток Д* дисертації). Отриманий адсорбент використано на станції приймання стоків ТзОВ «ПАНСЕМАЛ» для очищення забруднених технологічним мастилом стоків (акт впровадження від 22.11.20, *додаток Е* 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 05.06.20, *додаток Ж* дисертації), а застосування виготовлених із відходів адсорбентів для вилучення із водного середовища забруднювачів - у

практичній діяльності Департаменту екології та природних ресурсів Полтавської ОДА (акт впровадження від 18.08.20 *додаток 3* дисертації).

Результати дисертаційного дослідження використовуються у навчальному процесі у Кременчуцькому національному університеті імені Михайла Остроградського: на лекційних та практичних заняттях з дисципліни «Екологічна безпека» бакалаврата, а також у виконанні випускних кваліфікаційних робіт (акт впровадження від 26.08.20, *додаток I* дисертації), Національному університеті «Львівська політехніка» впровадження від 28.08.20, *додаток K* дисертації), Національному технічному університеті України «Київський технічний університет імені Ігоря Сікорського» (акт впровадження від 11.09.20, *додаток Л* дисертації); у навчальній та науковій частинах програми підготовки докторів філософії зі спеціальності 101 «Екологія» в КрНУ (акт впровадження від 26.08.20, *додаток I* дисертації). Наукові положення дисертації використані при виконанні студентами наукових робіт під керівництвом здобувача. На Всеукраїнських конкурсах студентських наукових робіт отримано 5 призових місць.

Особистий внесок здобувача. У дисертації узагальнені результати досліджень, в яких автор брав безпосередню участь. 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 поліпшення стану екологічної безпеки в умовах комплексного впливу складових екологічної небезпеки; 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 «обґрунтування теоретичних та практичних аспектів 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 [3,4] викладено «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: [5] - розроблено модель взаємодії забруднення з водною техногенно навантаженою соціально-економічною зоною, [6] - запропоновано математичний підхід щодо оцінки антропогенного впливу на екосистему, [7] – розроблено класифікації методів оцінки стану екологічної небезпеки на основі інтегральних і диференціальних підходів, [8] – виявлення проявів екологічної небезпеки у штучно створених об'єктах гідросфери, [9] – обґрунтування доцільності виробництва енергоносіїв із синьо-зелених водоростей, [10] – обґрунтування застосування ГІС-технологій та методів нечіткого логічного аналізу в системі забезпечення екологічної безпеки щодо об'єктів підвищеної небезпеки, [11] – експериментальні дослідження впливу поля гідродинамічної кавітації на біомасу, [12] – встановлення ефективності застосування стадії кавітації, визначення складу відпрацьованої біомаси, [13] – обґрунтування системного підходу до аналізу формування екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових, розробка теоретичних основ забезпечення екологічної безпеки, [14] – визначення впливу бенз[а]пірену на стан екологічної безпеки харчових продуктів та компонентів довкілля, [19] – моніторинг станів екологічної небезпеки у Кременчуцькій СЕЗ, [20] – наукове обґрунтування використання ґрунтово-рослинного покриву як індикатора рівня формованої

екологічної небезпеки, [22] – математичне моделювання процесу виробництва біогазу із мікроводоростей, верифікація теоретичних розробок експериментальним даним, [23] – обґрунтування можливості застосування природних адсорбентів для виробництва органо-мінерального добрива із використанням аграрних відходів, [24] – дослідження суміші дизельного палива з біопаливом, виготовленим із залученням відходів, [26] – дослідження вибухів на кар'єрах та транспортних магістралях як джерел техногенних землетрусів, [27] – удосконалення способу отримання адсорбентів, [28] – експериментальні дослідження застосування інгібіторів корозії в системах зворотного водопостачання для зниження рівня екологічної небезпеки, [29] – дослідження процесу комплексного перероблення мікроводоростей із одержанням біодизельного палива та біогазу, [30] – розроблення теоретичних засад та практичних заходів щодо поліпшення стану екологічної безпеки у соціально-економічній зоні, [32] – наукове обґрунтування етапів комплексної технології утилізації мікроводоростей, [33] – моніторинг станів екологічної небезпеки в акваторіях водосховищ на території Кременчуцької СЕЗ, [34] – експериментальні дослідження композиційних адсорбентів на основі глауконіту, [35] – розроблення методологічних підходів до моніторингу станів екологічної небезпеки, [36] – обґрунтування елементів управління екологічною безпекою в Кременчуцькій СЕЗ в умовах дії хіміко-техногенних чинників, [37,40] – виявлення наслідків проявів екологічної небезпеки в Кременчуцькій СЕЗ та їх впливу на станом здоров'я населення, [38] – встановлення ефективності застосування адсорбентів, розроблення технічних рішень щодо поліпшення стану екологічної безпеки, [39] – обґрунтування способу утилізації водоростей у процесах одержання енергоносіїв задля забезпечення еколого-енергетичної безпеки. У патентах [53-55] автору належить розроблення формул корисних моделей за результатами експериментальних досліджень, обґрунтування задекларованих у патентах способів отримання біогазу із мікроводоростей, виготовлення адсорбентів із використанням електростатичної сепарації та кавітації, відповідно.

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

Апробація результатів роботи. Основні наукові та практичні результати дисертаційних досліджень доповідалися та отримали позитивну оцінку на таких конференціях: XIII, XIV, XV Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (Кременчук, 11–13 жовтня 2017 р., 12–14 жовтня 2016 р. та 06–08 жовтня 2015 р. відповідно); IV, VI Всеукраїнському з'їзді екологів з міжнародною участю «Екологія – 2013, 2017» (Вінниця, 12–14 жовтня 2013 р., 20–22 вересня 2017 р.); XVII, XVI, XIII Міжнародній науково-практичній конференції «Ідеї академіка В.І. Вернадського та проблеми сталого розвитку освіти і науки» (Кременчук, 01–03 червня 2017, 14–15 травня 2015 р., 29–30 вересня 2011 р. відповідно); XX Міжнародній науково-практичній конференції «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта-наука-виробництво-2017» (Харків, 19–22 квітня 2017 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «ЕКОГЕОФОРУМ-2017. Актуальні проблеми та інновації» (Івано-Франківськ, 22–25 березня 2017 р.); Пленуме научн. совета по экологии человека и гигиене окруж. среды «Комплексное воздействие факторов окружающей среды и образа жизни на здоровье населения: диагностика, коррекция, профилактика» (Москва, 11-12 декабря 2014); IV Міжнародному конгресі «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (Львів, 21–23 вересня 2016 р.); XVI Всеукраїнській науково-технічній конференції «Актуальні проблеми енергетики та екології» (Одеса, 05–08 жовтня 2016 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки» (Харків, 04 грудня 2015 р. та 06 грудня 2013 р.); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки»: матеріали. (Харків, 06 грудня 2013р.); V Міжнародній науково-практичній конференції «Сучасні проблеми біології, екології та хімії » (Запоріжжя, 26-28 квітня 2017р.); V Міжнародній науковій конференції молодих вчених і студентів «Екологія. Довкілля. Молодь: матеріали» (Полтава,

22-23 жовтня 2015 р.); Міжнародній науково-технічній конференції «Екологічна і техногенна безпека. Охорона водного і повітряного басейнів. Утилізація відходів» (Харків, 25–26 квітня 2017 р.); Междунар. 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» (Москва, 12–14 жовтня 2017 р.); Международной научной экологической конференции «Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства» (Краснодар, 12–14 жовтня 2013 р.); Международном научном симпозиуме «Неделя эколога-2015» (Днепродзержинск, 14–15 травня 2015 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Водопостачання та водовідведення: проектування, будова, експлуатація, моніторинг» (Львів, 18-20 жовтня 2017 р.).

Публікації. Основні положення дисертації опубліковано в 55 наукових працях, з яких: 4 монографії; 36 статей (7 – у виданнях, що індексуються БД Scopus та Web of Science), зокрема 25 – 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, 7 – у закордонних наукових періодичних виданнях; 12 тез доповідей у матеріалах міжнародних та всеукраїнських конференцій; 3 патенти України на корисну модель.

Структура і обсяг роботи. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, 7 розділів, загальних висновків, списку використаних джерел і додатків. Основний текст із 27 таблицями та 81 рисунком викладено на 304 сторінках, список використаних джерел з 325 найменувань розміщено на 36 сторінках, 13 додатків – на 43 сторінках. Загальний обсяг роботи складає 383 сторінки.

РОЗДІЛ 1

ВСТАНОВЛЕННЯ СТУПЕНЯ ДОСЛІДЖЕНОСТІ НАУКОВИХ ПРОБЛЕМ З МЕТОЮ ОБҐРУНТУВАННЯ ІДЕЇ ДИСЕРТАЦІЙНОЇ РОБОТИ

Відповідно до мети дисертаційної роботи розглядалися аспекти управління екологічною безпекою в соціально-економічній зоні в умовах природно-антропогенного навантаження на основі закономірностей формування екологічної небезпеки. Унаслідок 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.И. Данилова–Данильян, В.М. Шмандій, А.Б.Качинський, Биченок М.М., О.М.Трофімчук, та ін.), які на протязі ряду років встановлювали особливості формування екологічної небезпеки в умовах 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 наукових дослідженнях не завжди аналізуються 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.

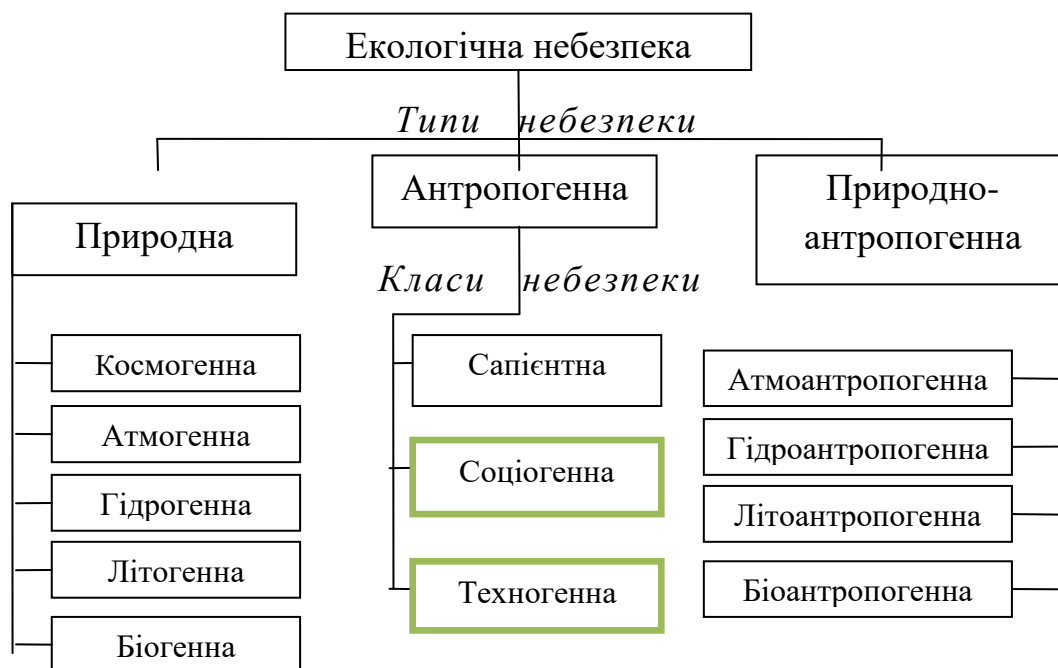


Рисунок 1.1 – Структура-логічна модель екологічної небезпеки

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 стимулом розвитку природних небезпечних явищ, які в звичайних умовах могли б не відбуватися. Небезпека антропогенного типу реалізується завдяки діяльності людини, яка є превалюючою в ході її формування.

Розглянемо другий рівень класифікації - класи небезпеки. Зокрема, у складі антропогенного типу виділено три класи: сапієнтна, техногенна та соціогенна небезпека. Сапієнтна небезпека (від Homo Sapiens) характеризується проявом чинників біологічної суті людини і узгоджується із Реймерсовським поняттям антропічної форми впливу на природу. Техногенна небезпека проявляє вплив на людину та довкілля, що пов'язаний із технічними засобами та господарськими технологіями. Соціогенна небезпека пов'язана із помилковим, неповним або неточним формуванням поглядів на місце людини у

суспільстві та довкіллі. Величина небезпеки цього класу залежить від економічного та культурного розвитку суспільства, рівня освіти і т. і.

Третій рівень моделі – види небезпеки. Так, техногенний клас небезпеки включає чотири види: фізичні, хімічні, біологічні та ландшафтотрансформуючі чинниками.

Четвертий рівень класифікації – підвиди небезпеки. Наприклад, екологічна небезпека, сформована фізичними чинниками, включає такі підвиди: радіаційне, шумове, вібраційне, електромагнітне забруднення довкілля і т.п.

У дослідженнях [23–25] нами були удосконалені ієрархічна структура техногенного та соціогенного класів екологічної небезпеки (рис. 1.2 та 1.3).



Рисунок 1.2. – Структура техногенного класу екологічної небезпеки

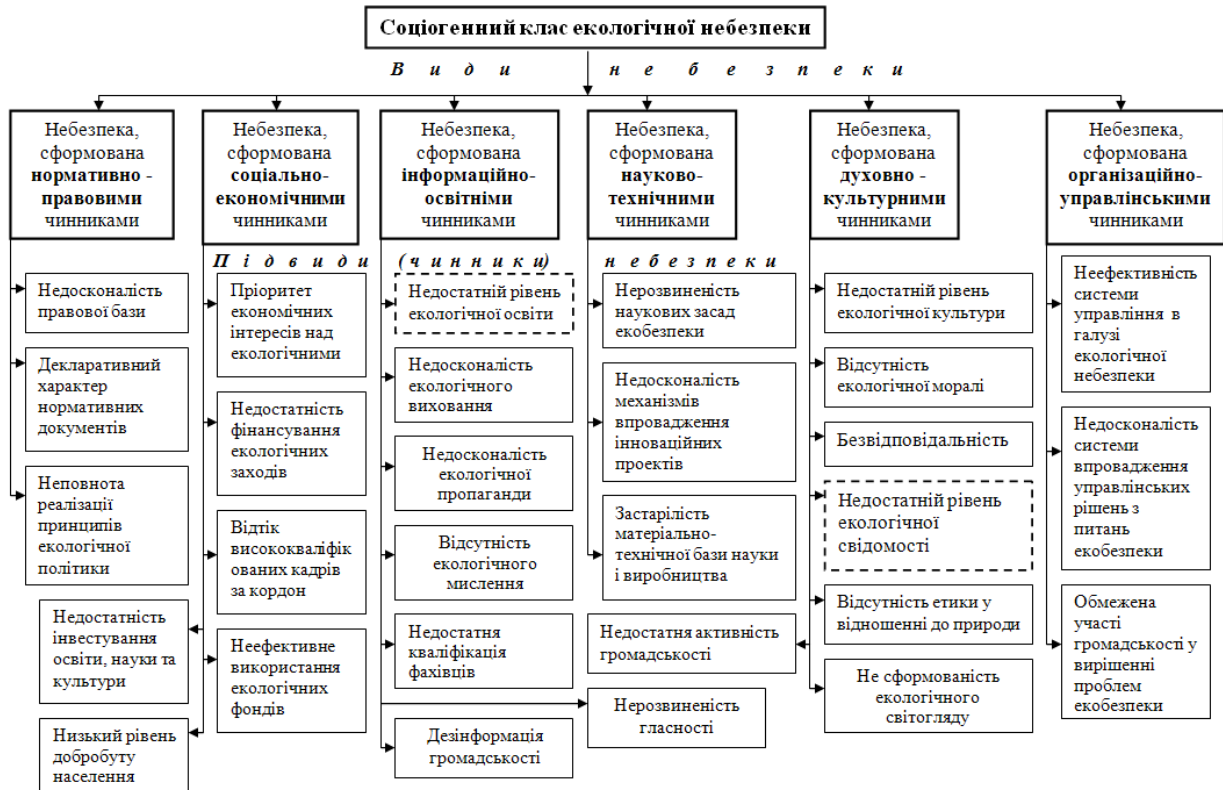


Рисунок 1.3. – Структура соціогенного класу екологічної небезпеки

У структурі соціогенного класу екологічної небезпеки виділено [26] шість видів, які характеризують основні сфери життєдіяльності суспільства.

Як приклад розглянемо вид небезпеки, формованої нормативно-правовими чинниками [27]. Недосконалість правової бази, перш за все, характеризується тим, що в нормативних документах не достатньо представлені положення превентивного характеру. Система покарання за порушення екологічного законодавства є неефективною, а заохочення за дотримання вимог екологічної безпеки недоскональні. Недоліком нормативно-правової бази є декларативний характер більшості нормативних документів.

Розглянемо вид екологічної небезпеки, формованої соціально-економічними чинниками. Більшість об'єктів господарювання здійснюють економічну модель, орієнтовану, в першу чергу, на прибуток, ігноруючи положення екологічної безпеки, тобто має місце пріоритет економічних інтересів над екологічними.

Щодо виду небезпеки, формованої науково-технічними чинниками, слід відмітити недостатнє використання наукових принципів управління екобезпекою. Як наслідок, екологічна політика носить декларативний характер, в ній не вистачає ефективних заходів. Розроблені завдання не виконуються у повному обсязі, тому що методи їх реалізації неефективні.

Розглянемо формування екологічної небезпеки під впливом недосконалісті системи впровадження інноваційних проектів. Інновації повинні бути направлені на вирішення задач проблемного характеру. Якщо інноваційний проект не реалізується або втілюється не в повному обсязі, не відбувається вирішення проблеми.

Застаріла матеріально-технічна база є потенційним чинником техногенних аварій та катастроф. Елементи виробництва у процесі довготривалої експлуатації зношуються і тим самим формують техногенну небезпеку, сприяють росту обсягів викидів та скидів шкідливих речовин, посилюють негативний вплив фізичних чинників.

Розглянемо вид екологічної небезпеки, формованої організаційно-управлінськими чинниками. У контексті сталого розвитку метою управління є гармонізація соціального, економічного та екологічного розвитку. В реальних умовах часто має місце неефективність системи управління, що призводить до деградації стану довкілля. Необхідною складовою системи управління є контроль, який повинен забезпечувати впевненість у тому, що програма управління екологічною безпекою на об'єкті господарювання ефективно працює. Недосконалість системи контролю не дозволяє виявити недоліки і провести корегування програми.

Слід відмітити, що в Україні існуюча системи зацікавленості громадськості в активних діях слабо розвинена.

1.1.2. Виникнення та поширення екологічної небезпеки в об'єктах гідросфери та літосфери. Водні ресурси є одним із найуразливішим елементом довкілля, 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 риб, 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.

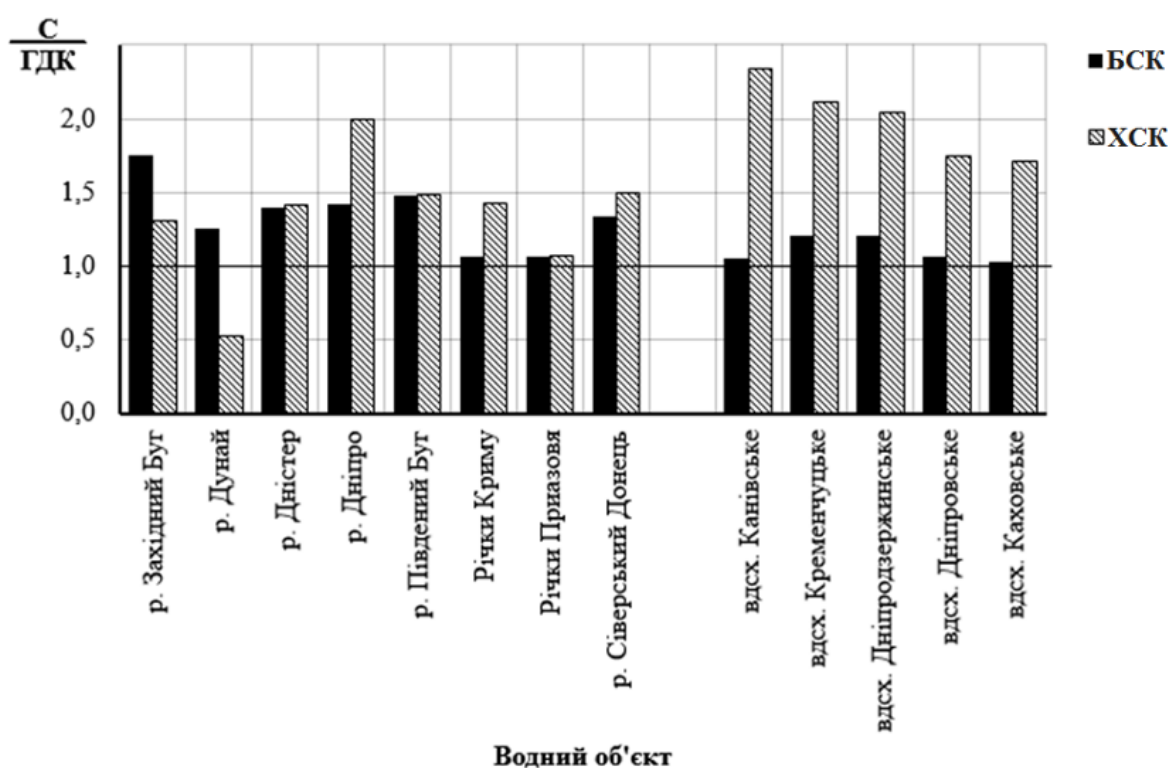


Рисунок 1.4 – Перевищення нормативних рівнів ГДК за показниками БСК та ХСК для водних об'єктів господарсько-побутового використання в Україні

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 рівнинних річок 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 водосховищу – 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 риб 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 небезпеки сейсмічних явищ, механізм її формування на даний час вивчений недостатньо. Відсутня система оцінки станів екологічної небезпеки 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 небезпеки. Для ефективного управління екологічною безпекою необхідно встановити умови формування екологічної небезпеки. В теперішній час на практиці використовуються різноманітні методи проведення моніторингу станів екологічної небезпеки. Проаналізуємо основні із них [48].

У роботі [49] вивчені конкретні хімічні, фізичні, біологічні та трансформації ландшафтотрансформуючі чинники техногенної складової екологічної небезпеки регіону. Запропоновано індекс стану техногенної небезпеки (Т). Враховуючи відсутність деяких даних (значень коефіцієнтів приведення, ГДК для деяких речовин, локальних характеристик територій, тощо) автор запропонував вираховувати значення 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, які зазнають впливу техногенних чинників;

K_i – басейновий коефіцієнт, що враховує особливості територій та еколого-економічні умови водойм;

L_i, N_i – параметри, що характеризують вплив на людину та довкілля одиниці маси i -ої шкідливої речовини, відповідно.

Основними чинниками, що впливають на стан екологічної безпеки об'єкту (підприємства, регіону) є: кількість шкідливих компонентів у викидах в атмосферне повітря, обсяги забруднених стічних вод, що містять шкідливі речовини у концентраціях, які перевищують допустимі значення, обсяги утворених відходів (як наприклад, золошлаки, полімерна тара, шлами). Автор [50] пропонує оцінювати стан екологічної небезпеки шляхом теоретико-експериментального обґрунтування прогнозних стохастичних закономірностей зміни поля концентрацій шкідливих речовин від точкових джерел викидів. У роботі [51] обґрунтовані методи та засоби моніторингу якості поверхневих вод.

У [52] пропонується методика визначення впливу чинників формування екологічної небезпеки з допомогою інтегрального показника екологічної безпеки об'єкта (ШЕБО), який дає змогу кількісно оцінити екологічний стан об'єкта та його вплив на екологічну безпеку регіону. Цей показник змінюється у часі в залежності від ступеня впровадження заходів із забезпечення екологічної безпеки на об'єктах різного масштабу, природних і техногенних факторів, що дозволяє здійснювати порівняльну оцінку об'єктів за рівнем їх екологічної безпеки. Пропонується для кількісної оцінки 100-бальна шкала, а значення балів на кожний чинник залежатиме від обсягів забруднень, що надходять в довкілля. Значення ШЕБО об'єкта рекомендується визначати за такою формулою:

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

де K_a, K_v, K_w, 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 витрат;

$ТП$ – вартість товарної продукції, тис.грн/рік;

E_3 – загальні витрати на природоохоронні заходи, тис.грн/рік;

$K_{II} = \Pi_0/\Pi_c$, – коефіцієнт забруднення загальної площі, де Π_0 – площа території об'єкта, Π_c – загальна площа об'єкта з санітарно-захисною зоною, га.

У результаті розрахунку показників можна отримати значення коефіцієнтів забруднення (K_i), які у разі сумачі дають змогу визначити загальний показник забруднення довкілля від різних чинників.

Автори [53] пропонують еколого-гігієнічну діагностику умов відтворення водних ресурсів, водотоків або водойм 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 комплексний індекс потенціалу якості (КПЯ), в якому враховуються показники органолептичних, фізичних, хімічних, біологічних, токсикологічних та інших показників, які мають перевищення допустимих значень та коефіцієнти дефіциту запасу (відносна величина нестачі резерву), які розраховуються як перевищення допустимих концентрацій:

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

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 такі види ризиків як індивідуальний, техногенний, екологічний, соціальний, економічний, а в [56] надана характеристика методів оцінки ризиків, що ґрунтуються на визначенні умов виходу з ладу обладнання та помилок операторів. У [57] введено поняття «ризик-аналіз», яке використовують для природних чинників, що впливають на стан екологічної безпеки.

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

Згідно [64] оцінка екологічного стану геологічного середовища в процесах розробки родовищ корисних копалин в межах техноприродних геосистем (ТПГ) полягає в розробці моделі управління екологічною безпекою. Автори [65] технологічний ризик роботи компресорної станції пропонують 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.

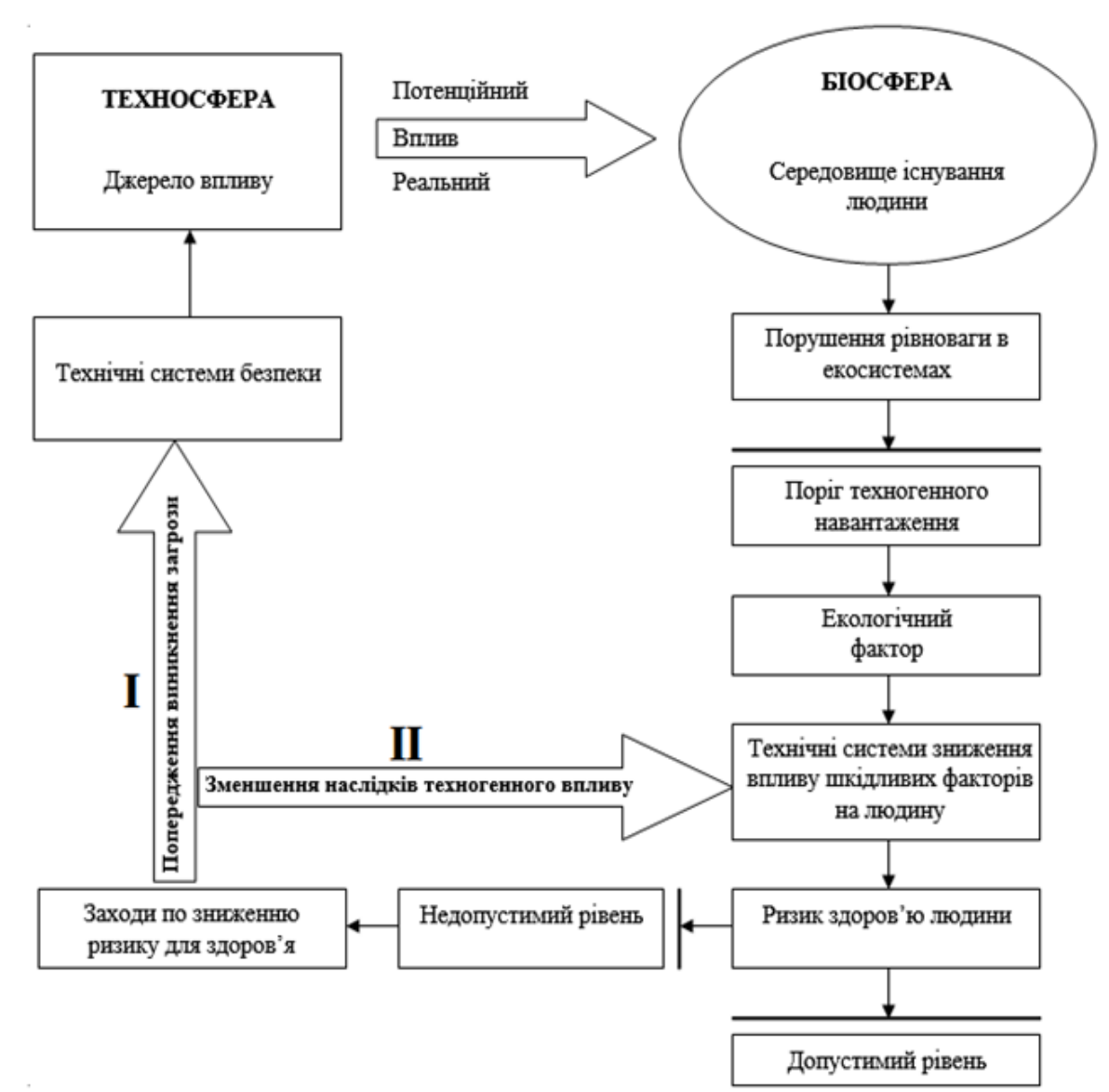


Рисунок 1.5 – Механізм управління екологічною безпекою систем питного водопостачання з встановленням причинно-наслідкових зв'язків

Для управління екологічною безпекою об'єкту авторами [67] пропонується математична модель «яйце безпеки», яка враховує вплив декількох складових ризику, ефективності запропонованих засобів та адаптації інших можливих засобів до мінімізації економічних витрат. Однак, ця модель

дає можливість визначити тільки витрати на засоби захисту та адаптації від забруднення, але не рівень екологічної безпеки.

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

Встановлено, що найбільш інформативними біоіндикаторами є деревні рослини [71, 72] і лишайники [73]. Рослини деференціовано чутливі до атмосферних забруднювачів – газів, рідких і твердих аерозолів. Навіть у подібних умовах від одного типу забруднювачів частина видів рослин поступово гине, інша – має ледь помітні ушкодження листя, ослаблений ріст і низький урожай, а деякі можуть не виявити жодних ознак пригнічення. Гази, що розчинні у воді (SO_2 , Cl_2 , F_2 , NO_2 , N_2O_3 та інші), легко поглинаються листям і, в міру накопичення токсикантів спричиняють порушення структурної організації та функціональної діяльності клітинних оболонок.

Листя є найбільш чутливим до дії атмосферних забруднювачів, як і до дії інших чинників. Це пояснюється тим, що більшість важливих фізіологічних процесів відбувається в клітинах тканин листка. Тому листя на різних стадіях розвитку можна вважати ефективним біоіндикатором впливу атмосферних забруднювачів. Найбільш чутливими 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 на листову поверхню, що призводить до зниження рівня світлопоглинання, забруднення прорихів, зміни теплового балансу та рН, уповільнення процесів фотосинтезу [75]. Унаслідок цього лист перегрівається, збільшується витрата води на транспірацію, знижується 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 стану навколишнього середовища має рівень забруднення ґрунтового покриву. Стан ґрунтів можна розглядати як інтегральний індикатор багаторічного процесу забруднення всієї екосистеми. Певний 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 призводить до 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 вивчення змін у навколишньому середовищі інтерес становлять рухомі форми важких металів.

Чутливість лишайників до забруднень навколишнього середовища обумовлена їх фізіологією і симбіотичною природою. Їх реакція на наявність забруднювачів відчутна, 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 чутливими до зміни

вмісту в повітрі низки хімічних елементів і сполук, що входять до 7 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 чому обмін газів відбувається вільно через усю поверхню;

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

3) більшість рослин активна лише влітку, коли рівень забруднення сірчистим газом не високий (унаслідок зменшення обсягів спалювання вуглеводнів – основного джерела надходження сірчистого газу), тоді як лишайники мають здатність до росту і за температур нижче ніж 0 °С.

Лишайники володіють унікальною здатністю нагромаджувати у своїй слані різні елементи, зокрема й радіоактивні. У них накопичується значно більше цинку, кадмію, олова та свинцю, ніж у мохах і квіткових рослинах [78].

На основі вище наведених особливостей лишайників розроблено шкали, які дозволяють установити рівень забруднення за наявності або відсутності певних видів лишайників. Наприклад, шкала полеотолерантності епіфітів Х. Траса [79].

Для підвищення достовірності оцінок станів екологічної безпеки є сенс використовувати декілька методів фітоіндикації: дендрохронологічний і біометричні методи, біофізичні й біохімічні методи, а також фітотестування.

Фітотестування найчастіше використовують як метод оцінювання якості ґрунту. Його почали застосовувати у сфері екологічної безпеки. Цей метод

ґрунтується на чутливості рослин до екзогенного хімічного впливу, що відбивається на ростових і морфологічних характеристиках. При проведенні екологічного контролю найчастіше застосовують лабораторні методи фітотестування як найбільш експресні та економічні.

Біотенологічні методи дають можливість за відповідною реакцією тест-організму одержати інтегральну інформацію за всією сукупністю токсичних чинників, що чинять вплив на тест-об'єкт. Мають місце 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 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 в техногенно навантажених регіонах

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 науковців та практиків. Так Всесвітньою Організацією Охорони Здоров'я в 1983 році, враховуючи зростання рівня занепокоєння розвитком проблеми екологічної безпеки, 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, на що звертають увагу авторами [82, 83]. Для розв'язання вищезазначених завдань є сенс:

- визначити базову теоретичну концепцію, що обумовлює актуальність оцінювання якості життя населення в урбанізованому середовищі;
- обґрунтувати зв'язок базової концепції із цілями системи забезпечення екологічної безпеки в Україні;
- проаналізувати методи та засоби, що переважно використовуються при оцінюванні рівня екологічної безпеки житла;
- визначити перелік завдань для розв'язання у процесі застосування вищезазначених методів.

Автори [84] констатують, що екологічна сталість є одним з важливих аргументів планування з моменту її започаткування в галузі економіки та екологічного мислення для оцінки розвитку. Задекларовано необхідність проведення порівняльного аналізу на основі індикаторного підходу в конкретній місцевості та включення в оцінювання різних проблем. Авторами роботи [85] зроблено висновок, що у загальній сукупності індикаторів сталого розвитку визначальна роль належить тим, які 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. Обґрунтування такого вибору 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.

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

У [89] розглядається підхід, 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 [90] здійснюють оцінювання за схемою «вимірювання-опитування-рекомендації», проводячи порівняльний аналіз достовірності результатів опитування відносно даних прямих вимірювань. 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 відмічамо, що результати дослідження рівня екологічної безпеки житлового середовища доцільно використовувати в системах експертного оцінювання якості 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 кількості населення і викликаного цим забруднення водойм речовинами, які служили елементами живлення для розвитку флори, зокрема ціанобактерій. За чотири десятиліття (1930-1970) стрімко зростало забруднення Великих озер, що призвело до утворення в них зон, збіднених на кисень. Був досягнутий суттєвий результат: значні об'єми відновленої питної води. Об'єктом відновлення були трансформовані антропогенним забрудненням водойми природного походження, тобто ті, 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 зниження обсягів масового розвитку синьо-зелених водоростей на увагу заслуговують механічні, фізико-хімічні, екологічні та біологічні методи (рис. 1.6) [92].

До найбільш ефективних фізико-хімічних методів слід віднести аерацію води та застосування альгіцидів. Застосування цих методів хоча й призводить до різкого зниження чисельності синьо-зелених водоростей, 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. Перспективу має є збір синьо-зелених водоростей із подальшою їх утилізацією (виробництвом біогазу, ліпідів, добрив). Серед існуючих технологій можна виділити варіант отримання біогазу, добрива та інших цінних продуктів. В основу способу отримання біогазу покладено метод збирання та використання концентрованої біомаси як субстрату для отримання біогазу шляхом біотехнології метанового "бродиння" та забезпечення належного рівня якості води в каскаді водосховищ за умови економії енергоресурсів.

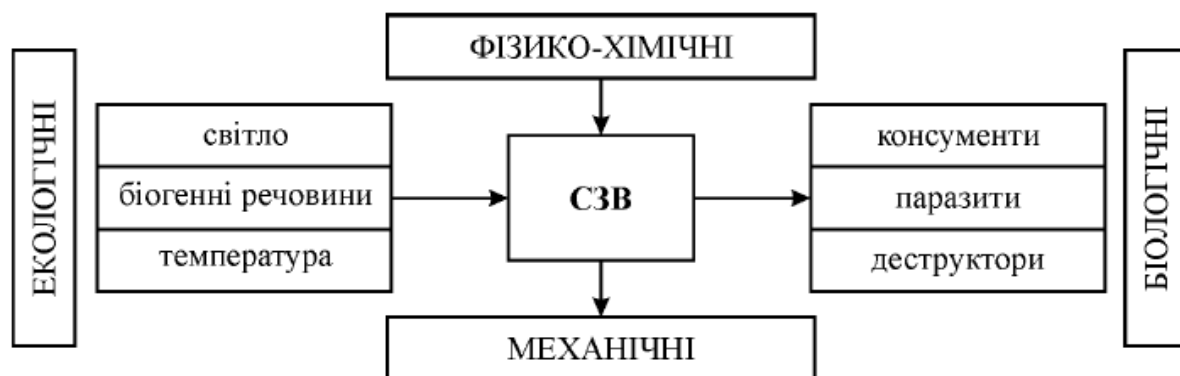


Рисунок 1.6 – Класифікація методів зниження масштабів масового розвитку синьо-зелених водоростей

Результати дослідження [94] свідчить, що перспективним є виробництво із зібраних водоростей біогазу та біодизельного палива. Вміст ліпідів у зібраній культурі синьо-зелених водоростей є незначним (1,27 %), і тому методом екстрагування можна вилучити лише незначну кількість, 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 компонентів довкілля від забруднювачів. 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 (палігорськіт, 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.

У якості адсорбентів використовуються також природні алюмосилікати, активовані кислотою. Їх отримують із бентонітів обробкою мінеральними кислотами, у результаті чого утворюється модифікований продукт зі значною площею поверхні, який володіє підвищеною адсорбційною та каталітичною

здатністю. Простота їх активування та доступність сприяють практичному використанню. До адсорбентів, оброблених кислотами із різним ступенем активації, слід віднести “Фільтрол 54”, “Фільтрол 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 негативного 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. В основі цих методик лежить розрахунок імовірності 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 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;

$\eta_j^{(1)}$ – середня відносна кількість людей, що проживає в будинках j -го типу;

$\eta_j^{(2)}$ – середня відносна кількість 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 замість ймовірності реалізації смертельної загрози 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 екологічних наслідків за умови стовідсоткової 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 автомобільним транспортом. З позицій системного підходу не доцільно досліджувати автотранспорт окремо, без урахування особливостей забезпечення його функціонування. В [108] розглядаються дві різні системи: технічну систему «автодорога» та екосистеми придорожньої смуги. Перша з них складається з двох взаємозалежних підсистем – «транспортного потоку» та «дорожніх споруд», друга підсистема регулює першу. Система «автомобіль – дорога – середовище» включає автомобільні транспортні засоби, 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 опосередковано впливають [109].

Розглянемо забруднення довкілля в такій системі. Пил на дорожньому покритті містить продукти зношення покриття і накопичення мінеральних частинок. У складі пилу є більше 30 % дрібних часток розміром меншим за 100 мкм [110, 111], що 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.

Сполуки важких металів (алюміній, кобальт, мідь, залізо, марганець, свинець, нікель, фосфор, титан, цинк та інші елементи) потрапляють у навколишнє середовище при стиранні дорожнього полотна та автопокришок [112]. Кадмій потрапляє у результаті зношення шин і стирання асфальтобетону. Нікель і хром – продукти зношення антикорозійних покриттів кузовів автомобілів [113].

Найбільш небезпечними забруднювачами довкілля серед важких металів є свинець і кадмій. Специфіка поведінки цих металів у поверхневому прошарку ґрунтів і закономірності їх розсіювання від дороги досліджені авторами [114]. Встановлено, що фракції з розміром часток більше 10 мкм осідають на відстані 5–7 м від дорожнього полотна. Дрібна (2–10 мкм) фракція відрізняється більшою розчинністю, а отже, більшою токсичністю. Зона впливу цієї фракції є активною на відстані 30–100 м від краю полотна. Найбільш дрібні частинки (розміром менше 10 мкм) із потоком повітря переносяться на значні відстані. Саме вони складають найбільшу частку в техногенних викидах – у середньому до 60 % [115]. Сполуки кадмію осідають в основному в безпосередній близькості від краю автомобільної дороги. Їх розсіювання в повітрі суттєво залежить від метеоумов, зокрема від напрямку та швидкості вітру [116]. Кадмій досить рухомий у ґрунтах, гранично допустима концентрація (ГДК) кадмію в ґрунті прийнята за 1 мг/кг. Джерелами викидів кадмію є мастило, дизельне масло, шини, деякі деталі двигунів, лакофарбове покриття автомобіля, фарба для розмічання дорожнього полотна.

Сполуки металів при експлуатації автотранспорту попадають на поверхню ґрунту, включається в процеси ґрунтоутворення, поглинається рослинами, виноситься поверхневими і ґрунтовими водами. У результаті вздовж автомобільних доріг формуються геохімічні аномалії важких металів. Так, при фоновому вмісті цинку в чистих ґрунтах від 30 до 220 мг/кг поблизу автомобільної дороги їх концентрації можуть становити до 400 мг/кг [111].

Термін перебування забруднюючих речовин у ґрунтах набагато більший, 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 людини та довкілля чинником при експлуатації автомобільних доріг є перенесення повітряним і водним шляхом шкідливих речовин, що утворюються в результаті хімічних реакцій при згорянні палива у ДВЗ, а також накопичення у придорожній смузі речовин [118]. З усіх видів техногенного впливу на екосистеми хімічне забруднення є найбільш небезпечне, оскільки вплив навіть такого компонента через харчові ланцюги змінює хімічні, біологічні властивості екосистеми в цілому. Головними джерелами техногенного впливу у придорожній смузі є:

- викиди пило-газоподібних речовин, що містяться у відпрацьованих газах двигунів;
- пилові викиди, що утворюються у наслідок тертя коліс автомобілів та дорожнього покриття;
- хімічні речовини, що використовуються для зняття сніго-льодого покриву на дорогах;
- розливи нафтопродуктів у процесі експлуатації автодоріг.

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

- продукти згорання палива - CO_2 , CO, вуглеводні, 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 ті, 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.

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	5,0–12,0	1,0–12,0		
Карбон(II) оксид	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	–	0,004–0,5	–	2
Нітроген (IV) оксид	–	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	–	0,0018–0,02	0,05	3
Сульфур (VI) оксид	–	0,00004–0,0006	–	2
Альдегіди RCHO, %, зокрема:	0–0,2	0,0001–0,002	0,01–5,0	2–3
Формальдегід	–	0,0001–0,0019	0,012	2
Акролеїн	–	0,0001–0,00013	0,03	2

У викидах автомобіля з дизельним двигуном міститься значна кількість сажі (тверді невизначені частинки розмірами 0,3–100 мкм). Обсяги утворення сажі залежать від температури та тиску в камері згоряння, типу палива, співвідношення паливо – повітря. Основною причиною підвищеної димності є зношеність автомобілів.

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.

Підвищені концентрації нітроген діоксиду під дією ультрафіолетового випромінювання каталізують окиснювальний розпад вуглеводнів, сприяючи утворенню високотоксичних проміжних продуктів, що призводить до утворення фотохімічного смогу. Надмірні концентрації нітроген діоксиду викликають подразнення слизової оболонки очей, носоглотки, вступаючи у взаємодію зі слизовими оболонками дихальних шляхів трансформуються в нітритну (HNO_2) й нітратну кислоти (HNO_3). У кров'яному руслі людини 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 нестійкою сполукою: під впливом сонячної радіації перетворюється на сірчаній ангідрид і в контакті з водяною паром атмосфери – на сірчисту кислоту. Сульфур діоксид здійснює подразнювальну дію на дихальні шляхи, викликаючи спазм бронхів та шлунково-кишкового тракту. При контакті зі слизовими оболонками утворює сульфїтну (H_2SO_3) й сульфатну (H_2SO_4) кислоти [122].

У викидах автомобільного транспорту містяться такі канцерогенні речовини: бензопірен, формальдегід, акролеїн, бензол, фенол, важкі метали. При перевищенні ГДК в 2 і більше разів суттєво зростає ймовірність онкоутворень [123]. Перевищення ГДК фенолу в повітрі може призвести до зниження артеріального тиску, судомного синдрому, загальної інтоксикації. При вдиханні формальдегіду в організмі людини запускається ланцюг клітинних перетворень, здійснюючи загальнотоксичну дію. Акролеїн викликає подразнювальну дію на дихальні шляхи, реалізує мутагенний вплив при довготривалому вдиханні.

Оцінювання значущості по впливу на людину та довкілля окремих інгредієнтів відхідних газів автотранспортних засобів здійснюють не достатньо порівняно з карбон (II) оксидом, вплив якого на організм людини вивчено досконально. 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				
	СО	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 зниження рівня екологічної небезпеки щодо шкідливих речовин двигунів 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: наявність сировинної ресурсної бази, дешевизну, відсутність негативного впливу на роботу двигуна, інтегруватись у існуючу 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 виробництва рідкого та твердого палива – коксовий, напівкоксний та нафтозаводський газ; продукти термічного способу виробництва твердого палива – газ підземної газифікації, газогенераторні та сланцеві газ).

Практичне використання вказаних видів палива обмежується проблемами зберігання; токсичності; погіршення техніко-економічних показників [120]. Досить перспективним для України є БП, що включає олію та її похідні. Для виготовлення біопалива перспективним є використання ріпакової олії (РО), яка має найбільшу теплотворну здатність серед інших олій [125–128]. Виготовлення БП на основі олій може відбуватися за наступними 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 двигуна має місце значні відкладення нагару в камері згоряння та в каналах впорскування [128]. Результати досліджень показали, що із зростанням концентрації олії рослинного походження збільшується витрата палива (найменше при використанні як домішки ріпакової олії). Показано, що стабільність роботи двигуна на паливній суміші із вмістом ріпакової олії 15% не відрізнялась від його роботи на звичайному дизельному паливі. При роботі на паливній суміші із вмістом ріпакової олії 30% мали місце перепади обертів колінчастого вала.

Застосування метилових ефірів рослинних олій як палива для дизельних двигунів не потребує внесення суттєвих змін до їх конструкції. Але таке паливо порівняно зі звичайним має підвищену густину та в'язкість, що призводить до зміни режимів його впорскування та розпилування. Це збільшує частку приповерхневого сумішоутворення на стінках камери згоряння, що погіршує показники роботи двигунів. Слід відзначити, що у певних молекулах, які входять до складу біопалива, наявний кисень, вміст якого сприяє більш повному згорянню палива..

За результатами випробувань вихрокамерного дизельного ДВЗ, переведеного на роботу на один циліндр [128], встановлено, що із зростанням

концентрації біопалива у бінарній суміші має місце підвищення значень ефективного коефіцієнту корисної дії ДВЗ. Також знижуються викиди продуктів неповного згоряння та зростають викиди оксидів азоту. Слід відзначити, що 5% домішки у дизельному паливі впливає на характеристики дизельного двигуна – значення ефективного коефіцієнту корисної дії зростає на 1,9 %. При використанні 100% біопалива значення ефективного коефіцієнту корисної дії підвищується на 6,7%. Викиди оксиду вуглецю знижуються на 42 %; вуглеводнів – на 87 %, а оксидів азоту зростають на 18 %.

На основі результатів аналізу літературних джерел встановлено, що одним із ефективних методів управління екологічною безпекою щодо автомобільного транспорту є використання каталітичних нейтралізаторів відпрацьованих газів двигунів.

1.2.5. Стан проблеми адаптації системи екологічного аудиту щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки. Досить гостро постає питання поліпшення станів об'єктів підвищеної екологічної небезпеки (ОПЕН) [129-132]. Необхідність удосконалення економічного механізму забезпечення екологічної безпеки на ОПЕН у теперішній час продиктована сукупністю наступних обставин: зростанням обсягів шкідливого виробництва і накопиченням небезпечних відходів та їх утилізації, впливом на природне середовище, загрозою виникнення аварій. Слід констатувати, що витрати на ліквідацію негативних наслідків впливу ОПЕН на довкілля можуть перевищувати витрати на проведення моніторингу та оцінки стану екологічної безпеки. Тому, екологічний аудит ОПЕН є важливим інструментом в системі безпеки держави. В Україні налічується близько 4 тисяч ОПЕН, до яких відносяться хімічно-, вибухо-, пожежо-, радіаційно-небезпечні об'єкти, військові об'єкти, тощо [130].

З метою обмеження негативного впливу ОПЕН на стан навколишнього середовища необхідно створити ефективну систему екологічного контролю та аналізу, з допомогою якої вдасться контролювати виконання заходів щодо збалансованого природокористування, дотримання вимог екологічної безпеки.

Суттєве значення у розв'язанні вказаних проблем належить науковому обґрунтуванню системи екологічного аудиту (ЕА). У 2004 р. прийнято Закон України “Про екологічний аудит”, який став головним документом, що визначає основні правові та організаційні принципи екологічного аудиту і спрямований на підвищення еколого-економічної обґрунтованості та ефективності суб'єктів господарювання [131].

Методологічні та організаційні засади екологічного аудиту викладено в наукових роботах таких вітчизняних учених, як В. Л. Сідорчук, В.Я. Шевчук, Г.Г. Шматков та ін. [132–133].

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

1.3. Обґрунтування мети і завдань досліджень

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

- понятійно-термінологічний апарат обраного напрямку досліджень потребує уточнень та конкретизації визначень;
- за результатами аналізу 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 сталим розвитком в умовах синергізму складових екологічної небезпеки, 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 вирішення проблем екологічної безпеки. В той же час, аналіз стану дослідженості різних аспектів екологічної безпеки свідчить про декларативний характер де-яких 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 різного генезису безумовно вимагає більш глибокої розробки методологічних та теоретичних аспектів, створення наукових засад управління на базі всебічного дослідження особливостей та умов формування небезпеки.

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 сталим розвитком соціально-економічної зони, є досить актуальною.

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

1. Виявити ефективні методи проведення теоретичних та прикладних досліджень і на основі результатів їх застосування розробити методологічні аспекти дисертаційного дослідження .

2. Розширити і поглибити наукові уявлення щодо закономірностей та особливостей виникнення і поширення екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових. Розробити модель формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні під впливом синергізму її складових.

3. Обґрунтувати загальні теоретичні положення щодо управління екологічною безпекою в умовах комплексного впливу її складових; розробити алгоритм процесу створення системи ефективного управління екологічною у соціально-економічній зоні.

4. Провести аналіз можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в соціально-економічній зоні: реалізувати універсальний підхід щодо застосування параметрів радіємності як індикатора ступеню впливу природно-антропогенних чинників на біоту та довкілля.

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

6. Провести експериментальні дослідження способів та засобів управління екологічною безпекою.

7. Розробити комплексну систему регулювання стану екологічної безпеки КСЕЗ в умовах комплексного впливу джерел небезпеки за результатами моніторингу її проявів, створення та удосконалення технічних засобів, що забезпечують обмеження (запобігання) негативного впливу на людину і навколишнє середовище.

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 задач дисертаційного дослідження

Динамічний розвиток регіону ґрунтується на забезпеченні оптимального стану екологічної безпеки. Основний постулат екологічної безпеки констатує: ефективно управляти екологічною безпекою можна тільки на основі використання закономірностей формування екологічної небезпеки та моніторингу її станів [134]. Цей постулат є фундаментом методології дисертаційного дослідження, яка включає декілька блоків [135].

Першочерговим блоком є аналіз літературних та інших джерел інформації з метою встановлення ступеня дослідженості наукових проблем, на основі чого проводиться обґрунтування ідеї дисертаційної роботи .

У наступному блоці надається характеристика методів проведення експериментальних досліджень та матеріалів, які використовуються.

Третій блок присвячено розробці теоретичних засад аналізу екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових різного генезису. Встановлюються закономірності та розглядаються особливості виникнення та поширення екологічної небезпеки. Визначаються базові принципи реалізації досліджень із управління екологічною безпекою у соціально-економічній зоні. Розглядається одночасний вплив сукупності чинників формування екологічної небезпеки на біоту. Отримані результати виступають фактично науковою передумовою регулювання стану екологічної безпеки.

У четвертому блоці здійснюється аналітико-експериментальне обґрунтування способів та засобів управління екологічною безпекою. Проводяться моніторингові дослідження формування та функціонування екологічної небезпеки в умовах синергізму її складових. Визначаються

суб'єкти формування екологічної небезпеки в конкретній соціально-економічній зоні та динаміка її розвитку. Розглядаються організаційно-технологічні аспекти управління екологічною безпекою у природно-антропогенних об'єктах гідросфери. Проводиться техніко-соціогенне обґрунтування рішень щодо зниження впливу проявів екологічної небезпеки, що провокуються літосферними процесами техногенного походження.

В останньому блоці розробляється система регулювання стану екологічної безпеки в умовах одночасного впливу складових небезпеки різного генезису. Розглядається комплексний підхід щодо використання відходів у процесах, направлених на забезпечення еколого - енергетичної безпеки та одержання продукції цільового призначення. Розроблюється система поліпшення стану екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах. Аналізується також послаблення негативного впливу техногенних землетрусів на людину та довкілля. Розглядаються практичні аспекти структуризації соціально-економічної зони, що включає об'єкти підвищеної екологічної небезпеки.

2.2 Загальна характеристика матеріалів, які використовувались в дослідженнях

2.2.1. Сировина для отримання адсорбентів. Як сировину для одержання адсорбенту використовували 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, вітамінів (B1, B2, P, PP, 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 у цих типах відходів 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 саобстоку входять: нейтральний жир, мило, вода, ПАРи, білки, солі, барвники та інш. Цей склад залежить від особливостей жиру, що рафінується та специфіки технологічного процесу. Так, у процесі рафінування бавовникової олії в саобсток переходить госипол (темнозabarвлена токсична речовина) [140].

Саобсток містить 41% жирних кислот та 50% нейтральних включень. Він нерозчинний у воді, утворює стійку емульсію, але добре розчиняється в нафтопродуктах. 10% розчин кислого саобстоку в дизельному пальному (15% саобстоку + 15% вапняного розчину густиною 1120-1170 кг/м³ + 70% дизельного пального) є ефективним піногасником. У розчинах із високою

мінералізацією та за високої температури дія реагенту погіршується - він вводиться разом із вспінюючим реагентом.

2.2.3. Мікрородорості зі штучно створених водойм. Основними мікрородоростями, що масово розмножуються у акваторіях Дніпровських водосховищах та викликають «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 у відновленій формі. Практично усі метаногени здатні окиснювати водень вуглекислим газом, однак лише дві родини можуть декарбонілювати ацетат. Вони дають максимальний внесок в емісію метану. Метаногени завершують процес анаеробної деструкції речовини, використовуючи молекулярний CO_2 , CO , водень, а також нижчі органічні кислоти.

2.3 Вибір ефективного способу оцінювання стану екологічної небезпеки

Оцінювання є необхідною передумовою проведення аналізу із використанням отриманої інформації, прийняття рішення, реалізації певних дій. Достатньо важливим є оцінювання стану екологічної небезпеки, оскільки отримані дані мають стати базисом для розроблення та реалізації стратегії мінімізації рівня небезпеки, а порівняльний аналіз станів небезпеки різних об'єктів визначає пріоритетність реалізації такої стратегії для певного об'єкту із їх множини при поетапному плануванні дій в умовах обмеженості часу та

ресурсів. На основі методології, яка застосована нами для розроблення структури соціогенного класу екологічної небезпеки, запропонована ієрархічна структура методів оцінювання стану екологічної небезпеки [48], яка наведена на рис. 2.1.

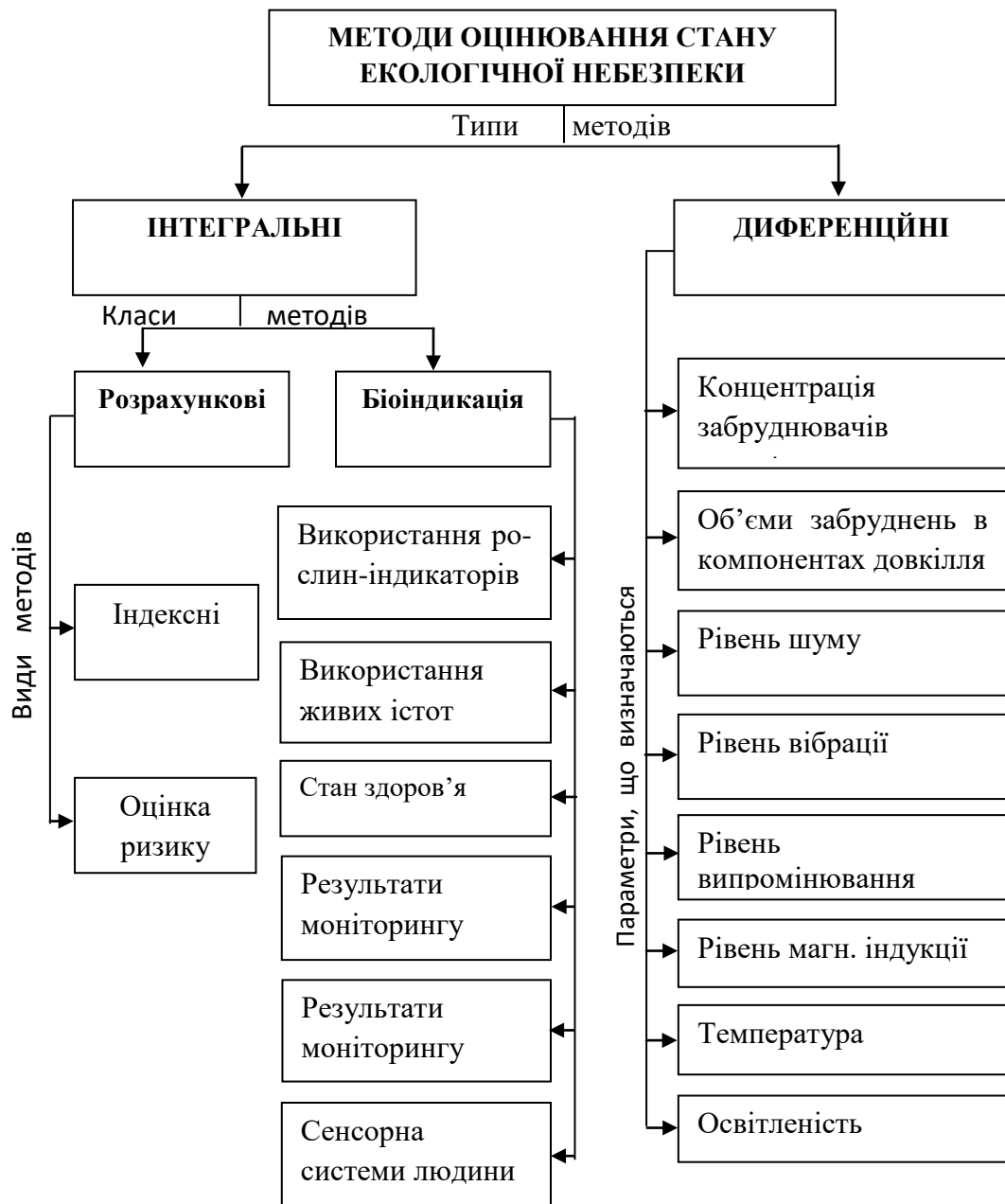


Рисунок 2.1 – Ієрархічна класифікація методів оцінювання стану екологічної небезпеки

Відповідно до рис. 2.1 методи оцінювання стану екологічної небезпеки розподіляються на типи: інтегральні та диференційні. Методи першого типу знайшли своє відображення у численних дослідженнях. Щодо впливу синьо-зелених водоростей на екологічну небезпеку штучно створених Дніпровських водосховищ, більше всього має місце опосередкований вплив на якісні показники води в водосховищі (вміст кисню, іонів амонію, марганцю, сірководню та інш.).

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 полягає у встановленні конкретного виду функції в яку входять показники стану окремих компонент довкілля (гідросфери, атмосфери, літосфери). Такий показник виражає комплексну оцінку стану екологічної небезпеки регіону чи певного об'єкту.

Індексне інтегральне оцінювання стану екологічної небезпеки має суттєвий недолік. Унаслідок 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 має складнощі, оскільки відрізнити 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. В теперішній час відсутня інформація щодо зв'язку динаміки 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.

Дослідники часто пов'язують динаміку зміни стану фауни та флори в певному регіоні із формуванням екологічної небезпеки внаслідок забруднення довкілля (впливом антропогенної діяльності). Підтвердженням впливу сформованої екологічної небезпеки на зміни видового складу фауни і флори та їх кількісних характеристик у певному 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. Яскравими прикладами є боротьба із смородом у м. Львові та м. Кременчуці останнім часом (2016 р.). Слід зазначити, що після індикації екологічної небезпеки за допомогою сенсорної системи людини важливим є перехід до диференційної оцінки, тобто ідентифікації джерел екологічної небезпеки, щоб на цій основі запропонувати комплекс заходів з мінімізації рівня екологічної небезпеки. Щодо динаміки розвитку синьо-зелених водоростей у водосховищах Дніпровського каскаду, оцінювання також носить якісний характер, оскільки кількісні оцінки інтенсивності смороду не проводились.

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 елементи довкілля на основі результатів

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. Застосування методів біотестування для дослідження токсикологічних характеристик довкілля. Біотестування ми розглядаємо як інтегральну процедуру встановлення ступеня екологічної небезпеки середовища за допомогою тест-об'єктів, що «сповіщають» про небезпеку незалежно від того, які інгредієнти і в якому поєднанні викликають зміни 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 розглядаємо [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 з метою оцінювання стану середовища визначають смертність, народжуваність, аномальні відхилення у ранньому ембріональному розвитку організму, ступінь синхронності поділу яйцеклітин та ін.

Дослідження проводили 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) 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 встановити 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].

Довготривале біотестування (більше семи діб) дає можливість визначити хронічну токсичну дію на дафній на підставі зниження їх виживання та плодючості. У шість склянок ємністю 500 см³ наливали по 300 см³ контрольної води та проби, що тестують. У кожену склянку поміщували по 10 самок дафній віком дві доби. Після появи молоді (на другий чи третій день) самок пересаджували в інші склянки (3+3) з новою контрольною та тестованою водою. Молодь проціджували крізь дрібне сито та підраховували їх кількість. Процедуру проводили тричі, оскільки за 7-9 діб самки дають три покоління, тому тестування має трикратну повторюваність (n=3) [146].

Показником виживання є 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 складає 25 статевозрілих самок на 1 дм³ води. Один раз на 7-10 діб половину об'єму води в ємності з культурою дафній замінюють на свіжу. 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 перемішують, а утворену суспензію відстоюють на протязі 30 хв. Розчин дріжджів зберігається у холодильнику до двох діб.

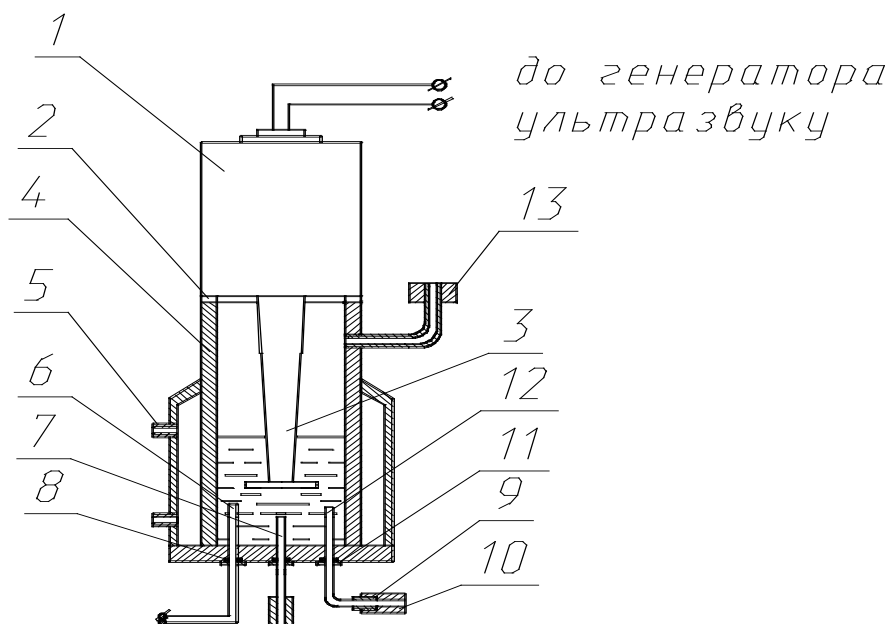
З метою отримання матеріалу для біотестування 30-40 самок дафній з виводковими камерами, в яких містяться яєця або зародки, за 1-2 доби до проведення експерименту пересаджують в 0,5–1 дм³ ємності з водою для культивування, в які перед посадкою дафній вносили корм. Після появи молоді дорослі особини видаляли. Для короткочасного біотестування використовували тільки одnodобові дафнії, а дводобові самки – для тривалого дослідження. Перед початком біотестування в пробі води визначали концентрацію розчиненого кисню (оптимально 6,0–7,0 мг/дм³). Якщо вона нижче 6,0 мг/дм³, перед проведенням експерименту воду аерували за допомогою мікрокомпресора.

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

2.4.2. Методичні підходи щодо утилізації 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. Процес екстрагування та біологічного розкладу в звичайних умовах проходить з невисокою інтенсивністю, оскільки ціанобактерії мають досить щільну клітинну мембрану. З ціллю руйнування клітинної мембрани ми застосували метод кавітації, при цьому утворюються зони високого та низького тиску, під дією чого руйнують клітинні мембрани. Досліджували два видів кавітації: акустичну та гідродинамічну [149].

При проведенні акустичної кавітації суспензію ціанобактерій вводили в ультразвуковий реактор (рис. 2.2) [94].



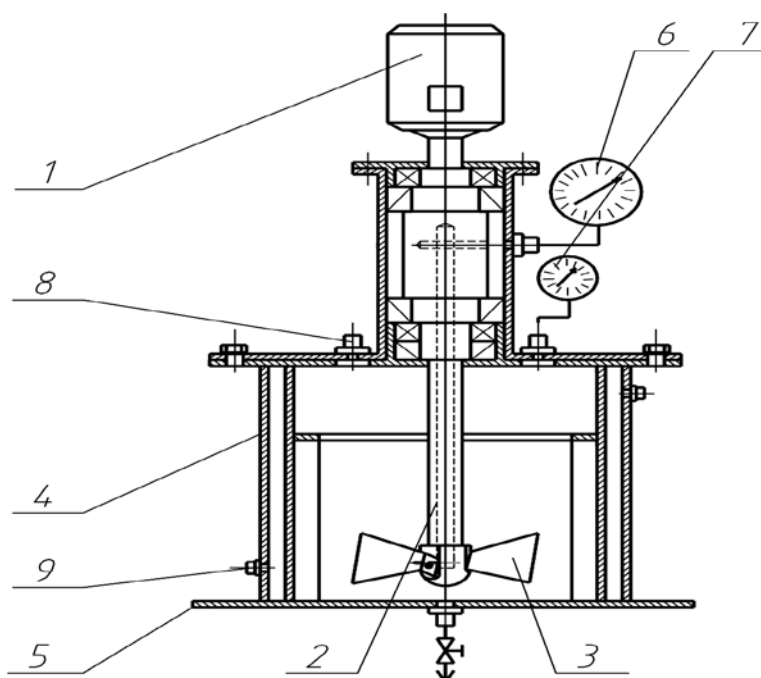
1 – магнітостриктор, 2,8,9 – ущільнення, 3 – хвилевід, 4 – реактор, 5 – штуцери для теплоносіїв, 6 – термопара, 7 – штуцери вводу газів, 10, 11 – накидні гайки, 12 – пробовідбірник, 13 – штуцери виходу газів

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 [148, 150]. Через досліджувану суспензію проводили барботування

вуглекислого газу. Реактор безперервно охолоджувався проточною водою. Умови проведення ультразвукової обробки такі: $T=298\text{ K}$; $P=1\cdot 10^5\text{ Па}$; $\nu_{\text{уз}}=22\text{ кГц}$. Обробку суспензії синьо-зелених водоростей у ультразвуковому кавітаторі проводили на протязі 15 хв.

Дослідження процесів деструкції мікробіологічних забруднень шляхом гідродинамічної кавітації проводили на експериментальній установці з використанням кавітатора динамічного типу, схему якої та її реальний вигляд подано на рис. 2.3. Методичні аспекти відображено у публікаціях дисертантки [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.

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.

Процес попередньої обробки водоростей з метою збільшення об'єгів отримання із них енергетичних ресурсів з ціллю інтенсифікації цього процесу проводили у 2 етапи [149]:

– встановлення можливості отримання ліпідів (сировини для виробництва біодизельного палива) шляхом екстрагування субстанції із синьо-зелених водоростей,

– 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 $80 \text{ }^{\circ}\text{C}$ та перемелювались, змішувались із 50 см^3 гексану та 50 см^3 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 см^3 розчину водоростей поміщали у ділильну лійку, додавалось 50 см^3 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 осад. Ліпіди повторно екстрагували гексаном та переносили у іншу випарну чашку, на поверхні якої після випаровування гексану залишався шар ліпідів, кількість яких визначали гравіметрично.

Вивчення кінетики синтезу біогазу із синьо-зелених водоростей (без кавітаційної підготовки та після такої) проводили на установці, що наведена на рис. 2.4 (висвітлено у публікаціях дисертанта [94, 151]).

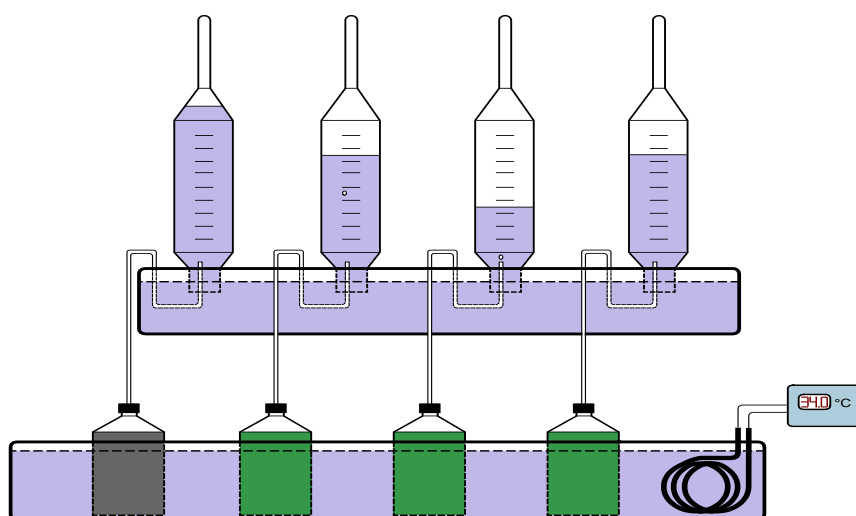


Рисунок 2.4 – Схема установки для дослідження процесу отримання біогазу

З метою імітації приверхнього прошарку водосховища, в якому міститься незначна кількість анаеробних бактерій, та для інтенсифікації процесу анаеробного розкладу, суспензії змішували із первинним мулом очисних споруд, у якому знаходиться велика кількість анаеробних бактерій. У кожную пробу (900 см^3) додавали по 50 см^3 мулу (концентрація сухої речовини $24,0 \text{ г/дм}^3$; органічна частина – $69,3\%$), субстанція поміщалась в окремі реактори експериментальної установки. Для з'ясування того, яка кількість біогазу виділяється з мулу, а яка - із водоростей, готували нульову пробу шляхом змішування 50 см^3 мулу з 900 см^3 води та поміщалась до реактора 1. Отримані розчини мали $\text{pH}=4,57\text{--}4,78$, що пояснюється, на нашу думку,

початковою стадією ацетогенезису. Оптимальним для анаеробного розкладу є діапазон значень рН = 7-7,5, тому значення рН у реакторах коригували до 7,5 шляхом добавляння незначної кількості розчину NaOH. Реактори закривали герметичними газовідвідними пробками. Виділений біогаз збирали у занурені у воду градуйовані колби, рН підтримували на рівні нижче 5. Так як при низьких значеннях рН неорганічний вуглець знаходиться у формі CO₂, вдалося уникнути розчинення у воді вуглекислого газу, присутнього у біогазі

Реактори обмотували чорним поліетиленом для недопущення потрапляння світла та поміщали у водяну баню, в якій підтримували температура 34 °С для забезпечення мезофільних умов. Загальна тривалість досліджень - 52 дні.

2.4.2.3. Встановлення елементного складу мікродоростей та продуктів їх переробки. Дослідження елементного складу висушених синьо-зелених водоростей проводилося на рентгенофлуоресцентному аналізаторі EXPERT 3L (рис. 2.5).

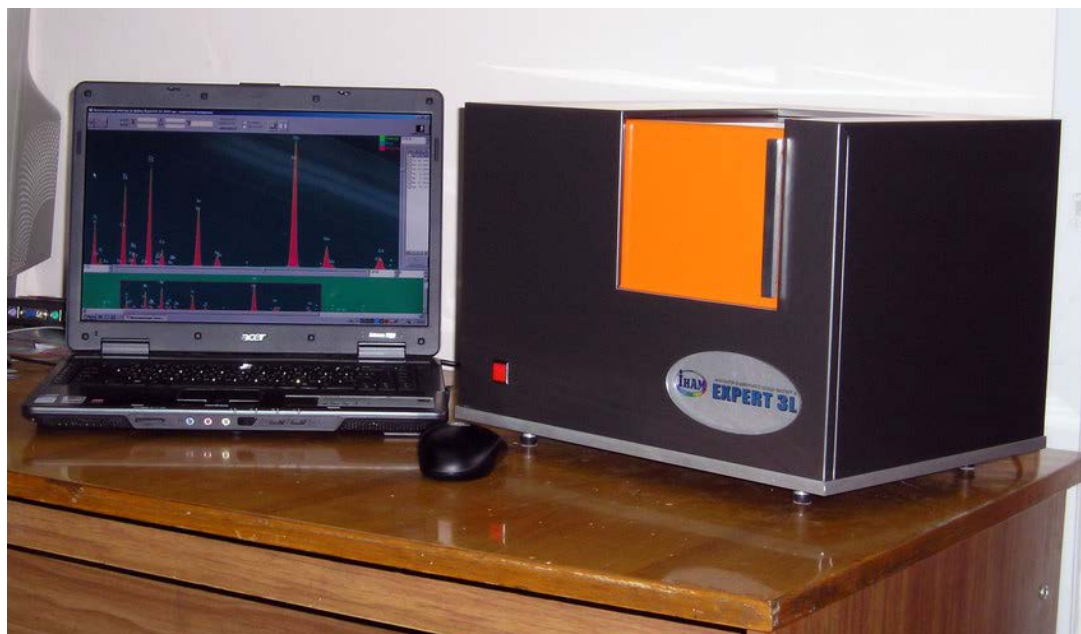


Рисунок 2.5 – Рентгенофлуоресцентний аналізатор EXPERT 3L

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.

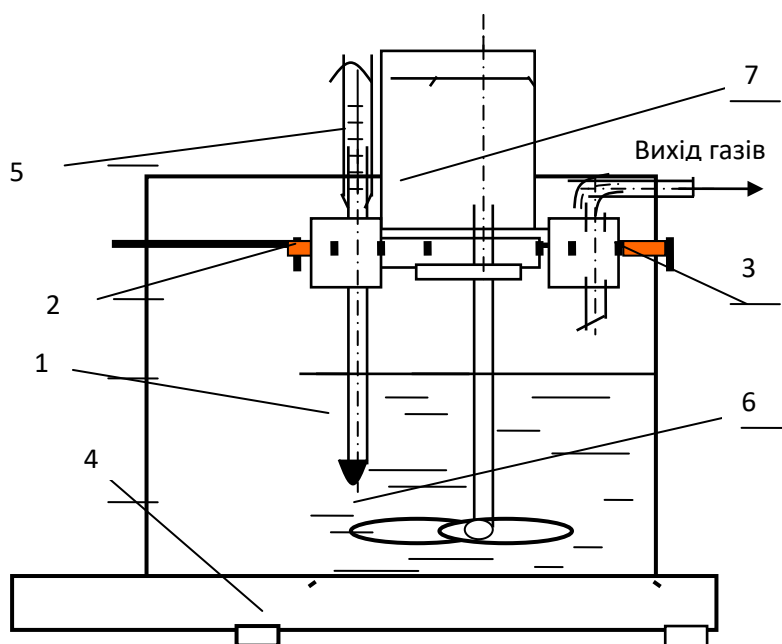
Основні параметри аналізатора:

- широкий діапазон вимірюваних хімічних елементів – від Mg до 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 °C до +45 °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 електромагнітну енергію фотона в електричний імпульс з амплітудою, пропорційною енергії фотона. Сигнал після попереднього підсилювача надходив до модуля спектрометричного підсилювача, де здійснювалося його формування та підсилення. Надалі 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 Експериментальні дослідження властивостей отриманих із рослинної сировини адсорбентів

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 (рис. 2.6). Отриманий вуглеподібний продукт висушувався за температури 105⁰С, відмивався дистильованою водою до рН=7 і переносився в ексикатор.



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

Рисунок 2.6 – Лабораторна установка для отримання адсорбенту

2.5.2. Електронно-мікроскопічні методи дослідження структури та рельєфу поверхні

Електронномікроскопічні зображення отримано за допомогою скануючого електронного мікроскопу FEI Versa 3D (рис. 2.7). Це мікроскоп високої роздільної здатності (~ 1 нм) з емісійним джерелом випромінювання (FEG) зі системою фокусування іонного пучка (FIB). Прискорювальну напругу можна змінювати від 200 В до 30 кВ (збільшення 30х – 1 280 000х). Приладом можна користуватися у трьох різних режимах: з високим вакуумом, низьким вакуумом та у режимі тиску навколишнього середовища. Крім того, мікроскоп оснащений системою електронно-розсіяної дифракції (EBSD), яка дозволяє визначати кристалографічні параметри, текстуру, межі зерен, розподіл зерен за розмірами. Використання системи FIB дозволяє отримувати 3D-характеристики матеріалів (іонне травлення пошарово), а також структурну модифікацію поверхонь зразків у нанометровій шкалі.



Рисунок 2.7 – Скануючий електронний мікроскоп FEI Versa 3D.

Дослідження виконано у Academic Centre for Materials and Nanotechnology (AGH University of Science and Technology) A. Mickiewicza Av. 30, 30-059 Krakow, Poland.

Визначення дисперсності частинок сорбенту проводили методом одноступінчатих реплік [152]. Отримували однорідну суспензію (1 см³ ацетону на 30 мг сорбенту). Частинки більших розмірів випадали в осад, а дрібнодисперсні частинки розподілялись тонким рівномірним прошарком на поверхні рідини. Зразок із шаром адсорбенту поміщали у вакуумну установку ВУП-4, де напилювали вуглецеву плівку товщиною 50-80 нм. 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 оптичний мікроскоп “Біолом Р-15” (насадка біокулярна “АУ-12” 1,5^x та мікрофотонасадка “МФН-11”). Застосовували окуляри 1,5^x, об’єктиви кратності збільшення 9, 60 та 90 разів в імерсійній системі (коефіцієнт заломлення $n=1,515\div 1,520$). Загальне збільшення об’єктів становило 200 – 2025 разів.

2.5.3. Встановлення основних фізико-хімічних характеристик отриманих адсорбентів.

Поверхню адсорбентів визначали методом низькотемпературної адсорбції азотом (метод БЕТ) [153]. Сорбент покривали шаром чистого азоту. Об’єм азоту, необхідний для покриття поверхні сорбенту мономолекулярним шаром, визначали за допомогою рівняння БЕТ (2.5). По об’єму адсорбованого азоту, визначали поверхню аналізованої проби.

Лабораторна установка складається із трьох частин: азотної, вимірювальної та вакуумної. Перша з них призначена для постачання в установку газоподібного азоту і складається із ртутних барботажних посудин,

змійовика для виморожування домішок, що містяться в газоподібному азоті, колби для зберігання газоподібного азоту та газового манометра для визначення тиску насичення (P_0). Вимірювальна частина складається із гребінки для закріплення робочих колбочок, газової кулькової бюретки та двох манометрів, один із яких нульовий, а інший – вимірювальний. Вакуумна частина призначена для створення розрідження $1,3 \cdot 10^{-3}$ Па.

Зразок адсорбенту попередньо висушували у сушильній шафі за температури $110\text{ }^\circ\text{C}$. Пробу поміщали в суху колбочку та підвішували до гребінки, відкачували повітря до розрідження $6,7 \cdot 10^{-3}$ Па. Вводили у вимірювальну частину установки визначену кількість азоту і манометром вимірювали тиск азоту до адсорбції. Потім відкривали крани на колбочці і давали адсорбуватися азоту протягом 10 хв. Закривали крани і визначали тиск азоту після адсорбції манометром. За відомими об'ємами гребінки, колбочки, бюретки та за визначеними значеннями тиску розраховували кількість адсорбованого азоту. 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, см^3 ;

V_m – адсорбований об'єм азоту, необхідного для покриття наважки адсорбенту мономолекулярним шаром, см^3 ;

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 формулою:

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

де 4,38 – поверхня, яку займає 1 см³ азоту, м²/см³;

m – маса наважки адсорбенту, г.

Основними характеристиками сухих дрібнодисперсних продуктів є насипна густина та ступінь подрібнення продукту [155]. Насипна густина – кількість продукту в одиниці об'єму (кг/м³). Ступінь подрібнення продукту характеризується розміром зерен (у мм).

Вказані характеристики визначали так. Просіяний через сито адсорбент насипали в заздалегідь зважений мірний циліндр ємністю 100 дм³. Для рівномірного ущільнення зерен в циліндрі сорбент насипали порціями приблизно по 20 дм³. Потім наповнений до мітки 100см³ циліндр зважували із точністю до 0,1г.

Насипну густину (S_H) в кг/м³ обчислювали за формулою:

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

де m_a – маса сорбенту, г; гффф

V – об'єм сорбенту, поміщеного в циліндр, см³.

Визначення ступеня подрібнення проводили із використанням комплекту сит. Наважку (50 г) адсорбенту, зважену з точністю до 0,1 г, поміщали у верхнє сито, закривали його кришкою та вставляли сита у піддон. Приводили в коливальний рух комплект сит. Через 1 хв. зважували залишок адсорбенту на ситах та піддоні.

Ступінь подрібнення адсорбенту (X) обчислювали за формулою:

$$X = \frac{G_i * 100}{G}, \quad (2.8)$$

де G_i – маса залишку адсорбенту на ситі та піддоні, г;

G – маса навіски адсорбенту, г.

Для встановлення вологості адсорбенту користувалися непрямим методом відгонки [154, 155]. Різниця в масі до ($m_{адс}$) і після (m_1) відгонки дає можливість обчислити вологість:

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

2.5.4. Визначення ефективності поглинання забруднювачів

Величину адсорбції (A) та ступінь вилучення забруднювача (S) визначали так:

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

де C_n – початкова концентрація забруднювача у воді, мг/дм³;

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

V_{np} – об'єм проби, дм³;

m_c – маса адсорбенту, г.

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

Приведемо методики досліджень для основних типів забруднювачів. Так, вміст нафтопродуктів у воді аналізували за методом [156, 157], який включає екстракцію нафтопродуктів органічним розчинником із послідовним використанням інфрачервоної фотометрії (ІЧ). Пробу поміщали в екстрактор, додавали 40 г хлориду натрію та 30 см³ екстрагенту CCl_4 в розрахунку на 1 дм³, підкислювали пробу до $pH \leq 2$. На ІЧ-аналізаторі нафтопродуктів марки ИКАН-1 проводили екстракцію протягом 5 хв., потім відстоювали 10 хв. Фотометрування розчинів проводили в кюветі (довжина оптичного шляху 5 см, об'єм 20 см³).

Вміст заліза виявляли фотоколориметричним методом у вигляді забарвленої сполуки із роданідом амонію (у кислому середовищі тривалентне залізо утворює червону сполуку із роданідом). Колір сполуки залежить від

значень температури та рН розчину. Інтенсивність забарвлення залежить концентрації заліза у розчині. Прямий методом дозволяє виявити 0,05 – 4 мг заліза в 1дм³ води. Крім опісного способу використовували також реакцію із сульфосаліциловою кислотою та о-фенантроліном. Чутливість у цьому випадку одного порядку з реакцією із роданідом. За умови використання атомно-адсорбційного аналізу вимірювали інтенсивність лінії 248,3 нм. Як горючий газ використовували ацетилен, як окисник – повітря.

Для визначення концентрації цинку отримували дитизонат цинку, який має червоний колір та розчинний у ССl₄. Ця сполука червоного кольору, а її концентрація визначає градації кольору. Цинк вступає у реакцію із дитизоном при рН в діапазоні від 4 до 7. При такі умовах із дитизоном реагують також і мідь, кадмій, свинець, нікель, кобальт та інші метали. Для зменшення перешкоджаючого впливу цих металів екстракцію проводили за при рН = 5 із тіосульфатом та ціанідом. Ціанід додавали для ізоляції кадмію, кобальту, нікелю та паладію. Діапазон можливого визначення концентрацій цинку складає 0,005 – 0,03 мг на 1дм³ розчину. У випадку використання атомно-абсорбційного аналізу вимірювали інтенсивність спектральної лінії 213,9 нм. Як горючий газ використовували ацетилен, як окисник – повітря.

2.6 Методика експериментального вивчення впливу техногенних землетрусів

Для досліджень ми застосовували метод цифрової реєстрації, перевагою якого є достатньо висока точність запису, розширення динамічного діапазону та можливість виведення даних на комп'ютер [158]. Враховували відповідності технічних характеристик приладів передбачуваним параметрам досліджуваних процесів та необхідної точності вимірів (максимальна та мінімальна величина сигналу, амплітудно-частотна характеристика вимірювального каналу та інш.).

За результатами аналізу попередніх досліджень та власних спостережень встановлено, що вимірювальна апаратура повинна відповідати таким вимогам :

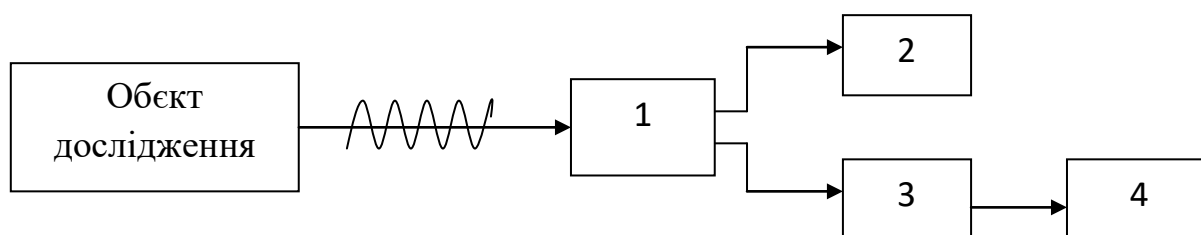
– швидкість зміщення в діапазоні 0,0005-0,01 м/с за частоти 0,5-300 Гц;

– тривалість коливань - не менше 50 с .

Градуювання вимірювальної апаратури проводили динамічним методом на вібростенді ВУТ-300/6 на декількох частотах коливань за стандартною методикою [9].

Від джерела техногенних землетрусів намічались профілі вимірювання сейсмопроявів. За кожним профілем визначались декілька точок реєстрації коливань. Для дослідження коливань ґрунту датчики розміщували в спеціально пробурених вертикальних свердловинах. Установка датчиків на елементах будівель та споруд здійснювалась за допомогою спеціальних закріплюючих скоб, що забезпечувало нерухомість датчика відносно елемента споруди. Кожний датчик 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 проведення досліджень застосували метод багатоканальної реєстрації короткочасних процесів [158], що протікають в геологічному середовищі, із подальшим аналізом амплітудно-частотних параметрів коливань. Коливання реєстрували за допомогою магнітографа або вібрографа і аналізувався на комп'ютері чи осцилографі (рис. 2.8).



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

Рисунок 2.8 – Схема вимірювання коливань, що породжуються техногенними землетрусами

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

Методологічно аналіз впливу екологічної небезпеки на стан здоров'я населення в регіоні нами структуризувався 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 таких елементів: формування небезпеки, її прояви, просторове поширення проявів. Останні здатні безпосередньо впливати на людей (приводити до погіршення стану здоров'я), або впливати на стан компонентів навколишнього середовища, що у підсумку також може привести до розвитку певних хвороб;

– визначення заходів щодо мінімізації їх наслідків; із використанням методу структурно-логічного синтезу формується концепція оцінювання стану здоров'я населення у залежності від 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 мікробіодоростей із одержанням продукції цільового призначення.

Наведено методики одержання адсорбентів із рослинної сировини 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.

Представлений матеріал є методологічним підґрунтям експериментальних та практичних досліджень та наукових публікацій автора.

Основні результати досліджень, описаних у розділі 2 дисертаційної роботи, відображені в публікаціях автора [94,134, 135, 149, 151, 159].

РОЗДІЛ 3

ТЕОРЕТИЧНІ ЗАСАДИ АНАЛІЗУ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ З УРАХУВАННЯМ КОМПЛЕКСНОГО ВПЛИВУ ЇЇ ДЖЕРЕЛ РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ ЯК НАУКОВА ПЕРЕДУМОВА РЕГУЛЮВАННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

3.1 Закономірності та особливості виникнення і поширення екологічної небезпеки, здійснення моніторингу її станів в умовах комплексного впливу джерел

Як зазначено у літературному огляді (розділ 1), наукові поняття щодо екологічної небезпеки були закладені у роботах відомих науковців. Спираючись на них, сформулюємо [160-162] основні теоретичні положення (закономірності) виникнення та поширення екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні в умовах комплексного впливу її складових, 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, що 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 у цій зоні; однотипність процесів формування небезпеки; максимальна зосередженість проявів небезпеки у 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. При аналізі станів екологічної небезпеки ми вважаємо за необхідне враховувати позиційні властивості джерел небезпеки та об'єктів, на які остання впливає з урахування параметрів середовища поширення небезпеки [164]. Рівень небезпеки суттєво залежить від несприятливого розташування її джерел відносно об'єктів та споруд. При цьому доцільно врахувати взаємне розташування зон поширення небезпеки та сукупності об'єктів, що зазнають вплив її проявів. Так наприклад, стан екологічної небезпеки буде відносно прийнятним, якщо, джерела викидів у з атмосферного повітря розташовані на значній відстані від селітебних зон, які оточені зеленими насадженнями. Розглянемо протилежу ситуацію, коли кар'єр із видобутку корисних копалин вибуховим способом розміщено на незначній відстані достатньо близько від об'єкту підвищеної небезпеки (наприклад, греблі ГЕС), а оточуюче геологічне середовище не сприяє поглинанню хвиль від техногенних землетрусів. При цьому рівень небезпеки буде достатньо високим.

3. На умови формування екологічної небезпеки суттєвий вплив спричиняє 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 декілька молодотужних котелень формують більш високий рівень забруднення атмосферного повітря у порівнянні із 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 комплексна (одночасна) дія 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 присутністю екологічно небезпечних об'єктів, 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 екологічної небезпеки визначається наявністю домінуючих за інтенсивністю можливого впливу 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). Схема формування екологічної небезпеки під впливом природно-техногенних чинників (зауважимо, що техногенна небезпека є складовою антропогенного типу екологічної небезпеки) наведена на рис. 3.1.



Рисунок 3.1 – Схема формування екологічної безпеки в соціально-економічній зоні

Першочерговим етапом формування екологічної безпеки є трансформація речовини та енергії у процесах господарської діяльності. При цьому 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 оснащення технологічних процесів (матеріально-технічне забезпечення на рис. 3.1). Цільова продукція надходить в сферу споживання, використовується там, утворюючи в процесі трансформації відходи споживання.

Усі види відходів ми вважаємо забруднювачами, так як деякі з них взагалі не присутні у природному середовищі, а інші збільшують вміст речовини та

енергії у навколишньому середовищі. Такі забруднювачі частково уловлюються і збираються (тобто вилучаються із елементів довкілля), а решта потрапляє до атмосфери, гідросфери, 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 із 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.

Ми розглядаємо екологічну небезпеку у просторово-часовому континуумі [168]. Короткочасний вплив може формувати незначний рівень небезпеки, а довготривала дія – бути більш небезпечною; зміни на локальному рівні – пружиноно не шкідливими, а в глобальних масштабах – 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).

У порівнянні із іншими видами небезпеки екологічна небезпека носить прихований маловідчутний характер. Тому вона часто не сприймається належним чином населенням та різнопрофільними фахівцями. Слід відмітити, що у МОН серед спеціальностей ОР бакалавра, магістра, доктора філософії «екологічна безпека» відсутня. Це може свідчити про низький рівень екологічного мислення та культури, про нестачу фахівців в галузі екологічної безпеки.

Певні техногенні та природні та процеси можуть бути продуцентами екологічної небезпеки і нести ймовірнісний характер, а їх прояви залежать від великої кількості чинників та умов. Вірогідність реалізації проявів небезпеки здатна змінюватися у широких межах, в тому числі може наближатися до нуля.

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 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 проведення моніторингу станів екологічної небезпеки необхідно здійснювати на принципах системного аналізу. Як приклад, розглянемо техногенні землетруси (рис. 3.2).



Рисунок 3.2. – Механізм моніторингу станів екологічної небезпеки при дії техногенних землетрусів

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 техногенного навантаження шляхом інструментально вимірювання швидкості зміщення ґрунту або елементів конструкцій об'єктів та інженерних споруд за стандартними методиками. Паралельно за даними медичних установ та шляхом опитування населення фіксуються тимчасові розлади здоров'я мешканців прилеглих територій, проводиться візуальне спостереження за пошкодженнями конструкцій споруд.

На основі одержаних результатів визначається стан екологічної небезпеки, встановлюється кореляція одержаних даних інструментальних вимірювань із даними щодо тимчасових розладів здоров'я населення та спостереження за станом споруд. Встановлюються зони впливу землетрус

Величину екологічного ризику проявів екологічної небезпеки, формованої техногенними землетрусами, у залежності від часу в СЕЗ з кількістю населення N визначаємо за формулою :

$$R(t) = N \sum_{I=1}^5 \sum_{j=1}^J \sum_{k=1}^K P_I P_{Ijk} q_{jk} \left[d_1(t) \eta_j^{(1)} + d_2(t) \eta_j^{(2)} \right], \quad (3.1)$$

де I – інтенсивність землетрусу;

P_I – ймовірність землетрусу I -ї сили;

P_{Ijk} – ймовірність пошкоджень споруди (будівлі) k -го ступеня з j -ю сейсмостійкістю та землетрусу I -ї сили;

q_{kj} – ймовірності погіршення стану здоров'я людини, що знаходиться в будівлі j -го типу з пошкодженням k -го ступеня ;

$d_1(t)$ і $d_2(t)$ – відносна чисельність населення на території СЕЗ у різний час доби;

$\eta_j^{(1)}$ – середня відносна кількість людей, які мешкають в будинках j -го типу;

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

Зазначимо, що вираз (3.1) отримано на основі залежності (1.4) з урахуванням особливостей техногенних землетрусів та СЕЗ.

Таким чином, формування теоретичних засад аналізу екологічної небезпеки та забезпечення безпеки потребує створення сучасного методологічного апарату, а саме розроблення математичної моделі деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників.

3.2 Розроблення математичної моделі деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників.

Застосуємо наступний алгоритм. Спочатку дамо опис вирішення певних задач, що структурно визначаються окремими складовими. Надалі визначаємо основні структурно-логічні зв'язки в соціально-економічній зоні в межах поширення екологічної небезпеки за основними напрямками її деформації.

3.2.1 Рішення окремої задачі аналізу функціонування екологічної небезпеки при наявності сукупності її складових різного генезису

В рамках вирішення окремої задачі аналізу функціонування екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її джерел (Q_1) розглянемо інтенсивність можливих її проявів, які негативно діють на людину та довкілля. 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:

$$F_n(R) = \frac{1}{\sigma\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(R-\alpha)^2}{2\sigma^2}}, \quad (3.2)$$

де α и σ – параметри, які характеризують загальний стан екологічної небезпеки у певній СЕЗ.

Графічне представлення (рис. 3.3) залежності (3.2) дає можливість встановити такі діапазони функціонування небезпеки: фонові ($R < R_1$); незначна ($R_1 - R_2$); прийнятна ($R_2 - R_3$); неприйнятна ($R_3 - R_4$); катастрофічна ($R > R_4$).

Розглянемо стан одного із компонентів довкілля - атмосферного повітря. Тут R_1 – природна концентрація інгредієнту (відсутність 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 СЕЗ з високим рівнем небезпеки природного типу значення R_1 може перевищувати R_2 і R_3 .

Ми [162] акцентуємо увагу на діапазоні неприйнятної небезпеки, так як для нього характерною є суттєво більша кількість випадків проявів небезпеки у порівнянні із діапазоном катастрофічної небезпеки (рис. 3.3).

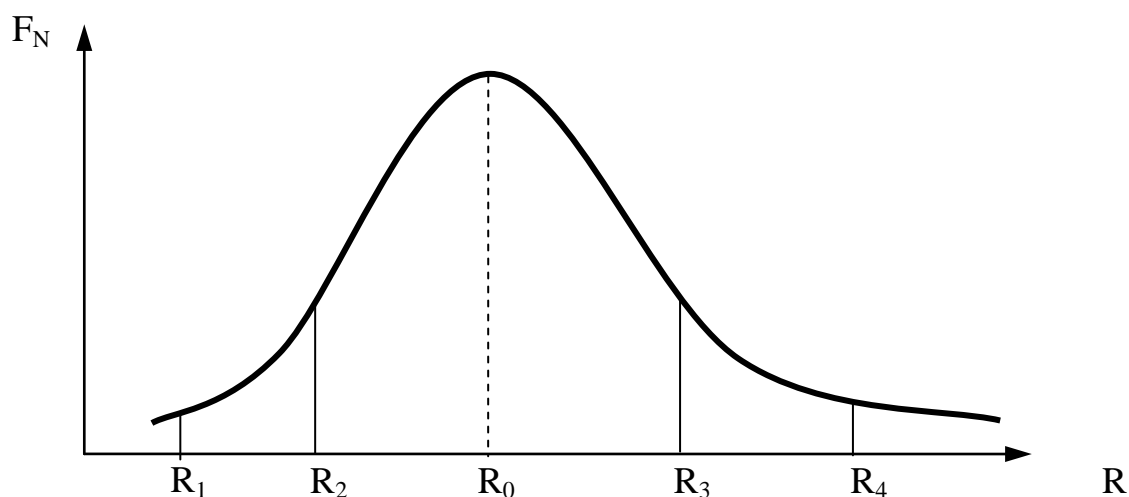


Рисунок 3.3 – Теоретична крива розподілу щільності проявів екологічної небезпеки F_N в СЕЗ залежно від її величини R (R_1 – природний фон; R_2 , R_3 , R_4 – нижні рівні прийнятної, неприйнятної, катастрофічної небезпеки, відповідно; R_0 – середній для соціально-економічної зони рівень небезпеки)

Схема функціонування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні та за її межами наведена на рис.3.4, де вказані основні специфічні види її впливу на людей та елементи довкілля.

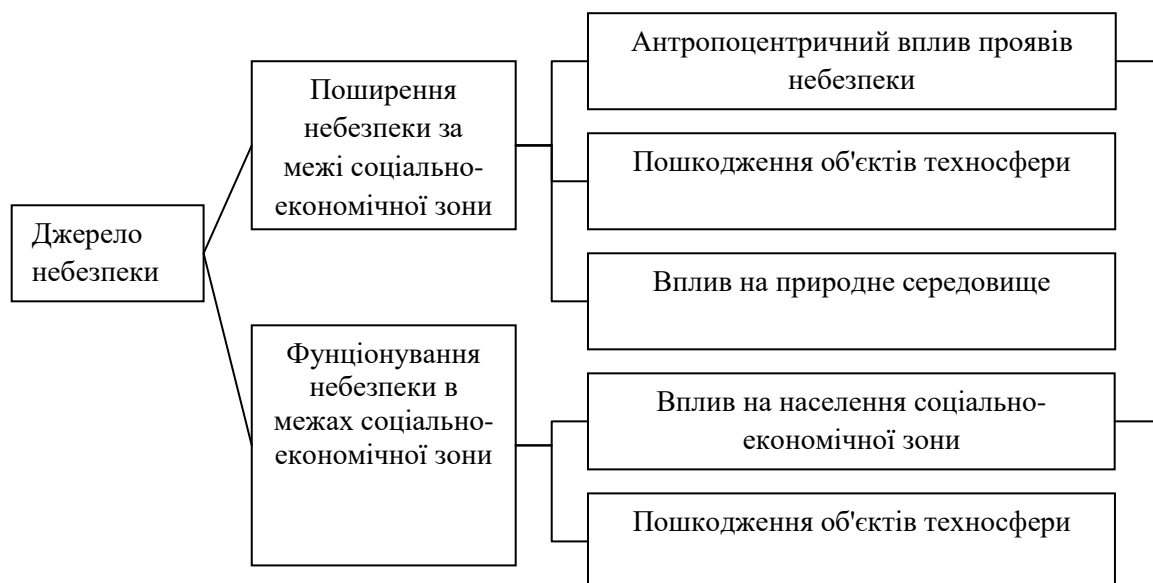


Рисунок 3.4 – Структуризація впливу джерела екологічної безпеки в соціально-економічній зоні та за її межами

3.2.2 Рішення окремої задачі забезпечення екологічної безпеки в умовах комплексного впливу її джерел

В рамках вирішення окремої задачі забезпечення екологічної безпеки в умовах комплексного впливу джерел безпеки (Q_2) зазначимо, що управління екологічною безпекою буде науково обґрунтованим та результативним тільки у тому випадку, коли воно буде ґрунтуватися на даних моніторингу станів екологічної безпеки [172]. Таке управління передбачає розробку та реалізацію практичних заходів та технічних рішень, спрямованих на запобігання потенційного та зниження реального впливу на людину, природне середовище та техносферу.

Узагальнення та аналіз фактичного матеріалу, використання викладених вище теоретичних положень щодо формування екологічної безпеки дозволили виявити загальні теоретичні положення щодо забезпечення екологічної безпеки в умовах комплексного впливу її складових [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, в 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 забезпечує зменшення обсягів викидів шкідливих речовин, тому 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 риб (товстолобика), здатних споживати ціанобактерії. Зниження проявів небезпеки реалізується через певний час.

Наведені вище результати аналізу закономірностей та особливостей формування та поширення природно-антропогенної складової екологічної небезпеки у певній СЕЗ дозволили визначити [173] основні етапи процесу створення ефективної системи забезпечення екологічної безпеки кою при комплексному впливі її складових різного 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.

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.

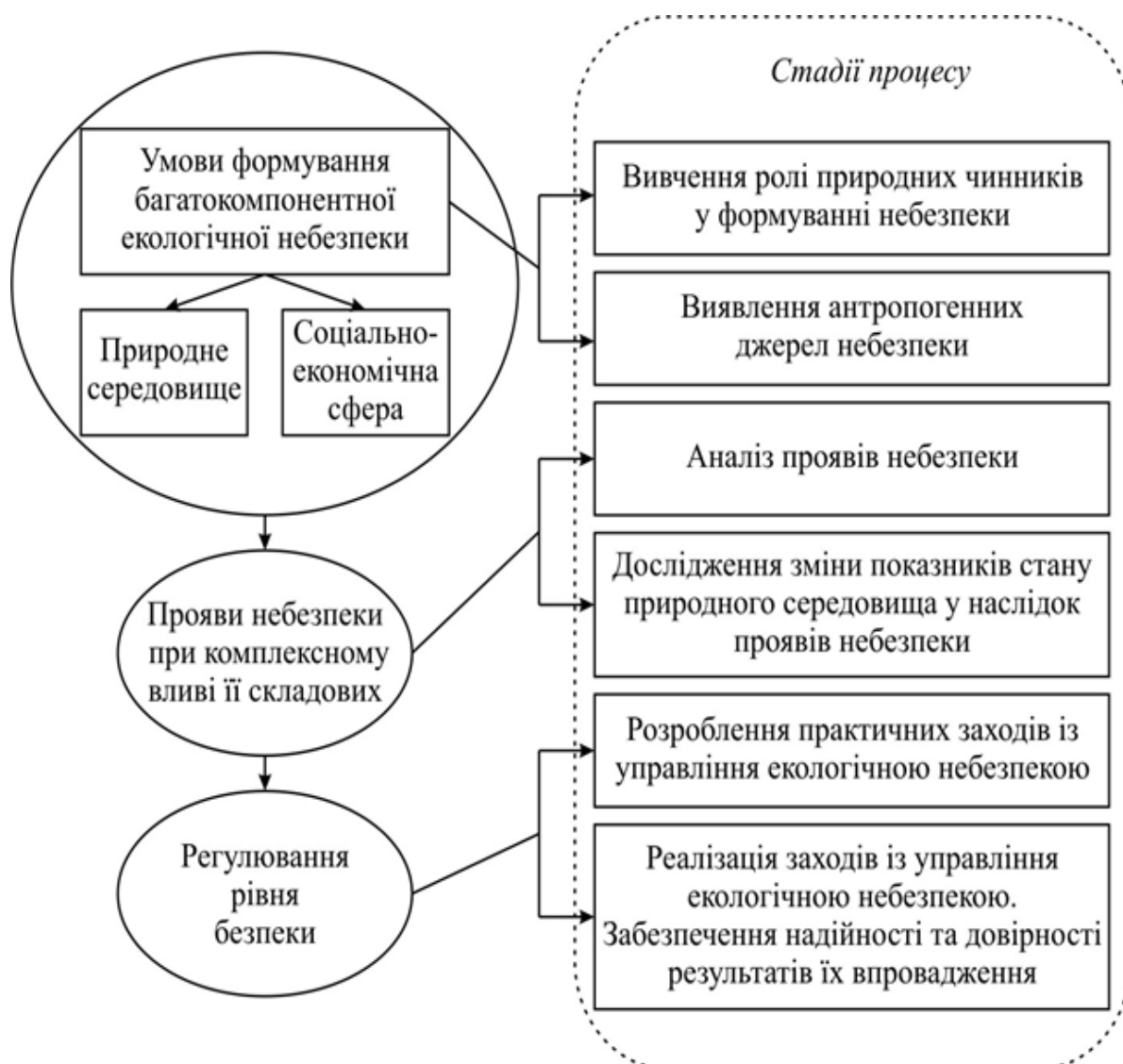


Рисунок 3.5 – Механізм створення ефективної системи забезпечення екологічної безпеки в СЕЗ при комплексному впливі її джерел [172]

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.

3.2.3 Рішення окремої задачі зі створення елементів забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах

В рамках вирішення окремої задачі створення елементів забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах (Q_3) зазначимо, що суттєва екологічна небезпека в об'єктах гідросфери формується внаслідок масового неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей.

Ми погоджуємося з твердженням авторів [174], що «нереальне 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 таку ситуацію.

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 такі 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 гідробіонтів);

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 екзометаболітів бактерій та актиноміцетів, що здійснюють інгібуючу дію на синьо-зелені водорості; запуск у водойми рослиноїдних риб (наприклад, товстолобика).

Як елемент забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах будемо розглядати вилучення надлишкової біомаси синьо-зелених водоростей із подальшою її утилізацією. Проаналізуємо можливості такої утилізації з одержанням корисних продуктів [176].

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

- присутність певних кислот (оцтової, пропіонової, фенілоцтової та інш.) у біомасі водоростей призводить до зростання обсягів утворення біогазу;
- вміст сполук, до складу яких входять азот та сірка, сприяє утворенню сірководню та аміаку у біогазі;
- такі речовини як фенол, толуол та його похідні, ксилол є лімітуючими чинниками в процесі одержання біогазу;
- генерація біогазу протікає за експоненціальним законом.

Процес генерації біогазу із біомаси синьо-зелених водоростей можна описуємо диференціальним рівнянням Михаеліса-Ментена [180], рішення якого є таким:

$$C = \lambda C_o (1 - e^{-kt}), \quad (3.3)$$

де C_o – початкова концентрація органічних сполук у біомасі;

λ – швидкість процесу метаногенезу;

k – константа накопичення біогазу;

t – час реалізації процесу.

Аналізуючи залежність (3.2) відмічаємо, що за певної концентрації органічних сполук швидкість процесу метаболізму врівноважується зі швидкістю надходження біогазу, що є умовою оптимального утворення біогазу.

Для оптимізації процесу утворення біогазу доцільною є попередня підготовка біомаси, яка може здійснюватися, зокрема, шляхом подрібнення (механічний спосіб) чи делігніфікації (хімічний спосіб) [181,182]. Подрібнення призводить до зростання площі поверхні, яку можуть займати ферменти мікроорганізмів, що збільшує швидкість ферментативного гідролізу, завдяки чому інтенсифікується процес синтезу 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:

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s + S}{\mu_{\max} \cdot S} = \frac{K_s}{\mu_{\max} \cdot S} + \frac{1}{\mu_{\max}}, \quad (3.4)$$

де K_s - концентрація субстрату за $S = \text{max}$.

Значення μ в реальній ситуації визначається так:

$$\mu = \frac{S_1 - S_0}{S_0(t_1 - t_0)}, \quad (3.5)$$

де S_1 та S_0 – концентрації органічної речовини у субстраті до і після збродження, відповідно;

t_1 та t_0 – часові інтервали початку та кінця зброджування.

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 синьо-зелених водоростей містяться глютамінова та аспарагінова кислоти, пролін, лейцин, аланін у значних кількостях. Вміст амінокислот у с білках водоростей змінюється не значно у процесі вегетації.

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], оптимальні діапазони зміни параметрів процесу метаногенезу: 26–37°C, рН – 7,5-7,8. Хроматографічний аналіз [181] отриманого біогазу показав наступні результати по вмісту сполук: метану – 61,1%; диоксиду вуглецю – 31%; кисню – 0,33%; азоту – 7,4%; оксиду вуглецю – 0,12%. Густина газу варіювала у межах 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 молоку [189]. Тому після отримання біогазу біомасу доцільно використати як харчову добавку 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.

3.2.4 Основні структурно-логічні зв'язки у соціально-економічній зоні в межах поширення екологічної небезпеки

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 (приспосованість екосистеми до навколишнього середовища) пов'язана гомеостатом екосистем, тобто здатністю зберігати сталість свого стану за допомогою скоординованих реакцій, спрямованих на підтримку динамічної рівноваги.

3.2.4.1 Прогнозування та математичний опис впливу антропогенних чинників на стан довкілля. В розділі 1 на основі аналізу літературних джерел обґрунтовано необхідність розробки методів і механізмів ефективного попередження потенційних і нейтралізації явних загроз довкіллю. Важливим елементом таких механізмів визначено інформаційні системи, які на базі математичних моделей дозволяють формалізувати антропогенний вплив на довкілля, суттєво підвищити ефективність прийняття рішень в сфері екологічної безпеки та оцінки вразливості екосистем до широкого спектру загроз.

Нами [203] запропоновано математичний підхід для прогнозування поведінки екосистеми, яка знаходиться поблизу нестійкого стану рівноваги в зоні біфуркації, коли зростає ймовірність раптових, непередбачуваних антропогенних подій і незначні флуктуації можуть вести до непередбачуваного майбутнього з катастрофічними наслідками.

Згідно [204], методи математичного моделювання надійності екосистем класифікуємо наступним чином:

- використання теорія стійкості і біфуркацій диференціальних рівнянь;
- застосування термодинамічного підходу.

Будемо виділяти такі стани [205]:

- 1) нестійка екосистема – незначні збурення стрімко змінюють режим функціонування;
- 2) асимптотично стійка екосистема – збурення демпфуються самою екосистемою;
- 3) глобально стійка екосистема – стійкість зберігається для всіх підсистем;
- 4) локально стійка екосистема – стійкості зберігається для окремих складових екосистемії.

Розглянемо бістабільну коливальну екосистему, що описує незатухаючі коливання в ній (числа Ляпунова при цьому чисто уявні). В екосистемі діє закон збереження енергії в потенційному полі $N(x)$. У цьому випадку маємо консервативну (гамільтонову) систему:

$$dx/dt_1 = F(x) = -\partial N(x)/\partial x, \quad (3.6)$$

Щоб проаналізувати поведінку екосистеми поблизу локальних екстремумів $N(x)$ функцію $F(x)$ розкладемо в ряд близько стаціонарних станів і обмежимося декількома малими членами розкладання. Мінімальна кількість членів n і параметрів k , які потрібно враховувати, визначається ступенем виродження стаціонарного стану. Вони пов'язані співвідношенням $k = (n-1)$. В теорії катастроф число k називається корозмірністю катастрофи.

Для дослідження широкого кола явищ найбільш часто використовується катастрофа «збірка» - злиття трьох особливих точок [206]. Розглянемо рівняння:

$$F(x) = a_2 + a_1 x + x^3, \quad (3.7)$$

$$N(x) = -a_2 x - a_1 x^2/2 - x^3/4 \quad (n=3, k=2). \quad (3.8)$$

Форма $F(x)$ в (3.7,3.8) - загальна, до неї наводиться будь-який кубічний поліном, який має відповідно до теореми Штурма, щонайбільше три і найменше один корінь [206]. Природа коренів залежить від дискримінанту

$$\Delta = 4a_1^3 + 27a_2^2 \quad (3.9)$$

При виконанні умови $\Delta < 0$ існує три різних дійсних кореня. Таким чином, мають місце три стани описуваної екосистеми, два з яких стійкі, а одне - нестійкий. При $\Delta > 0$ є один речовий корінь і два уявних. При $\Delta = 0$ відбувається злиття особливих точок: якщо $\Delta = 0$, але $a_1 \neq 0$, або $a_2 \neq 0$, то збігаються дві точки. Якщо $\Delta = 0$ і $a_1 = a_2 = 0$, то зливаються всі три точки. Таким чином, $\Delta(a_1, a_2) = 0$ - це крива біфуркаційних значень. Припустимо, що екосистема задовольняє всім вимогам потенційної екосистеми і може бути описана потенційною функцією $N(X, A_1, A_2, \dots, A_N)$ поведінкової змінної X (вразливість) і параметрів управління A_i . Ця функція має кілька стаціонарних станів, частина з яких стійкі, а інші - не стійкі. Переходи екосистеми з одного стійкого стану в інший, або зміна характеру стійкості стаціонарного стану (наприклад, зі стійкого до нестійкого) є функціями параметрів управління A_i . Розглянемо екологічну безпеку екосистеми як комплекс складних взаємодій, що здійснюються у двох вимірах, які оцінюються за допомогою індексу Ia та характеризує вплив антропогенних чинників на довкілля і індексу Ib і характеризує ступінь змін у довкіллі.

У формалізмі теорії катастроф буде відповідати катастрофа «збірка» ($n = 3, k = 2$), оскільки поведінка екосистеми розглядається в просторі двох параметрів управління. Таким чином, потенційна функція N буде описуватися поліномом четвертого ступеня відносно змінної X , що характеризує рівень вразливості. У цьому випадку маємо

$$dX/dt = -\partial N(X, A)/\partial X = X^3 + A_1 X + A_2, \quad (3.10)$$

де $A_1 = A_1(Ib)$, $A_2 = A_2(Ia)$, причому $\partial A_1 / \partial Ib < 0$, а $\partial A_2 / \partial Ia < 0$.

В цьому випадку екосистема має три стаціонарні стани, два з яких стійкі. Перший стійкий стаціонарний стан характеризує норму (низький рівень вразливості), другий - катастрофу (високий рівень вразливості). Використання методу теорії катастроф дозволяє оцінити ризик стрибкоподібної деформації простору екологічної безпеки, при якій відбувається перехід до підвищеного рівня вразливості екосистеми, а також визначити критичні рівні параметрів, після досягнення яких екосистема переходить з одного свого стаціонарного стану в інший. Наприклад, можна визначити при якому рівні індексу I_c при заданому рівні індексу I_a відбудеться стрибкоподібна деформація простору екологічної безпеки в екосистемі. На рис. 3.6 наведено поведінку поверхні рівноваги (або різноманіття) характеристик стійкості в екосистемі сталого розвитку природно-ресурсного потенціалу з її проекцією на площину ab , яка визначає управляючі параметри a та b .

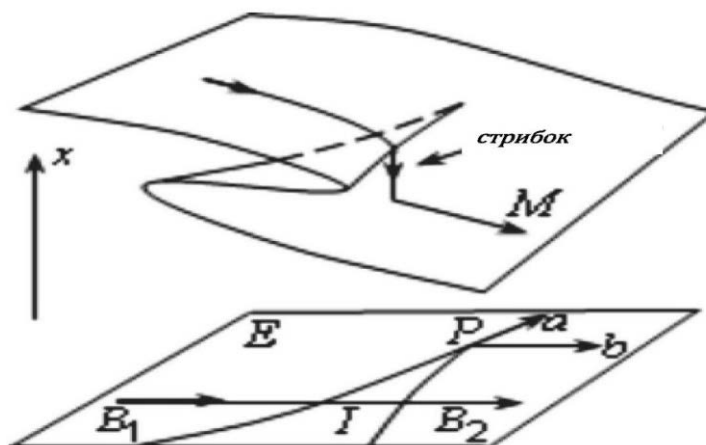


Рисунок 3.6 – Поведінка поверхні рівноваги характеристик стійкості в динамічній нелінійній системі сталого розвитку природно-ресурсного потенціалу та її проекція на площину

Точка (a, b) , повільно змінюючи свої координати a і b , описує деяку траєкторію на площині ab . Тоді положення рівноваги, що спостерігається, пройде шлях на поверхні M , що лежить над шляхом в площині ab . Через збірку

на поверхні рівноваги M цьому шляху, можливо, доведеться перескакувати з одного аркуша поверхні на інший.

Різноманіття катастроф на поверхні рівноваги M (рис. 3.6) буде задаватися рівнянням:

$$0 = \frac{d}{dx} V_{ab}(x) = x^3 + ax + b. \quad (3.11)$$

Кубічне рівняння (3.10) має від одного до трьох дійсних коренів. Природа цих коренів залежить від дискримінанту

$$D = 4a^3 + 27b^2. \quad (3.12)$$

Простір керуючих параметрів, що утворюють площину ab , будемо розбивати на п'ять підмножин: B_1, B_2, P, I, E , що зображені на рис. 3.7.

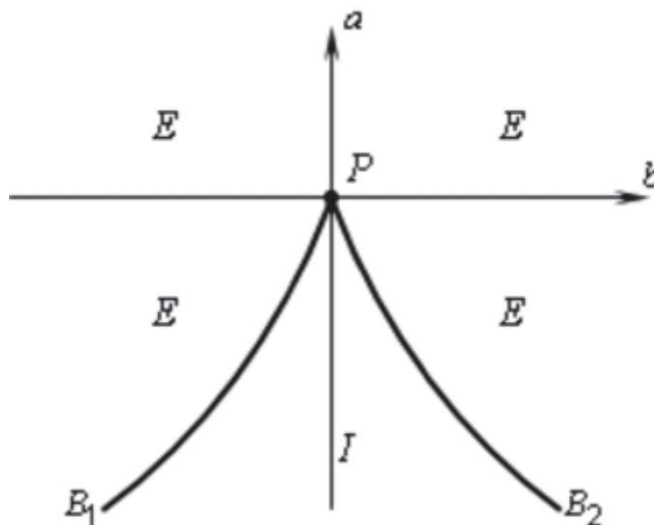


Рисунок 3.7 – Простір керуючих параметрів

Лінія, що утворена множинами B_1, B_2 , і P , відповідає умові $D = 0$, тобто $4a^3 + 27b^2 = 0$. В цьому разі, якщо $a = 0$ і $b = 0$, то точка (a, b) лежить в B_1 або в B_2 , і рівняння (3.11) має три дійсних кореня, два з яких збігаються між собою. Точка P відповідає $a = b = 0$ і існує три співпадаючих дійсних кореня, рівних нулю. Точка P називається точкою повернення. Якщо $(a, b) = I$, то мають місце

три різних дійсних кореня і $D < 0$. Якщо $(a, b) = E$, то існує тільки один речовий корінь ($D > 0$). Катастрофа відбувається, коли траєкторією точки (a, b) залишається область I і в цьому разі D змінює знак з негативного на позитивний. Вважаємо, що зміни керуючих параметрів в динамічній нелінійній системі сталого розвитку природно-ресурсного потенціалу є випадковими. Випадковими величинами або випадковими функціями також можна описувати вплив ендегенних та екзогенних чинників. Для практичних цілей важливий статистичний аналіз положень рівноваги екосистеми поблизу критичних точок. Тому вважаємо за доцільне розглянути з позицій теорії катастроф питання оцінки показників надійності екосистеми за наявності випадкових збурюючих факторів.

Криву біфуркаційних значень можна описати також таким виразом:

$$4A_1^3 + 27A_2^2 = 0. \quad (3.13)$$

Знаючи поточне значення параметра A_2 , з рівняння (3.10) отримуємо біфуркаційне значення параметра A_1 . Різниця між біфуркаційним і поточним значенням параметра A_1 є мірою екологічної безпеки. Чим далі відстоїть поточне значення параметра від його біфуркаційного значення, тим менше деформація простору екологічної безпеки. При виконанні умови $A_1 < 0$ існує область стрибкоподібних переходів поведінкової змінної з одного стаціонарного стану екосистеми в інше (крива M на рис. 3.6).

Екосистема, яка перебуває в зоні біфуркації, надзвичайно чутлива до незначних впливів, коли будь-яка флуктуація (випадковий шум) може кардинально вплинути на перемикання з однієї траєкторії розвитку екосистеми на іншу. Оцінка ризику прийнятих рішень або небезпеки, тобто інформації про вірогідності можливих результатів і про можливі збитки, вимагає високого рівня знань про досліджувані об'єкти, технології, рішення. Відсутність таких знань призводить нас в ситуацію невизначеності. Нові екологічні ризики, які виникли в останні роки, пов'язані багато в чому з продуктами генної інженерії, біотехнології, хімічної індустрії, а також багатьох нових нанотехнологій, на

жаль, відносяться до таких унікальних явищ, для яких невідомо розподіл результатів в групі, що отримується шляхом апріорних обчислень або вивчення статистики попереднього досвіду.

Розглядаючи екологічні ризики, необхідно враховувати і фактор невизначеності, пов'язані з психологічними аспектами прийняття рішень.

З огляду на описане вище, особливу актуальність набуває завдання побудови стохастичної теорії катастроф. Існує декілька підходів, що дозволяють вирішити цю задачу. Розглянемо випадок наближення нерівноважних стохастичних екосистем до стаціонарного стану. У разі, коли процес, що моделюється, є стохастичним, що підкоряється рівнянню Ланжевена, тоді рівняння (3.9) перетвориться до виду

$$dX/dt = -\partial N(X, A)/\partial X + S^{1/2} \xi(t) = X^\delta + A_1 X + A_2 + S^{1/2} \xi(t), \quad (3.14)$$

де S – константа, а $\xi(t)$ – гаусівська незалежна.

Згідно [207], система, що описується за допомогою єдиного і глобальностійкого стаціонарного розподілу ймовірностей $Z^0(x, u)$, пов'язаного з N наступним чином:

$$Z^0(X, A) = 1/N \{ \exp[-2 N(X, A)/S] \}. \quad (3.15)$$

Відомо [208], що $Z^0(X, A)$ і $N(X, A)$ має одну і те ж множину катастроф. На рис. 3.8 показана трансформація функції щільності ймовірності для стохастичного опису катастрофи «збірка» при зміні параметра A_1 .

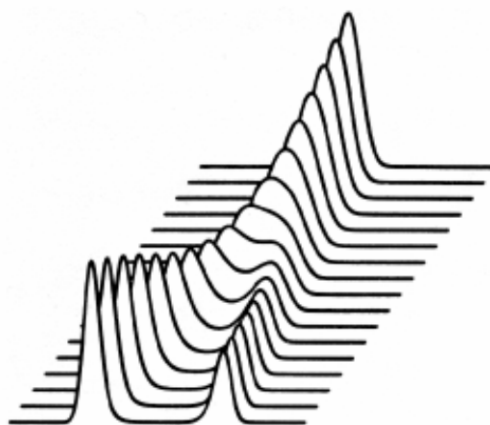


Рисунок 3.8. – Трансформація функції щільності ймовірності

Стрибкоподібна деформація простору екологічної безпеки відбуватиметься при зниженні збалансованості екологічних, економічних і соціальних змін нижче деякого критичного (бифуркаційного) рівня. В умовах постійного навантаження на довкілля різноманітних видів антропогенного впливу (промислового, агровиробничого, транспортного, рекреаційного, соціального) важливо аналізувати стійкість екосистем для кожного окремого з цих та інших впливів, пов'язувати і визначати характер їхньої дії на інші властивості природних комплексів.

Побудована модель деформації простору безпеки дозволяє зробити наступні висновки:

- дослідження стійкості екосистем, їх оцінка та прогноз змін дають змогу здійснювати більш виважені управлінські рішення при оцінці екологічних ризиків (потенційних чи наявних), при ландшафтному плануванні та прогнозуванні, визначенні граничних норм, лімітів допустимого антропогенного навантаження;

- забезпечується збалансоване природокористування та раціональна організація територій, ефективний моніторинг господарської діяльності та управління екотехносистемами, яке можливо за рахунок як теоретико-емпіричного дослідження та опису стійкості екосистем, так і створення інтерактивних карт, графів, геоінформаційних екосистем, тематичних галузевих карт з кількісними показниками;

- на практиці стабілізація стійкості екосистеми, в умовах інтенсивної експлуатації, може бути досягнена через реалізацію принципу «нульового або мінімального втручання» в природні процеси та комплекси.

Отриманні результати дозволяють використовувати теорію катастроф для дослідження впливу флуктуацій на перемикання з однієї траєкторії розвитку екосистеми на іншу.

3.2.4.2 **Визначення аналітичних залежностей взаємодії забруднень з водною складовою соціально-економічної зони.** Ми вивчали вплив антропогенних чинників саме на водну екосистему, оскільки однією з задач дисертаційного дослідження є використання розроблених адсорбентів для очистки водного середовища. Характер і ступінь цього впливу залежать як від стану водних об'єктів, здатності до самоочищення, так і від ступеня антропогенного впливу, складу та обсягів забруднень, що надходять в них. Швидкість відновлення водних екосистем при відхиленнях, що виникають при антропогенному втручанні, залежить від їхнього положення відносно рівноважного стану. З посиленням антропогенного тиску або інших природних чинників відбуваються збурення, наростання відхилень від рівноважного стану до того пір, поки водна екосистема не втратить стабільність, що призведе до її руйнування. Особливо складними є прогностичні оцінки, оскільки відсутні надійні кількісні методики визначення впливу різних чинників (антропогенних і природних) на якість середовища, біотичні компоненти і, в цілому на екологічний стан водних об'єктів.

Актуальним є пошук надійної методики визначення ступеня впливу різних чинників (антропогенних і природних) на екологічний стан водних екосистем [209]. Використаний нами метод [210] ґрунтується на використанні відкликів водної екосистеми на вплив хімічних і фізичних чинників, хронічного забруднення, точкових і дифузних джерел, аварійних ситуацій.

У математичному відношенні зміни поведінки водної екосистеми при впливі антропогенних навантажень можна описати нелінійними рівняннями. Такі процеси протікають у вигляді флуктуаційних змін, що ініціюють турбулентність та здатні призвести до руйнування водної екосистеми. Такі зміни у водній екосистемі характеризуються послідовністю фаз конфлікту-кризи і власне екологічної катастрофи.

Враховуючи найбільш вагомі положення робіт [211,212] сформулюємо основні властивості водної екосистеми наступним чином:

- 1) наявність первинних ресурсів;

- 2) повинна бути підсистема відновлення і досконалості;
- 3) наявність механізму взаємодії водної екосистеми із забруднювачем;
- 4) існування механізмів, що забезпечують умови кооперативної та конкурентної поведінки;
- 5) повинен існувати механізм, що забезпечує гомеостаз.

Використаємо наступні позначення фізичних величин та певних функціональних залежностей :

- P – концентрація забруднювача;
- E – щільність біомаси;
- $f(E, P)$ - функція, що описує абсорбцію та «переробку» забруднювача водної екосистеми;
- $d = g(E)$ - величина, що описує динаміку водної екосистеми в відсутності забруднення;
- $h(E, P)$ - функція, що описує шкідливий вплив забруднення на водну екосистему;
- a – потужність джерела забруднення в одиницю часу;
- b – коефіцієнт лінійного (мертвого) знищення забруднення (природна дисипація).

Система рівнянь, що описує взаємодію забруднення з водною екосистемою, буде мати вид:

$$\frac{dE}{dt} = g(E) - h(E, P), \quad \frac{dP}{dt} = a - bP - f(E, P), \quad (3.16)$$

Якщо констатувати, що

$$f(E, P) = cEP, \quad g(E) = rE \left(1 - \frac{E}{k} \right), \quad h(E, P) = dEP \quad (3.17)$$

тоді система (3.16) буде мати вид

$$\frac{dP}{dt} = a - bP - cEP, \quad \frac{dE}{dt} = r(E) \left(1 - \frac{E}{k} \right) - dEP. \quad (3.18)$$

Введемо безрозмірні змінні

$$P = \frac{bu}{d}, \quad E = \frac{bv}{c}, \quad \tau = bt, \quad \alpha = \frac{ad}{b^2}, \quad u_0 = \frac{r}{b}, \quad \rho = \frac{r}{cE} \quad (3.19)$$

Перейдемо до найпростішої математичної моделі взаємодії забруднення з водною екосистемою:

$$\frac{du}{dt} = \alpha - u - uv, \quad \frac{dv}{dt} = v(u_0 - u) - pv^2. \quad (3.20)$$

Дослідимо стійкість системи «забруднення - водна екосистема» з параметрами, що є залежними від часу. Для визначеності обмежимося розглядом схеми, яка описується системою рівнянь (3.19). При цьому будемо вважати, що деякі параметри залежать від часу. В результаті приходимо до системи диференціальних рівнянь:

$$\frac{du(t)}{dt} = a - u(t) - \frac{u(t)v(t)}{\lambda(t) = u(t)}, \quad \frac{dv(t)}{dt} = v(t)(u_0(t) - u(t)) - p(t)v^2(t). \quad (3.21)$$

Параметр $\lambda(t)$ описує ступінь впливу забруднення на водну екосистему: чим більше його величина, тим менше ступінь поглинання забруднення водною екосистемою; коефіцієнт $p(t)$ описує взаємну конкуренцію різних видів водної екосистеми.

В системі рівнянь (3.19) $u_0(t)$ - гранично допустиму концентрацію для даної водної екосистеми (якщо починаючи з деякого часу $t \geq t_0$ $u_0(t) < u(t)$, то $du(t)/dt < 0$ і водна екосистема вимирає). Будемо досліджувати стійкість рішення системи (3.20) відносно нерухомої точки $(a, 0)$. Дослідження будемо проводити у просторі R_2 векторів $x = (x_1, x_2)$ з нормою $\|x\| = \max(|x_1|, |x_2|)$. Через $B(0, r)$ позначимо кулю радіусу r з центром в початку координат простору R_2 ; через $S(0, r)$ позначена сфера $\|x\| = r, x \in R_2$

Через $\Lambda(A)$ позначимо логарифмічну норму оператора A :

$$\Lambda(A) = \lim_{h \downarrow 0} \frac{\|I + hA\| - 1}{h}, \quad (3.22)$$

де I - тотожний оператор.

Зробимо заміну змінних $u(t) = a + u_1(t)$, $v(t) = v_1(t)$. У результаті приходимо до системи рівнянь:

$$\begin{aligned} \frac{du_1(t)}{dt} &= -u(t) - \frac{(u_1(t) + a)v_1(t)}{\lambda(t) + a + u_1(t)}, \\ \frac{dv_1(t)}{dt} &= v_1(t)(u_0(t) - a - u_1(t)) - p(t)v_1^2(t). \end{aligned} \quad (3.23)$$

Зафіксуємо довільне значення $T > 0$. Нехай $x(t) \neq 0$, $x(t) = (u_1(t), v_1(t))$.

Систему рівнянь (3.23) перетворимо до наступного виду:

$$\begin{aligned} \frac{du_1(t)}{dt} &= -u(t) - \frac{(u_1(T) + a)}{\lambda(T) + a + u_1(T)} v_1(t) + \\ &+ \left(\frac{u_1(T) + a}{\lambda(T) + a + u_1(T)} - \frac{u_1(t) + a}{\lambda_1(t) + a + u_1(t)} \right) v_1(t), \\ \frac{dv_1(t)}{dt} &= (u_0(T) - a - u_1(T))v_1(t) - p(T)v_1(T)v_1(t) + \\ &+ (u_0(t) - u_1(t)) - u_0(T) - u_1(T))v_1(t) - (p(t)v_1(t) - p(T)v_1(T))v_1(t). \end{aligned} \quad (3.24)$$

Представимо систему (3.24) у вигляді операційного рівняння

$$\frac{dx(t)}{dt} = A(T)x(t) + F(t), \quad (3.25)$$

де

$$x(t) = (u_1(t), v_1(t)); A(T) = \{a_{ij}(T)\}, a_{11}(T) = -1, a_{12}(T) = -\frac{u_1(T) + a}{\lambda(T) + u_1(T) + a}, \quad (3.26)$$

$$a_{21}(T) = 0, A_{22}(T) = u_0(T) - a - u_1(T) - p(T)v_1(T); F(t) = (f_1(t), f_2(t)),$$

Рівняння (3.26) мають наступне рішення

$$x(t) = e^{A(T)(t-T)} x(T) + \int_T^t e^{A(T)(t-s)} F(s) ds. \quad (3.27)$$

Неважко бачити, що для будь-якого як завгодно малого ε ($\varepsilon > 0$) існує проміжок часу $[T, t + \Delta T(\varepsilon)]$, протягом якого $\|F(t)\| \leq \varepsilon \|x(t)\|$.

З огляду на це зауваження і переходячи в (3.27) до норм, отримуємо нерівність

$$\|x(t)\| \leq e^{\Lambda A(T)(t-T)} \|x(T)\| + \varepsilon \int_T^t e^{\Lambda A(T)(t-s)} \|x(s)\| ds, \quad (3.28)$$

справедливе при $T \leq t \leq T + \Delta(T(\varepsilon))$.

Введемо функцію $\varphi(t) = e^{-\Lambda(A(T))t} \|x(t)\|$ и представимо нерівність (3.28) у вигляді

$$\varphi(t) \leq \varphi(T) + \varepsilon \int_T^t \varphi(s) ds. \quad (3.29)$$

Застосовуючи до (3.29) нерівність Гронуолла - Беллмана [213] і повертаючись до норм, маємо

$$\|x(t)\| \leq e^{(\Lambda(A(T)+\varepsilon)(t-T)} \|x(T)\|. \quad (3.30)$$

Таким чином, якщо при всіх $t \geq 0$ справедливо $\Lambda(A(t)) < 0$, то рішення системи (3.24) стійке. Повторюючи міркування, можна показати, що якщо при всіх $t \geq 0$ виконується нерівність $\Lambda(A(t)) < -\chi$, $\chi > 0$, то рішення системи (3.24) асимптотично стійке.

З наведених вище міркувань випливає, що при $t \geq 0$

$$-1 + \frac{\delta + a}{\lambda(t) + a} \leq -x, u_0(t) - a \leq -x, x > 0, \quad (3.31)$$

траєкторія рішення системи (3.23) при початкових умовах з кулі $B(0, \delta)$ прагне до нерухої точки. Звідси випливає, що область притягання нерухої точки $(0,0)$ оцінюється нерівністю

$$\min_t \frac{\lambda(t)(1-x) - ax}{x} \geq \delta. \quad (3.32)$$

Аналогічним чином досліджували стійкість і нестійкість нерухомих точок системи диференціальних рівнянь (3.20). При дослідженні нестійкості використовуються двосторонні оцінки.

В якості одного з конкретних прикладів застосування схеми «забруднення - водна екосистема» розглянемо очистку стічних вод [214]. На основі (3.16) (для визначеності змінено позначення P на C) рівень забруднення водної екосистеми в залежності від характеру біфуркації описується системою рівнянь:

$$\frac{dC}{dt} = a - bD(C) - cf(C, E), \quad \frac{dE}{dt} = -dE + eh(C, E), \quad (3.33)$$

де C – концентрація забруднювача;

E – густина біомаси;

a – потужність джерела забруднення;

$D(C)$ - функція дисипації, що характеризує природний розпад забруднювача

$h(C, E)$ - функція, що описує шкідливий вплив забруднення на водну складову СЕЗ;

$f(C, E)$ - функція, що описує абсорбцію забруднювача водної складової СЕЗ;

b – коефіцієнт природної дисипації.

c і e - константи, що більші за 0.

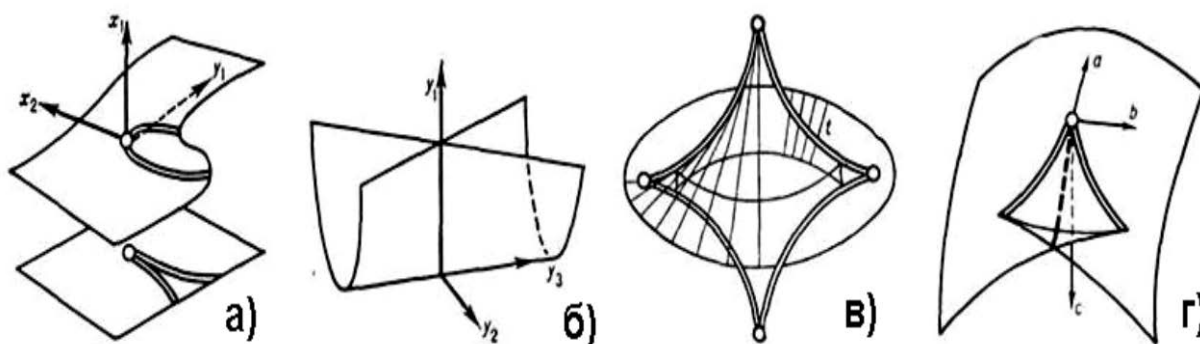
Система рівнянь (3.33) матиме три нерухомі точки

$$A_1 = (a, 0), A_2 = \left(\frac{u_0 + p + Q}{2}, \frac{u_0 - p - Q}{2p} \right), A_3 = \left(\frac{u_0 + p - Q}{2}, \frac{u_0 - p + Q}{2p} \right), \quad (3.34)$$

де

$$Q = \sqrt{(u_0 + p)^2 - 4ap}. \quad (3.35)$$

Якщо $u_0 > a$, то A_1 - (збірка, парасолька Уїтні-Келлі); в іншому випадку A_1 - (каустика, ластівчин хвіст) (Рис.3.9) [215].



а - збірка; б - парасолька Уїтні-Келлі; в - каустика; г - ластівчин хвіст

Рисунок 3.9 – Приклади біфуркаційних діаграм

Отже, водну екосистему можна назвати такою, що самоорганізується, якщо вона без специфічного впливу з зовні знаходить якусь просторову, часову або функціональну структуру. Під специфічним зовнішнім впливом розуміється такий, що нав'язує водній екосистемі структуру або функціонування.

Відзначимо, що більш реалістичним є визначення функції $f(E, p)$ формулою

$$f(E, p) = \frac{cEp}{A + p}. \quad (3.36)$$

де c та A – константи.

У цьому випадку безрозмірна система рівнянь (3.33) буде мати вид:

$$\frac{du}{dt} = a - u - \frac{uv}{\lambda + u}, \frac{dv}{dt} = v(u_0 - u) - pv^2. \quad (3.37)$$

Тут $\lambda > 0$ описує ступінь впливу забруднення на водну екосистему.

Неважно бачити, що A_1 є нерухомою точкою для системи (3.37).

Резюмуючи, констатуємо, що отримані критерії стійкості і асимптотичної стійкості в рівняннях взаємодії забруднення з водної екосистеми можуть бути використані при дослідженні широкого класу інших екосистем, зокрема, техногенно навантажених екосистем в умовах синергізму небезпек різного генезису.

3.3 Формалізований опис математичної моделі деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників.

З урахуванням викладеного у п.п. 3.1 та 3.2.4 констатуємо, що процес деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників описується низкою аналітичних залежностей, а саме:

- переходу СЕЗ з одного до іншого стаціонарного стану залежно від характеру рівня впливу антропогенних чинників (3.14);
- визначення стану забруднення водної складової СЕЗ залежно від характеру біфуркації (3.33);
- визначення величини екологічного ризику впливу техногенних землетрусів в СЕЗ залежно від часу (3.1).

Формалізація параметрів математичної моделі призводить до розв'язання трьох окремих задач. Першої - з аналізу функціонування екологічної безпеки при наявності сукупності її складових різного генезису (Q_1). Другої – з поліпшення стану екологічної безпеки в умовах комплексного впливу її джерел (Q_2). Третьої – формування елементів забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах (Q_3).

Таким чином, комбіновану умову рішення окремих задач можна записати у вигляді:

$$G(X, A, C, E, R) = f_{123}(Q_1, Q_2, Q_3), \quad (3.38)$$

де $G(X, A, C, E, R)$ – рівень стійкості елементів системи екологічної безпеки,

$f_{123}(Q_1, Q_2, Q_3)$ – відображення рішення окремих задач.

З урахуванням викладеного шукана математична модель складається системою аналітичних залежностей (3.1), (3.14), (3.33), (3.38):

$$\begin{aligned} dX/dt &= -\partial N(X, A)/\partial X + S^{1/2} \xi(t) = X^\delta + A_1 X + A_2 + S^{1/2} \xi(t), \\ \frac{dC}{dt} &= a - bD(C) - cf(C, E), \quad \frac{dE}{dt} = -dE + eh(C, E), \end{aligned} \quad (3.39)$$

$$R(t) = N \sum_{l=1}^5 \sum_{j=1}^J \sum_{k=1}^K P_l P_{ljk} q_{jk} \left[d_1(t) \eta_j^{(1)} + d_2(t) \eta_j^{(2)} \right]$$

$$G(X, A, C, E, R) = f_{123}(Q_1, Q_2, Q_3).$$

Таким чином, математична модель деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників включає систему з чотирьох аналітичних залежностей. Перша з них описує можливості переходу СЕЗ із одного до іншого стаціонарного стану відповідно до характеру та рівня впливу антропогенних чинників. Друга характеризує стан забруднення водної складової СЕЗ залежно від потужності джерела забруднення та характеру біфуркації. Третя визначає величину зміни у часі екологічного ризику впливу техногенних землетрусів в СЕЗ. Четверта визначає умови існування математичної моделі від варіації рішення окремих задач щодо якості системи управління екологічною безпекою. Модель повинна бути доповнена граничними умовами її існування, що буде зроблено у наступному підрозділі.

3.4 Стійкість станів екологічної безпеки СЕЗ

3.4.1 Граничні умови існування математичної моделі деформації стану екологічної безпеки. З метою ефективного дослідження соціально-економічних зон нами проведено адаптацію теорії стійкості до визначення станів екологічної безпеки [197]. Як відомо, стійкість будь-якої екосистеми (у тому числі СЕЗ) 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 повернутися у попередній стан рівноваги після тимчасового впливу певного природного чи антропогенного чинника. Важливою властивістю є пружність – перехід із однієї зони стійкої рівноваги до іншої при збереженні внутрішньосистемних зв'язків.

Встановлення граничних умов існування математичної моделі деформації стану екологічної безпеки проводимо з використанням рівня стійкості системи екологічної безпеки у часовому вимірі $G(X, A, C, E, R, t)$ (використано нормовані значення усіх параметрів).

Ми розглядали такі види стійкості стану СЕЗ [197]:

а) рівновага – ситуація, за якої різноспрямовані природно-антропогенні чинники взаємно гасяться і властивості стану СЕЗ залишаються незмінними; рівень стійкості визначається наступним чином:

$$\begin{aligned} & G_I(X, A, C, E, R, t_1) = \text{const} , \\ \text{за умови} \quad & [\Delta X + \Delta A + \Delta C + \Delta E + \Delta R] \rightarrow 0 , \\ & t_1 \rightarrow \infty , \end{aligned} \tag{3.40}$$

б) гомеостаз – стійкий стан рівноваги відкритої СЕЗ. Гомеостаз можливий за незмінності існуючих параметрів стану СЕЗ та за умови незмінності взаємодії СЕЗ з оточуючим її простором:

$$\begin{aligned} & G_{II} (X, A, C, E, R, t_2) = \text{const}, \\ \text{за умови} \quad & \Delta X \rightarrow 0; \Delta A \rightarrow 0; \Delta C \rightarrow 0; \Delta R \rightarrow 0, \\ & t_2 \rightarrow \infty \end{aligned} \quad (3.41)$$

в) стаціонарний режим – послідовність станів повторюється циклічно:

$$\begin{aligned} & G_{III} = [(G_I + G_{II}), t_3] = \text{const}, \\ \text{за умови} \quad & t_3 = [t_1' + t_2' + \dots + t_1^k + t_2^k + t_1^n + t_2^n] \rightarrow \infty, \\ & \text{де } k=1-n \text{ - індекс часових інтервалів} \end{aligned} \quad (3.42)$$

Ступінь зміни стану СЕЗ залежить від її буферної ємності до впливу певного природно-антропогенного чинника та швидкості процесів, що протікають. Прогресивний розвиток характеризується накопиченням енергії та збільшенням надійності, що супроводжується збільшенням адаптаційних можливостей. У процесі регресивного розвитку послідовно протікають такі стадії: порушення координації процесів, їх розбалансування, послаблення адекватного відклику на стресові чинники; порушення енергетичних балансів, зменшення ступеню використання джерел енергії; порушення складу речовин; вплив на генетику живих істот.

Оцінюючи чинники, що формують екологічну небезпеку в СЕЗ, є сенс враховувати поряд з інтенсивністю також часові інтервали впливу, зміни величини та напряму у просторово-часовому континуумі [197].

За дії декількох природно-антропогенних чинників має місце їх взаємний вплив, який обумовлений ефектами адитивності, синергізму та антагонізму. Сумаційний вплив 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 у посиленні негативних ефектів.

Для СЕЗ існують певні межі стійкості, під час переходу через які стрибкоподібно змінюються властивості.

Ми розглядаємо такі форми стійкості станів СЕЗ [197]:

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

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

– пластичність - здатність знаходитись у декількох станах здатність за умови дії зовнішнього природно-антропогенного чинника переходити з одного стану до іншого, зберігаючи за рахунок цього свої ознаки протягом певного часу.

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

– стабілізація стану (обмеження обміну з елементами довкілля; негативні, позитивні і конкурентні зворотні зв'язки);

– збереження структури (включення резервних програм, тимчасовий перехід в закритий стан, нагромадження резервів, 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; підтримання рівноваги завдяки зміні у часі параметрів повітря, води, живих організмів, а також стабільності та стійкості хімічного обміну між складовими біосфери);

– біологічну стійкість (відноситься до популяцій , а не окремих індивідумів, яких не стосується стійкість).

Певні складові СЕЗ здатні протистояти різним впливам і у випадку відновлення нормальних умов повертатися у близький до вихідного стану.

Самовідновлення передбачає самостійне повернення їх до стану динамічної рівноваги, із якого вони були виведені впливом певних антропогенних чинників, або це здатність до самостійного відновлення балансу внутрішніх властивостей після певного впливу з урахуванням принципу зворотного зв'язку між її складовими. Таким чином СЕЗ має можливість зберігати свою структуру та спроможність функціонувати в певному інтервалі зовнішніх впливів. Самовідновлення й саморегуляція природної складової СЕЗ ґрунтуються, зокрема, на здатності їх до самоочищення від забруднення.

З позицій екологічної безпеки завдання дослідження стійкості стану СЕЗ полягає в тому, щоб виявити, яким чином її складові елементи функціонують сумісно із іншими і за яких умов можуть відбутися зворотні або незворотні зміни чинників формування екологічної небезпеки. Для природної складової СЕЗ 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;
- здійснювати фізіологічну та біохімічну функції, які забезпечують її оптимальну життєдіяльність.
- зберігати здатність функціонування в різних умовах та за різних внутрішніх станів протягом існування;

Базовою властивістю природної складової СЕЗ є її екологічна надійність, що включає стійкість, рівновагу та живучість. Їх необхідно враховувати під час визначення кількісних показників впливу.

Найбільш доцільним механізмом, що описує збереження природною складовою СЕЗ стабільності, є застосування принципу Ле Шательє Брауна, згідно якого будь-який зовнішній вплив обумовлює відповідну реакцію самоорганізації, яка направлена на ослаблення цього ефекту.

Розглянемо кризи, катастрофи та катаклізми в СЕЗ в умовах дії природно-антропогенних чинників. Під поняттям «криза» ми розуміємо явище, що визначається необхідністю адаптації до зовнішніх або внутрішніх умов, які помітно змінилися. У кризовій ситуації відбувається збереження найважливіших характеристик та мають місце незначні збитки. Виникнення катастрофи в СЕЗ зазвичай супроводжується значною зміною інтегральних показників внаслідок перетворення й докорінної перебудови її структури. Катаклізми характеризуються радикальними змінами, що зазвичай призводять до руйнування. Їх прояв рівносильний краху, тобто більшість екосистем припиняють існування.

Нами проаналізована зміна станів СЕЗ [197]. Її функціонування зазвичай характеризується такими показниками, як гомеостаз (3.41) ; різного виду збурені стани, викликають появу несприятливих, небезпечних, критичних або катастрофічних станів.

Для всякої СЕЗ має місце стійкий стан, гомеостаз, якому притаманна динамічна рівновага між споживанням та розщепленням речовини й енергії.

У процесі формування екологічної небезпеки [216] під впливом зовнішніх та внутрішніх антропогенних чинників в СЕЗ відбуваються зміни. Процеси послідовних змін стану СЕЗ у просторі або в часі (сукцесії) супроводжуються зміною станів та властивостей всіх її компонентів.

Забезпечення екологічної надійності СЕЗ відповідає виконанню граничних умов (3.40) - (3.42) існування математичної моделі деформації стану екологічної безпеки за наступним часовим сценарієм:

$$\text{за умови} \quad \text{var } [G(X, A, C, E, R, t)] \rightarrow G_{\Pi} \quad (3.43)$$

$$t \rightarrow \infty$$

3.4.2 Керуючий алгоритм встановлення надійності СЕЗ. З позицій екологічної безпеки, на нашу думку [197], системний аналіз вірогідних проявів екологічної небезпеки в СЕЗ за умови певного антропогенного впливу полягає

в тому, щоб визначити, як окремі складові елементи СЕЗ будуть функціонувати у взаємодії з іншими її частинами. З метою узагальнення у подальшому будемо розглядати соціально-економічну зону як різновид екосистеми.

Оскільки екосистема є складними багаторівневими та багатокомпонентними утвореннями доцільно конкретизувати елементи екосистем з метою одержання адекватної інформації та визначення причинних зв'язків. 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 реєстрації, встановлення окремих проявів небезпеки та розроблення попереджувальних, контрольних та захисних заходів для забезпечення надійності та екологічної безпеки.

Проаналізуємо існуючі методи оцінювання надійності, які у вигляді ієрархічної класифікації наведено на рис. 3.10 [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.

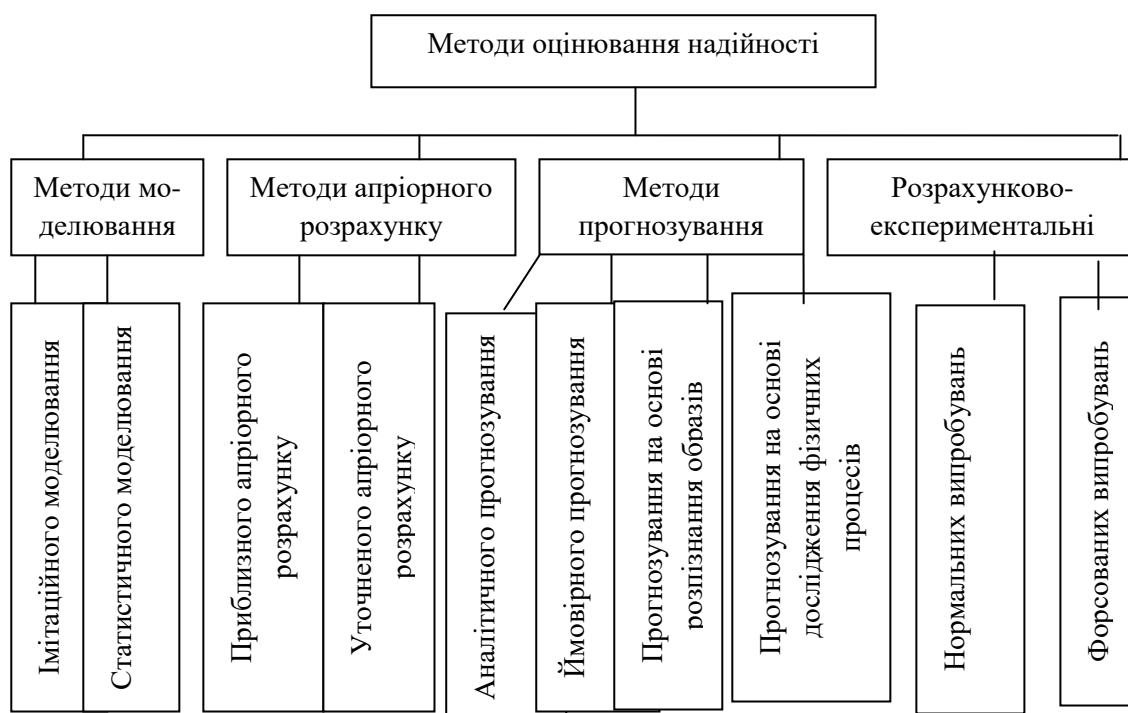


Рисунок 3.10 – Класифікація методів оцінювання надійності екосистем

При вивчаюченні практичних аспектів надійності часто використовують функції розподілу складових екологічної небезпеки. Виникаючі методичні похибки при виборі виду теоретичної моделі можуть бути суттєвими і часто зводять 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 ймовірнісно-фізичні моделі надійності [217, 218].

Імовірно-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 імовірно-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), апріорні (методи моделювання) та апріорно-апостеріорні (комбіновані), що є поєднанням ознак як апріорних, 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. 3.11.

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.



Рисунок 3.11 – Алгоритм визначення надійності екосистеми, що включає об’єкти підвищеної екологічної 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 на «раптові» та «поступові», що призводять до неоднозначного вибору ймовірнісних моделей [216]. Прояв небезпеки є «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 є «раптовим» тому, що неможливо проконтролювати зміни всіх параметрів.

Природа «раптових» та «поступових» проявів небезпеки ідентична результату незворотних деградаційних процесів, що протікають у екосистемі. Коли процес деградації протікає дуже швидко, це призводить до проявів екологічної небезпеки і до стрибкоподібної зміни контрольованого параметру, 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.

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 якісь відрізки часу. Наприклад, прояви небезпеки в екосистемі, яка не відновлюється, утворюють потік подій.

Перехід екосистеми із одного стану в інший є випадковим процесом. Випадкова величина може набувати того чи іншого значення, причому

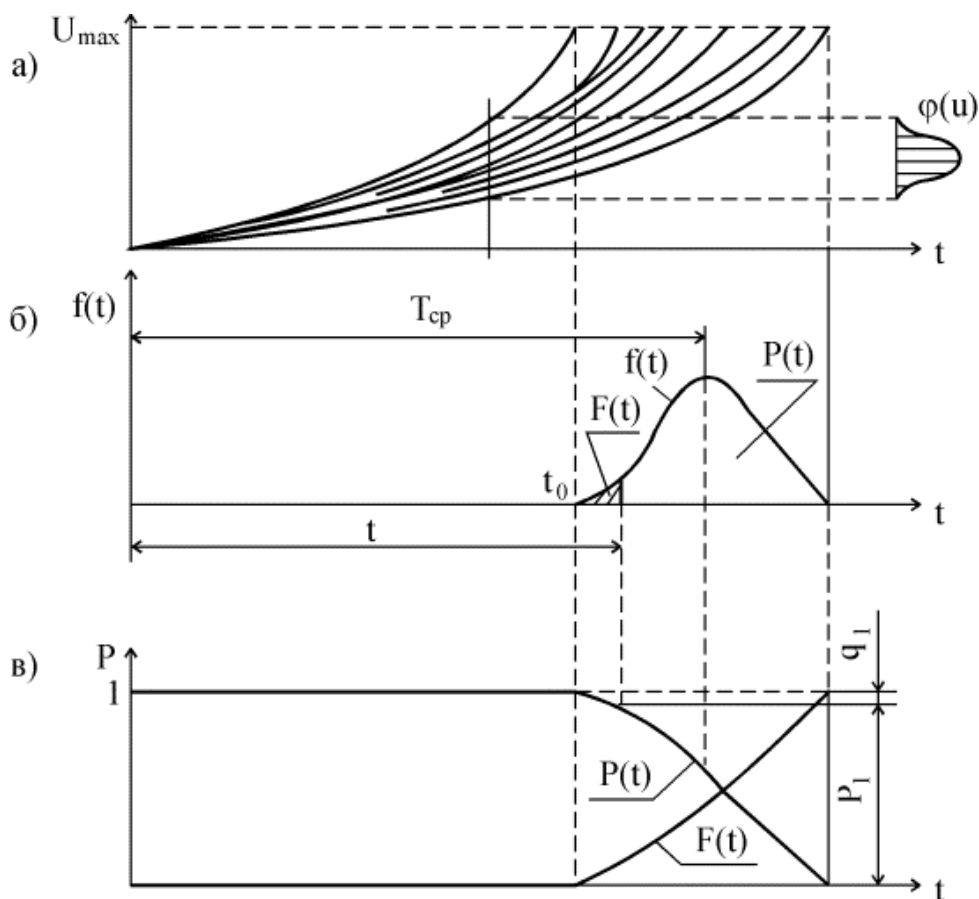
невідомо заздалегідь, якого саме. Є сенс розглянути закони розподілу випадкової величини, тобто співвідношення, що встановлює зв'язок між значеннями випадкової величини та їх ймовірностями. Для характеристики випадкової величини використовується ймовірність того, що випадкова величина X менше деякої 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:

$$f(x) = \frac{d}{dx}F(x) ; \int_{-\infty}^{\infty} f(x)dx = 1 ; \int_{-\infty}^x f(x)dx = F(x) . \quad (3.44)$$

У теорії надійності за випадкову величину зазвичай беруть час роботи системи. Функція щільності розподілу $f(t)$ буде слугувати повною характеристикою проявів небезпеки (рис. 3.12). Її вигляд залежить від закономірностей процесу втрати елементом екосистеми стійкості. Використання функції $f(t)$ розподілу частоти проявів екологічної небезпеки (рис. 3.12,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.3.12,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.

Ординати інтегральної функції розподілу $F(t)$ (рис. 3.12, в) характеризують імовірність пошкодження елемента екосистеми до даного моменту часу:

$$F(t) = \int_0^t f(t)dt , \quad (3.45)$$



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 3.12. Криві розподілу випадкової величини за умови поступових проявів небезпеки в екосистемі

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

$$T_{cp} = \int_0^{\infty} t f(t) dt, \quad (3.46)$$

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

$$D(t) = \int_0^{\infty} (T_{cp} - t)^2 f(t) dt. \quad \sigma = \sqrt{D}, \quad (3.47)$$

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 за різними функціями розподілу

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

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:

$$P(t) = \int_0^t f(t) dt, \quad (3.48)$$

$P(t)$ стосується події, протилежної появі 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 так:

$$f_n(t) = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n V\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) = \frac{1}{n\sigma\sqrt{2\pi}} \sum_{i=1}^n \exp\left[-\left(\frac{t - \xi_i}{\sqrt{2}\sigma}\right)^2\right], \quad (3.49)$$

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:

$$\hat{f}(t, \sigma) = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n \left[V\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) + V\left(\frac{t + \xi_i}{\sigma}\right) \right], \quad (3.50)$$

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 :

$$P(t) = P(\xi \geq t) = \bar{Q}(t), \quad t \geq 0. \quad (3.51)$$

Функцію розподілу одержуємо проінтегрувавши щільність:

$$\begin{aligned} \hat{F}(t, \sigma) &= \int_0^t f(u, \sigma) du = \frac{1}{n\sigma} \sum_{i=1}^n \left[\int_0^t V\left(\frac{u - \xi_i}{\sigma}\right) du + \int_0^t V\left(\frac{u + \xi_i}{\sigma}\right) du \right] = \\ &= \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\Phi\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) + \Phi\left(\frac{t + \xi_i}{\sigma}\right) - \Phi\left(\frac{\xi_i}{\sigma}\right) - \Phi\left(-\frac{\xi_i}{\sigma}\right) \right] = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left[\Phi\left(\frac{t - \xi_i}{\sigma}\right) + \Phi\left(\frac{t + \xi_i}{\sigma}\right) \right] - 1, \end{aligned} \quad (3.52)$$

де $\Phi(u)$ – інтеграл похибок.

Ймовірність безпечного існування екосистеми розраховуємо наступним чином :

$$P(t) = 1 - F(t). \quad (3.53)$$

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 який система працездатна):

$$V_t = \tau_{N(t)+1} - t; \quad (3.54)$$

$$R_t = t - \tau_{N(t)+1}, \quad (3.55)$$

де τ_i – момент i -ого прояву небезпеки.

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

$$V(t) = \int_t^\infty P(x)dx + \int_0^t V(\tau) f_\xi(t - \tau) d\tau; \quad (3.56)$$

$$R(t) = tP(t) + \int_0^t R(\tau) f_\xi(t - \tau) d\tau, \quad (3.57)$$

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:

$$\lambda(t) = \lim_{\Delta t \rightarrow 0} \frac{P(t \leq \xi < t + \Delta t / t \leq \xi)}{\Delta t} = \frac{f(t)}{1 - Q(t)} = \frac{f(t)}{P(t)}, \quad (3.58)$$

За тривалого антропогенного втручання у природне середовище на рівні критичних навантажень у ньому виникають випадкові або періодичні зміни, які обумовлюють змінення стану екосистеми (соціально-економічної зон). Нагромадження регулярних навантажень здатне призвести до змін природного середовища та переходу його в інший стан.

Резюмуючи, відмітимо, що результати проведеного вище аналізу 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 є підґрунтям для отримання необхідних експериментальних даних при побудові камерних моделей екосистем різної складності та їх аналізу.

3.4.3 Комплексний вплив 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, яка включає водне середовище та біоту (рис. 3.13).

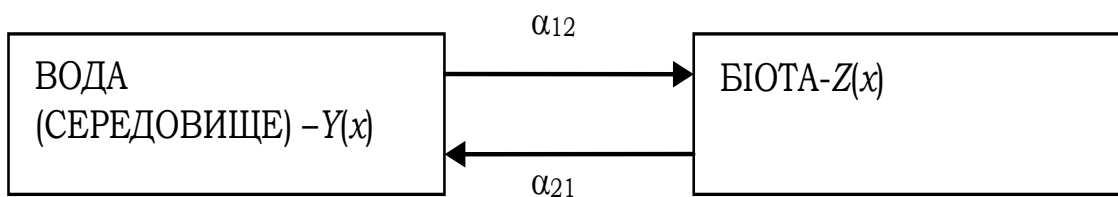


Рисунок 3.13 – Схема камерної моделі спрощеної екосистеми

Маємо дві камери, що утримують певну кількість радіонуклідів $Y(x)$ і $Z(x)$, які змінюється у залежності від часу x ; a_{12} – швидкість поглинання радіонуклідів (прямопропорційно швидкості поглинання поживних речовин, таких як калій); a_{21} – швидкість виділення радіонуклідів у водне середовище.

Бедемо вважати, що вихідна кількість радіонуклідів (^{137}Cs) у камері $Y(x)$ становила Y_0 . Зміна у часі кількості радіонуклідів згідно [223] виражається наступним чином:

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

$$Z(x) = \frac{Y_0 a_{21}}{a_{12} + a_{21}(\exp[-(a_{12} + a_{21})x])}. \quad (3.59)$$

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

$$F_b \approx \frac{a_{12}}{a_{21} + a_{12}}; \quad F_w \approx \frac{a_{21}}{a_{12} + a_{21}}, \quad (3.60)$$

де F_b – фактор радіоємності біоти; F_w – фактор радіоємності водного середовища.

Із наведених вище рівнянь, маємо:

$$\frac{a_{12}}{a_{21}} = \frac{F_b}{F_w} = \frac{1 - F_w}{F_w}. \quad (3.61)$$

Відношення швидкостей поглинання та відтоку трасера і елементів живлення (наприклад, калію) пропорційне біомасі біоти і коефіцієнту накопичення у системі «водне середовище–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 елементів із водного середовища до біомаси біоти.

Побудуємо модель синергетичної дії декількох чинників на прикладі двокамерної модельної екосистеми, зображеної на рис 3.13.

Вплив будь-якого природно-антропогенного чинника на параметри радіоємності, що наведені у формулі (3.56), 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:

$$a_{12} = a_{12}c, a_{21} = a_{21}d, \quad (3.62)$$

де c і d – коефіцієнти впливу гамма-опромінення на параметри радіоємності щодо трасера.

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

$$S_R = \frac{Sc}{d}, \text{ або } \frac{S_R}{S} = \frac{c}{d}. \quad (3.63)$$

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:

$$a_{12} = a_{12}m, a_{21} = a_{21}n, \quad (3.64)$$

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

За аналогією із (3.60) маємо:

$$S_{Cd} = \frac{Sm}{n}, \text{ або } \frac{S_{Cd}}{S} = \frac{m}{n}. \quad (3.65)$$

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

$$S_{Cd+R} = S \left(\frac{cm}{dn} \right) = \frac{(S_{Cd}S_R)}{S}, \text{ або } \frac{S_{Cd+R}S}{S_{Cd}S_R} = 1. \quad (3.66)$$

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

$$S_2 = \frac{S_{Cd+R}S}{S_{Cd}S_R}. \quad (3.67)$$

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 (3.63) отримуємо вираз :

$$S_3 = \frac{S_{Cd+R+Zn}S}{S_{Cd+R}S_{Zn}} = \frac{S_{Cd+R+Zn}S^2}{P_2S_{Cd}S_R S_{Zn}}. \quad (3.68)$$

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

$$S_3 = S_2S_1 = \frac{S_{Cd+R+Zn}S^2}{S_{Cd}S_R S_{Zn}}. \quad (3.69)$$

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

$$S_n = \frac{\sum S^{n-1}}{\prod S_i}. \quad (3.70)$$

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:

$$\frac{C_1}{L_1} + \frac{C_2}{L_2} \leq 0, \quad (3.71)$$

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.

3.5 Висновки до розділу 3

У розділі викладено результати узагальнень та власних наукових доробок дисертанта стосовно теоретичних засад аналізу станів екологічної безпеки при комплексному впливі сукупності її джерел.

Встановлено закономірності та особливості виникнення та поширення екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових, 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 схема формування екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні, 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.

Запропоновано алгоритм проведення моніторингу станів екологічної небезпеки у соціально-економічній зоні на прикладі дії техногенних землетрусів.

Розроблено загальні теоретичні положення забезпечення екологічної безпеки, базовими із яких є такі: послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки реалізується унаслідок здійснення оптимального 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. Вказані положення є науковим підґрунтям для розробки ефективних технічних рішень із забезпечення екологічної безпеки в конкретній соціально-економічній зоні.

Закладено наукові засади процесу створення ефективної системи забезпечення екологічної безпеки у СЕЗ, що включає такі стадії: встановлення ролі природних чинників у формуванні та поширенні небезпеки, виявлення антропогенних джерел небезпеки, аналіз проявів небезпеки, дослідження зміни показників стану природного середовища унаслідок проявів небезпеки, розроблення практичних заходів із управління екологічної безпекою та їх практична реалізація, забезпечення надійності та достовірності результатів впровадження.

Доведена доцільність використання процесу утилізації синьо-зелених водоростей (їх неконтрольоване розмноження формує високий рівень екологічної небезпеки у об'єктах гідросфери) у якості елемента забезпечення екологічної безпеки в природно-антропогенних водоймах. 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.

Побудована математична модель деформації стану екологічної безпеки під впливом сукупності антропогенних чинників, яка являє собою систему з чотирьох аналітичних залежностей та граничних умов існування моделі. Перша із залежностей описує можливості переходу СЕЗ із одного до іншого стаціонарного стану відповідно до характеру та рівня впливу антропогенних чинників. Друга характеризує стан забруднення водної складової СЕЗ залежно від потужності джерела забруднення та характеру біфуркації. Третя

визначає величину зміни у часі екологічного ризику впливу техногенних землетрусів в СЕЗ. Четверта залежність визначає комбіновану умову варіаційного розв'язання окремих завдань щодо якості системи управління екологічною безпекою.

Із позицій системного підходу науково обґрунтовано методологію аналізу можливих проявів екологічної небезпеки стосовно об'єктів підвищеної небезпеки в соціально-економічній зоні. Визначені граничні умови стійкості станів екологічної безпеки, запропоновано керуючий алгоритм визначення надійності екосистем.

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, 210, 223].

РОЗДІЛ 4

МОНІТОРИНГ СТАНІВ ТА ІДЕНТИФІКАЦІЯ ДЕРЕЛ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ У КРЕМЕНЧУЦЬКІЙ СОЦІАЛЬНО- ЕКОНОМІЧНІЙ ЗОНІ

Прояви небезпеки полягають, в основному, в трансформації елементів природної підсистеми, а також у прямому впливі на людину. Залежно від періодичності дії та інтенсивності техногенних чинників можуть розвиватися різні за значимістю ситуації та сценарії [223]. Гостро стоїть питання визначення реального стану екологічної безпеки соціально-економічної зони, яка розглядається нами як адміністративно обмежена сукупність територій і акваторій, у межах котрої розташовані об'єкти здійснення економічної діяльності (джерела формування екологічної небезпеки) та соціальна інфраструктура, житлова забудова із постійно проживаючим населенням, геологічне середовище, фауна та флора (об'єкти впливу проявів екологічної небезпеки). Це визначає необхідність моніторингових досліджень [224].

4.1. 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 [226]. У ній має місце одночасна присутність складових екологічної небезпеки різного походження, що здійснюють комплексний вплив, небезпечні позиційні характеристики її джерел по відношенню до об'єктів, на які вони впливають, незадовільний стан екологічної свідомості мешканців СЕЗ.

Характерними особливостями КСЕЗ, які у сукупності відрізняють її від інших зон, є: наявність у її складі акваторій двох водосховищ Дніпровського каскаду (забруднення природних вод); залягання на незначній глибині кристалічного щита (обумовлює значну концентрацію джерел техногенних

землетрусів – кар’єрів по видобутку корисних копалин вибуховим способом); наявність мережі об’єктів техногенного пливу – промислових підприємств (формуєть екологічну небезпеку, пов’язану з забрудненням стічних вод).

Схематично процес моніторингу станів екологічної небезпеки в КСЕЗ та його результати представлено на рис 4.1.

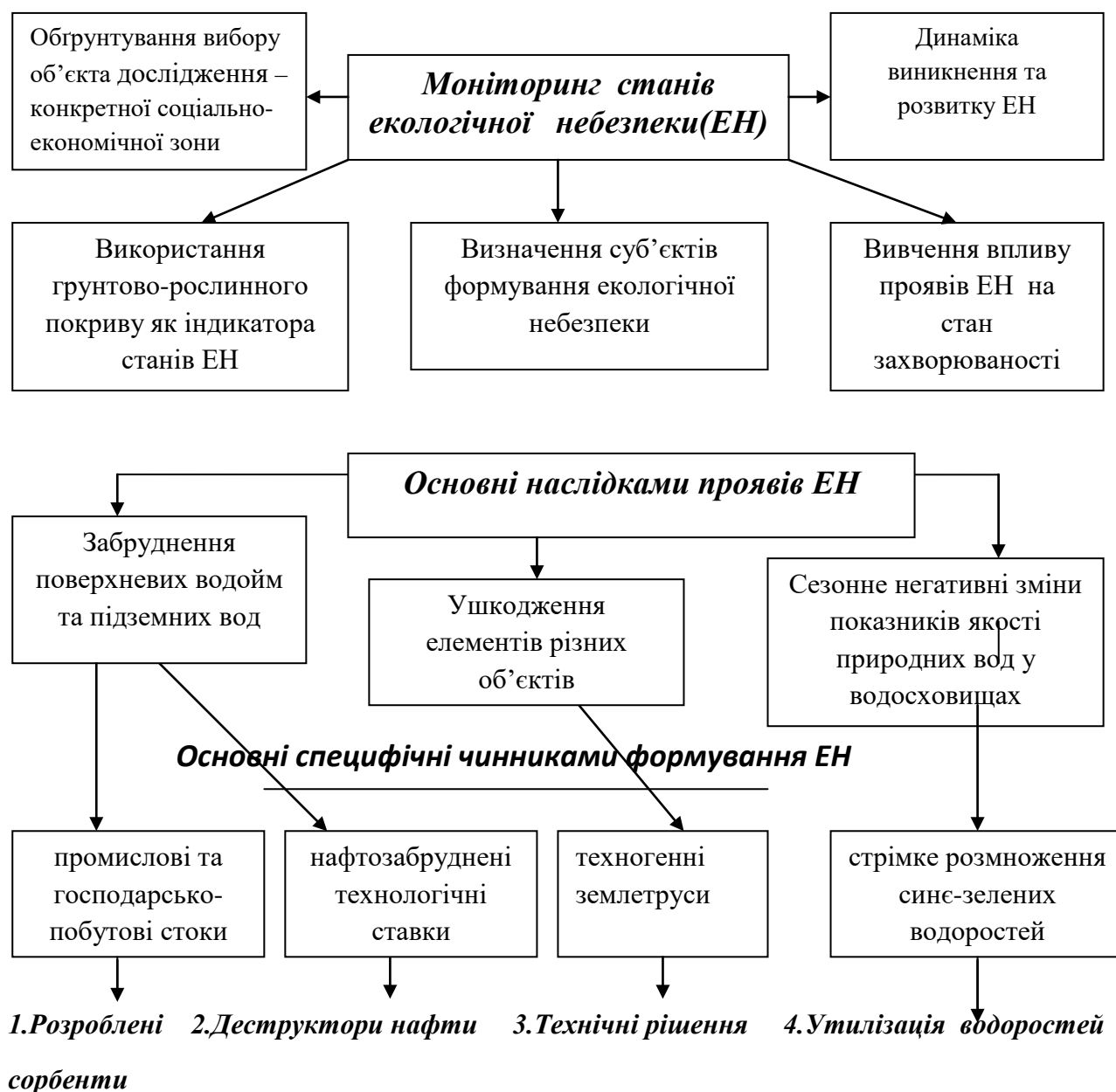


Рисунок 4.1. Специфічні чинники формування екологічної небезпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні за результатами моніторингу її станів

Слід зазначити, що згідно із структуризацією небезпеки (перша із встановлених нами у підрозділі 3.2 дисертації закономірностей форування екологічної небезпеки) така схема характерна тільки для даної СЕЗ, а для інших вона може відрізнятися.

У рамках моніторингу станів екологічної небезпеки, проведеного із використанням теоретичних положень, викладених у підрозділі 3.1 дисертації, розв'язувались такі завдання [225]:

- встановлення на прикладі конкретної техногенно навантаженої соціально-економічної зони реального стану екологічної небезпеки; обґрунтування вибору основних чинників формування небезпеки, базуючись на результатах експериментальних досліджень;

- розроблення конкретних технічних та організаційних рішень щодо зменшення впливу на людей та довкілля джерел екологічної небезпеки.

Основними наслідками проявів екологічної небезпеки є [227]:

- погіршення основних параметрів якості підземних вод;
- ушкодження елементів різних об'єктів під дією техногенно-вібраційних збуджень;
- забруднення поверхневих водойм шкідливими речовинами;
- сезонні негативні зміни показників стану вод у природно-антропогенних водних об'єктах.

Ми показали [228], що основними специфічними чинниками формування екологічної небезпеки є:

- промислові та господарсько-побутові стоки;
- техногенні землетруси;
- нафтозабруднені технологічні ставки;
- нерозвиненість екологічної свідомості мешканців СЕЗ;
- стрімке розмноження 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 поводження з твердими побутовими відходами (ТПВ) – нерозвиненість екологічної свідомості (підвид екологічної небезпеки, що формується духовно-культурними чинниками [229, 230]).

4.2. Суб'єкти формування екологічної небезпеки у Кременчуцькій соціально-економічній зоні та динаміка її розвитку. Результати аналізу наявних даних [231] 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 чинників відноситься потрапляння до компонентів навколишнього середовища шкідливих речовин із мість розміщення відходів, прояви небезпеки в штучно створених об'єктах гідросфери під дією природно-антропогенних чинників, локальні зміни стану приземного прошарку атмосферного повітря.

Просторове розмежування джерел небезпеки обумовлює той факт, що створювані ними зони неприйнятної небезпеки за певних умов 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 [232]. 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 промислово-транспортних комплексів [233].

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 нафтопереробки. Зокрема у північній зоні зосереджені такі об'єкти: нафтопереробний завод, ТЕЦ, промивально-пропарювальна станція, завод технічного вуглецю. Результати проведеної нами [234] наукової еколого-експертної оцінки свідчать про превалюючий вплив зазначених техногенних об'єктів на екологічний стан 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.

Певну роль у формуванні екологічної небезпеки КСЕЗ відіграє господарський комплекс машинобудування та металообробки. Його об'єкти представлені практично у всіх зонах. Пріоритетним для аналізованого комплексу є вид небезпеки, обумовлений хімічними чинниками впливу на навколишнє середовище. Характерною особливістю техногенних об'єктів є широкий спектр технологічних процесів, що обумовлює різноманітність шкідливих речовин у викидах в атмосферне повітря, в промислових стоках, у відходах [235]. Для викидів в атмосферне повітря характерними є пилоподібні

забруднювачі. Рідкі та тверді відходи формують екологічну небезпеку в місцях їх поховання та складування, оскільки присутні у них шкідливі речовини потрапляють у ґрунти, відкриті водойми, підземні водоносні горизонти [236]. Вміст в аналізованих відходах сполук металів ілюструє формування у місцях розміщення відходів екологічної небезпеки, що пов'язана із забрудненням підземних вод розчинними їх формами. У комплексі нафтопереробки та нафтохімії основні джерела екологічної небезпеки спостерігається забруднення відкритих водойм, ґрунту та підземних водоносних горизонтів у випадку аварійних розливів нафти та нафтопродуктів, а також за рахунок потрапляння шкідливих інгредієнтів у ґрунти зі ставків-випарників техногенних об'єктів .

Багатопрофільна екологічна небезпека формується у комплексі з видобутку та переробки рудних та нерудних копалин. Джерела техногенних землетрусів (кар'єри), кількість яких у КСЄЗ 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 досягають глибини більше 100 м, перерізують водоносні горизонти та порушують їх функціонування. 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. До транспортного комплексу входять: автомобільний, залізничний, річковий транспорт. Спостерігається одночасна присутність складових екологічної небезпеки різного походження, що пов'язано, зокрема, із забрудненням атмосферного повітря вихлопними газами, шумовим забрудненням,

техногенними землетрусами. У місці розташування мосту через Дніпро відзначається найбільш високий ступінь синергізму небезпек зважаючи на додаткову присутність впливу техногенної сейсмічності.

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 теплоелектроцентралі (ТЕЦ), які розташовані в північній та південній зонах КСЕЗ: формується екологічна небезпека, що обумовлена потраплянням до атмосферного повітря продуктів згорання вуглеводневого палива. Також в місцях складування шламів водопідготовки ТЕЦ можливим є формування екологічної небезпеки через забруднення ґрунтів та водних об'єктів шкідливими речовинами, що містяться в них. В об'єктах енергетичного комплексу іншої категорії електроенергію одержують шляхом використання потенційної енергії водних мас водосховищ [235]. Таким об'єктом є Кременчуцька ГЕС. Її гребля є джерелом підвищеної екологічної небезпеки, одним із чинників формування якої є вплив техногенних землетрусів.

На окрему увагу заслуговують екологічні проблеми каскаду Дніпровських водосховищ [231], оскільки на території КСЕЗ 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 був піднятий рівень поверхні води у Дніпрі, що надало можливість судам вільно рухатись в місцевостях, де розташовані 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 мілинних ділянок (табл. 4.1),

мають невисокі перепади рівнів верхнього та нижнього б'єфів.

Таблиця 4.1 – Характеристики каскаду Дніпровських водосховищ [237]

Водосховища	Київське	Канівське	Кременчуцьке	Дніродзежинське	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 місцевості, де знаходилися населені пункти, аграрні комплекси по виробництву рослинної та тваринної продукції, цвинтарі та інш.;
- 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, 238] (рис. 4.2).



Рисунок 4.2 – Космічна фотографія фрагменту Кременчуцького водосховища у період масового розвитку СЗВ (серпень 2016 р.)

Чинником, що спричиняє «цвітіння» водойм, є активність Сонця. Встановлено [239], 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 водою.

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 залежить від глибини водосховищ. Таким чином за рахунок впливу вітру синьо-зелені водорості (рис. 4.3) 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 і прискорення розвитку водоростей.



Рисунок 4.3 – 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. У водоймах із вищою водною рослинністю у наслідок «цвітіння» спостерігається;

– 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 спричиняє загибель різних порід риб;

– розкладання загиблої риби створює додаткову екологічну небезпеку;

– замулюються та втрачають свої функції піщані рекреаційні зони;

– завдяки розкладанню водоростей водосховища перетворюються на джерело небезпечного мікробіологічного забруднення.

Катастрофічне зменшення вмісту кисню у воді підтверджується результатами [240], 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 [241] 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. Це є причиною погіршення процесу нересту, виникнення хворб у риб, зараження їх паразитами. Аналогічні проблеми

виникають у випадку потрапляння у водну хімічних речовин, що використовуються у сільському господарстві [242];

- зростання солоності води унаслідок збільшення поверхні водяного дзеркала, що призвело до інтенсифікації процесів випаровування; .
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 [243];

- 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 [244].

На основі проведеного аналізу представлена схема формування екологічної небезпеки в частинах акваторій Дніпровських водосховищ, що розташовані на території Кременчуцької СЕЗ (рис. 4.4).

Техногенні чинники Прояви екологічної небезпеки Технологічні чинники

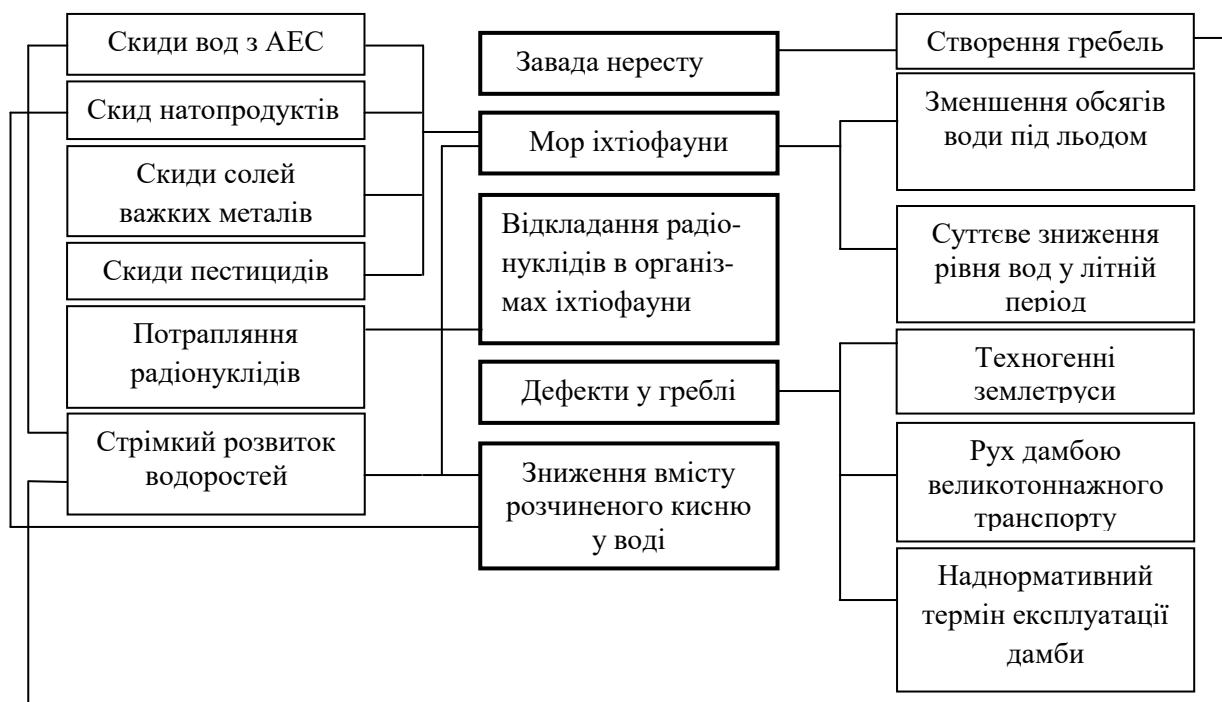


Рисунок 4.4 – Схема формування екологічної небезпеки в акваторіях Дніпровських водосховищ на території КСЕС

Аналіз рис. 4.4 свідчить про суттєвий вплив донних відкладень техногенного походження, екстремальних природних чинників та масового неконтрольованого розвитку синьо-зелених водоростей [245].

У теперішній час поступово ушкоджується гребля ГЕС, оскільки гарантований строк експлуатації конструкцій спливає. Негативний вплив здійснюють техногенні землетруси, джерелом яких є кар'єр із видобутку граніту вибуховим способом. У випадку порушення цілісності греблі наслідки можуть бути катастрофічними та великомасштабними.

На основі теоретичних положень, викладених у підрозділі 3.3 дисертації, проведено моніторингові дослідження станів екологічної небезпеки, пов'язаної із техногенними землетрусами. У результаті встановлено [246] 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 залізородний). 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. Довготривале функціонування кар'єрів призвело до накопичення 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.

Характерними для об'єктів КСЕЗ є ландшафтотрансформуючі процеси. Котловани кар'єрів сягають глибини 100м, при цьому перерізаються водоносні горизонти. Значні обсяги води надходять в котлован 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 руйнівної дії на міст практично не здійснюють. Однак, довготривала (близько п'ятдесяти років) їх дія сприяла 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 КСЕЗ та акваторії р. Дніпро, затопленні територій. Існує можливість транскордонного поширення небезпеки [247].

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 [248]. Враховуючи те, що останнім часом обсяги промислового виробництва на основних техногенних об'єктах КремСЕЗ суттєво скоротилися, їх антропогенний вплив (викиди та скиди шкідливих речовин) помітно знизився. Про це свідчить стійке зниження значень приземних концентрацій нижче ГДК у всіх зонах функціонування екологічної небезпеки КремСЕЗ. З цієї причини ми не будемо детально аналізувати джерела викидів промислових об'єктів,

звертаємо основну увагу на специфічних чинниках формування екологічної небезпеки, відображених на рис 4.1.

4.3. Оцінка стану екологічної небезпеки на основі визначення ступеня ушкодження рослин та зміни властивостей ґрунтів. Важливим показником рівня екологічної безпеки є ушкодження рослин та ґрунтів, які інтенсивно накопичують шкідливі речовини і сигналізують про незадовільну екологічну ситуацію в соціально-економічній зоні.

Стан ґрунтів промислових районів вивчався науковцями, зокрема [249–251], вплив аеротехногенних забруднювачів на рослинність досліджувався у [252, 253], в [245] аналізувався показник забруднення атмосферного повітря. Ми вивчали деградацію ґрунтово-рослинного покриву як критерій стану екологічної небезпеки під впливом накопичення важких металів у листі дерев, кислотній деградації та дегуміфікації ґрунту, пошкодженні листя та хвої рослин.

Дослідження проводилися нами [255] у центральній зоні формування екологічної небезпеки КСЕЗ (за класифікацією, що наведена 4.1.2. дисертації), де має місце комплексний вплив промислових об'єктів та транспорту. Визначення ступеня забруднення ґрунту сполуками важких металів здійснена із використанням коефіцієнтів їх концентрування:

$$K_c = \frac{C}{C_{cp}}, \quad (4.1)$$

де C – фактична концентрація; C_{cp} – середня фонова концентрація.

Загальний рівень забруднення важкими металами визначаємо з використанням сумарного показника 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 [251], 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 «поставщиками» сполук важких металів до атмосферного повітря є підприємства 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. 4.5.

Досить високий рівень накопичення (у порівнянні із іншими металами) має мідь ($K_C=1,6$). Від джерел викидів шкідливі речовини переносяться на значну відстань, більша їх частина випадає в 1–3 км від джерел. У ґрунті відбувається перетворення оксидів міді в гідроксиди, розчинення їх і адсорбція катіонів, утворення сполук із органічними речовинами ґрунту.

Концентрування сполук міді (рис.4.5) у ґрунтах поблизу джерел викидів менше, ніж на відстані 1,5км. Зокрема у 2009 р. вміст сполук міді у ґрунті безпосередньо біля джерела у 5 разів нижчий, ніж на віддаленні від нього. Таким чином, підвищене концентрування сполук важких металів у ґрунті може спостерігатися на відносно великій відстані від джерела викиду.

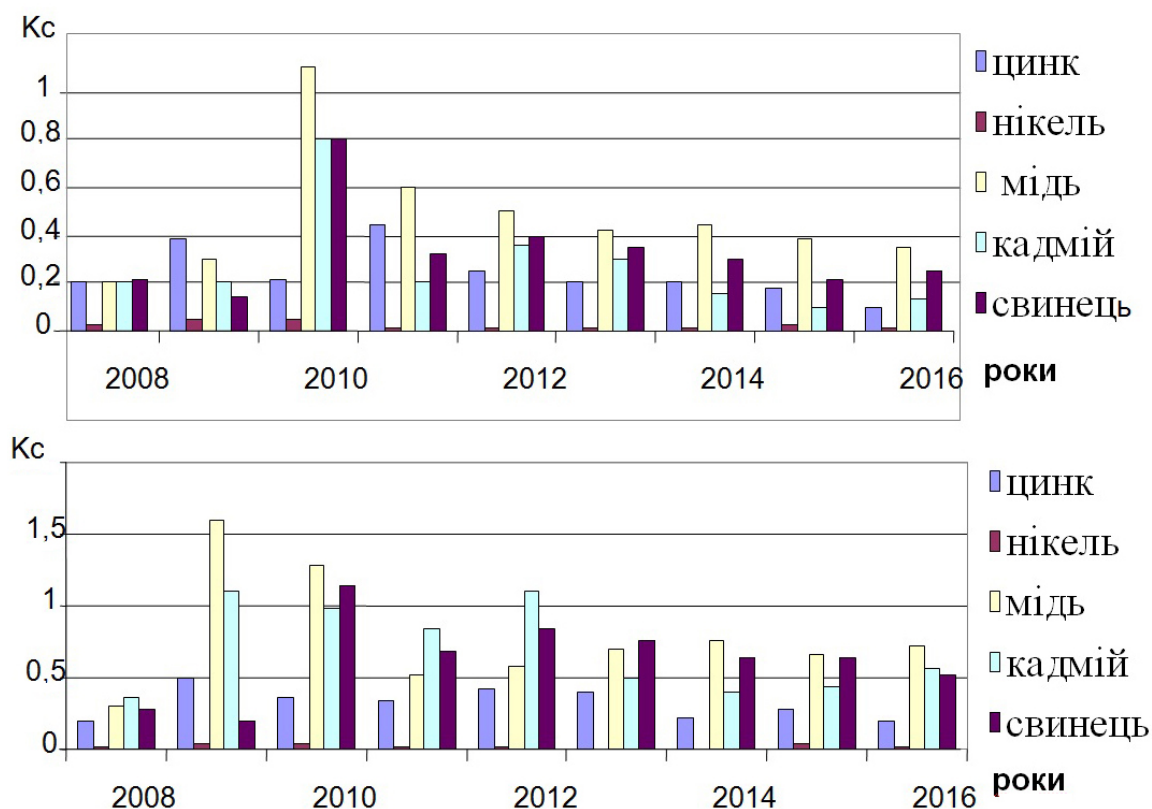


Рисунок 4.5 – Динаміка зміни у часі коефіцієнтів накопичення сполук важких металів у ґрунті: безпосередньо біля джерела викидів (а), на відстані 1,5км (б)

Поміж досліджуваних важких металів важливе місце посідає кадмій. Вміст його (як і інших важких металів) у ґрунтах залежить від типу породи. Основними джерелами надходження сполук кадмію у компоненти довкілля в Кременчуцькій СЕЗ крім промислових підприємств є автомобільний транспорт. Кадмій подібний до цинк по хімічним властивостям, в той же час відрізняється більшою рухомістю і доступністю для рослин. У ґрунтового розчині метал присутній у вигляді іонів Cd^{2+} , рухомість яких у ґрунті залежить від типу середовища та окисно-відновного потенціалу. Із рис. 4.5 видно, що краще проходить розсіювання кадмію, ніж для його накопичення. Хоча K_c приймає не високі значення ($\max K_c=1,1$), в той же час, враховуючи відносно високу його токсичність, констатуємо негативний вплив сполук кадмію на ґрунти в КСЕЗ.

Також встановлено, що концентрування цинку та свинцю незначне ($K_c < 1$). Слід зазначити, що цинк інтенсивно накопичується у ґрунті та водному середовищі і досить повільно виводиться. На концентрування сполук цинку суттєво впливають як антропогенні, так і природні фактори. Із літературних дани відомо, що максимальний вміст цинку має місце в низинах та рівнинах, де дощова вода слабо проникає у ґрунт та випаровується. При надходженні сполук цинку на поверхню вони накопичуються у товщі ґрунту, особливо у верхньому гумусово-аккумулятивному прошарку, і повільно видаляється під впливом ерозії, вилуговування та споживання рослинами. Відмітимо, що іони свинцю виявляють найменшу рухливість серед важких металів. При високих значеннях рН розчинність свинцю достатньо мала. За таких умов свинець осідає в ґрунтах у вигляді гідроксиду, фосфату або карбонату. Накопичення свинцю в поверхневому прошарку пов'язане перш за все з нагромадженням органічних речовин. Прошарок акумулювання гумусу фактично є сорбційним геохімічним бар'єром, де осідають сполуки важких металів, у тому числі й свинець. Аналізуючи рис. 4.5 відмічаємо підвищений вміст свинцю саме у 2010 р., що, може пояснюватися дією природних чинників (значною спекою та посушливістю). Останні фактори створювали несприятливі умови для поширення сполук та викликали їх накопичення у ґрунті.

Задля встановлення стану екологічної небезпеки від забруднення важкими металами за формулою (4.2) визначені сумарні показники забруднення ґрунту Z_c . Із рис. 4.5 видно, що на протязі періоду досліджень (2008-2016 роки) максимальне значення показника Z_c складає 1,7, тобто має місце незначний рівень екологічної небезпеки.

Інтенсивність міграції важких металів в значній мірі залежить від властивостей ґрунту, в першу чергу від кислотно-лужних умов, на які впливає забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Результати наших досліджень свідчать про кислотну деградацію ґрунту в зонах антропогенного впливу, а саме біля автомобільних магістралей, де спостерігається суттєвий рівень забруднення атмосферного повітря. У населених пунктах часто ситуація

ускладнюється незадовільним провітрюванням вулиць та недостатньою кількістю деревно-чагарникових насаджень. Зауважимо, що у селитебній забудові показник рН менше відрізняється від норми. За результатами експериментальних вимірювань (рис. 4.6) встановлено значення кислотності ґрунту на рівні 5,4 - 5,5, тобто ґрунти відносяться до категорії слабо-кислі. Для більшої частини району дослідження характерні ґрунти категорії "близькі до нейтральних" (показник рН в межах 5,5-6,0).

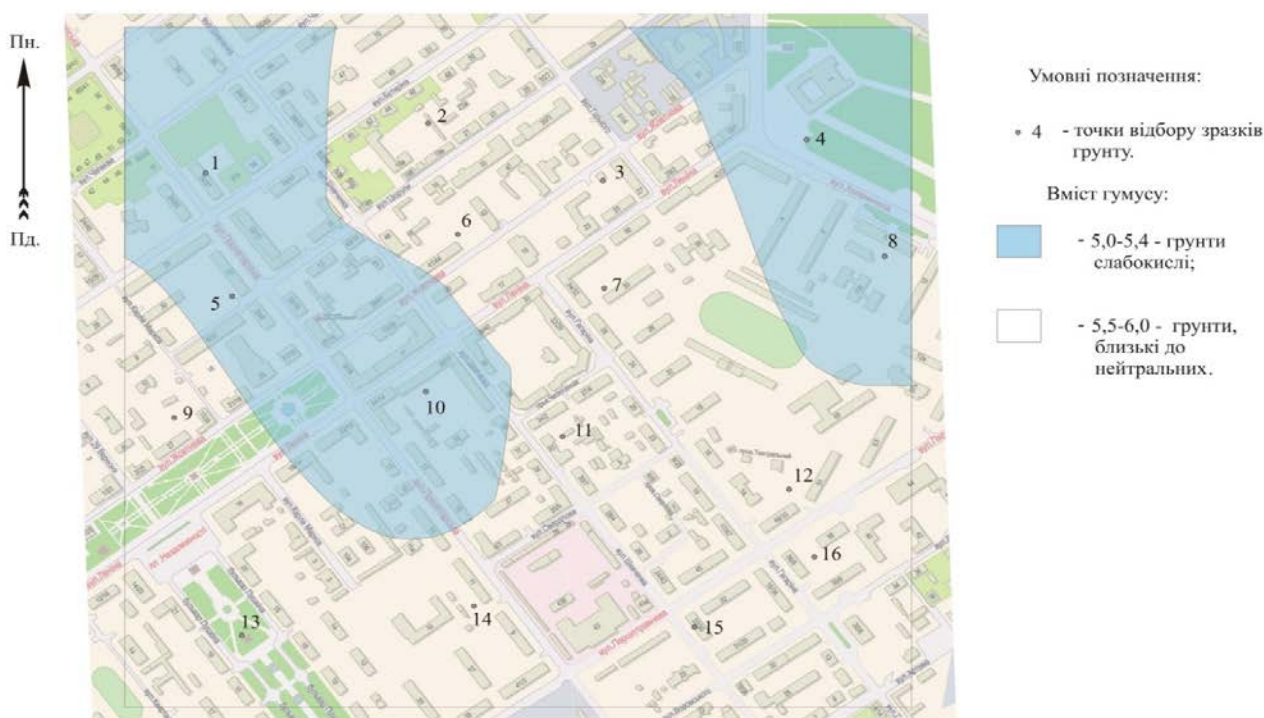


Рисунок 4.6 – Характеристика рН ґрунту у центральній частині КСЕЗ

Відомо, що підвищення кислотності ґрунту впливає на його властивості, сповільнює «роботу» мікроорганізмів, у наслідок процесу мінералізації та гуміфікації гальмуються. Паралельно в ґрунті проходить декальцинація, що також призводить до втрати гумусу. За результатами вивчення гумусності ґрунтів центральної частини КСЕЗ встановлено, що показник гумусності в 2–4 рази нижчий, ніж у фонових районах. Таким чином, встановлена залежність показника гумусності від антропогенних чинників (в першу чергу від

несприятливої позиційності джерел забруднення атмосферного повітря та водного середовища).

З метою оцінювання ступеня накопичення важких металів у листях дерев ми визначали значення коефіцієнтів місцевого накопичення важких металів, що є відношенням їх фактичних концентрацій до відповідних фонових показників. Результати відображено у таблиці 4.2. Найвищий ступінь накопичення (табл. 4.2) характерний для заліза, що пояснюється його суттєвою присутністю у промислових викидах підприємств району досліджень. Встановлено, що у переважаючої кількості видів дерев залізо накопичується в обсягах, що перевищують фонові показники. Максимальний його вміст характерний для тополі ($K_c=2,6$), клена ($K_c=2,2-2,3$). Мінімальне накопичення заліза спостерігається у вишні ($K_c=0,8$), горобині ($K_c=0,7$), вербі ($K_c=0,4$).

Таблиця 4.2 – Розподіл порід дерев за величиною коефіцієнтів концентрації важких металів у їх листі

Робінія :Fe < Pb < Cu < Mn	Черемха: Fe < Pb, Cu < Mn
Шовковиця: Fe, Cu < Pb < Mn	Береза: Pb<Fe<Cu< Mn
Абрикос: Fe < Pb < Cu < Mn	Вишня: Pb < Fe < Cu < Mn
Тополя: Fe < Cu < Mn < Pb	Клен ясенелистий: Fe < Pb < Mn < Cu
Чубушник : Fe < Pb < Cu<Mn	Клен гостролистий: Fe<Pb< Cu < Mn
Горобина: Fe, Pb < Cu < Mn	Верба:Pb< Cu< Fe < Mn

Відмічаємо, що марганець слабо (порівняно із залізом) накопичується у листі дерев, за виключенням кленів ($K_c=1,4-1,5$), що корелює з його незначною рухливістю у ґрунтах. Мінімальні значення показників накопичення ($K_c=0,2$) є характерними для черемхи та чубушника.

Максимальний вміст міді виявлений у клену ($K_c=1,4-1,7$), шовковиці ($K_c=1,6$), робінії ($K_c=1,2$). У листі горобини вміст відповідає значенню фонові концентрації, для інших видів дерев цей показник знаходиться у межах 0,6 -0,9.

Ми вважаємо, що частина сполук міді у ґрунті є нерухомою, оскільки пов'язана із гумусовими кислотами, вони не поглинається рослинами.

Щодо сполук свинцю загалом найвищі рівні накопичення характерні для кленів ($K_c=1,8-1,9$), вишні ($K_c=1,8$), берези ($K_c=1,4$). Для інших рослини (такі як шовковиця, абрикос) вмістит свинцю відповідає фоновим концентраціям.

Нами визначено сумарний показник забруднення листя дерев сполуками важких металів (рис. 4.7). Найвище значення цього параметру відмічено у клена ($Z_c=4,0-4,2$), що з урахуванням наведених вище результатів свідчить про незначний рівень забруднення довкілля [256].

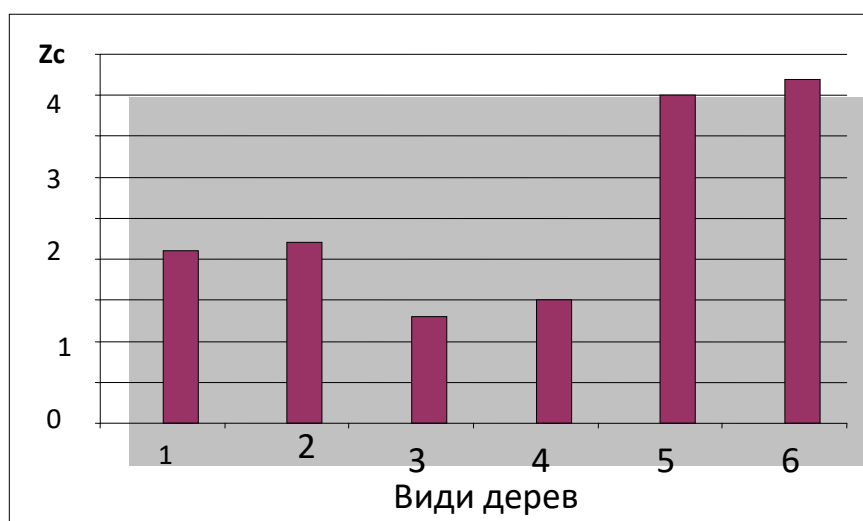


Рисунок 4.7 – Сумарний показник забруднення рослинності Z_c сполуками важких металів у центральній частині КСЕЗ (1 – робінія; 2 – шовковиця; 3– абрикос; 4 – береза; 5,6 – клен ясенелистий та гостролистий)

Ми порівняли значення показників концентрацій сполук важких металів у листі дерев із гранично допустимими значеннями. Підтверджено максимальне перевищення ГДК для міді. Для сполук марганцю та свинцю перевищення ГДК не виявлено.

Значення показників K_c та кратність перевищення ГДК корелюють – їх максимуми характерні для заліза і міді.

Максимальне перевищення ГДК спостерігалось для кленів ясенелистого та гостролистого щодо міді – у 1,2 і 1,5 раз, щодо залізу – у 1,2 раз, відповідно. Листя деяких інших дерев накопичували мідь або залізо у концентраціях, що перевищують ГДК (щодо робінії, шовковиці, кленів ясенелистого та гостролистого для міді - 1,1–1,5 ГДК, щодо заліза для тополі - 1,3 ГДК).

Територія із максимальним пошкодженням листя тополі знаходиться у зоні впливу автомобільної магістралі з інтенсивним рухом транспорту (рис. 4.8). Щільна багатоповерхова забудова, слабка провітрюваність вулиць пригнічує розсіювання відпрацьованих газів автомобілів. Слід відмітити, що у північно-східній та західній частинах КСЕЗ, де автотранспортний вплив не значний, зафіксовано пошкодження листя, що не перевищує 5 %.

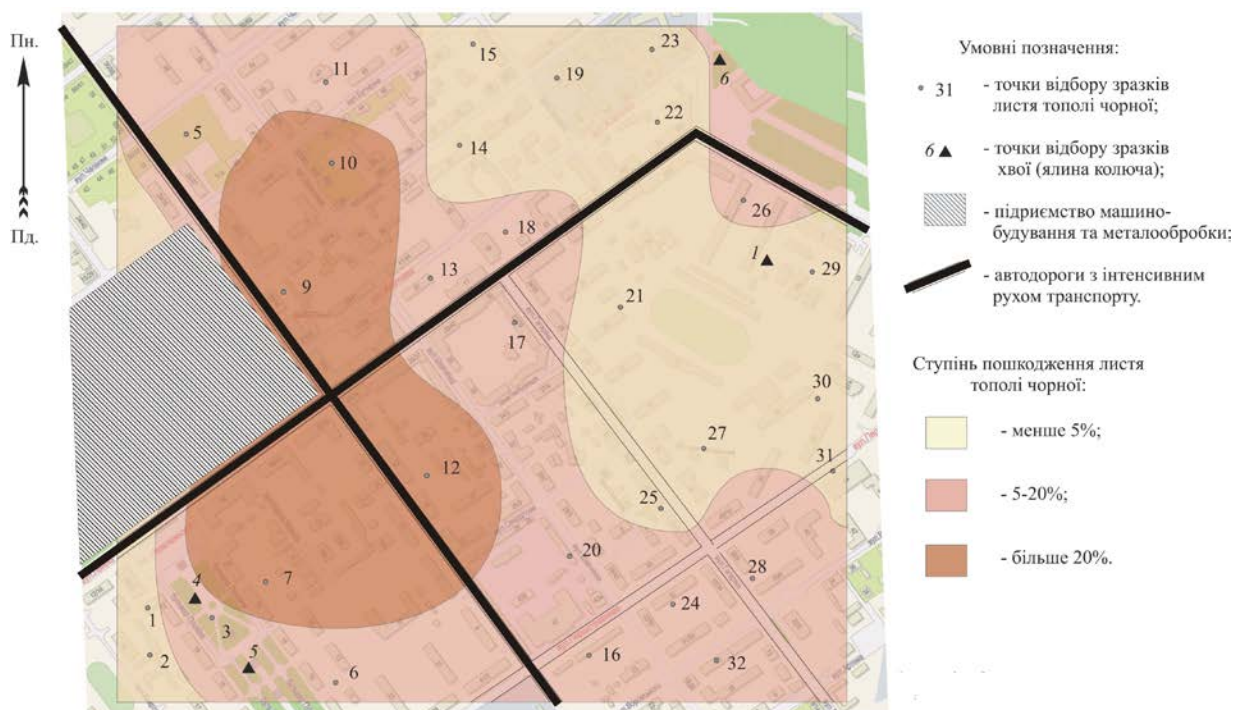


Рисунок 4.8 – Просторове розташуванням об'єктів антропогенного навантаження та зон із різним ступенем пошкодження листя

Паралельно вивчався екологічний стан хвойних рослин, який оцінювався за площею уражених хвоїнок. Значення індексу пошкодження хвої наведено у табл. 4.3

Таблиця 4.3 – Значення індексу пошкодження (%) хвої ялини у центральній частині КСЕЗ

Сторона ялини	Точки відбору зразків, які позначені точками на рис. 4.8					
	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

За результатами аналізу констатуємо, що максимум індексу пошкодження хвої (52 %) спостерігається на перехресті вулиць з інтенсивним автомобільним рухом (поблизу підприємства машинобудування та металообробки). Вказане значення індексу перевищує таке для листя тополі, що може бути пов'язаним з особливостями структури листяних та хвойних дерев.

Встановлено закономірності пошкодження хвої для різних сторін крони: найвищий рівень пошкодження спостерігався з того боку, де має місце максимальний вплив атмосферного забруднення. Найвище значення індексу пошкодження хвої характерно для східної (43,5 %) та північної (13,8 %) частин крони.

Відмічаємо, що у центральній частині КСЕЗ, де має місце максимальний ступінь пошкодження листя тополі, результати дослідження хвої також свідчать про підвищений техногенний вплив. Таким чином констатуємо однотипність впливу на стан листяних та хвойних рослин антропогенних чинників.

Резюмуючи, відзначаємо, що за результатами дослідження науково обґрунтована доцільність використання ступеню пошкодження ґрунтово-рослинного покриву як складової моніторингу стану формованої екологічної безпеки у техногенно навантаженій СЕЗ.

4.4. 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 [257] Кременчуцької соціально-економічної зони, оскільки діти мають високу чутливість до сформованої екологічної небезпеки; вони не змінюють місця свого знаходження у часі – знаходяться постійно у зоні з певним техногенним навантаженнями.

Для цілей досліджень, результат яких презентуються у цьому розділі, 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, яка відслідковує стан здоров'я мешканців; пости контролю забруднення атмосферного розміщені в кожному СТР.

Розглянемо складову екологічної небезпеки, що формується забрудненням атмосферного повітря. У дослідженнях ми абстрагувалися від інших антропогенних та соціально-економічних чинників на основі наступних чинників: а) діти в значній мірі чутливі до стану атмосферного повітря [258]; б) соціальні умови та спосіб життя в середньому у СТР досить близькі; в) природні умови практично ідентичні; г) інтенсивність впливу шуму, радіації, електромагнітних випромінювань та інших фізичних чинників в цілому у СТР мало відрізняються.

Для аналізу ми використовували такі характеристики [259]:

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 складової екологічної безпеки;

γ_j – коефіцієнт приведення j -го виду небезпеки;

J_j – показник техногенної складової екологічної 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 небезпек 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_B та $ПДК_B$ – реальна та гранично допустима концентрація B -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. 4.9), відзначаємо їх якісну подібність (збіг у часі тенденцій наростання та зменшення, а також локальних екстремумів).

Проаналізувавши ситуацію у різних СТР (як приклад на рис. 4.10 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.

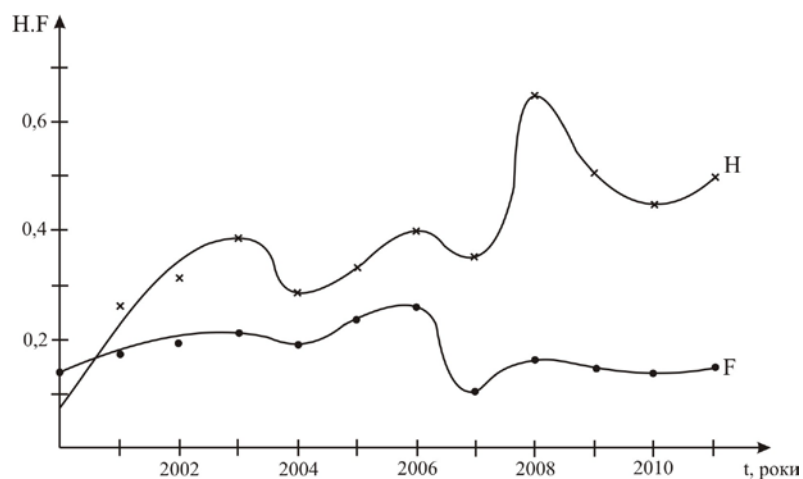


Рисунок 4.9 – Залежності від часу показників стану екологічної безпеки (F) та здоров'я населення (H) по Кременчуцькій соціально-економічній зоні

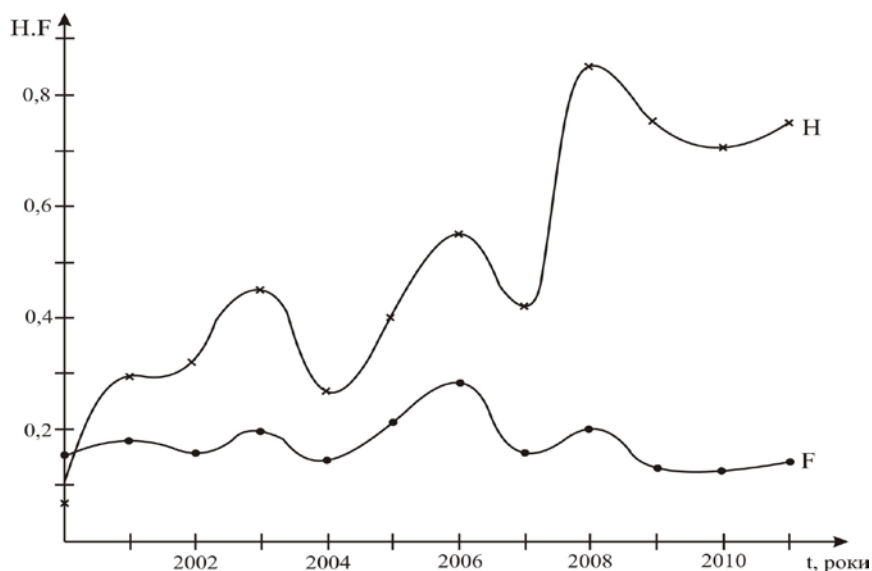


Рисунок 4.10 – Зміна за роками показників H та F у центральному соціально-техногенному районі КСЕЗ

У Автозаводському СТР (рис. 4.11) кореляції не виявлено ($r = 0,1$). 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.

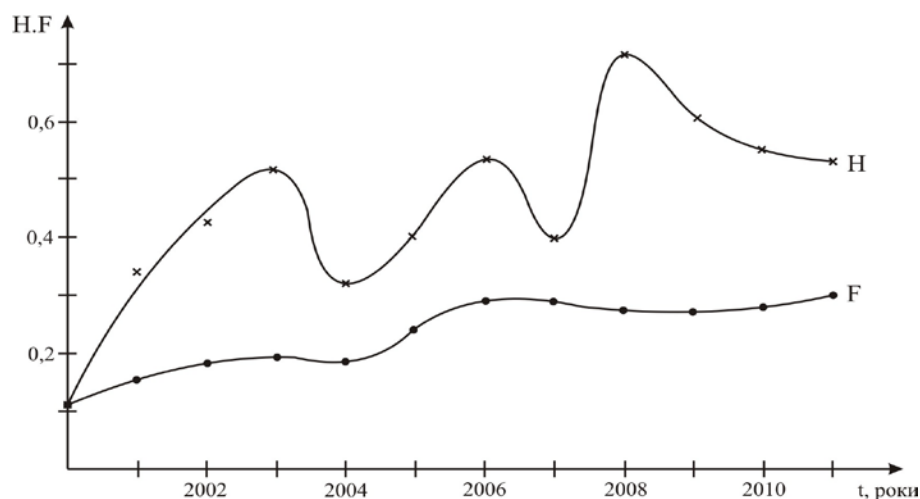


Рисунок 4.11 – Зміни за роками показників Н та F для Автозаводського СТР

Проаналізовано попарно залежності $C_{cp} = C(t)$ і $P = P(t)$ для всіх контрольованих шкідливих речовин та обраних груп хвороб. Як приклад, на рис. 4.12 [162] наведена одна із таких пар залежностей.

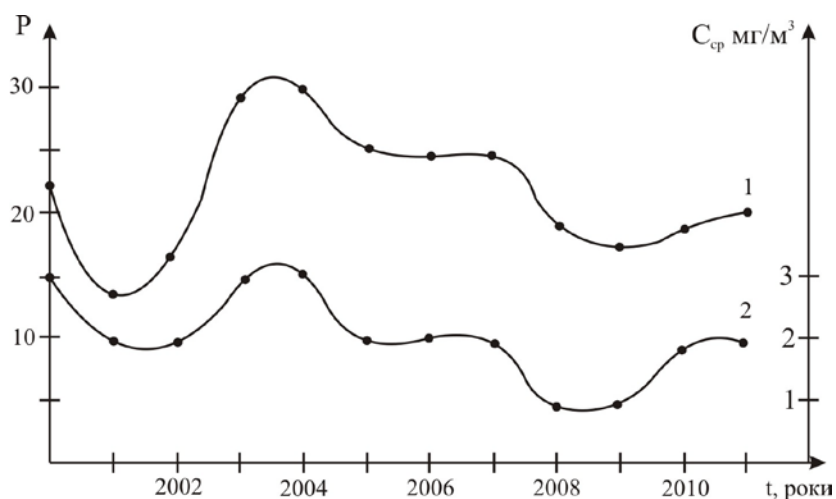


Рисунок 4.12 – Зміна за роками показника захворюваності (P) за хворобами органів дихання (1) і середньої концентрації пилу (2) для третього СТР Кременчуцької соціально-економічної зони

Відзначаємо якісну подібність залежностей. Достовірність інформації перевірена із застосуванням критерію Стюдента та методу спрямлених діаграм.

Встановлення кореляційних зв'язків між експериментально визначеними величинами проведено за допомогою методу, викладеного в [260]. В одновимірній моделі, що має місце у нашому випадку, використані парні коефіцієнти кореляції, які визначаються так:

$$r_{xy} = \frac{T \sum_{i,j=1}^T x_i y_i - \sum_{i=1}^T x_i \sum_{j=1}^T y_j}{\sqrt{\left(T \sum_{i=1}^T x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^T x_i \right)^2 \right) \left(T \sum_{j=1}^T y_j^2 - \left(\sum_{j=1}^T y_j \right)^2 \right)}}, \quad (4.8)$$

де x – незалежна змінна – середня річна концентрація $C_{\text{ср}}$ певної шкідливої речовини;

y – імовірно залежна змінна – показник захворюваності P ;

T – кількість інтервалів змінних.

У результаті розрахунків за формулою (4.8) отримані достатньо високі значення коефіцієнтів парної кореляції 0,77 і 0,92 для третього та четвертого СТР [261].

Таким чином, слід констатувати, що встановлена відповідність між поширеністю хвороб органів дихання та проявами екологічної небезпеки, пов'язаної з забрудненням атмосферного повітря пилом, у північному (III) та південному (IV) СТР [262]. Саме в цих районах розміщені найбільш потужні джерела забруднення атмосферного повітря (параграф 4.1.2 дисертації). У центральному СТР такої відповідності не встановлено, що викликано, 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 відповідність результатів інструментальних вимірювань з даними опитування населення та спостережень [263]. Більш детально вказаний аспект проаналізовано у підрозділі 5.4 дисертації.

4.5. Оцінка стану екологічної безпеки водосховищ Дніпровського каскаду шляхом застосування параметрів радіємності. Для опису водних складових СЕЗ використовуємо параметр радіємності [197]. Під радіємністю ми розуміємо максимальну кількість радіонуклідів, котра за своїм впливом ще не здатна порушити основні функції біоти. Цей параметр ми розглядаємо як «екологічний термометром», що визначає стан біоти та бути мірою для оцінки впливу різних природно-антропогенних чинників [219]. Характер взаємодії різних чинників в динаміці росту біоти в екосистемах змінюється від синергізму до антагонізму [220]..

Слід відзначити, що розподіл цього параметру відчутно реагує на зміни зовнішніх чинників а також на різні типи забруднювачів (теплові скиди, опромінення, хімічні поллютанти та інш.). Такий підхід, що підтверджується результатами досліджень [221], 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 радіоємності визначає частку радіонуклідів, що утримуються в біотичних та абіотичних компонентах екосистеми.

Розглянемо особливості комплексної дії на біоту фізичних та хімічних чинників різного генезису. 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 радіоємності екосистеми. Мова йде про визначення міри кількісної оцінки синергізму або антогонізму дії різних чинників на біоту екосистеми. Коефіцієнт синергізму P визначається так:

$$P = \frac{S_{Cd+опр}}{S_{Cd}S_{опр}} S_0, \quad (4.9)$$

де S_0 – відношення факторів радіоємності 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 радіоємності для незалежних впливів кожного із них.

Якщо $P = 1$, то синергізм в дії різних чинників на параметри радіоємності 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. Поведінку біоти в екосистемі доцільно характеризувати шляхом врахування здатності поглинати елементи живлення (такі як наприклад калій, що приймає участь в фізіологічних процесах). Так зміни поглинання рослинами ^{137}Cs , який є аналогом калію, можуть відображати стан екосистеми.

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 [222].

Ми розглядаємо радіємність як «екологічний термометр», що вимірює стан та благополуччя біоти. Проаналізуємо станів екологічної безпеки водосховищ Дніпровського каскаду шляхом оцінювання параметрів радіємності.

У результаті аварії на Чорнобильській АЕС відбулося забруднення значних територій Білорусі, України та Росії [316, 317]. Майже всі забруднені території розташовані на водозабірній площі Дніпра, тому в результаті поверхневого стоку радіонукліди потрапляють у каскад Дніпровських водосховищ.

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 річного об'єму. Тому каскад можна розглядати як систему водойм, які досить повільно обмінюються водою. До такої системи можуть бути застосовані методи оцінювання радіємності, запропоновані нами у [197] для оцінювання радіємності простих каскадних систем водойм. Основні параметри та характеристики Дніпровських водосховищ (із використанням даних підрозділу 4.2 дисертації), також

розрахункові параметри фактора радіоємності водосховищ відносно радіонукліда ^{137}Cs наведені в табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Параметри водосховищ Дніпровського каскаду щодо ^{137}Cs

Водосховище	Площа, км ²	Об'єм, км ³	Середня глибина, м	Товщина мулу, см	K_n (вода–донні відклади)	Фактор радіоємності
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 для кожного водосховища характерним є невисокі величини фактора радіоємності, максимальне – для Кременчуцького. Виходячи з того, що Дніпровські водосховища повільно обмінюються водою, застосовуємо до каскаду водосховищ формулу розрахунку загальної радіоємності («фактор радіоємності») [197]:

$$F = \frac{Kh}{H + Kh}, \quad (4.10)$$

де K – коефіцієнт нагромадження в системі «вода–донні відклади»; h – товщина сорбуючого шару в мулах; H – середня глибина водойми, а 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 радіоємності біотичної складової водойми оцінюємо за формулою [197]:

$$F_6 = \frac{PKH}{H + kh + PKH}, \quad (4.11)$$

де P – густина біомаси; K – коефіцієнт нагромадження «вода–біота».

Розрахунок за формулою (4.10) дає значення фактору радіємності каскаду $F_k = 0,9994$, який значно вищий, ніж для Кременчуцького водосховища.

Результати оцінки за формулами (4.10 та 4.11) стали підставою для прогнозу, 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 два-три порядки.

Для іншого важливого радіонукліда (^{90}Sr) ситуація суттєво відрізняється – значення фактора радіємності каскаду складає 0,2–0,3, при якому в донних відкладеннях відсутнє накопичення стронцію.

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 кадмію (Cd) подібна зміні біологічного параметра (швидкості росту). Таким чином, поведінка в екосистемі трасера ^{137}Cs (як аналога калія - елемента мінерального живлення) відображає стан біоти. Резюмуючи констатуємо, що чим вище здатність біоти накопичувати трасер, тим вище надійність біоти.

Відомо, що у наслідок аварії на ЧАЕС трасер ^{137}Cs поширився на велику територію. 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 [319 – 321]. Поведінка трасера може виконувати функцію «екологічного градусника» під час

оцінювання стану та надійності біоти. Зниження рН у водній екосистемі призводить до десорбції радіонуклідів, що знижує радіємність біоти і збільшує концентрацію трасера у водному середовищі.

Результати досліджень [197], проведених на біоті екосистем, дозволили встановити ліміти допустимих дозових навантажень на біоту: зокрема 4 Гр/рік для рослин і гідробіонтів та 0,4 Гр/рік для тварин. Були застосовані дозові коефіцієнти Б. Аміро [318], у результаті констатовано, що вміст ^{137}Cs у біоті здатен створити критичну дозу в 4 Гр/рік. В [322] показано, що в діапазоні доз 0-4 Гр надійність здатна змінюватися лінійно від 1 до 0. Таким чином, параметр радіємності може слугувати мірою надійності біоти в будь-якій екосистемі.

Нами [197] розглянуто два варіанти степеня надійності водосховищ Дніпровського каскаду щодо утримання радіонуклідів, результати наведені в табл. 4.5 - 4.8.

Загальна надійність та радіємність каскаду оцінена за формулою :

$$F_{\text{каскаду}} = 1 - \prod (1 - F_i). \quad (4.12)$$

Таблиця 4.5 – 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. 4.5 робимо висновок, що утримувальна здатність каскаду помітно більша (у 33 рази) за наявності біоти, здатної до адаптації.

Таблиця 4.6 – 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 .

Аналізуючи табл. 4.6 відмічаємо, що утримувальна здатність каскаду водосховищ більша у 21 рази у присутності біоти, здатної до адаптації в умовах синергитичного впливу.

Таблиця 4.7 – 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. 4.7 робимо висновок, що утримувальна здатність каскаду помітно більша (у сім разів) в умовах наявності біоти, здатної до адаптації.

Таблиця 4.8 – 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. 4.8 констатуємо, що утримувальна здатність каскаду у 6 разів вища в присутності біоти, що здатна до адаптації за участю важкого металу кадмію.

Розраховано також ступінь надійності водосховищ Дніпровського каскаду щодо утримання в його компонентах радіонуклідів з(Додаток Н).

4.6. Висновки до розділу 4

Проведено моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрфільної екологічної небезпеки на прикладі Кременчуцької соціально-економічної зони (КСЕЗ), яка характеризується комплексним впливом техногенного вантаженням у сукупності із і природно-антропогенними чинниками. Костатовано, що останнім часом рівень забруднення атмосферного повітря від основних техногенних об'єктів КСЕЗ суттєво знизився завдяки скороченню обсягів промислового виробництва. Про це свідчить зниження

значень приземних концентрацій нижче ГДК у всіх зонах функціонування екологічної безпеки КСЕЗ.

Встановлено, що основними специфічними наслідками проявів екологічної безпеки є суттєве погіршення показників якості підземних та поверхневих вод унаслідок забруднення шкідливими речовинами; ушкодження споруд під впливом техногенних землетрусів; погіршення хіміко-бактеріологічних та органолептичних параметрів вод у наземних природно-антропогенних об'єктах гідросфери.

Здійснено просторову (зони з різним ступенем антропогенного навантаження) та галузеву (об'єкти, що характеризуються близькими технологічними умовами впливу на довкілля) диференціацію формування екологічної безпеки в межах КСЕЗ. Проаналізовані основні чинники порушення станів екологічної безпеки у природно-антропогенних водоймах.

Обґрунтована можливість використання показників зміни хіміко-біологічного стану ґрунту та деревно-чагарникового покриву у якості складової моніторингу екологічної безпеки. Встановлено залежність ступеня кислотнолужної зміни стану ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря. Виявлено максимальне накопичення саме сполук заліза у листі більшості порід дерев, що корелює із показниками викидів техногенними об'єктами. В КСЕЗ становлено відповідність між просторовим розташуванням зон високого ушкодженнями листя і хвої дерев та зон максимального техногенного впливу.

Проаналізовано показники захворюваності дитячо-юнацької частини населення КСЕЗ у зонах із різним рівнем техногенного навантаження. Встановлена відповідність між поширеністю певних хвороб та проявами екологічної безпеки.

Встановлено, що найвище значення параметра радіємності (як індикатора стану екологічної безпеки) характерне для Кременчуцького водосховища.

Матеріал розділу викладено у публікаціях автора [162, 164,167, 233-236, 238,241-248, 255,259, 261, 263,322].

РОЗДІЛ 5

АНАЛІТИКО-ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ СПОСОБІВ ТА ЗАСОБІВ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

5.1 Використання мікрводоростей із природно-антропогенних об'єктів гідросфери

5.1.1. Вплив кавітаційних технологій на ефективність вилучення енергоносіїв у результаті процесу утилізації мікрводоростей. 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 [264].

Певні одноклітинні водорості мають у своєму складі відносно велику ліпідну фазу і тому можуть бути використані для виробництва біодизельного палива. Деякі види водоростей можуть мати вміст ліпідів до 40%, проте в природних умовах кількість таких водоростей у водоймах незначна. Змішані культури одноклітинних водоростей та синьо-зелених водоростей зазвичай мають вміст ліпідів нижче 15% [265]. Деякі науковці, наприклад [266-268] обґрунтовували можливість отримання із СЗВ біопалива другого (біометан) і третього (біоетанол або біодизельне паливо) покоління.

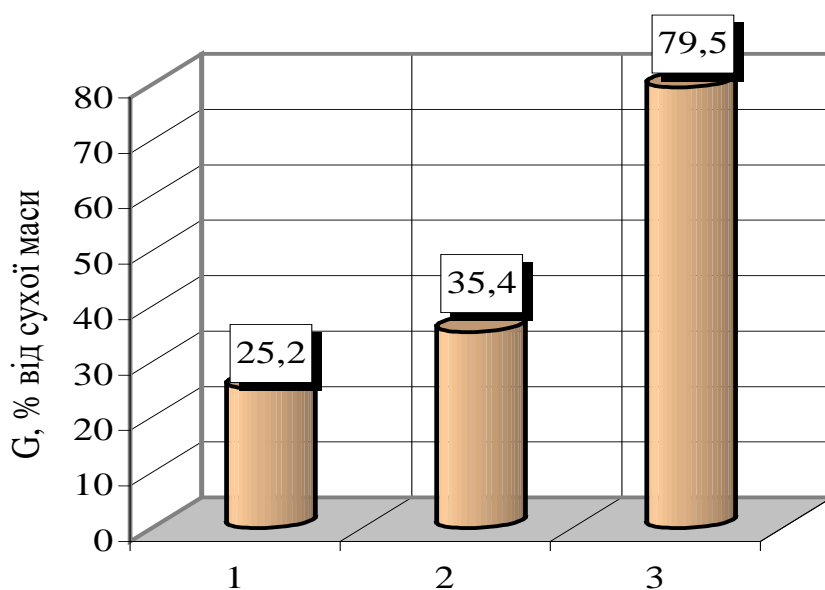
Науковим колективом за участю дисертанта проведено [269] дослідження процесу виробництва енергоносіїв, для одержання яких використовувались синьо-зелені водорості, відібрані із Кременчуцького водосховища біля греблі ГЕС [270]. Для інтенсифікації процесу анаеробного розкладу відібраний матеріал перемішували з активним мулом з очисних споруд, який вміщує анаеробні бактерії в значній кількості. Значення рН корегували до 7,5 шляхом додавання незначної кількості розчину NaOH [269].

Враховуючи те, що синьозеленим водоростям притаманна щільна клітинна мембрана, екстрагування та біологічний розклад проходять з невисокою інтенсивністю. Для руйнування клітинної мембрани ми застосували

кавітаційний метод, при якому з'являються зони високого та низького тиску, які спонукають руйнування мембран клітин. Ми використовували два види кавітації: акустичної та гідродинамічної [270].

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 (пункт 2.3.2.2) дисертації.

Обробка водоростевої біомаси у ротаційному та в ультразвуковому кавітаторах проводилася згідно методик, детально висвітлених у пункті 2.3.2.1 дисертації. Ефективність вилучення ліпідів визначалась згідно методики, викладеної у пункті 2.3.2.2 дисертації. Зокрема, після реалізації випаровування гексану на поверхні випарної чашки залишався прошарок ліпідів, кількісне визначали яких проводили гравіметричним методом. Результати експерименту наведено на рис. 5.1 [270].



1 – без попередньої обробки; 2 та 3 – обробка в полі акустичної (ультразвукової) та гідродинамічної кавітації, відповідно

Рисунок 5.1 – Кількісна характеристика екстрагованих із СЗВ ліпідів за різних умов експерименту (у відсотках від загальної сухої маси)

Аналіз рис 5.1 показує, що загальний вміст ліпідів у відібраній пробі СЗВ становив 1,27% від сухої маси. Зі суспензії (1) екстрагувати ліпіди в обсязі 0,32% від сухої маси СЗВ. Це підтверджує той факт, що у необроблених водоростей клітинні мембрани слабо проникні. Тому використання їх для отримання енергоносіїв без обробки ускладнюється. Із суспензії (3) вдалося екстрагувати 1,01%, а із суспензії (4) – 0,45% ліпідів.

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 (пункт 2.3.2.2) дисертаційної роботи. Результати наведено на рис. 5.2.

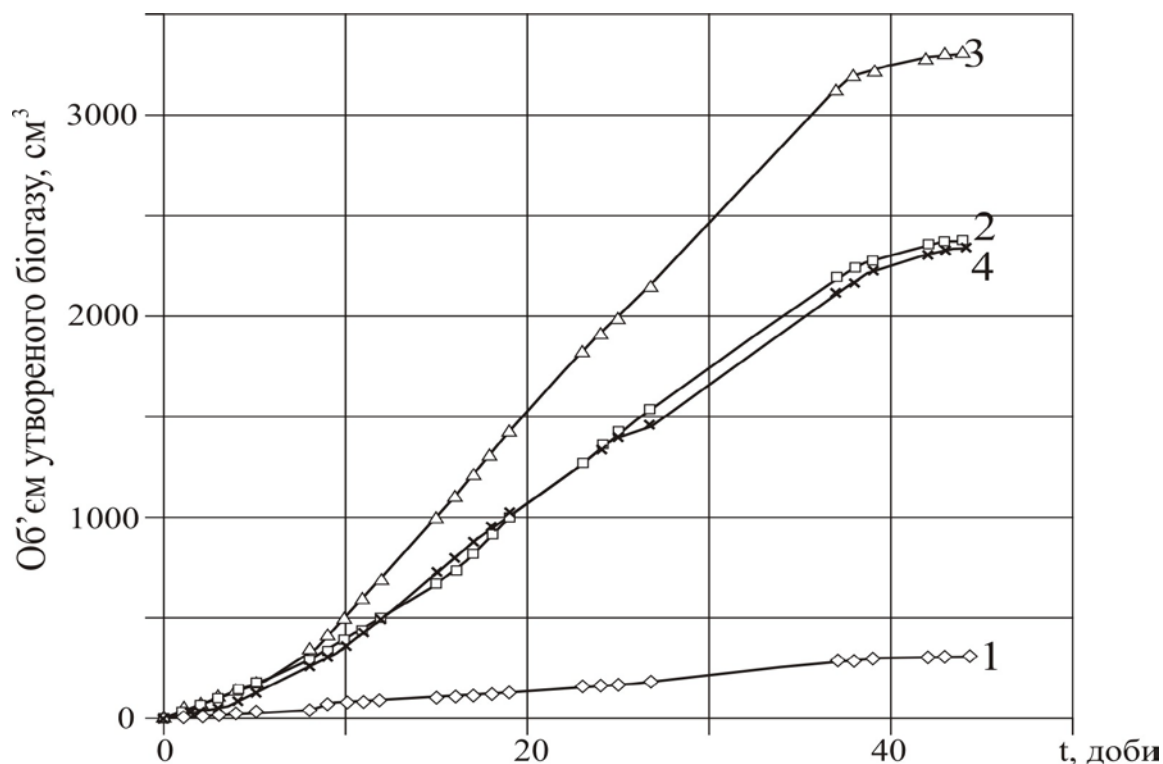


Рисунок 5.2 – Кінетика біологічного розкладу активного мулу (1) та водоростевої біомаси (2-4) в мезофільних умовах: (2) – без обробки; (3) та (4) – обробка у полі гідродинамічної та акустичної кавітації відповідно[270].

Аналіз рис. 5.2 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) гафіки кінетики розкладу наближаються до S-подібної форми. Це, на нашу думку, що є свідотством полістадійності процесу (це підтверджується результатами, одержаними іншими дослідниками [186, 187, 266, 271]).

Криву кінетики біологічного розкладу активного мулу (рис 5.3) апроксимуємо лінійною залежністю (рис. 5.4), що надає можливість підтвердити незмінність швидкості виділення біогазу у мезофільному режиму. Ймовірність наведеної лінеаризації складає 99,9% (коефіцієнт детермінації $R^2 = 0,9816$).

Нами [151] проведено порівняння загального об'єму добутого біогазу із біомаси у різних умовах попередньої обробки. Результати такого порівняння представлені на рис. 5.4. Умовно за 100% прийнято кількість біогазу, яка була добута після гідродинамічної кавітації (суспензія 3).

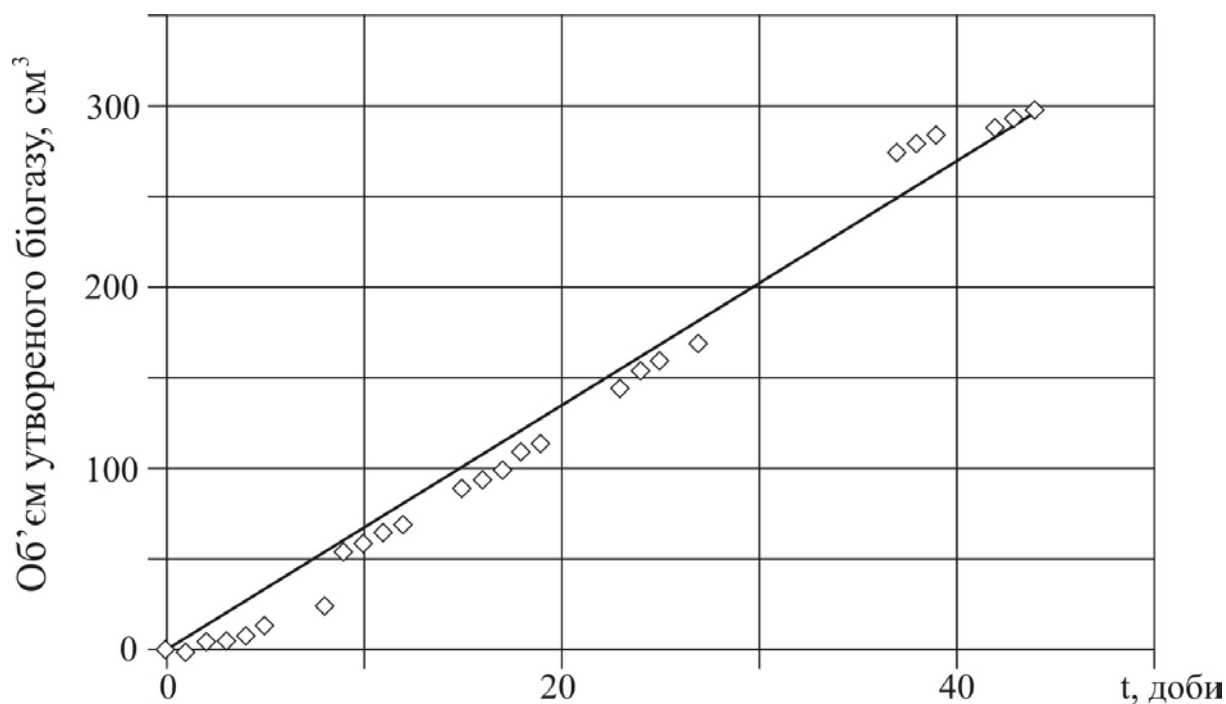


Рисунок 5.3 – Кінетика розкладу активного мулу в мезофільних умовах

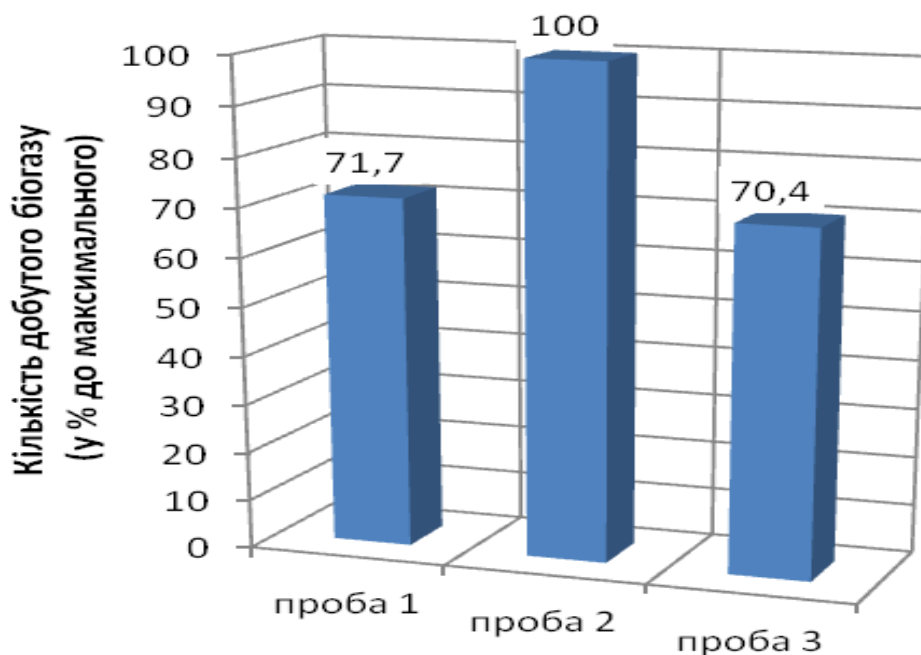


Рисунок 5.4 – Залежність кількості біогазу, добутого із водоростевої біомаси, від виду їх попередньої обробки (номера проб відповідають суспензіям 2,3,4, що позначені у розділі 2.3.2.2 дисертації) [270]

Аналіз рис. 5.4 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, при добуванні біогазу найбільш ефективною є гідродинамічна кавітація. На основі отриманих результатів запропонована технологія переробки СЗВ, яка захищена патентом України на корисну модель [272]. 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], використання кавітаційних технологій для впливу на біологічні об'єкти перш за все визначається наступним:

1) самостійність процесу і в результаті досягнення закінченого результату (активація мікроорганізмів, загибель мікроросточків, зниження значень БСК та ХСК);

2) підготовка біологічних об'єктів для здійснення у подальшому різних технологій (вилучення корисних продуктів, здійснення біохімічних процесів).

Перший випадок передбачає досягнення конкретних результатів відносно нормованих параметрів фізико-хімічного стану середовища (наприклад, залишкової кількості мікроорганізмів, вмісту органічних забруднювачів і т. п.). Ми вважаємо (і це підтверджується іншими дослідниками, наприклад [273]), що таких результатів досягнути складно, оскільки має місце вплив різних чинників, в тому числі тих, що не піддаються регулюванню із зовні..

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 інтенсивність ефекту зростає,

- при біохімічному синтезі біогазу (для нбого характерна значна протяжність в часі), ефект менше виражений, але має важливе значення для збільшення обсягів добування біогазу.

Таким чином, умови кавітаційної обробки (часові параметри, конструкція кавітатора, кількість дисипованої енергії) для конкретного випадку визначаються ефектом, досягнутим в процесі реалізації наступної технологічної стадії.

5.1.2. Кінетична схема біохімічних перетворень у процесі отримання енергоносіїв. У підрозділі 3.7 дисертації було встановлено, що попередня підготовка біомаси мікрободоростей методом подрібнення та делігніфікації дозволяє підвищити ефективність утворення енергоносіїв (зокрема, біогазу). Виходячи із позицій аналізу ланцюгових реакцій методами фізичної хімії кінетику утворення біогазу із СЗВ доцільно навести у вигляді, презентованому на рис. 5.5.

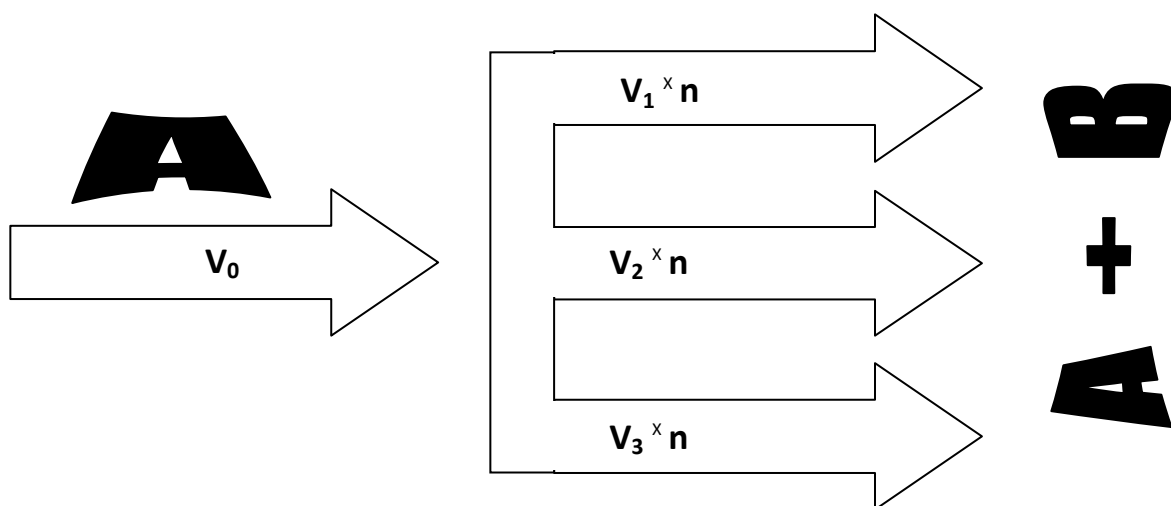


Рисунок 5.5 – Кінетична схема біохімічних перетворень в процесі утворенні біогазу [270]: V_0 – об’ємна швидкість зародження активних центрів А; n – концентрація активних центрів; В – накопичуваний продукт; V_1, V_2 та V_3 – константи швидкостей продовження, обриву та розгалуження процесу, відповідно.

Проаналізуємо наведену схему біохімічних перетворень (рис. 5.5). Величина V_1 залежить від вмісту компонентів у суміші. $V_1 \times n$ 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.

Диференційне рівняння, що описує зміну концентрації активних центрів А у часі згідно схеми (рис. 5.5) має вигляд [270]:

$$\frac{dn}{dt} = V_0 + (V_1 + aV_3) \times n - (V_1 + V_2 + V_3) \times n, \quad (5.1)$$

де a – стехіометричний коефіцієнт, $a \geq 2$.

Введемо поняття константи наростання активних центрів:

$$\varphi = r - s, \quad (5.2)$$

де r та S – константи швидкості реакцій, що призводять до регенерації та реагування активних центрів, відповідно:

$$r = V_1 + aV_3; \quad S = V_1 + V_2 + V_3, \quad (5.3)$$

Із врахуванням (5.3) рівняння (5.1) приймає вигляд:

$$\frac{dr}{dt} = V_0 + \varphi \times n, \quad (5.4)$$

Після інтегрування від 0 до n та низки нескладних перетворень маємо:

$$n = \frac{V_0}{\varphi} [\exp(\varphi \times t) - 1] \quad (5.5)$$

Позначимо вихід біогазу в системі як V_{bio} (кг/м³). Зробимо припущення, що він прямо пропорційний концентрації активних центрів біохімічних реакцій:

$$V_{bio} = \varepsilon \times n, \quad (5.6)$$

де ε - константа.

Після підстановки (5.4) до (5.5) маємо:

$$V_{bio} = \Psi \times \phi(t), \quad (5.7)$$

де введено позначення:

$$\Psi = \frac{\varepsilon \times V_0}{\varphi}; \quad - \text{комплексна кінетична константа синтезу біогазу}, \quad (5.8)$$

$$\phi(t) = \exp(\varphi \times t) - 1. \quad (5.9)$$

Результати аналізу виразів (5.7) та (5.8) 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. 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 використання усієї сировини у формі, яка є доступною для здійснення біохімічних перетворень.

5.1.3. 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. 5.2, проведемо дотичні. Результати наведені на рис. 5.6, де 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. 5.6 визначаємо значення $t_{\varphi 1} = 10,9$ діб для досліджуваного процесу утворення біогазу в біомасі СЗВ при обробці в полі гідродинамічної кавітації та $t_{\varphi 2} = 12$ діб (без обробки та оброблених ультразвуком).

Із використанням встановлених значень t_{φ} нами [270] проведена верифікація розробленої математичної моделі (рівняння 5.5) реальному процесу. Дослідження проведені для процесу біологічного розкладу суспензії, яка перебувала в полі гідродинамічної кавітації (перший масив) і для об'єданого 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 дев'ятнадцьому дню досліджень. Встановлено, що V_{bio} та $\phi(t)$ для досліджуваних масивів можна представити лінійною залежністю. Коефіцієнти детермінації, що встановлені із використанням програми Microsoft Excel, приймають достатньо високі значення (0,9958 та 0,9954).

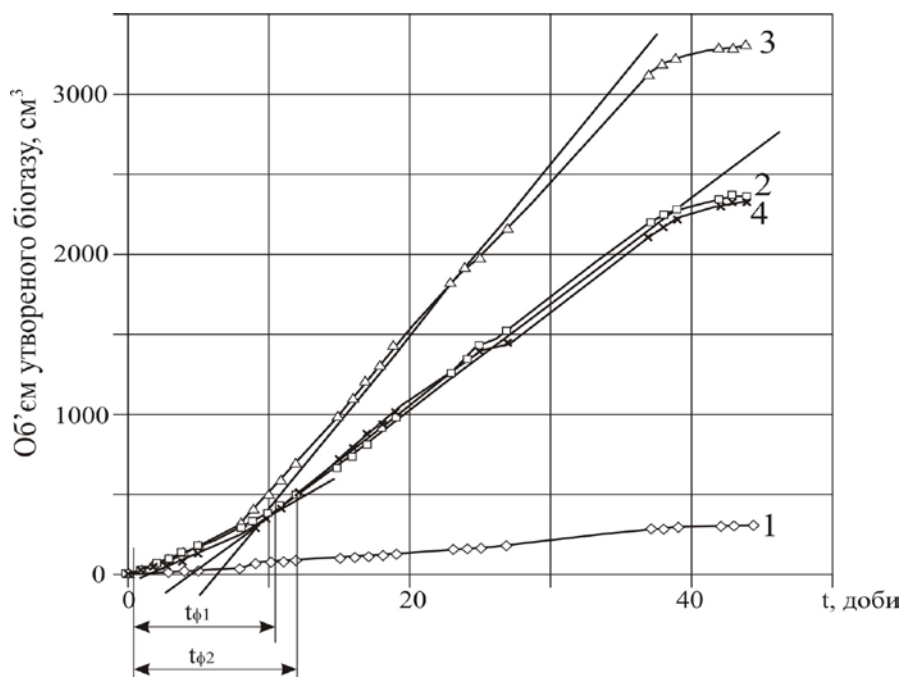


Рисунок 5.6 – Криві для визначення кінетичних констант процесу генерації біогазу із водоростевої біомаси [270]

Лінійний характер отриманих залежностей дозволяє констатувати, що розроблена математична модель є коректною. З її допомогою можна визначити значення комплексних кінетичних констант процесу добування біогазу, значення цих констант для досліджуваних масивів приймають значення: $\Psi_1 = 316,25 \text{ см}^3$ – для біомаси СЗВ, оброблених в полі гідродинамічної кавітації, $\Psi_2 = 263,95 \text{ см}^3$ – для об'єднаного масиву.

5.1.4. 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 цього субстрату 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 розділі 2.3.2.3 дисертації. Результати наведені у таблиці 5.1.

Таблиця 5.1 – Компонентний склад відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату

Компо- нент	Масова частка, %	Компо- нент	Масова частка, %	Компо- нент	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	Se	0.007 ±0.002		

Концентрації основних компонентів біомаси були співставлені з лімітованим вмістом сполук важких металів та небезпечних інгредієнтів у сировині, що використовується для виробництва добрив, який визначаються діючими в Україні стандартами (зокрема, ТУ У 24.1-14005076-065-2003) [274]. Результати наведено в таблиці 5.2.

Таблиця 5.2 – Встановлення відповідності складу відпрацьованого у процесі вилучення біогазу субстрату вимогам ТУ У 24.1-14005076-065-2003

п/п	Вимоги держстандарту				Рельна концентрація у біомасі
	Показник, одиниця вимірювання	Ліміт для марок добрива			
		А	Б	В	
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. 5.2 можна зробити висновок, що у висушеній відпрацьованій біомасі СЗВ не знайдено елементів (кадмій, свинець та арсен), вміст яких у сировині для виробництва добрив лімітований.

Згідно табл. 5.1 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 збалансованість елементів живлення та їх доступність, високий ступінь 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 біодобрих дозволяє знизити обсяги використання хімічних добрив, які справляють негативний вплив на якість та родючість ґрунтів.

Слід відзначити, що авторами [266, 275] проведені натурні експерименти щодо субстрату, аналогічного вище зазначеному, на прикладі вивчення динаміки проростання насіння пшениці та гороху 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. 5.7.

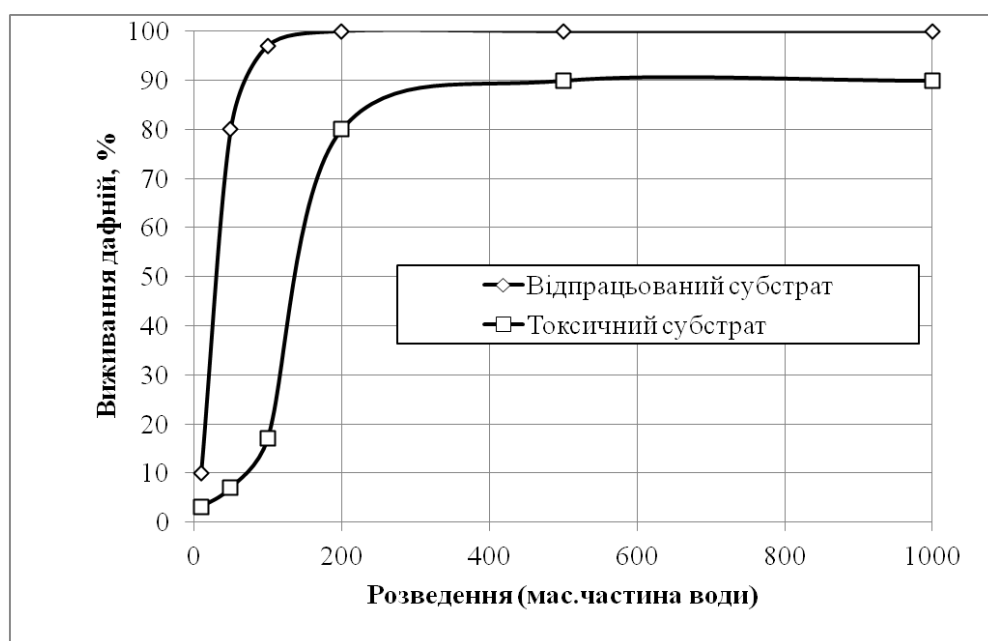


Рисунок 5.7 – Результати біотестування субстратів до і після переробки [268]

Наведені результати в подальшому підтверджені дослідженнями науковців [276].

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

5.2. Знешкодження нафтовмісних твердих донних відкладень.

Технології переробки нафти та транспортування нафтопродуктів передбачають

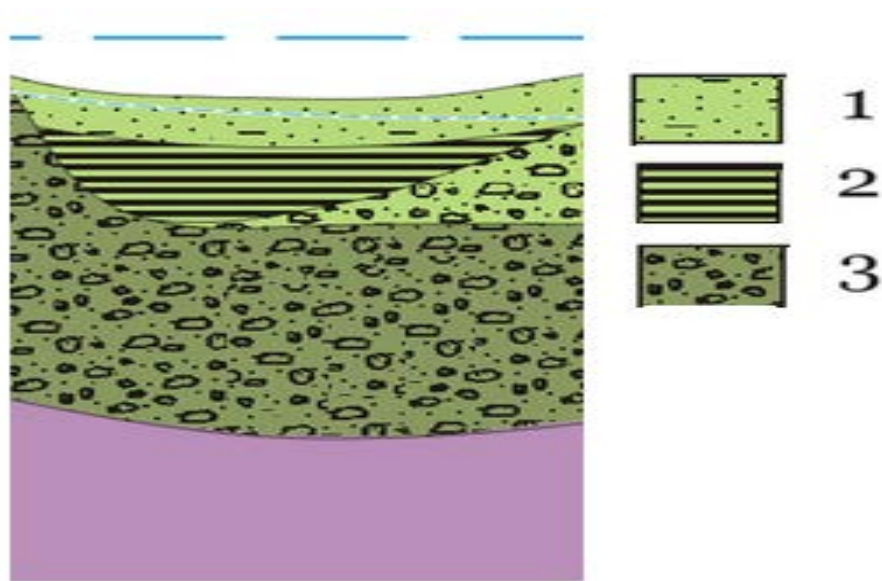
функціонування технологічних ставків (випарників та накопичувачів). Прояви екологічної небезпеки полягають в забрудненні атмосферного повітря (унаслідок випаровування вуглеводнів зі ставків), проникненні шкідливих речовин у ґрунт та підземні водоносні горизонти.

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). Довготривале нагромадження шкідливих інгредієнтів та їх міграція водоносним горизонтом сприяли вираженому просторовому поширенню екологічної небезпеки, яке проявляється у істотному погіршенні показників якості води у населених пунктах, що розміщені в зоні впливу аналізованого джерела небезпеки. Тобто існують 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 5.8). 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).

Нами застосована [245] біотехнологія знешкодження ТДВ, яка ґрунтується на здатності мікроорганізмів (біодеструкторів) зв'язувати вуглеводні нафти в аеробних умовах за допомогою ферментних систем.

Специфічні мікроорганізми здатні руйнувати вуглеводневі сполуки до нешкідливих речовин.



1 – вода, що містить нафту; 2 – рідкі відходи (важкі та високов'язкі нафтові залишки в суміші з водою); 3 – тверді донні відкладення

Рисунок 5.8 – Розподіл відходів у технологічних ставках

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 [290]:

$$V = \frac{V_m \cdot [S]}{K_m + [S] + [S]^2 / \lambda \cdot K_m}, \quad (5.10)$$

де V – швидкість реакції; V_m – її максимального значення;

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 (5.10) 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. 5.9) перетинає вісь ординат в точці $1/V_m$, а вісь абсцис - в точці $1/K_m$, що дає можливість визначити значення параметрів V_m та K_m .

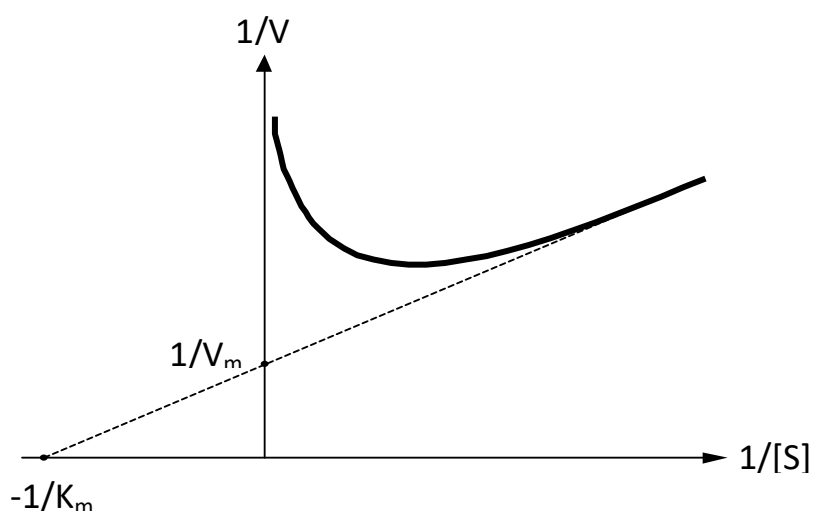


Рисунок 5.9 – Теоретична крива залежності зворотної швидкості окислення від зворотної концентрації субстрату

Параметр λ визначаємо таким чином. Асимптота функції $1/V = f([S])$ (рис. 5.9) 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. 5.10) визначаємо параметр λ . Асимптоти кривих на рис. 5.9 та 5.10 перетинають вісь ординат за одного і того ж значення.

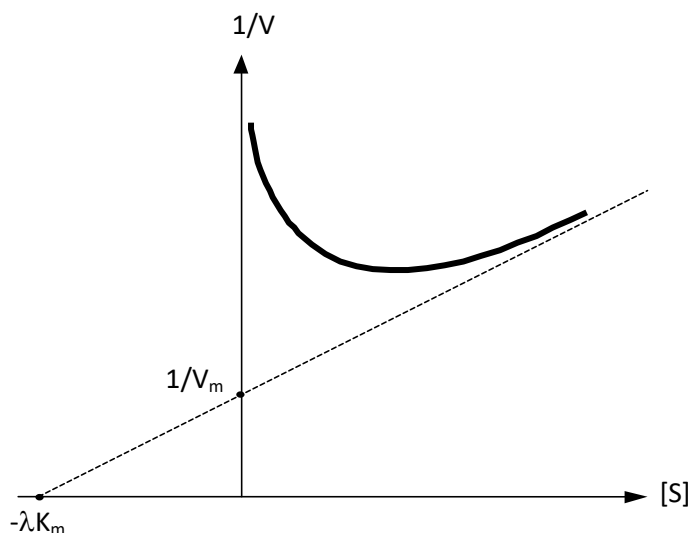


Рисунок 5.10 – Теоретична крива залежності зворотної швидкості окислення від концентрації субстрату

Наведені теоретичні положення використані у пункті 7.2.1 дисертації для дослідження різних типів реальних біодеструкторів з ціллю вирішення питань ліквідація екологічної небезпеки від нафтового забруднення.

5.3. Техніко-соціогенне обґрунтування рішень щодо зниження впливу проявів екологічної небезпеки, що провокуються літосферними процесами техногенного походження

Експериментальні дослідження поширення механічних хвиль ми проводили за методикою, яку 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, тобто ті, які здатні призводити до відчутних пошкоджень різних об'єктів і представляють суттєву небезпеку.

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 встановлено перевищення допустимих норм у житлових будівлях, що розміщені поблизу автотранспортних магістралей. За умови синергічного 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, складає 0,14 - 0,45 мм/с (допустиме значення швидкості зміщення при одноповерховій забудові - 0,18 мм/с, для багатоповерхових будинків – 0,32 мм/с, для медичних закладів - 0,11 мм/с).

Узагальнені результати експериментальних досліджень для двох типів джерел техногенних землетрусів наведено на рис. 5.11. 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. 5.11 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.

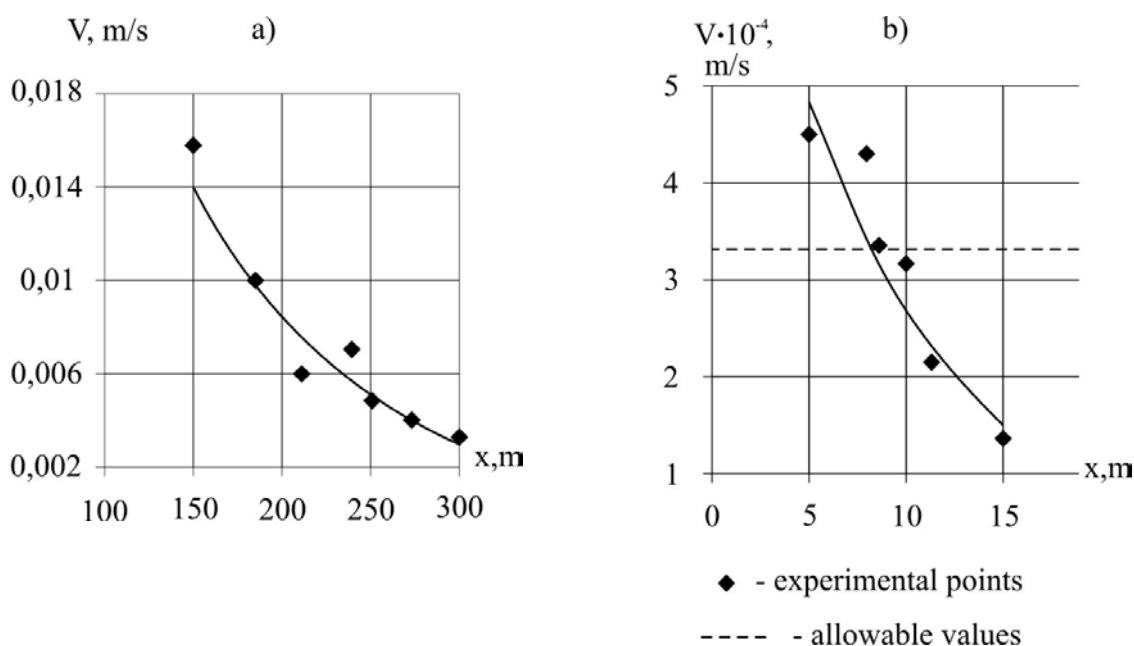


Рисунок 5.11 – Швидкість зміщення V на різних відстанях X від джерел ТЗ :
 а) при промислових вибухах; б) при русі автомобільного транспорту

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 під впливом роботи палезабивного пристрою на будівництві житлового будинку. Відмічено підвищену вологість у місцях знаходження тріщин, що може викликати 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 [300]. 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). Перевищення допустимого рівня коливань зафіксовано в житлових будівлях поблизу автотранспортних потоків. Весною у зв'язку із пошкодженням дорожнього покриття за зимовий період вплив техногенних землетрусів підсилюється. 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.

5.5. Висновки до розділу 5

Проведено експериментальні дослідження можливостей використання вилучених з природно-антропогенних об'єктів гідросфери мікроводоростей. Встановлено, що у результаті застосування 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 також найефективнішою.

Проаналізована кінетична схема біохімічних перетворень у процесі отримання енергоносіїв. Встановлена адекватність моделі реальному процесу, що дає можливість визначити значення комплексних кінетичних констант, які використовуються для розрахунків реальних процесів.

Проведено дослідження відпрацьованого після отримання біогазу субстрату з метою визначення мікроелементного складу та ступеня збалансованості у ньому необхідних для живлення рослин макроелементів. Виявлено необхідний вміст кальцію, сірки, заліза, марганцю, фосфору та калію, концентрації хлору є допустимими. Сполуки елементів (кадмій, свинець та арсен), концентрації яких при виробництві добрив лімітовані, у відпрацьованій біомасі не виявлені. Обґрунтована можливість використання відпрацьованого після вилучення біогазу субстрату як органічного добрива, а у випадку комбінування із добавками та мінералами – як мінерально-органічного добрива.

Досліджено біотехнологічний спосіб знешкодження нафтовмісних твердих донних відкладень, що ґрунтуються на здатності мікроорганізмів зв'язувати вуглеводні нафти в аеробних умовах за допомогою ферментних систем. У результаті застосування способу ліквідовано джерела екологічної небезпеки.

Досліджено стани 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 споруд та опитування населення встановлені наслідки проявів екологічної небезпеки - механічні пошкодження конструкцій житлових та виробничих будівель, а також 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 [151, 164, 168, 245, 264, 265, 269, 270, 276, 291, 296, 298, 299].

РОЗДІЛ 6

ВСТАНОВЛЕННЯ ОПТИМАЛЬНИХ УМОВ СИНТЕЗУ ПЕРСПЕКТИВНИХ АДСОРБЕНТІВ НА ОСНОВІ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ВІДХОДІВ ТА ЗАСТОСУВАННЯ ЇХ У ТЕХНОЛОГІЯХ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

Для очищення різних середовищ зазвичай використовують активоване вугілля, мінеральні та синтетичні сорбенти. Результати аналізу застосування природних мінеральних сорбентів викладено у нашій роботі [277], де зокрема проаналізовано використання палигорськіту та клиноптилоліту для виробництва органо-мінерального добрива. Слід відзначити, що широкому застосуванню більшості сорбентів, наприклад активованого вугілля, перешкоджає їх висока вартість.

6.1 Наукове обґрунтування полістадійного способу отримання адсорбенту високої поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу.

Нами проведено дослідження щодо одержання сорбентів низької собівартості на основі модифікування відходів агропромислового комплексу [278]: гречаного та вівсяного лушпиння, стручків гороху та квасолі, створок ріпака, качанів кукурудзи. Перспективність її застосування [279] обумовлена тим, що у їх складі присутні целюлоза, лігнін, геміцелюлоза та інш. 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 високої поглинальної здатності, при виготовленні якого використано відходи агропромислового комплексу. Спосіб включає обробку сировини сульфатною кислотою, механохімічне модифікування, електростатичну сепарацію (для забезпечення однорідності гранулометричного складу) та стадію кавітації (для збільшення ступеня поризації). На кожному із нововведених стадій отримано патенти України на корисну модель.

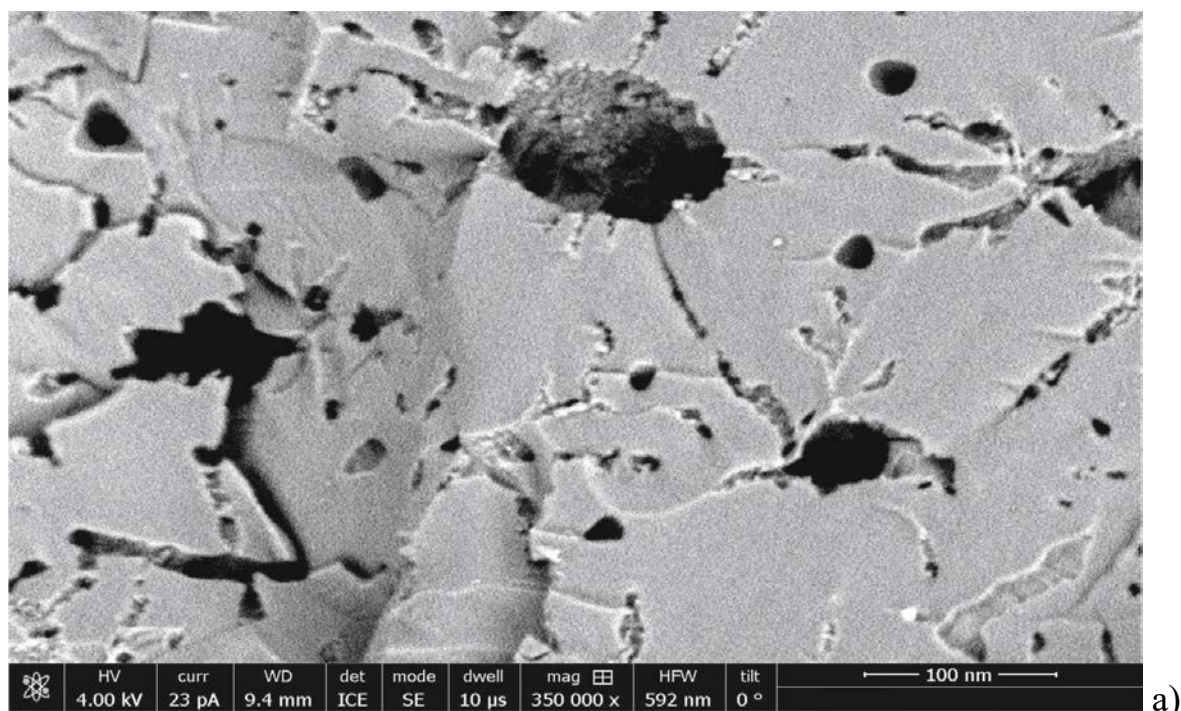
На першій стадії рослину сировину піддавали обробці за методикою, описаною у параграфі 2.4.1 дисертації. Як відмічалось у наших попередніх дослідженнях, поліпшення мікропористості структури сорбенту та його сорбційної здатності можливе за умови використання нанотехнологій, які забезпечують високу швидкість зародження кристалічної фази та незначну швидкість її зростання [280].

Другою стадією процесу одержання адсорбенту є модифікування отриманого на першій стадії продукту за умови сумісного помелу та механоактивації [281]. 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.

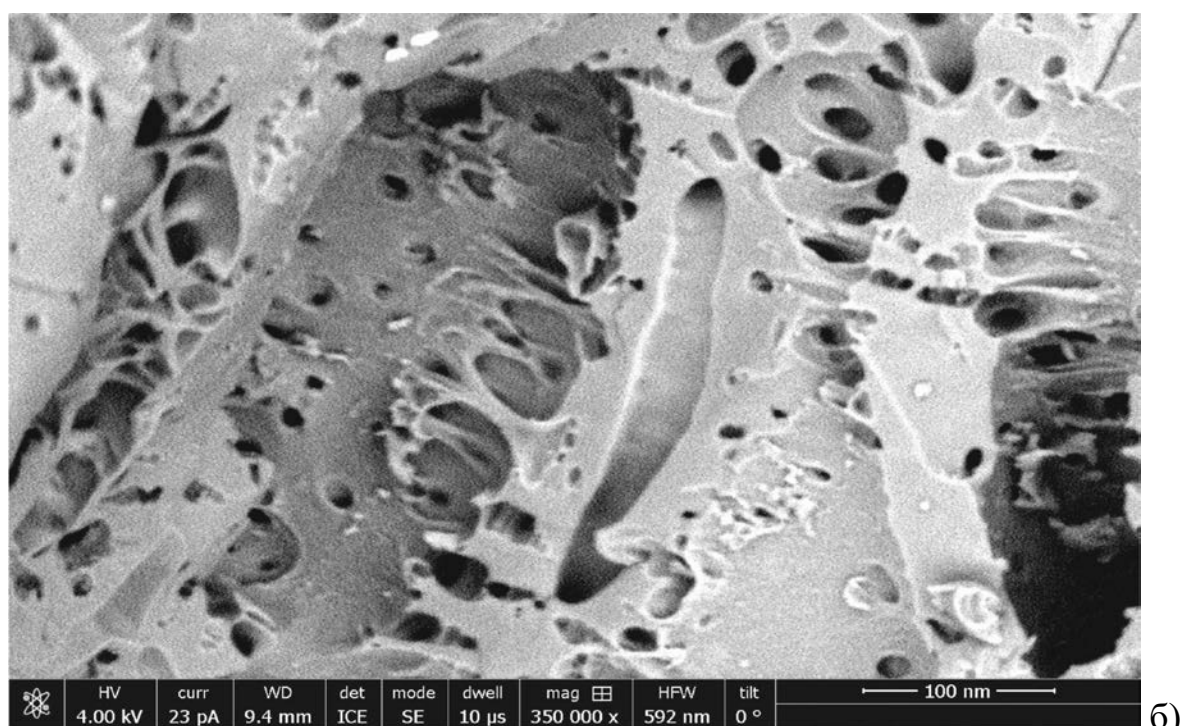
Вивчення структури отриманих адсорбентів, а також дисперсності його частинок проводили за методиками, викладеними у підрозділі 2.4.2 дисертації.

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 [282].

Результати дослідження за допомогою скануючого електронного мікроскопу (SEM) (рис. 6.1) дозволили констатувати збільшення пористості після застосування механохімічної активації.



а)



б)

Рисунок 6.1 – SEM зображення адсорбенту на основі лушпиння гречки на різних стадіях його одержання: а) подрібнена сировина після взаємодії із сульфатною кислотою; б) адсорбент після механохімічної активації

Із рис. 6.1 видно, що адсорбент після взаємодії із сульфатною кислотою має досить велику кількість мезопор розміром 10-20 нм та поодинокі макропори розміром більше 50 нм (рис. 6.1 а). Після механохімічної активації картина змінюється – на рис. 6.1 б) чітко видно, що макропори розширюються і на їхній внутрішній поверхні утворюється значна кількість мезопор розміром 5-10 нм, що сприяє зростанню здатності до адсорбції такого активованого адсорбента.

Механічну обробку адсорбенту здійснено на млині РМ–120. Подрібнений до фракції 0,05–1 мм механоактивований 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. 6.1).

Таблиця 6.1 – Результати експериментальних досліджень механоактивованого адсорбенту, виготовленого із лушпиння гречки [282].

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

З табл. 6.1 можна зробити висновок, що коли розміри частинок адсорбенту перевищують 1 мм, то ефективність механічної активації знижується, відповідно кількість доступних пор є меншою, що спричинює і зменшення адсорбційної ємності адсорбенту. З другого боку, якщо розміри частинок є меншими за 1 мм, то ускладнюється процес відділення відпрацьованого адсорбенту від очищеної рідини після завершення процесу її очищення. Тому

для подальших досліджень адсорбенту для очищення стоків від забруднень вибраний розмір 1 мм.

Шляхом експериментальних досліджень визначені основні характеристики механоактивованого адсорбенту (табл. 6.2).

Таблиця 6.2 – Основні властивості адсорбенту, виготовленого на основі гречаного лущиння із застосуванням механоактивації [282].

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 [283] одержання адсорбенту шляхом застосуванням до порошку, отриманого після механоактивації, електростатичної сепарації. Процес (отримано патент на корисну модель) реалізується таким чином (рис. 6.2).

Із бункера 1 порошок сировини за допомогою шнекового дозатора 2 подається на млин безперервної дії 3, де здійснюються процес подрібнення сировини при одночасному впливі деформацій. Подрібнений та попереднє просушений продукт попадає в проміжний бункер-дозатор 4, далі – на барабан електростатичного сепаратора 5, на поверхні барабану якого

електростатичне поле утримує частинки 6 обраного гранулометричного складу, які, за допомогою скрапера 7 потрапляють до бункера-збірника 8.

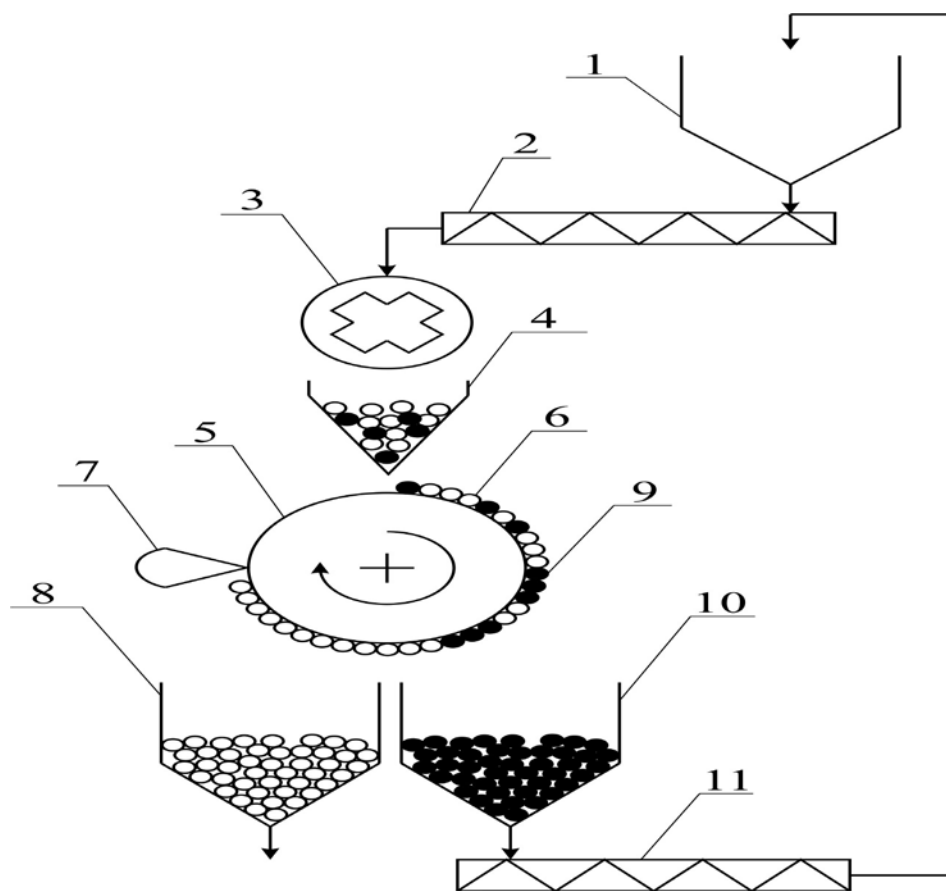


Рисунок 6.2 – Блок-схема удосконаленого способу отримання адсорбенту із застосуванням електростатичної сепарації

Частинки продукту 9, що відрізняються від заданого рівня сепарації, накопуються в проміжному бункері 10, далі шнеком 11 направляються в бункер 1 для подальшої механоактивації. Процес повторюється до отримання субстанції заданого однорідного гранулометричного складу.

Рівень сепарації встановлюється в залежності від типу сировини за результатами заздалегідь проведених досліджень структури адсорбенту.

З метою забезпечення максимальної адсорбційної ємності реалізовано четверту стадію приготування адсорбенту [284], (отримано патент на корисну модель) - включення стадії кавітації, яку здійснювали із використанням

трилопатевої крильчатки клиновидного профілю, яко оберталась з частотою 4000 об/хв. Дослідження проводились дослідження на експериментальному стенді (рис. 6.3) [282].



Рисунок 6.3 – Установка для проведення гідродинамічної кавітації у процесі отримання адсорбенту

Готували суспензію відходу агропромислового комплексу з концентрацією сухої речовини у ній 20 г/дм^3 . Суспензії адсорбенту об'ємом 1 дм^3 заливали у робочу ємність кавітатора. Із обробленого у ротаційному кавітаторі-мішалці продукту відбирали пробу. Її аналізували за допомогою скануючого електронного мікроскопа. Встановлено, що оптимальним часом обробки продукту за допомогою кавітації є обробка тривалістю 10 хв. СЕМ зображення адсорбента, отриманого у цьому режимі, наведено на рис. 6.4. Як видно з цього рисунку, пори стають відкритими – макропори з'єднуються між собою великою кількістю мезопор розмірами 5-20 нм. Слід додати, що за час обробки, який є меншим за 10 хв, такого зростання пористості адсорбенту не відбувається.

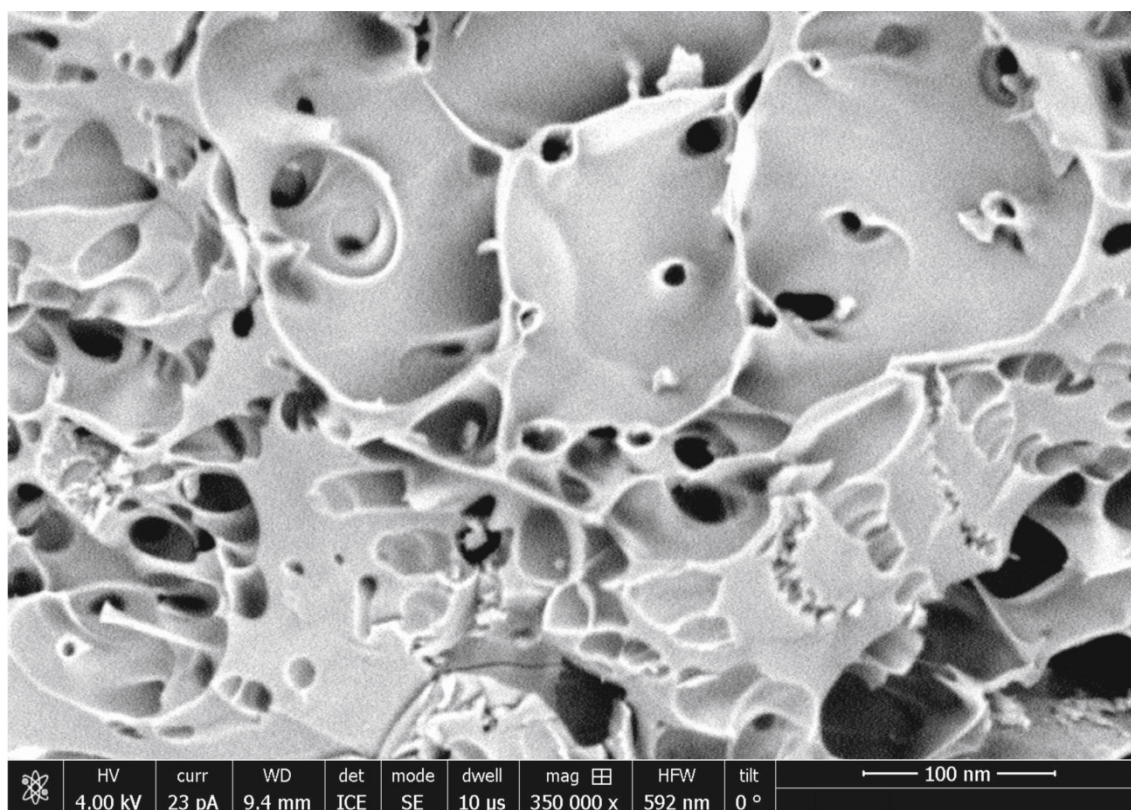


Рисунок 6.4 – СЕМ зображення поверхні зразків адсорбенту після додаткової обробки його у полі кавітації впродовж 10 хв.

Порівнюючи СЕМ зображення на рис. 6.1 і на рис. 6.4, можна зробити висновок, що під впливом кавітації має місце підвищення ступеня розкриття пор адсорбента. Це обумовлює збільшення його адсорбційної здатності. До того ж, застосування відходів агропромислового комплексу для отримання адсорбентів здешевлює технологічний процес (у порівнянні із використанням іншої, часто не відновлювальної, природної сировини) та підвищує ефективність способу синтезу адсорбентів.

6.2 Попередження забруднення рідинних та газових середовищ розробленими адсорбентами

6.2.1 Експериментальне підтвердження доцільності застосування одержаних адсорбентів щодо 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 жиромісних 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 застосуванням флотації – вдається видалити до 75% жироподібних речовин. Для подальшого очищення ми застосовували адсорбент, отриманий модифікуванням відходів квасолі, використані модельні стічні води із концентрацією жиру $0,2 \text{ г/дм}^3$, результати наведено на рис. 6.5.

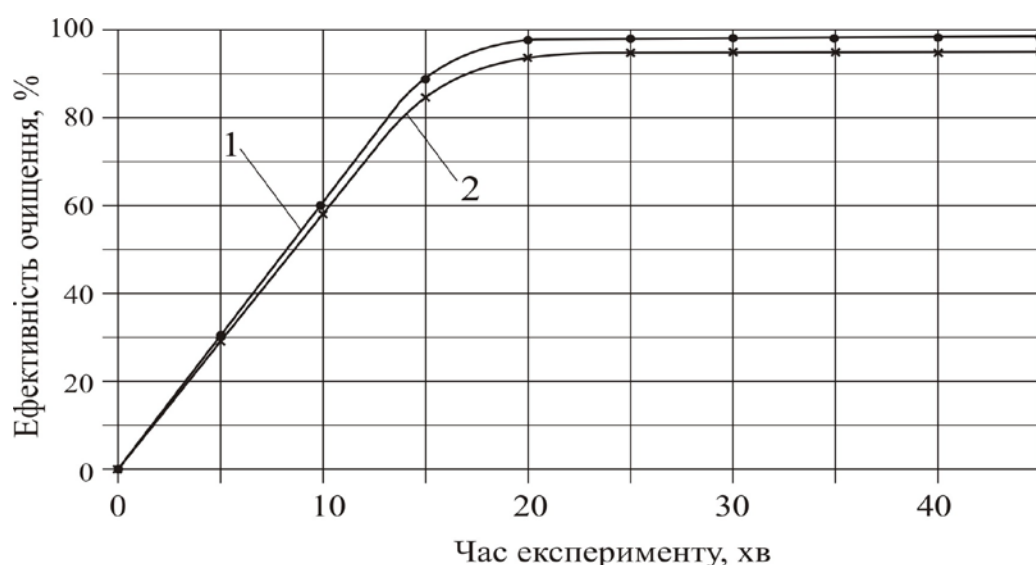


Рисунок 6.5 – Результати застосування адсорбентів для очищення жиромісних вод: 1 – розроблений адсорбент; 2 – еталонний адсорбент

Аналізуючи рис. 6.5 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); спостерігається якісно подібна залежність від часу, але максимальне поглинання сягає лише 97%. Це підтверджує доцільності

застосування запропонованого нами адсорбенту для очищення забруднених жирами 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 інших адсорбентів (рис. 6.6).

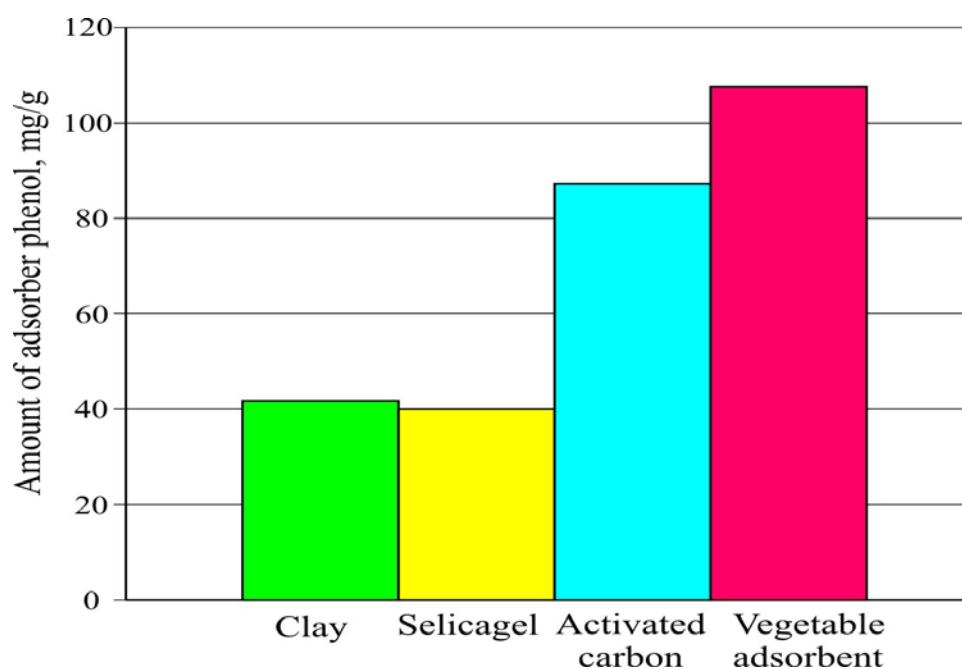


Рисунок 6.6 – Результати поглинання фенолу різними сорбентами [281]

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. 6.6).

Дослідження ефективності очищення стічних вод від нафтопродуктів пропонованими адсорбентами нами проведено на прикладі технологічного мастила. Модельні стічні води мали концентрацію мастила 200 г/м^3 [285].

Використано сорбент на основі гречаного лущиння різного гранулометричного складу. Результати наведені на рис. 6.7.

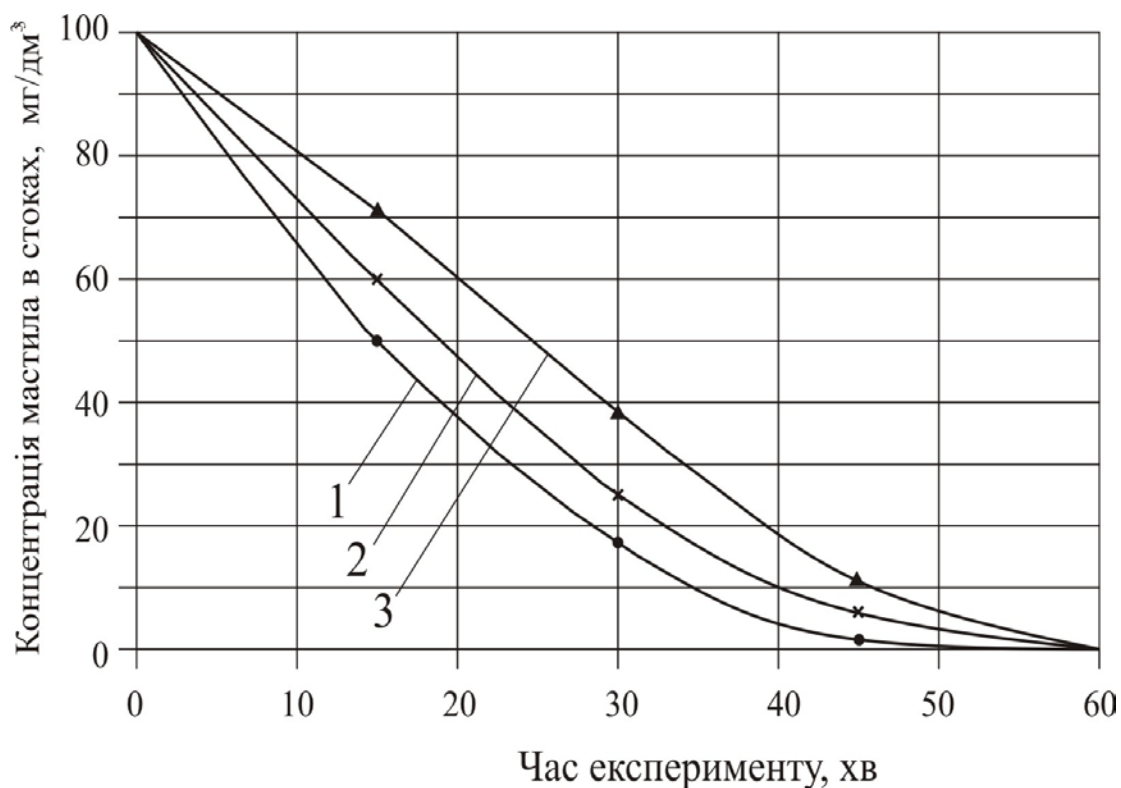


Рисунок 6.7 – Динаміка зміни у часі концентрації технологічного мастила у забрудненій воді при застосуванні адсорбенту різного гранулометричного складу: 1. - 0,03–0,01 мм; 2. - 0,1–1 мм; 3. - більше 1 мм [281]

Аналізуючи рис. 6.7 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.

Нами досліджено ефективність очищення стічних вод від іонів важких металів адсорбентом, одержаним із гречаного лущиння [282]. Для проведення експериментів приготовлені модельні води з концентрацією (г/м³): заліза – 15, цинку – 10. На рис. 6.8 та 8.9 наведено результати сорбції..

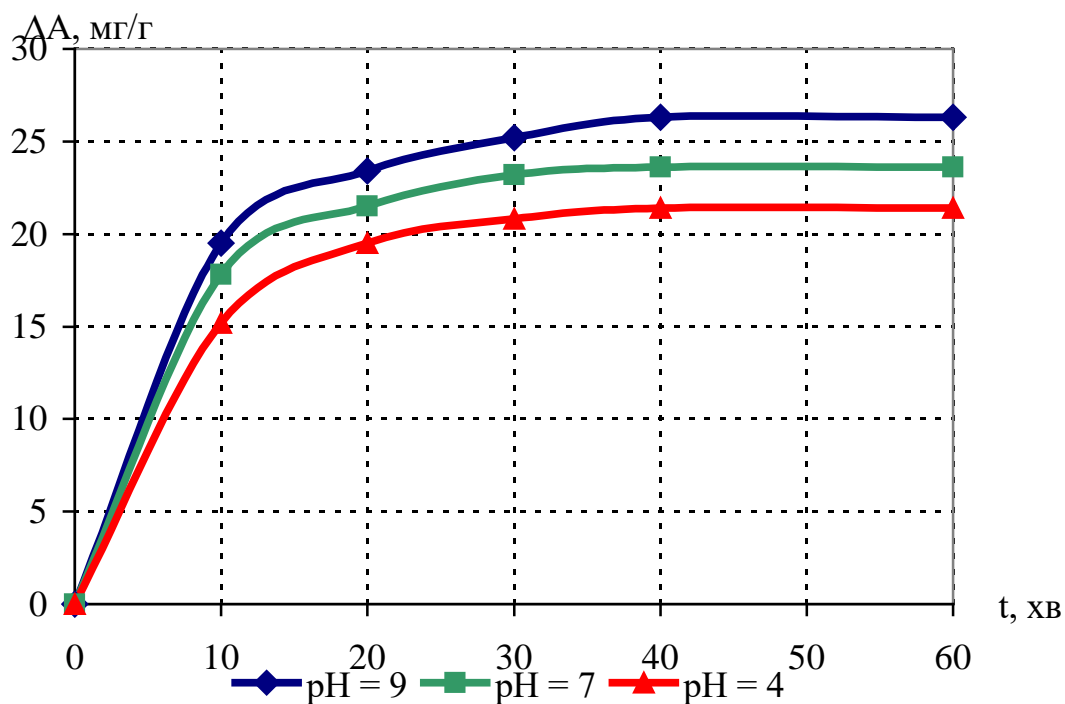


Рисунок 6.8 – Залежність величини адсорбції іонів заліза із модельної стічної води від тривалості експерименту при різній кислотності середовища [281]

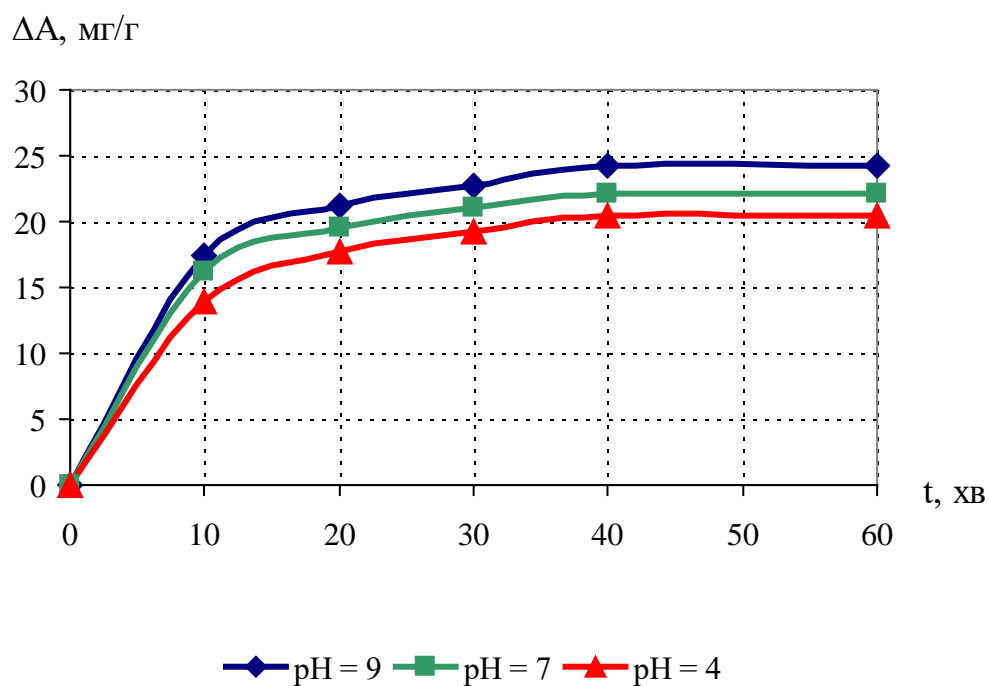


Рисунок 6.9 – Залежність величини адсорбції іонів цинку із модельної стічної води від тривалості експерименту при різній кислотності середовища [282].

Аналізуючи залежності на рис. 6.8 та 6.9, відмічаємо, що в обох випадках за умов проведення адсорбції в умовах лужного середовища (рН=9) спостерігається максимальна адсорбційна ємність. Причиною цього є утворення гідроксидів, що знаходяться у порах адсорбенту і не потребують спеціальних умов осадження. Для порівняння ми досліджували застосування активованого вугілля марки СКТ. Результати наведено на рис. 6.10.

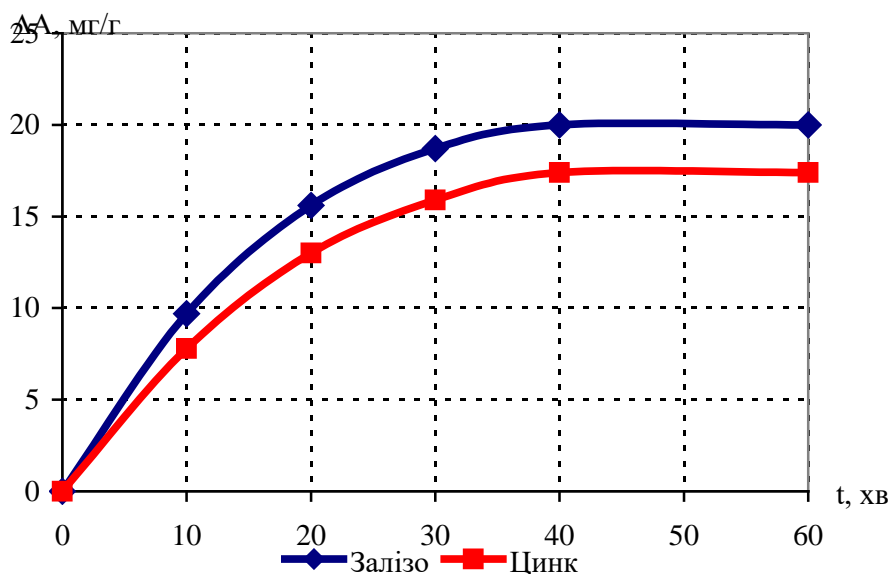


Рисунок 6.10 – Сорбція іонів заліза та цинку активованим вугіллям

Порівняльні дані із сорбційними властивостями адсорбентів на основі активованого вугілля та гречаного лушпиння вказують (рис. 6.11) на доцільність застосування останнього.

Із використанням наведених експериментальних даних побудована кінетична крива адсорбції іонів заліза (рис. 6.12).

Для системи стічна вода – адсорбент експериментальні точки в інтервалі $t^{1/2} = 0 - 7$ апроксимуємо прямою (рис. 6.12), яка не проходить через початок координат, а відсікає на осі ординат відрізок γ_0 . Викладене дає підставу виділити адсорбцію іонів важких металів на зовнішній поверхні і усередині пористого прошарку адсорбенту.

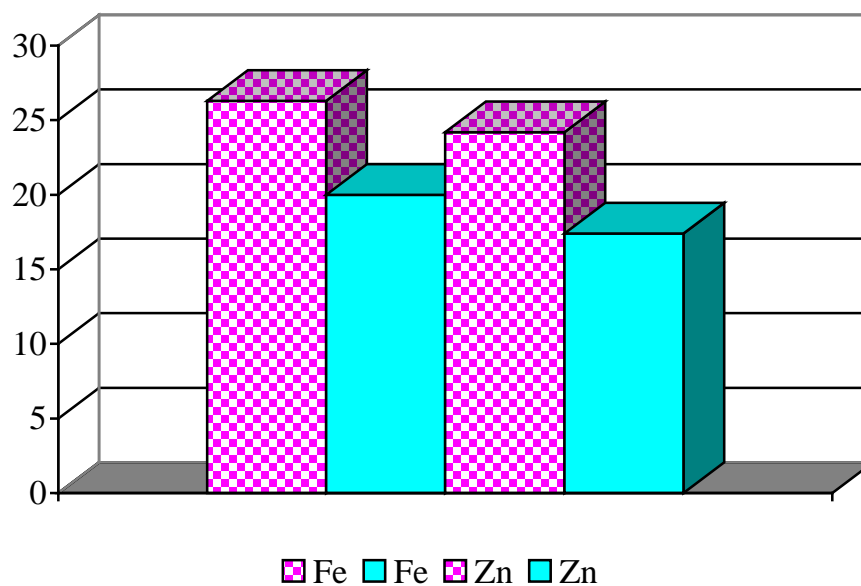


Рисунок 6.11 – Максимальні значення поглинальної здатності адсорбенту на основі гречаного лущиння (■) та активованого вугілля (■) [282]

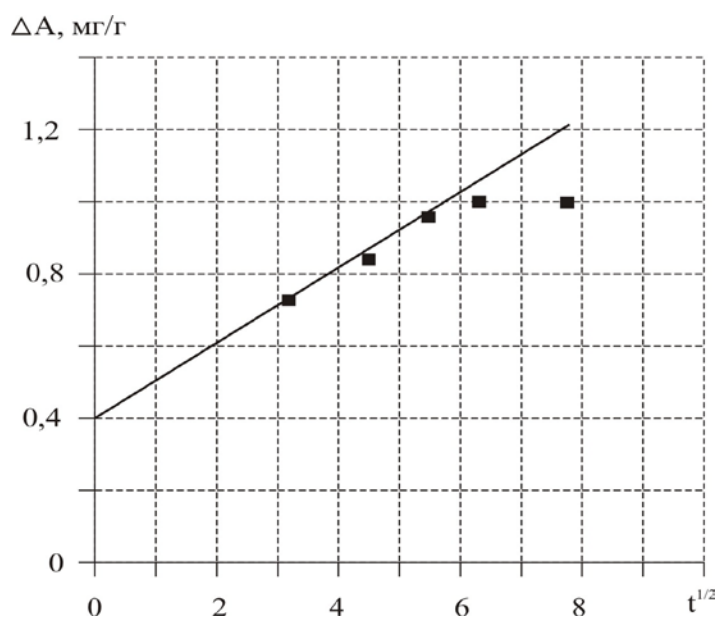


Рисунок 6.12 – Залежність величини відносної адсорбції від $t^{1/2}$ при рН=9

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:

$$\frac{v_0 d\theta}{dt} = v_1 - v_2 = \alpha v_1 (1-\theta) - v_2 \theta \quad (6.1)$$

Після виконання відповідних перетворень з введенням константи швидкості сорбції

$$-k_c = \frac{\alpha v_1 + v_2}{v_0} \quad (6.2)$$

де v_0 – число центрів сорбції на одиниці поверхні, маємо:

$$\theta = \theta_p (1 - e^{-k_c t}) \quad \text{або} \quad A = A_p (1 - e^{-k_c t}). \quad (6.3)$$

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. 6.3 та 6.4.

Таблиця 6.3 – 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 6.4 – Значення показника сорбції іонів цинку при різних значеннях кислотності середовища

Час, хв.	pH=4		pH=7		pH=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.

6.2.2. Розробка та застосування композиційного адсорбенту на основі адсорбенту із рослинної сировини та глауконіту для очищення побутових стічних вод від фосфат-іонів. Перспективним природним матеріалом для адсорбції органічних та неорганічних сполук виступає глауконіт, який є широко поширеним у природі мінералом. Він складається з кристалогідратів, алюмосилікатів заліза, кремнезему, оксиду калія, а також до 20 мікроелементів, основні з яких є SiO_2 ; Al_2O_3 ; Fe_2O_3 ; FeO ; MgO ; K_2O .

Особливостями глауконіту є дешевизна, доступність, термічна стійкість, для нього характерними є молекулярно-адсорбційні та іонообмінні властивості. Обмінна ємність глауконіту залежить від pH розчину: в лужному середовищі зростає, в кислому – зменшується. Вміст лужних обмінних катіонів - 1,5-13,0

мг-екв/100 г [286]. Прояв іонообмінної ємності глауконіту визначається такими чинниками:

- присутністю негативного некомпенсованого електричного заряду в результаті заміщення чотирьохвалентного кремнію тривалентним алюмінієм у кристалічній решітці;

- присутністю ОН-груп на бокових гранях кристалів; катіони водню цих груп спроможні вступати в обмінну реакцію за певних умов.

Молекулярна адсорбція глауконіту являє собою процес проникнення розчинів електролітів у порожнини кристалічної структури при одночасній еквівалентній адсорбції катіонів та аніонів з розчинів електролітів [287].

Для проведення досліджень нами [288] відібрано дрібнозернистий глауконіт з Бистрицького родовища Хмельницької області. Як наповнювач використовували розроблений нами адсорбент на основі соняшникового лущиння [289]. Концентрації фосфат-іонів у воді при масовій концентрації у діапазоні 0,05-1,0 мг/дм³ визначали за допомогою фотоелектроколориметра.

Збагачення глауконіту проводили методом відмулювання, завдяки чому видаляли глинисті фракції розміром <0,05 мм.. Для інтенсифікації процесу використовують різні розчини-пептизатори.

Отримані результати дозволяють зробити наступні висновки:

- кращими пептизаторами є розчини сильних окислювачів (KMnO₄), що дозволяє підвищити вихід глинистої фракції у порівнянні з використанням води більш ніж в 2 рази;
- при використанні пептизаторів оптимальний вихід збагаченої глинистої фракції становить 6,2-7,5% від загальної маси.

Для дослідження адсорбційних властивостей нами створені такі види гранульованих матеріалів на основі глауконіту:

- 1) збагачений глауконіт;
- 2) суміш збагаченого глауконіту з активованим вугіллям у співвідношенні 1:1;
- 3) суміш збагаченого глауконіту з розробленим адсорбентом на основі відходів агропромислового комплексу у співвідношенні 1:1.

При проведенні процесу гранулювання здійснювалися дві стадії: гомогенізація та формоутворення.

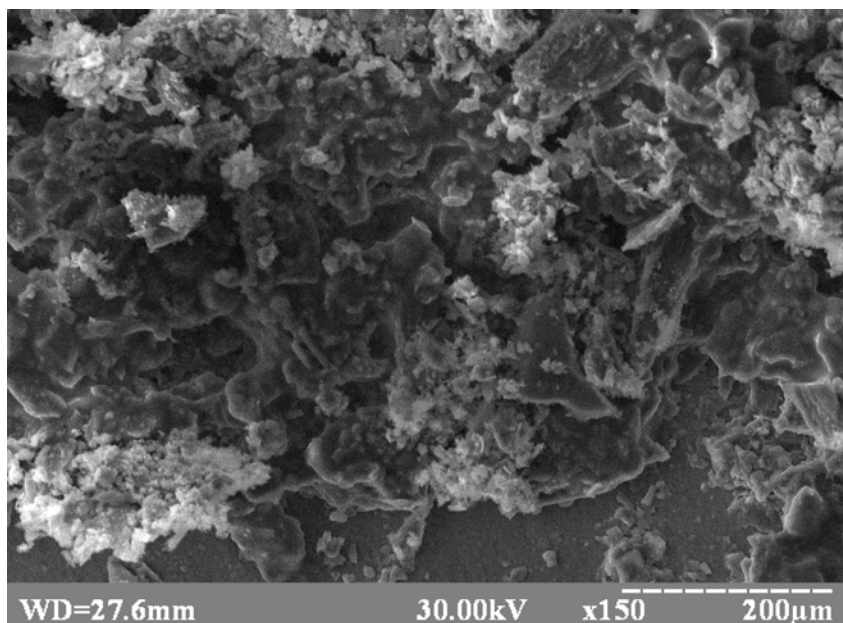
На стадії гомогенізації глауконіт змішуємо з водою (28-30 мас%.) Для досягнення повної гомогенізації перемішували протягом 15 хв.

Стадія формоутворення – надання оброблювальній масі необхідної форми. Застосовували метод екструзії, використано шнековий гранулятор ФШ-004. Оброблювану масу пропускали через філь'єру з отворами діаметром 1,0 мм. Гранули висушували при 200°C на протязі 1 години при постійному перемішуванні, після цього здійснювали термічну активацію. Зразок отриманого адсорбційного матеріалу представлено на рис. 6.13.

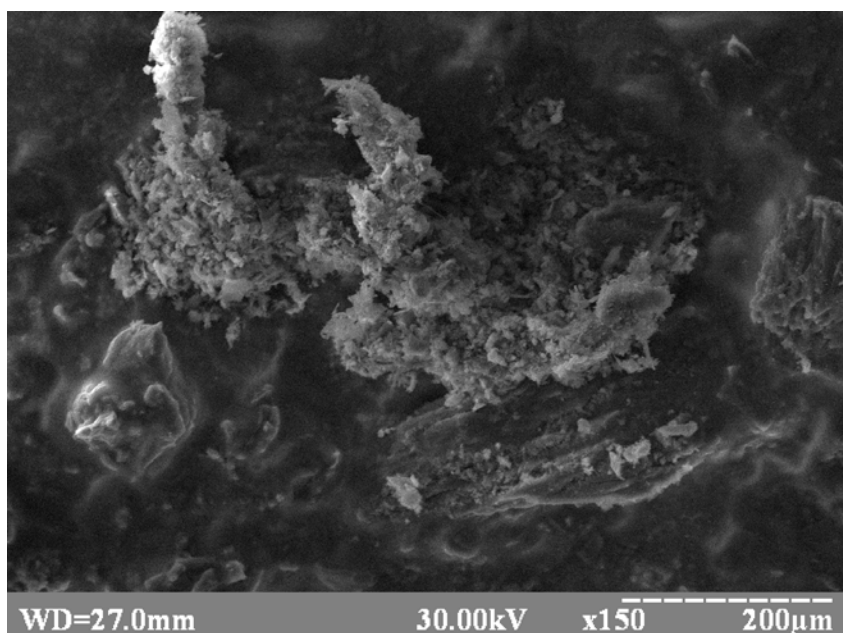


Рисунок 6.13 Зразок гранульованої суміші збагаченого глауконіту з адсорбентом з соняшникового лушпиння

Поверхні модифікованих адсорбційних матеріалів вивчали на сканувальному електронному мікроскопі марки REM 106-B Результати наведено на рис. 6.14.



a)



б)

Рис.6.14. Електронно-мікроскопічні знімки поверхні гранульованих матеріалів: а) глауконіту з адсорбентом на основі соняшникового лушпиння; б) глауконіту з активованим вугіллям.

Аналізуючи рис. 6.14 відмічаємо більшу кількість пор і дефектів структури у композиційного адсорбенту (гранульованого глауконіту з адсорбентом на основі соняшникового лушпиння). Це обумовлює кращу її адсорбцію забруднювачів із стічних вод.

Нами [288] досліджено можливість хімічної модифікації 8%-розчином CaCl_2 гранульованих адсорбентів на основі глауконіту при змішаній кислотнo-сольовій обробці. Модифікацію здійснювали при співвідношенні глауконіт: CaCl_2 рівним 1:40. Виявлено особливості:

- кислотна активація сорбенту сприяє ускладненню його поверхні і, у результаті, зростання кількості пор;
- катіони Ca^{2+} беруть участь в іонному обміні, надаючи сорбенту додаткову активність.

Результати наведено на рис. 6.15.

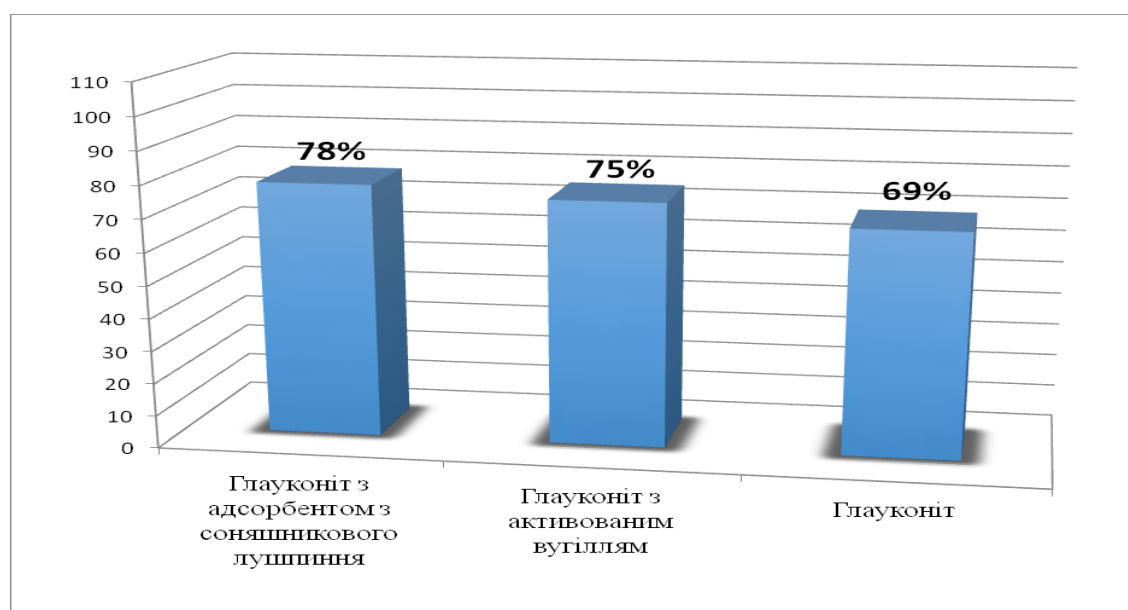


Рисунок 6.15 Ефективності очищення стічних вод при застосуванні різних адсорбційних матеріалів

При порівнянні отриманих результатів видно, що найвищі показниками адсорбції (78%) притаманні глауконіту з адсорбентом із соняшникового лущиння. Декілька нижчі значення (75%) показника адсорбції характерне для глауконіту з активованим вугіллям. Але широке використання останнього обмежено відносно високою вартістю, тому перспективним є використання відходів агропромислового комплексу для одержання ефективних і недорогих адсорбентів. На основі проведених досліджень сформульовано наступні висновки:

- визначено розподіл кількості пор за їх розміром (по діаметру): 15-50 нм – 34%; 50-100 нм – 22%; >100 нм – 44%;
- встановлені поверхневі характеристики глауконіту: питома поверхня – 46,7 м²/г; питомий об'єм мікропор – 0,042 см³/г;
- виявлено, що кращими пептизаторами є розчини сильних окислювачів (KMnO₄), їх застосування дозволяє повисити вихід глинистої фракції у 2 рази, вихід збагаченої глинистої фракції становить 6,2-7,5%;
- з метою підвищення ефективності хімічного модифікування реалізовано кислотну-сольову обробку з використанням 8% розчину CaCl₂;
- за результатами дослідження адсорбційних властивостей гранульованих композиційних матеріалів на основі глауконіту встановлено, що найбільш ефективним є композиційні матеріали глауконіту з адсорбентом із соняшникового лушпиння.

Резюмуючи відмічаємо, результати проведених досліджень дозволяють отримати ефективний адсорбент для очищення стічних вод. Комбінування знижує собівартість адсорбенту, покращує адсорбційні властивості та дозволяє утилізувати сільськогосподарські відходи.

6.2.3. Залучення розробленого адсорбенту та відходів харчової промисловості у процеси отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива). Адсорбенти, виготовлені із відходів агропромислового комплексу (п. 6.1 дисертації), нами застосовані для одержання біодизельного палива.

Слід відмітити, що виробництво біодизельного палива із рослинних масел є нерентабельним. Воно стає рентабельним в разі використання дешевої сировини, наприклад відходів. Одним із таких відходів є соапсток (відхід лужної рафінації соняшnikової олії) [292]. Кількість соапстоків, що утворюються в Україні, достатня [293] для організації виробництва пального.

Сутність застосованого нами способу полягає у зменшенні в'язкості соапстоку. Компонент соапстоку гліцерин надає йому в'язкість та густину. Щоб

отримати біодизельне паливо необхідно провести трансестерифікацією, тобто видалити гліцерин, замістивши його на спирт.

Ми проводили попередню фільтрацію соапстоку для видалення домішок та води. Якщо воду не видалити, то замість реакції трансестерифікації пройде гідроліз тригліцеридів отримаємо не біодизель, а солі жирних кислот [293].

Виділення нейтрального жиру та жирних кислот проводили шляхом обробки адсорбентом, отриманим із відходів агропромислового комплексу із використанням запропонованої нами полістадійної технології (підрозділ 6.1 дисертації).

У результаті взаємодії соапстоку із адсорбентом структура відходу змінюється: він розшаровується, частинки адсорбенту оточуються шаром жиру (рис. 6.16).

У процесі контакту соапстаку із адсорбентом відбувається деемульгування жиру. Кількість отриманого жиру збільшується пропорційно тривалості обробки (рис. 6.17). Максимальний обсяг вилученого жиру (30% мас) досягається після обробки протягом доби.

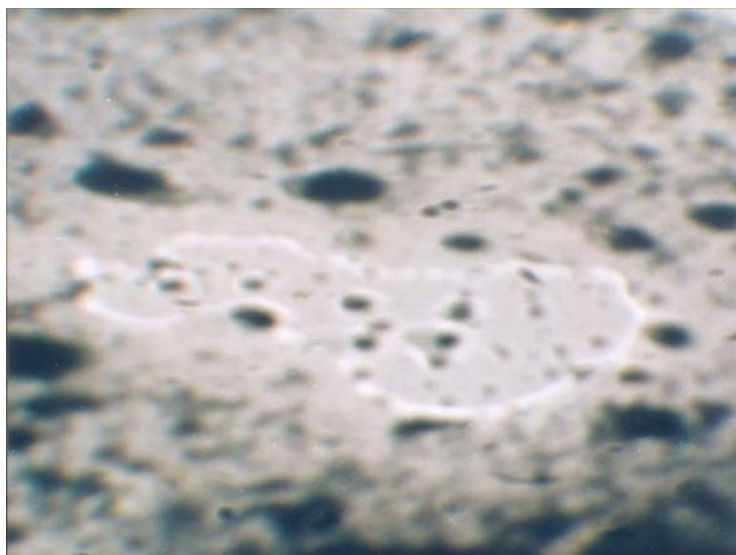


Рисунок 6.16 – Структура соапстоку, обробленого адсорбентом (електронно-мікроскопічна світлина)

Проведено дослідження щодо встановлення оптимальних обсягів внесення адсорбенту. Для цього визначали кислотне число жиру, виділеного із

соабстаку. При збільшенні маси адсорбенту значення кислотного числа жиру зростає, після досягнення значення 1% від маси соабстаку досягає максимуму і у подальшому практично не змінюється.

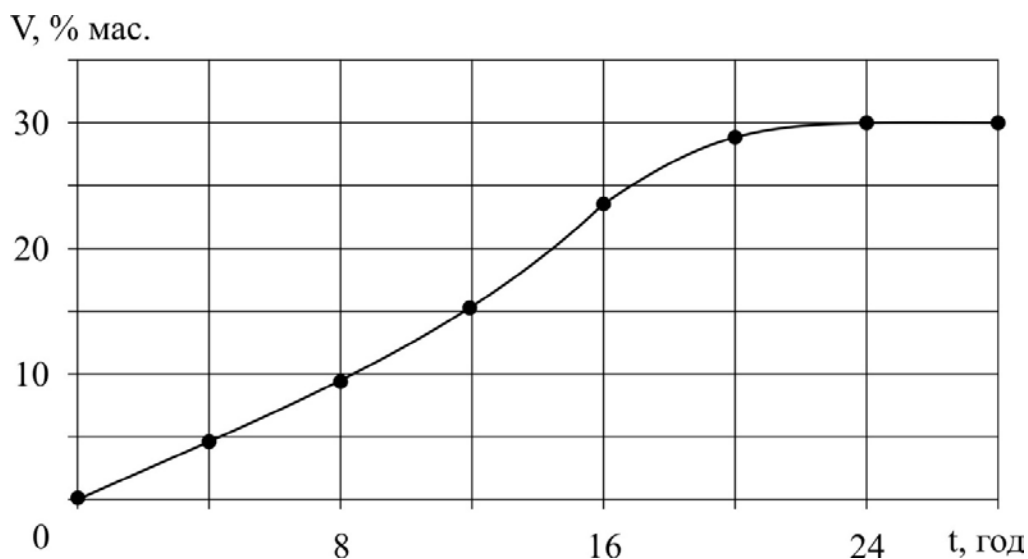


Рисунок 6.17 – Кількості V вилученого жиру в залежності від тривалості t обробки адсорбентом

Встановлено такі оптимальні параметри обробки: кількість адсорбенту - 1% від маси соабстоку, температура – 60°C , тривалість обробки – 1 доба.

Соапсток після обробки сорбентом для прискорення реакції нагрівали до 60°C , після чого в нього додавали каталізатор та спирт. Ми застосували бутанол (за даними [295] він є найбільш перспективним у таких процесах), у результаті реакції утворюється бутиловий ефір. Для прискорення реакції застосовували Ферум (III) сульфат. Суміш перемішували і відстоювали. У результаті відстоювання суміш розшаровується, утворюючи біодизель у верхньому шарі (хімічно так званий «ефір»), шар мила і на дні - гліцерин. Гліцерин та шар мила відокремлювали, а біодизель промивали, щоб видалити залишки мила та каталізатора, а також інші домішки. Після промивань він осушується сульфатом магнію для видалення залишків води. Осушувач видаляється простою фільтрацією. Вихід ефірів жирних кислот становить близько 95%, що

перевищує значення цього параметру (85 – 91) [295] 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. 6.5).

Таблиця 6.5 – Відповідність основних характеристик отриманого біодизельного палива стандарту ДСТУ 6081:2009

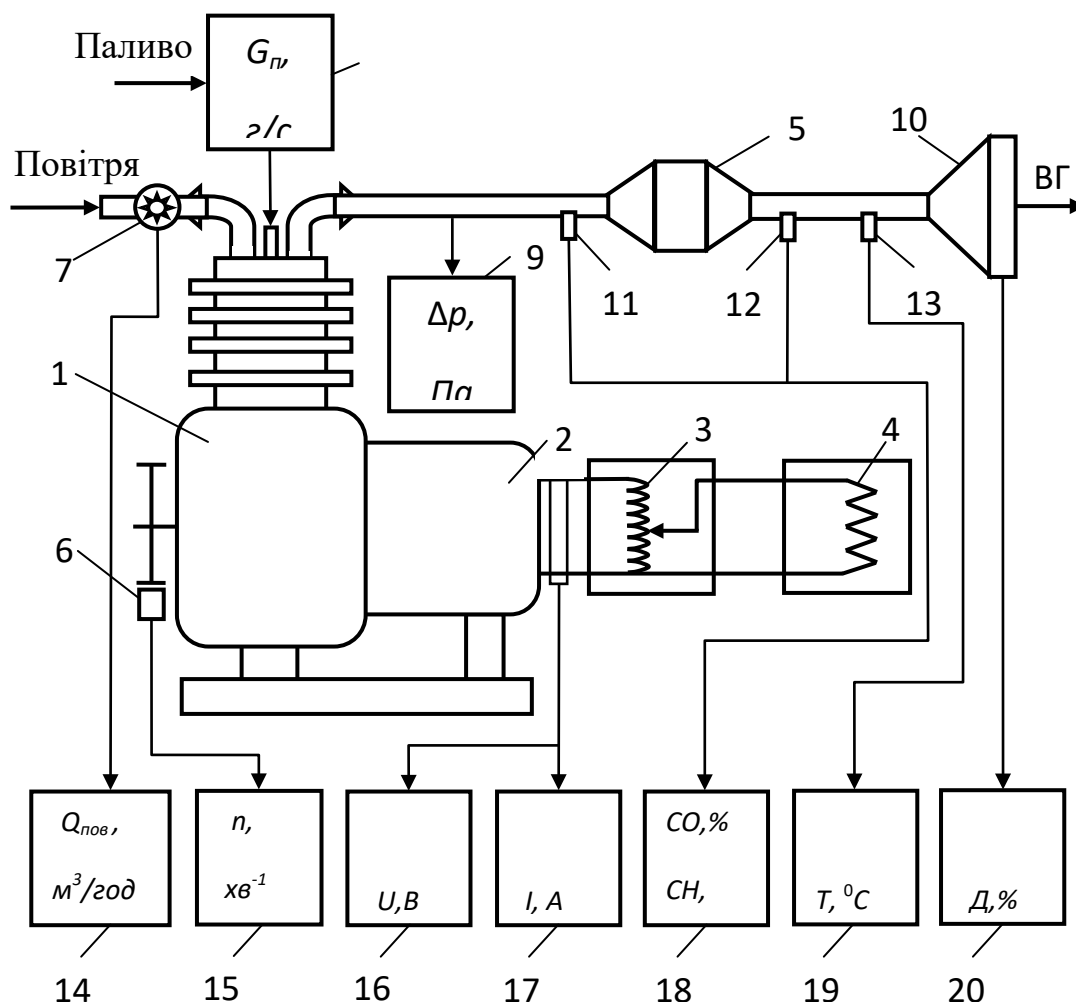
Характеристика	Отримане дизпаливо	ДСТУ 6081:2009
Частка ефірів, % мас.	90	96,5
Густина при 15 °С, кг/м ³	870	860-900
Температура спалаху в тиглі, °С	123	120
Кислотне число, мг КОН/г	0,7	0,5

Отримання біодизельного палива із жировмісних відходів харчової промисловості дозволяє зменшити витрату нафти в порівнянні із традиційними способами. Зауважимо, що добавка біодизельного палива дає можливість знизити рівень екологічної небезпеки вихлопу двигуна, як буде показано у наступному підрозділі.

6.2.4. 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. Еколого-економічно доцільним є використання запропонованих нами різновидів біопалива, отриманих із синьо-зелених

водоростей (п. 5.1 дисертації), або відходів харчової промисловості (п. 6.2.3 дисертації).

Експериментальні дослідження проведені нами [296] на моторному стенді (рис. 6.18).



1 – досліджуваний двигун; 2 – генератор; 3 – трансформатор; 4 – резистор; 5 – КН; 6 – тахометр; 7 та 8 – датчики витрати повітря та палива; 9 – манометр випуску ВГ; 10 – димомірний зонд; 11 і 12 – місця забору ВГ; 13 – термопара; 14 – витратомір повітря; 15 – тахометр; 16 – вольтметр; 17 – амперметр; 18 – газоаналізатор; 19 – прилад фіксації температури; 20 – димомір

Рисунок 6.18 – Схема моторного стенду

У системі випуску вихлопних газів (ВГ) встановлений каталітичний нейтралізатор (КН), за ним – димомірний зонд. З метою 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:

$$k_i = \frac{C_{i(вх)}}{C_{i(вих)}}. \quad (6.4)$$

За методиками відповідних стандартів встановлені параметри палива (густина, кінематична в'язкість, температура у спалаху та фракційний склад палива). Методом газорідинної хроматографії визначали елементний склад та нижчу теплоту згоряння палива та його сумішей [297].

Питомі викиди шкідливих компонентів g_z ($г/(кВт \cdot год)$) та q_z ($г/км$) визначали годинною витратою G_i палива на одиницю потужності двигуна N_e , або масою викидів m_z відносно пробігу S :

$$g_z = \frac{G_z}{N_e}, \quad (6.5)$$

$$q_z = \frac{m_z}{S}. \quad (6.6)$$

Значення величин G_z та m_z встановлювали за результатами досліджень на різних режимах роботи двигуна.

Маса викиду i -го компонента пропорційна витратам відпрацьованих газів $Q_{ВГ}$ та їх концентраціям C_i . Визначити витрату відпрацьованих газів експериментально важко тому, що рух відпрацьованих газів проходить із значними перепадами тиску при достатньо високій їх температурі. Доцільно також пов'язувати рівні показників екологічної небезпеки із витратою палива.

Масу i -го інгредієнта при згоранні 1 кг палива ($кмоль/кг$) визначаємо так:

$$M_i = M_2 \cdot C_{iоб}, \quad (6.7)$$

де M_2 – кількість усіх продуктів згоряння на 1 кг палива, $кмоль/кг$;

C_{iob} – об’ємна концентрація i -го інгредієнта .

Таким чиномі масова витрата i -го інгредієнта ($кг/год$) може бути визначена за формулою:

$$G_i = M_2 \cdot C_{iob} \cdot \mu_i \cdot G_{нал}, \quad (6.8)$$

де μ_i – молярна маса i -го інгредієнта ;

$G_{iäë}$ – кількість витраченого палива, $кг/год$.

Сумарна маса усіх інгредієнтів при згорянні 1 $кг$ палива ($кмоль/кг$) визначаємо за формулою:

$$M_2 = M_1 \cdot \mu_x = M_0 \cdot \alpha \cdot \mu_x, \quad (6.9)$$

де M_1 , M_0 – маса горючої суміші та розрахункова необхідна маса повітря для згорання 1 $кг$ палива, відповідно, $кмоль/кг$;

α – коефіцієнт надлишку повітря;

μ_{δ} – коефіцієнт молекулярної трансформації горючої суміші пви горінні.

У результаті підстановки (6.9) в (6.8), отримаємо

$$G_i = M_0 \cdot \alpha \cdot \mu_x \cdot C_{iob} \cdot \mu_i \cdot G_{нал}. \quad (6.10)$$

Для порівняння, з точки зору екологічної безпеки, автотранспортних засобів з відрізняючимися масами та двигунами різної потужності розглядаємо параметр, який представлений відношенням витрати i -го інгредієнта до витрати палива [298]:

$$g_{i/n} = \frac{G_i}{G_n}. \quad (6.11)$$

З допомогою цього параметра оцінюємо обсяги викидів шкідливих викидів речовин відносно витрати палива, а також стан екологічної безпеки автомобіля у порівнянні з його економічністю по паливу.

Для оцінки показників стану екологічної безпеки попередньо встановлюємо елементний склад палива та його нижчу теплоту згорання.

Досліджувалися різні режими роботи дизельного двигуна внутрішнього згорання, які моделювалися за допомогою навантажувального генератора (рис.6.18). Отримано дані характеризують показники техногенних складових екологічної та економічної безпеки дизельного двигуна внутрішнього згорання, що працює на різних видах палива та їхніх сумішах. За результатами наших досліджень [296] встановлено, що використання суміші дизельного палива із біопаливом дозволяє поліпшити стан екологічної безпеки, що формується відпрацьованими газами від дизельних автомобілів з дизельним двигуном, особливо на режимах холостого ходу та часткових навантажень. Виявлено, що максимальне (30–35%) зниження токсичності викидів і, як наслідок, зменшення показника стану екологічної безпеки спостерігається при 45–50% вмісті біопалива паливній суміші (суміш з 50% вмістом назовемо БД-50).

У 2019 році на території КСЄЗ зареєстровано близько 7000 автотранспортних засобів із дизельними двигунами внутрішнього згорання, з них – 2300 – вантажівки. На основі не складних розрахунків констатуємо, що при застосуванні суміші Б-50 можна зекономити 10,45 тис дм^3 /рік дизпалива.

Нами [299] проведені стендові та експлуатаційні випробування дослідного зразку каталітичного нейтралізатора вихлопних газів, який має два паралельні канали із каталітичними блоками. При цьому забезпечується проходження відпрацьованих газів через кожний блок порівну із ідентичними витратами й однаковим розподілом газів перетином блоків. Досліджували параметри очистки, стабільність роботи, вплив на газодинамічний опір, вплив на шумові характеристики автомобіля. Виявлено зростання обсягів викидів шкідливих речовин, причиною чого є забивання сажею каналів каталітичних блоків. Для запобігання цього доцільним є здійснення періодичних продувок каталітичних блоків. При цьому канали блоків позбавляються від сажі, що забезпечує ефективне очищення [300]. Таким чином, обладнання автомобілів

розглянутим каталітичним нейтралізатором вихлопних газів забезпечує дотримання вимог екологічної безпеки.

6.3 Висновки до розділу 6

Запропоновано полістадійний спосіб отримання адсорбенту високої 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 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 для поліпшення стану екологічної безпеки.

Розроблений адсорбент із рослинної сировини (соняшникового лущиння) використано у складі композиційного адсорбенту на основі глауконіту. При його приготуванні застосовувано метод відмулювання, дві стадії процесу гранулювання (гомогенізацію та формоутворення), хімічну модифікацію 8% розчином CaCl_2 при змішаній кислотно-сольовій обробці. Ефективність очищення стічних вод від фосфат-іонів складає 78%.

Запропоновано сумісне використання розробленого адсорбенту та відходів харчової промисловості (соабстоку) у процесах отриманням альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива). За результатами експериментальних досліджень встановлено, що одержане біодизельне паливо (за дози адсорбенту 1% від маси соабстоку, температури 60 °C та тривалості процесу 1 доба) відповідає діючим вітчизняним нормам.

У розділі 6 використані результати дисертаційної роботи, відображені в публікаціях автора [277-280, 282-285, 287,289, 291,296, 298, 299].

РОЗДІЛ 7

СИСТЕМА ПОЛІПШЕННЯ СТАНУ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ СОЦІАЛЬНО-ЕКОНОМІЧНОЇ ЗОНИ В УМОВАХ КОМПЛЕКСНОГО ВПЛИВУ СКЛАДОВИХ НЕБЕЗПЕКИ РІЗНОГО ГЕНЕЗИСУ

7.1 Розроблення структурно-логічної моделі забезпечення екологічної безпеки

На основі застосування теоретичних засад аналізу станів екологічної небезпеки та відповідної математичної моделі (розділі 3), з використанням обґрунтованих способів забезпечення екологічної безпеки (розділи 5, 6) визначено основні напрямки поліпшення стану екологічної безпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні (КСЕЗ) (рис. 7.1).



Рисунок 7.1 – Схема основних напрямків поліпшення стану екологічної безпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні в умовах комплексного впливу специфічних чинників формування небезпеки

Схема включає комплексне 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 певних фізичних чинників на людину та довкілля. Нами запропонована відповідна структурно-логічна модель, що наведена на рис. 7.2.

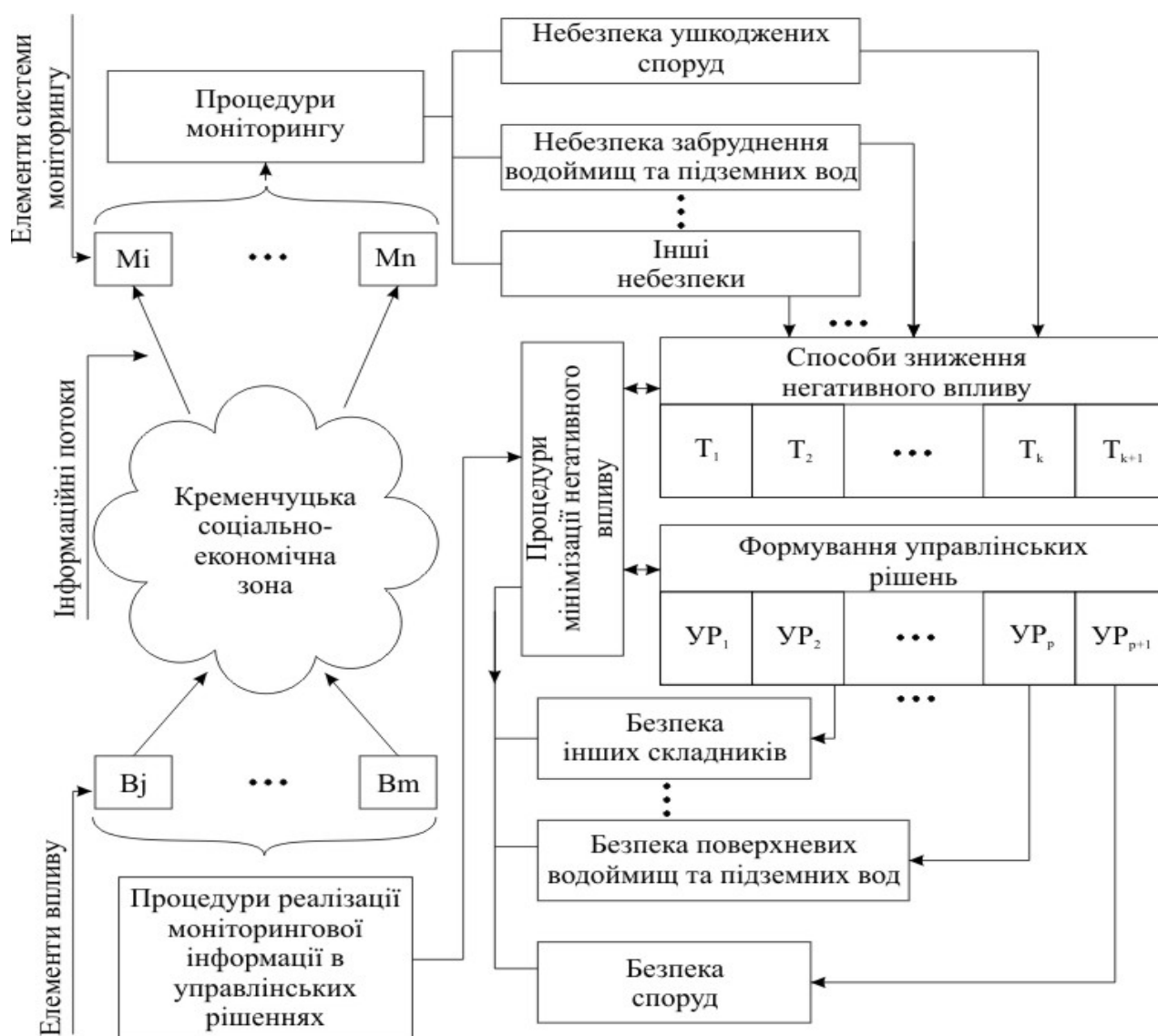


Рисунок 7.2 – Структурно-логічна модель забезпечення екологічної безпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні

Слід зазначити, що наведені на рис. 7.2 елементи системи моніторингу станів екологічної небезпеки в СЕЗ та його процедури детально охарактеризовані у розділі 4 дисертації. Процедури та технології мінімізації негативного впливу на станом екологічної безпеки у Кременчуцькій СЕЗ, а також систему формування управлінських рішень викладено нижче.

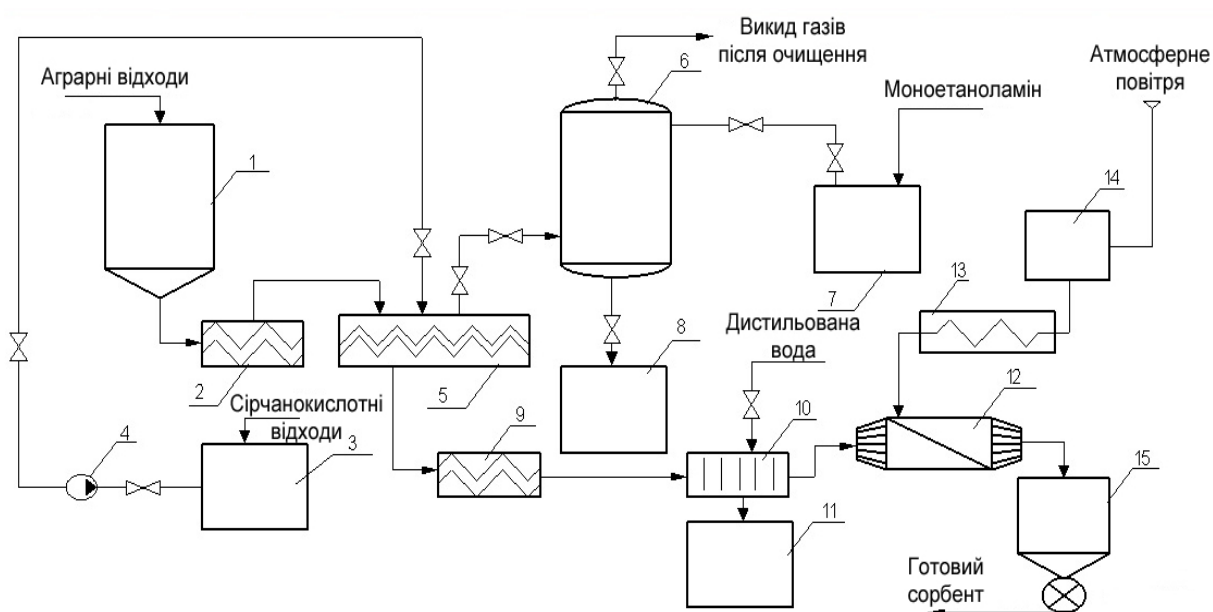
7.2 Формування процедур структурно-логічної моделі системи забезпечення екологічної безпеки у Кременчуцькій СЕЗ

7.2.1 Процедури мінімізації негативного впливу на довкілля відходів шляхом реалізації комплексного способу поводження з ними.

Нами обґрунтовано комплексний спосіб використання відходів, на основі якого сформовані управлінські рішення з метою поліпшення стану екологічної безпеки, економії природних ресурсів 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. На третій стадії розроблений адсорбент сумісно з відходом харчової промисловості (собстоком) використовується задля отримання альтернативних енергоносіїв (зниження рівня екологічної небезпеки в місцях складування відходів харчової промисловості). Четверта стадія - застосування композиційного адсорбенту на основі адсорбенту із рослинної сировини та глауконіту для очищення побутових стічних вод від фосфат-іонів. 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.

7.2.1.1 Формування управлінських рішень з обмеження впливу на елементи довкілля відходів агропромислового комплексу шляхом залучення їх у процеси виготовлення адсорбентів. Поліпшення стану екологічної безпеки за рахунок унеможливлення потрапляння у компоненти довкілля агропромислових відходів нами реалізується за рахунок залучення останніх в процеси отримання адсорбенту. Технологічна схема утилізації аграрних відходів (гречаного та вівсяного лущиння, стручків гороху та квасолі, створок ріпака, качанів кукурудзи) у процесах одержання адсорбенту [283-285] наведена на рис. 7.3.



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 7.3 – Формування бази небезпечних факторів впливу на довкілля процесу виготовлення адсорбентів

У молотковому подрібнювачі сировина 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 $35\text{--}40^\circ\text{C}$. Надалі температуру підтримують на рівні 130°C . 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°C до вологості 1–3%. Отриманий адсорбент висипається у відповідну ємність.

7.2.1.2. Технологічні аспекти застосування одержаних адсорбентів для очищення компонентів навколишнього середовища від забруднювачів. У параграфі 6.2.1 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 [277,278,282,285] (рис 7.4). У ньому забруднена вода рухається ввєрх, 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.

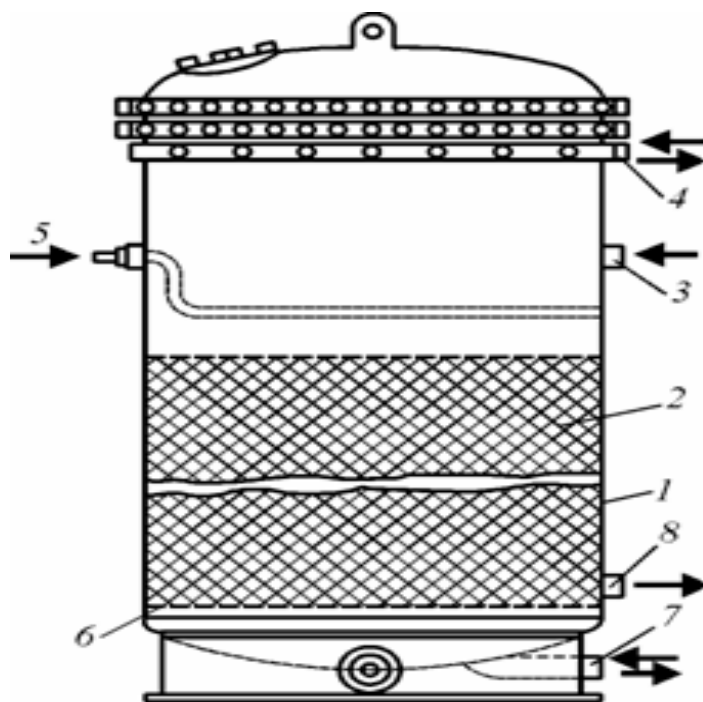


Рисунок 7.4 – Адсорбер із рухомим шаром досліджуваного адсорбенту

Відпрацьований адсорбент (для наочності ми розглядаємо адсорбент, одержаний на основі вівсяного лушпиння) підлягає утилізації шляхом спалювання у високотемпературному піролізному реакторі (рис. 7.5) за температур 800 - 1000 °С. Відбувається випаровуванні води в печі за умови надлишку повітря. Використання каталізаторів дозволяє знизити температуру

процесу до 350-450°C [277, 278]. 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.

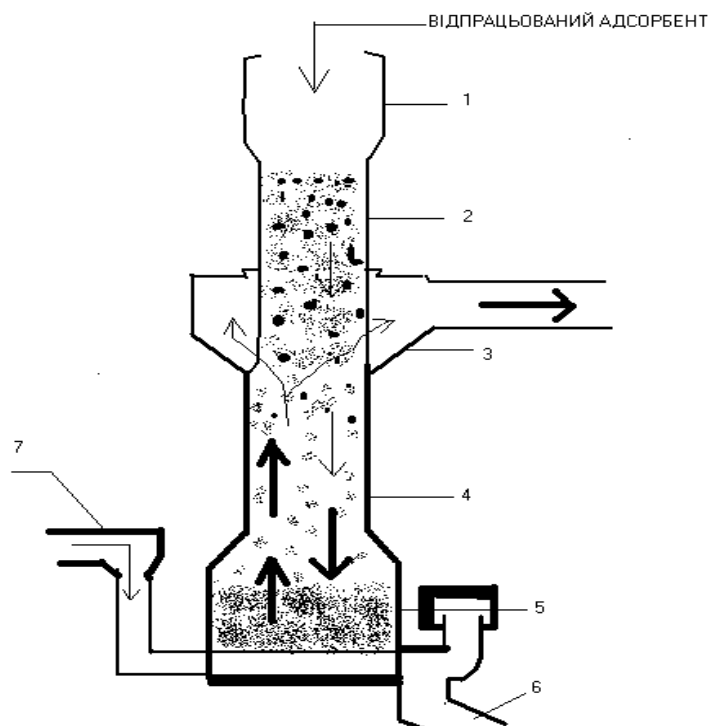


Рисунок 7.5 – Схема піролізного реактора: 1 – бункер; 2 – зона сушіння; 3 – кільцеподібний відвід; 4 – зона піролізу; 5 – зона згорання; 6 – патрубок; 7 – колектор

Технологічна схема очищення стічних вод від іонів важких металів адсорбентом (як приклад розглядаємо сорбент на основі гречаного лушпиння) наведена на рис. 7.6 [278-280]. 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 чергову. З ємності 6 в адсорбери подається луг для підлужнення стічної води до рН= 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 SO₂. 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.

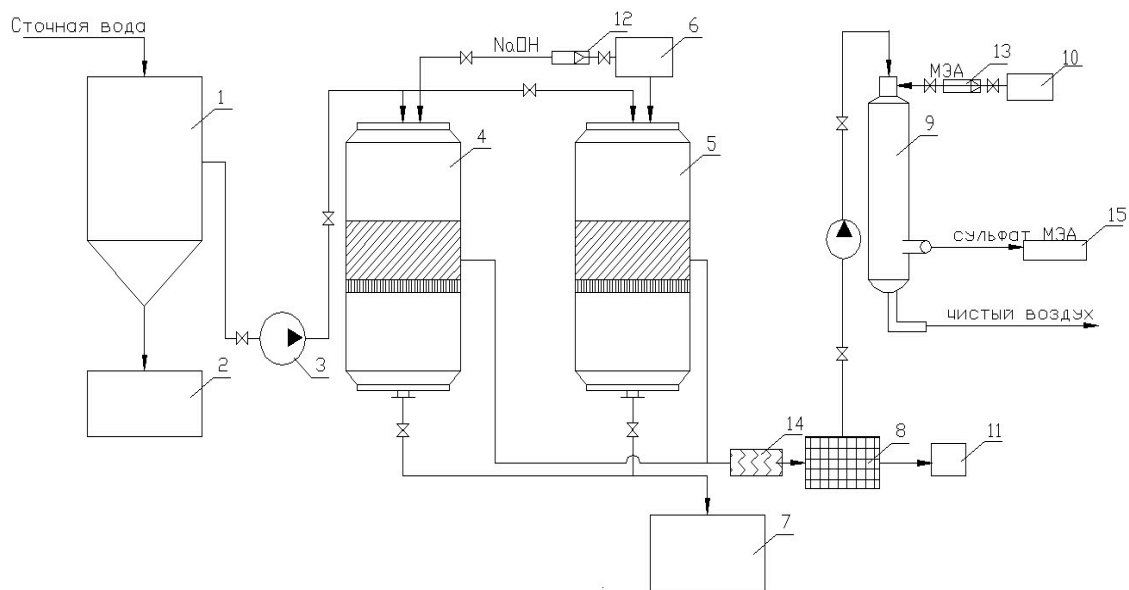


Рисунок 7.6 – Технологічна схема очищення стічних вод від іонів важких металів розробленим адсорбентом

7.2.2 Процедури мінімізації негативного впливу забруднення природно-антропогенних водойм на стан екологічної безпеки СЕЗ

7.2.2.1 Формування управлінських рішень з регулювання стану екологічної безпеки у нафтозабруднених технологічних ставках.

Розглянемо 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.

За результатами аналізу літературних даних та власних досліджень, що викладені у підрозділі 5.2 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 [301]:

- 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 [302] біотехнологія знешкодження ТДВ, яка ґрунтується на здатності мікроорганізмів (біодеструкторів) знешкоджувати вуглеводні нафти. З використанням теоретичних положень, викладених у розділі 5.2 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 Fyge Zyme. Виявлено, що за такими властивостями, як температурний діапазон активності, гідрофобність, витрата на одиницю оброблюваної площі тощо, найбільш прийнятними є вітчизняні препарати. Найефективнішим для водно-нафтових суспензій виявився «Еконадін» (рис. 7.7).

Експерименти проведені за температур $18 \div 22^{\circ}\text{C}$ для доз біодеструктору $20 \div 150 \text{ г/м}^2$. 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 забруднювачів також має місце на початковому етапі процесу, оскільки спостерігається висока концентрація вуглеводновмісних сполук.

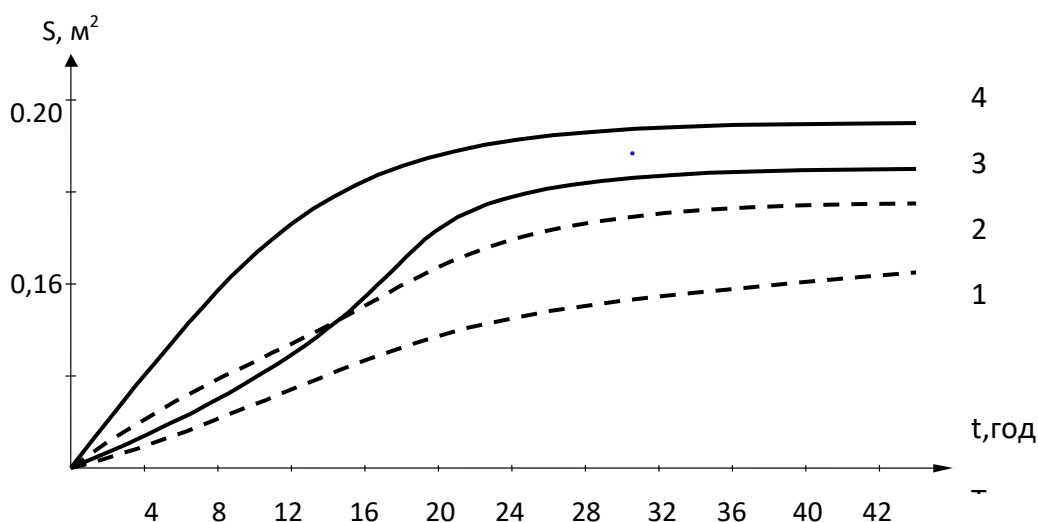


Рисунок 7.7 – Ефективність застосування різних біодеструкторів у часі:
 - еконадин, --- консорціум мікроорганізмів; 1 та 3 - 50 г/м²; 2 та 4 - 100 г/м²

Зважаючи на викладене, розглядаємо два способи здійснення процесу очищення:

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 знижують ступінь міграції нафтопродуктів.

Завершальним етапом після застосування біотехнології знешкодження ТДВ є відсипання родючого шару ґрунту та посів трав, що забезпечує відновлення займаних ліквідованими ставками територій.

Таким чином, в результаті реалізації запропонованої схеми практично повністю ліквідована екологічна небезпека від нафтового забруднення, зведена до мінімуму ймовірність проникнення забруднювачів у водоносні горизонти, що використовуються населенням для побутових та господарських потреб.

7.2.2.2 Формування управлінських рішень зі зменшення негативного впливу на водний басейн систем зворотного водопостачання та очищення стоків. 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 потрапляють в довкілля при аваріях, викликаних корозією споруд. До того ж слід відзначити, що експлуатація систем зворотного водопостачання супроводжується розмноженням мікроорганізмів, бактерій, грибів під кальцієвими відкладеннями на внутрішній поверхні трубопроводів.

Нами [303] проведено стендові випробування обробки хімічними реагентами зворотної води. 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.

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 Різзара. 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.

Індекс Ланжельє розраховувався за формулою [304]:

$$pH_s = pH + K_{тем} + K_{луж} + K_{жорст} - K_{сол}, \quad (7.1)$$

де pH – водневий показник води;

$K_{тем}$ – температурний коефіцієнт;

$K_{луж}$ – коефіцієнт загальної лужності;

$K_{жорст}$ – коефіцієнт жорсткості;

$K_{сол}$ – коефіцієнт солевмісту.

Індекс Різзара, який дозволяє судити про корозійну активність зворотної води до сталі, визначався за формулою:

$$I_{Piz} = 2pH_s - pH. \quad (7.2)$$

Достатньо ефективні результати отримано на 3-му етапі при застосуванні комплексу реагентів PuroTech 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/дм³. Швидкість корозії сталі знизилася до 0,066 мм/рік на плоских купонах, та до 0,051 мм/рік на круглих.

Констатуємо, 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 є ефективним 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.

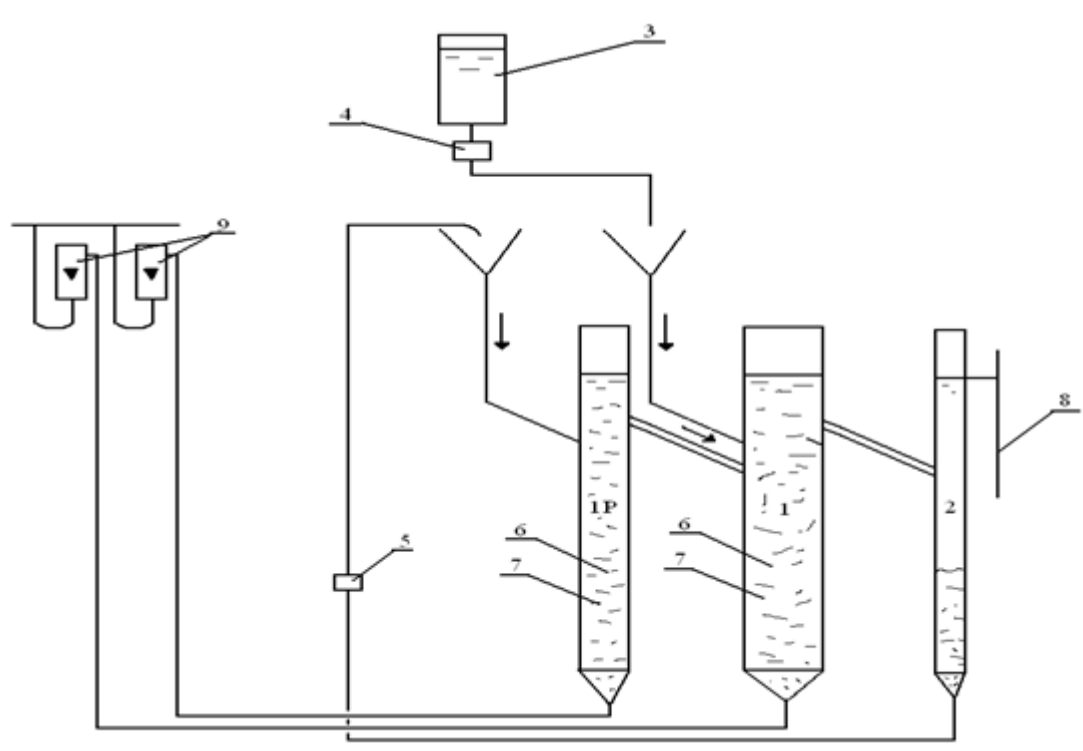
У результаті застосування комплексу реагентів PuroTech iChem 2132A знижено швидкість корозії на плоских купонах до 0,066мм/рік (у 6 разів), на круглих стрижнях – більш ніж у 18 разів до 0,051 мм/рік. Більший захисний ефект застосування інгібіторів на третьому етапі обумовлений підвищенням солевмісту на 15-20%, зрівняно із першими двома етапами.

Таким чином, застосування інгібіторів корозії та відкладень в системах зворотного водопостачання покращило показники якості зворотної води, зижено швидкість корозії обладнання, що дозволило продовжити термін його експлуатації та підвищити рівень екологічної безпеки.

Розглянемо питання 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, але це вимагає значних витрат електроенергії [305, 306]. 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 задля підвищення ефективності очищення стічних вод. Як об'єкт дослідження обрана система біологічного очищення міських господарсько-побутових стічних вод.

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 абортаторної установки наведена нарис. 7.8).



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 7.8 – Схема установки з аеротенком та денітрифікатором

Лабораторна установка (рис. 7.8) включає 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 дм³; 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 аеротенку,
- зольністю мулу,
- коефіцієнтом приросту мулу,
- питомою швидкістю окиснення органічних забруднень.

Експеримент проводився за витрати стічної води 1000 мл/год та зміненого коефіцієнту зовнішньої рециркуляції мулової суміші від 1,0 до 2,6.

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 7.1.

Таблиця 7.1 – 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 [307].

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 [308].

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. 7.2). Аналіз табл. 7.2 свідчить про вміст 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 [309].

Таблиця 7.2 – 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

Навантаження на активний мул q визначалось за формулою :

$$q = \frac{24 \cdot (L_n - L_k)}{a_i \cdot (1 - S) \cdot \tau_{at}}, \quad (7.3)$$

де L_n , L_k – концентрація БСК_{повне} відповідно на вході та на виході із аеротенка, мг О₂/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 7.9.

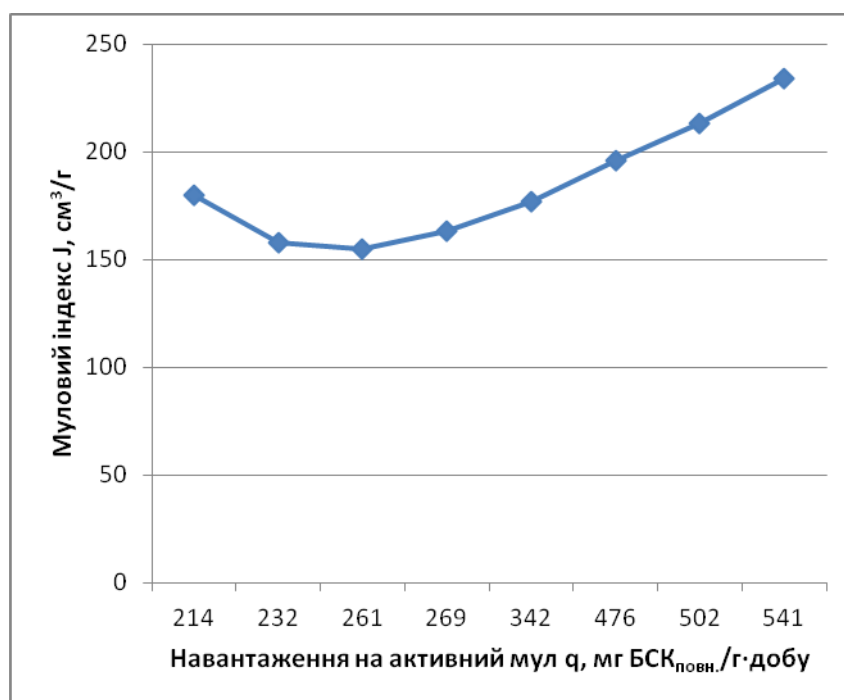


Рисунок 7.9 – Значення мулового індексу у залежності від величини навантаження на активний мул в аеротенках

Із рисунку 7.9 видно, що існує параболічна залежність між муловим індексом, що характеризує седиментаційні властивості мулу та навантаженням на активний мул. Були визначені раціональні значення мулового індексу за оптимальних навантажень на активний мул. Так значення мулового індексу для аеротенка становить 161 см³/г за оптимального навантаження 258 мг БСК/г·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.

Таким чином, констатуємо, що найвища ефективність очищення стоків (97,5 % для органічних та 92,6% для азотовмісних сполук) 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, на уповільненні процесу ущільнення та зневоднення осадів стічних вод впливають незадовільні седиментаційні параметри активного мулу. Це обумовлює необхідність облаштування додаткових мулових майданчиків на очисних спорудах.

Одним із шляхів уникнення екологічної небезпеки у водосховищах Дніпровського каскаду є утилізація мікрководоростей з отриманням енергоносіїв [310]. Нами отримано патент на корисну модель «Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водоростей» [272], де задекларовано чотири стадії процесу: збір та концентрування водоростей із подальшим застосуванням гідродинамічної кавітації; екстрагування ліпідів; синтез біогазу; збір відпрацьованої біомаси. Для збору біомаси неефективною є відкачка насиченої мікрководоростями води з подальшою фільтрацією. Стадія збору синьо-зелених водоростей із акваторій, згідно [272], полягає у використанні судна як приймача насиченого СЗВ поверхневого прошарку. Біомаса надходить в бункер, звідки перекачується до цистерни. Після завантаження буксир доставляє сировину на біостанцію, де проходить обробка цистерн.

Для збору біомаси в промислових авторах публікацій [311, 312] запропоновано спеціальні концентраційні колони 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 вода залишається внизу колони. Коли 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.

Проаналізовані способи збору біомаси синьо-зелених водоростей не відрізняються високою ефективністю та є затратні.

На основі логічного аналізу вище викладених даних та результатів наших досліджень, викладених у підрозділі 5.1 дисертації, приходимо до висновку [313], що застосування запропонованої [272] системи поводження з синьо-зеленими водоростями дає такі позитиви:

- 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 сталого розвитку Кременчуцької соціально-економічної зони в умовах комфортного стану довкілля.

7.3 Процедури мінімізації негативного впливу техногенних землетрусів шляхом реалізації управлінських рішень

За результатами досліджень, наведених у підрозділі 5.3 дисертації, та теоретичних положень, викладених у підрозділі 3.5 дисертації, на основі логічного аналізу розроблено систему управлінських рішень із зниження впливу техногенних землетрусів різного походження.

У відношенні до техногенних землетрусів, що виникають в процесі руху великовантажного транспорту (заміри швидкості зміщення проводилися на різних ділянках автомагістралей), пропонуємо [314]:

- 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;

- щодо залізничного транспорту - прокадка безстикової колії або використання віброізолюючого скріплення, що спричиняє зниження швидкості зміщення ґрунту в 3 - 4 разів.

Щодо об'єктів, підвержених комплексній дії джерел небезпеки (моста через Дніпро та греблі Кременчуцького водосховища) розглядаємо [314] 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 конструкційних елементах споруд і, як наслідок, поліпшити стан екологічної безпеки.

Дієвим управлінським рішенням зі зниження і впливу техногенних землетрусів, на наш погляд, 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, змінивши параметри середовища поширення механічних хвиль. Відмітимо, що у твердих породах такі хвилі розповсюджуються із меншим поглинанням 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 середовища на шляху поширення механічних хвиль задля обмеження зони їх розповсюдження у відношенні до небезпечних об'єктів.

Пропонуємо [314] такі шляхи вирішення поставленої задачі:

- проведення на шляху поширення хвиль серії малопотужних вибухів для подрібнення твердих порід: це - поверхневі вибухи, оскільки об'єкти впливу зазвичай розташовуються 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); така споруда захищає об'єкти від впливу поздовжніх хвиль, що виникаються при ініціюванні джерела техногенних землетрусів. Утворена пружна структура забезпечує багаторазове переломлення та відбиття хвиль, що призводить до поглинання енергії;

- створення масивів із дерев з розвиненою кореневою структурою на шляху розповсюдження механічних хвиль техногенного походження. Коріння фактично утворюють еластичну «сітку», що поглинає механічні коливання за рахунок пружних сил. Такий захід доцільно реалізовувати у випадку транспортних джерел техногенних землетрусів [315].

Застосування наведених заходів зі зниження впливу техногенних землетрусів дозволяє підвищити ступінь екологічної безпеки та забезпечити достатню комфортність умов для людей в приміщеннях різного призначення, які розташовані у зонах впливу землетрусів. Відбувається також зниження психологічної дії на населення - запобігання такої інтенсивності коливань, за якої хоча і не мають місце суттєві ушкодження споруд, але вони можуть викликати такі ж відчуття у людей як і за більш потужних природних

землетрусів. Також забезпечується конструктивна та архітектурна цілісність будівель і споруд, запобігання ушкоджень різного устаткування.

7.4 Адаптація системи забезпечення екологічної безпеки при проведенні екологічного аудиту

Екологічний аудит щодо об'єктів підвищеної екологічної небезпеки (ОПЕН) - комплексний інструмент, яким здатен об'єктивно оцінити чинники екологічної небезпеки і мінімізувати екологічні ризики. Методологія такого аудиту, 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.

Принципи ЕА пропонуємо розділити умовно на групи:

- системоутворюючі;

- методологічні;

- такі, що визначають якість та достовірність.

На основі результатів аналізу літературних даних робимо висновок, що в екологічному аудиті ОПЕН застосовуються загальнонаукові та специфічні методи. До перших із них відносяться індукція, синтез, дедукція, аналогія, абстрагування, моделювання, системний, причино-наслідковий аналіз та інші.

Найдоцільнішим для контролю за розвитком проблем екологічної безпеки в процесі функціонування ОПЕН є застосування цільових показників екологічного аудиту (енерго-, ресурсо-, відходо-, екологоємність, наукоємність тощо). З допомогою цих показників можна оцінити техніко-економічний рівень господарювання, стан екологічної безпеки, економічний збиток.

Ми вважаємо, що екологічний аудит доцільно проводити на основі сучасних технічних та інформаційних систем (рис. 7.10).

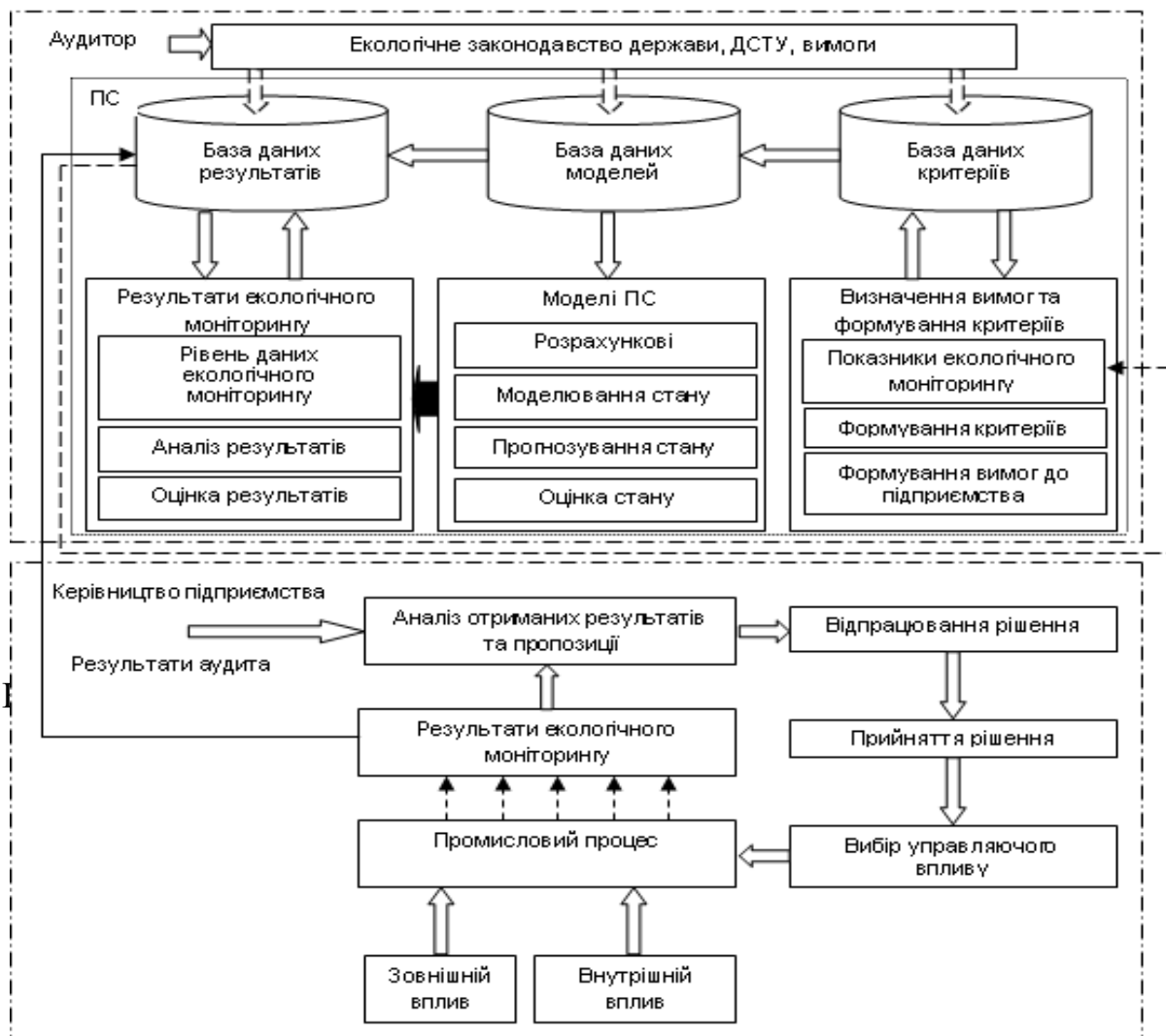


Рисунок 7.10 – Схема адаптація системи управління екологічною безпекою при проведенні екологічного аудиту ОПЕН

Особливістю запропонованої схеми є використанням геоінформаційних систем при проведенні екологічного моніторингу. Це надає можливість аналізувати якість атмосферного повітря, рівні забруднення водних середовищ, визначення обсяги викидів та скидів, міграцію забруднювачів, вплив техногенних землетресів, тощо [319].

Враховуючи те, що управління екологічною безпекою забезпечує поєднання ефективного виробництва із мінімальним впливом на природне

навколишнє середовище, ми адаптували модель екологічного керування підприємств до об'єктів підвищеної екологічної небезпеки (рис. 7.11).

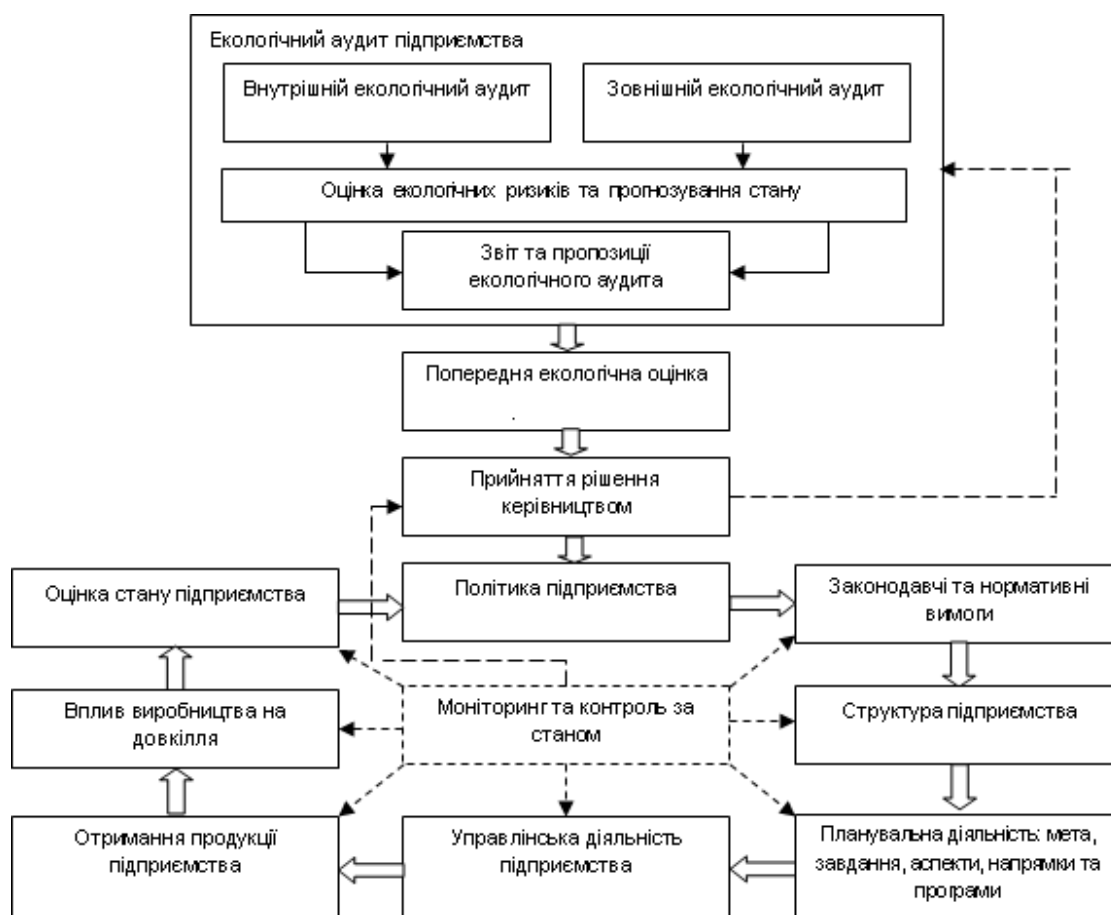


Рисунок 7.11 – Схема управління екологічною безпекою ОПЕН

Схема ґрунтується на визначенні екологічних ризиків на ОПЕН, використано принцип моніторингу за технологічним циклом зі своєчасним втручанням в управління підприємством для зниження рівня екологічної безпеки.

Важливим є проведення екологічного оцінювання, метою якого є моніторинг стану довкілля. Оцінювання виконання вимог показників екологічної безпеки Q визначаємо наступним чином:

$$Q = \sum_{m=1}^z q_m h_m, \quad (7.4)$$

де q_m – значимість показника m ;

h_m – ступінь виконання вимог показника m підприємством;

z – кількість показників.

Показники екологічної безпеки характеризують функціонування системи екологічного менеджменту, відображають інформацію про екологічні умови або стан довкілля в поточний момент часу. Сумарний ризик об'єкта представимо як суму ризиків технологічних процесів [323]:

$$R = \sum_{i=1}^n R_i, \quad (7.5)$$

де R_i – ризик i -го процесу;

n – кількість процесів;

$$R_i = \sum_{j=1}^{L_i} r_{ij}, \quad (7.6)$$

де r_{ij} – ризик j -го екологічного показника i -го процесу,

$j = \overline{1, L_i}$; L_i – кількість екологічних показників i -го процесу.

Ризик екологічного показника визначається за формулою:

$$r_{ij} = p_{ij} \times u_{ij}, \quad (7.7)$$

де p_{ij} та u_{ij} – величина ймовірності перевищення нормативного показника та збитку для j -го екологічного аспекту i -го процесу, відповідно.

Оцінку загального очікуваного збитку Z_{oz} від перевищення нормативного показника визначаємо так:

$$Z_{oz} = \sum_{j=1}^v Z_j, \quad (7.8)$$

де Z_j – математичне очікування збитку по ризику j -го екологічного показника.

Отримані результати аудиту стану екологічної безпеки вводимо у відповідну базу даних, використання їх дає можливість аналізувати та прогнозувати ситуацію, робити висновки щодо впливу об'єкту на людей та оточуюче середовище (рис. 7.14).

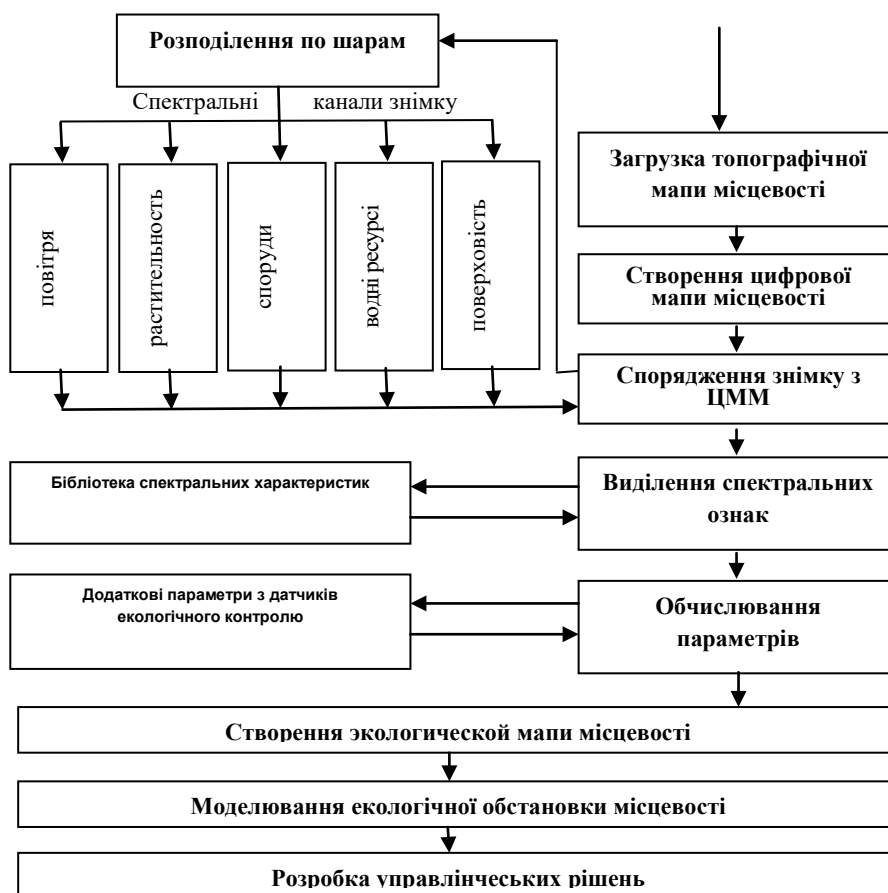


Рисунок 7.14 – Керуючий алгоритму проведення аудиту стану екологічної безпеки на ОПЕН

Нами [324] запропоновано підхід та розроблено механізми проведення екологічного аудиту ОПЕН з оцінкою його впливу на стан екологічної безпеки. Основною особливістю є використання геоінформаційних технологій [325] 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 системи управління станом екологічної безпеки ОПЕН на основі розробленої моделі:

1.1. Визначення завдання аудиту на об'єкті, встановлення мети та основних напрямків діяльності. Згідно вимог ДСТУ ISO 14001:2006 та ДСТУ ISO 14001:2005 формулювання перед ОПЕН завдання оцінювання ступеня значимості ЕА і побудови рейтингу ЕА.

1.2. Встановлення критеріїв та обґрунтування задачі оцінювання значимості чинників екологічної небезпеки, що включає наступні процедури:

- обчислення семантичної відстані (різниці між значеннями альтернатив);
- визначення позитивного ефекту;
- розрахунок інформаційної складової відповідно зазначеному критерію;
- розрахунок позитивного та негативного потоків.

Блок 2. Збір інформації із використанням ПС та здійснення контролю параметрів довкілля.

Блок 3. Аналіз результатів аудиту та розроблення висновку щодо впливу об'єкта на довкілля:

- оцінювання ризив найбільш значущих чинників екологічної небезпеки (уточнення параметрів впливу об'єкта на довкілля та прогнозування ситуації; виявлення чинників та джерел перевищення нормативних значень показників, а також прогнозування наслідків або небезпечних подій;

- оцінювання ймовірності перевищення нормативних значень показників;
- оцінювання відповідних збитків;
- оцінювання сукупного ризику об'єкта.

Блок 4. Розроблення управлінських рішень щодо покращення управління екологічною безпекою на ОПЕН.

Резюмуючи відзначено, що основним завданням адаптації системи управління екологічною безпекою при проведенні екологічного аудиту є пошук оптимальних методів поєднання економічного та екологічного впливу на діяльності ОПЕН. Основним показником ефективності екологічного аудиту отримання достовірної інформації, щодо співвідношення між економічною доцільністю експлуатації ОПЕН та якістю життєдіяльності населення і стану навколишнього середовища.

7.5 Висновки до розділу 7

На основі застосування теоретичних засад аналізу станів екологічної небезпеки та відповідної математичної моделі (розділі 3), з використанням обґрунтованих способів управління безпекою (розділи 5, 6) визначено основні напрямки забезпечення екологічної безпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні: комплексне використання відходів у процесах, направлених на поліпшення стану екологічної безпеки та економії енергетичних ресурсів із одержанням продукції цільового призначення; поліпшення екологічного стану природно-антропогенних водойм; послаблення негативного впливу певних фізичних чинників на людину та довкілля

Для вирішення поставлених задач запропонована структурно-логічна модель управління екологічною безпекою, яка включає елементи системи моніторингу станів екологічної небезпеки в СЕЗ та його процедури, а також процедури та способи мінімізації негативного впливу на стан екологічної безпеки, які стали базисом для формування управлінських рішень.

Встановлено процедури мінімізації негативного впливу на довкілля відходів. Обґрунтовано комплексний спосіб (включає 4 стадії) використання відходів та продуктів їх переробки, на основі якого сформовані управлінські рішення з метою поліпшення стану екологічної безпеки, економії природних ресурсів та одержання продукції цільового призначення:

1) 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;

2) 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;

3) зниження рівня екологічної небезпеки в місцях складування відходів харчової промисловості (соабстоку) шляхом утилізації їх сумісно з розробленим адсорбентом у процесах отримання альтернативних енергоносіїв (біодизельного палива), що сприяє економії енергетичних ресурсів;

4) очищення побутових стічних вод від фосфат-іонів при застосуванні композиційного адсорбенту на основі розробленого адсорбенту та глауконіту.

Встановлено процедури мінімізації негативного впливу забруднення природно-антропогенних водойм на стан екологічної безпеки СЕЗ. Сформовано систему 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.

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. Загальна ефективність очищення склала 99,5%, що дозволило довести вміст залишкових забруднень до значень нижче за ГДК, тривалість очищення - 60-65 діб.

На діючій моделі вентиляторної градирні проведено дослідження застосування хімічних реагентів при обробці зворотної води, встановлено чинники накипоутворення в трубопроводах та теплообмінниках. Встановлено, що застосування комплексу реагентів PuroTech iChem 2132A в системах зворотного водопостачання призвело до поліпшення якості зворотної води, зниження швидкості корозії на плоских зразках до 0,066 мм/рік (у 6 раз), на круглих зразках – більш ніж у 18 разів до 0,051 мм/рік., подовжити термін експлуатації обладнання і тим самим підвищити рівень екологічної безпеки.

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 процедури мінімізації негативного впливу техногенних землетрусів. На підставі застосування встановленої нами закономірності управління екологічною безпекою (*оптимальне розміщення джерел екологічної небезпеки відносно певних об'єктів соціально-економічної зони суттєво послаблює наслідки її проявів*) запропонована зміна параметрів середовища, у якому поширюються механічні хвилі до об'єктів, що досягається спорудженням заглиблених споруд, заповнених пористими матеріалами; формуванням мережі дерев із розвиненою кореневою системою; проведенням серії малопотужних вибухів для дроблення скельних порід. Для 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 конкретних ОПЕН об'єктів, підвищеної небезпеки (мосту через Дніпро і ГЕС), підвержених комплексному впливу джерел, запропоновано узгоджене ініціювання різни джерел землетрусів: регулювання руху потягів, великовантажного автомобільного транспорту, вибухів на кар'єрах.

Запропоновано механізм проведення екологічного аудиту з оцінкою його впливу на стан екологічної безпеки, основною особливістю якого є використання геоінформаційних технологій для проведення моніторингу та контролю за поточним станом безпеки та врахування впливу промислових процесів ОПЕН на цей стан, що надає можливість ефективного проведення моделювання та прогнозування наслідків, побудови динамічної карти змін довкілля поблизу об'єктів підвищеної екологічної небезпеки.

У розділі 7 використані результати дисертаційної роботи, які відображені в публікаціях автора [277-280, 282-285, 301-303, 307,308, 310, 313-315,324].

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі за результатами теоретичних та експериментальних досліджень презентовано вирішення актуальної науково-прикладної проблеми створення науково-методологічних засад поліпшення стану екологічної безпеки соціально-економічної зони (на прикладі Кременчуцької СЕЗ) в умовах комплексного впливу джерел екологічної небезпеки шляхом використання встановлених закономірностей та особливостей її виникнення та поширення. Зокрема:

1. Розширено та поглиблено наукові уявлення щодо закономірностей та особливостей виникнення та поширення екологічної небезпеки в умовах комплексного впливу її складових, що визначається, в першу чергу, структуризацією небезпеки – виявленням для конкретної соціально-економічної зони тільки її властивих складових небезпеки; встановленням особливостей розміщення джерел небезпеки відносно різних об'єктів із урахуванням параметрів середовища, в якому вона поширюється. Запропонована схема формування екологічної небезпеки в СЕЗ в умовах комплексного впливу її складових, яка включає сукупність внутрішньозонних чинників, базовим із яких є трансформація речовини та енергії в процесах господарської діяльності, а також враховується зовнішній природно-антропогенний вплив та поширення екологічної небезпеки за межі зони.

2. Розроблено загальні теоретичні положення щодо забезпечення екологічної безпеки в соціально-економічній зоні в умовах комплексного впливу складових небезпеки, базовими із яких є такі: послаблення наслідків проявів екологічної небезпеки реалізується у наслідок здійснення впливу на параметри середовища її поширення; мінімізація одночасної присутності декількох складових екологічної небезпеки зменшує ступінь впливу на стан здоров'я людей та на елементи довкілля; реалізація заходів із управління екологічною безпекою та зниження ступеня проявів небезпеки у результаті їх застосування можуть бути розосереджені як в просторі, так і в часі. Закладено

наукові основи механізму створення ефективної системи забезпечення екологічної безпеки.

3. Побудована математична модель деформації стану екологічної безпеки під впливом антропогенних чинників, яка являє собою систему з чотирьох аналітичних залежностей та граничних умов існування моделі. Перша із залежностей описує можливості переходу СЕЗ з одного до іншого стаціонарного стану відповідно до характеру та рівня впливу антропогенних чинників. Друга - характеризує стан забруднення водної складової СЕЗ залежно від потужності джерела забруднення та характеру біфуркації. Третя визначає величину зміни у часі екологічного ризику впливу техногенних землетрусів в СЕЗ. Четверта - визначає комбіновану умову варіаційного розв'язання окремих завдань щодо якості системи управління екологічною безпекою. Використання моделі дає змогу розробити та реалізувати виважені управлінські рішення.

4. Проведено моніторингові дослідження формування та просторового поширення багатопрофільної екологічної небезпеки у Кременчуцькій СЕЗ. Встановлено, що основними специфічними наслідками проявів небезпеки є суттєве погіршення показників якості підземних та поверхневих вод унаслідок забруднення шкідливими речовинами; ушкодження елементів споруд та тимчасові розлади здоров'я мешканців під впливом техногенно спричинених вібраційних збуджень; сезонне погіршення якості природних вод у водосховищах.

5. Обґрунтовано доцільність використання показників зміни хіміко-біологічного стану ґрунту та деревно-чагарникового покриву як елемента моніторингу стану формованої екологічної небезпеки. У Кременчуцькій СЕЗ встановлена залежність ступеню кислотно-лужної зміни стану ґрунтів від рівня забруднення атмосферного повітря оксидами сірки та азоту. Встановлено відповідність між просторовим розташуванням зон із суттєвими пошкодженнями листя і хвої дерев та зон максимального техногенного навантаження, зокрема, впливу автомагістралей з інтенсивним рухом

транспорту.

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

7. Досліджено напрямки поліпшення стану екологічної безпеки із застосуванням адсорбентів. З цією метою розроблено полістадійний спосіб отримання адсорбенту високої 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 високу (у порівнянні з традиційними адсорбентами) адсорбційну здатність при очищенні стічних вод від сполук важких металів, нафтопродуктів, жирів, ступінь вилучення фосфат-іонів із побутових стоків сягає 78%. Доведена доцільність застосування одержаних адсорбентів для поліпшення стану екологічної безпеки компонентів довкілля.

8. Розроблена структурно-логічна модель забезпечення екологічної безпеки, яка включає елементи системи моніторингу станів екологічної небезпеки в СЕЗ та його процедури, а також процедури та способи мінімізації негативного впливу на стан екологічної безпеки, які є базисом для формування управлінських рішень.

9. Розроблена та реалізована на практиці система поліпшення стану

екологічної безпеки в Кременчуцькій соціально-економічній зоні в умовах сумісного впливу специфічних складових екологічної небезпеки різного генезису, яка включає:

- комплексне використання відходів та продуктів їх переробки задля поліпшення стану екологічної безпеки, економії природних ресурсів та одержання корисної продукції (утилізація відходи агропромислових відходів у процесах виготовлення адсорбентів; застосування останніх для вилучення із водного середовища іонів важких металів, нафтопродуктів, жирів, фосфат-іонів; залучення розробленого адсорбенту разом із відходом харчової промисловості у процес отримання альтернативних енергоносіїв - біодизельного палива);

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

- систему організаційно-технічних заходів щодо послаблення негативного впливу техногенних землетрусів на людину та довкілля (зокрема, регулювання параметрів середовища в напрямку проходження механічних хвиль від джерел; ступінь проявів екологічної небезпеки знижується в 1,5 - 2 рази).

Технічну новизну запропонованих у роботі рішень із розробки полі стадійного 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. Практична цінність результатів підтверджена 8 актами впровадження

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. Экология: учебное пособие. М.: Знание, 1997. 288 с.
4. Боков В.А., Луцик А.В. Основы экологической безопасности: учебное пособие. Симферополь, СОНАТ, 1998. 224с.
5. Преждо А.В., Ткач Г.А., Кроменко И.С., Кивва Ф.В., Шило В.В. Экологический словарь: учебное пособие. Харьков: ХГАГХ, 1999. 416 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: 08.10.2018).

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. 366с.; (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: 10.06.2018).

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: 10.06.2018).

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: 10.06.2018).

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 2017р.). 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 «Екологія +». 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, 11-12. 05. 2007р.) 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, 17-18.04. 2008р.) 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 25.04. 2008г.). 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, ФОРМ Грінв Д.С, 2017. 308 с.(URL: <https://menr.gov.ua/news/31768.html>)

(дата звернення: 23.09.2018).)

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 гідробіоти та теплокровні організми. Екологічні науки. 2013. № 3. С. 38-42.

37. Харламова О.В., Синельников 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: 23.09.2018).

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: 23.09.2018).

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 екологічно-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, юл.№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 ресурсозбережение*. 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. 425с.

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 иэрархов 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. 316с.

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. Андреев. Обґрунтування та формалізація підходу до оцінювання екологічної безпеки регіону. *Восточно-Европейский журнал передовых технологий*. 2016. Vol. 2, Issue 10 (80). С. 9–18.

88. T.Y. 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. Liulu, 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. Мальований М.С., Синельников О.Д., Харламова О.В., 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. Золотарев Г.С. Методика инженерно-геологических исследований : учебник. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 384 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. Вып. 48. С. 108–111.
110. Азарова О. В. Автотранспортний комплекс та екологія. *Екологія і ресурси.* 2005. Вып. 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. Шевчук В.Я. Екологічний аудит: Посібник з екологічного менеджменту і екологічного аудиту. К.: Символ-Т, 1997. 221 с.

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. ?с.

137. Моросанова С. А. Методы анализа природных и промышленных объектов. М.: Издательство МГУ, 1988. ?с.

138. Москвин Л. Н., Царицина Л. Г. Методы разделения и концентрирования в аналитической химии. Л.: Химия, 1991. ?с.

139. Муринов И. Ю. Экстракция металлов SN – органическими соединениями. –М.: Наука, 1993. ?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. 16с.
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

функціо-нальним групам. 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 Р51797, 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, No 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. С.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 2014р.)*. 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. 256с.

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 академія пищевих технологій. 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 природокористування»*. Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2016. Вип.2/(14). С. 76-80.

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. Северина Е. С. Биохимия: учебник. М.: Гэотар-Мед, 2004. 784с.

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. Березов Т.Т., Коровкин Б.Ф. Биологическая химия: учебник. М.: Медицина, 1998. 704 с.

185. Малашенко Ю.Р., Романовская В.А., Троценко Ю.А. Метанооксиляющие 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 питьевой 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. 133с.

190. Архаров Л. М. Екологічні системи. К. : Генеза, 1994. 300с.
191. Чистик О. В. Экология. Минск: Новое знание, 2000. 247с.
192. Дідух Я. П. Популяційна екологія. К. : Фітосоціоцентр, 1998. 192с.
193. Walletschek Н. Око Lexikon. Munchen, М.: Академия, 2003. 252 с
194. Реймерс Н. Ф. Экология. Теории, законы, правила, принципы и гипотезы. М.: Россия молодая, 1995. 366с.
195. Wicke L. Unweltoekonomie : Eine praxisorientierte Einfuhrung. Munchen, 1991. p.450.
196. Голубець М.А. Від біосфери до соціосфери. Львів: Поллі, 1997. 256с.
197. Матвєєва І.В., Азаров С.І., Кутлахмедов Ю.О., Харламова О.В. Стійкість екосистем до радіаційних навантажень: монографія. К: НАУ, 2016. 396 с.
198. Величко О.М., Зеркалов Д.В. Екологічне управління: навч. посібник. К. : Науковий світ, 2001. 193с.
199. Малишева Л. Л. Геохімія ландшафтів. К. : Либідь, 2000. 254с.
200. Голубець М. А. Екосистемологія. Л. : Поллі, 2000. 395с.
201. Лук’янова Л. Основи екології : навч. посібник. К.:Вища шк., 2000. 327с.
202. Шевчук В.Я., Саталкін Ю.М., Навроцький В.М. Екологічний аудит: підручник. К. : Вища шк., 2000. 344с.
203. Азаров С.І., Харламова.О.В. Моделювання впливу антропогенних чинників на стан довкілля. Науково-практичний журнал «Екологічні науки», 3/2020 (23), С.5–9.
204. Азаров С.І. Визначення надійності екосистем до чинника антропогенного тиску/ Азаров С.І., Сидоренко В.Л., Задунай О.С.// Збірник наукових праць «Екологічна безпека та природокористування» № 3–4 (24), 2017. – С. 50-57.
205. Азаров С.І. Моделювання стійкості екосистеми / Азаров С.І., Задунай О.С. // Науково-практичний журнал «Екологічні науки». – 2018. – №4 /2018 (23). – С.5–9.

206. Чернавский Д.С. Синергетика и информация: динамическая теория информации. –М.: Наука, 2001. – 244 с.
207. Пригожин И., Стенгерс И. Порядок из хаоса (Новый диалог человека с природой). – М.: Изд-во «Едиториал УРСС», 2003. – 310 с.
208. Снакин В. В. Глобальные экологические процессы и эволюция биосферы: Энциклопедический словарь. М. : Academia, 2014. -197 с.
209. Азаров С.І. , Задунай О.С. (2018) *Моделювання стійкості екосистеми*. Науково-практичний журнал «Екологічні науки», 4 /2018 (23), С.5–9(in Ukrainian).
210. Азаров С.І., Харламова. О.В. Модель взаємодії забруднення з водною техногенно навантаженою екосистемою. Екологічна безпека та природокористування, 2020. Том 34. № 2. С.72-80.
211. Ащепкова Л.Я. Математические модели водных экосистем (обзор) // Математическое моделирование водных экологических систем. – Иркутск: ИГУ, 1978. С. 6-46.
212. Георгиевский В.Б. Идентификация и верификация моделей водных экосистем // Проблемы сохранения, защиты и улучшения качества природных вод. – М.: Наука, 1982. С. 156-163.
213. Братусь, А. С. Динамические системы и модели биологии / А. С. Братусь, А. С. Новожилов, А. П. Платонов. – М. : Физматлит, 2010. – 368 с.
214. Krestin SV, Rosenberg GS (1996) On a mechanism of "flowering of water" in a reservoir of plain type. *Biophysics*, 41. (3), 650-654.
215. Azarov SI (2019) Modeling the evolution of nonlinear ecosystems. *Environmental Safety and Environmental Management*, 2 (30), 18-29.
216. Антонов А. В. Об определении индивидуального ресурса изделий атомных станций. К. : НКК, 1996. № 10. С. 42–49.
217. 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.

218. 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.

219. 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.

220. Гродзинський Д. М. , Кутлахмедов Ю. О., Михеев О. М., Родіна В. В. Методи управління радіємністю екосистем. К. : Фітосоціонер, 2006. 172с.

221. Матвеева И. В. Применение теории и моделей надежности при оценке экологических рисков в искусственных агроэкосистемах. *Екологічна безпека*. Кременчуг:КрНУ, 2011. Вип. 2/2011 (12). С. 137-140.

222. 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

223. 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.

224. 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.

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

226. 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.

227. 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.

228. Харламова О.В., Шмандій В.М. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричного підходу. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна*. Харків: ХНУ, 2013. Вип. 9. № 1070 серія «Екологія». С. 24-30.

229. 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.

230. 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.*

231. 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.

232. 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.

233. 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.

234. 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.

235. 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.

236. Харламова О.В., Ригас Т.Е., Знайко Н.С., Шмандий В.М. Система обеспечения экологической безопасности в регионе с развитой промышленностью. *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

237. Водний фонд України: Штучні водойми – водосховища і ставки: Довідник / [В.В. Гребінь, В.К. Хільчевський, В.А. Сташук, О.В. Чунарьов, О.Є. Ярошевич] / За ред. В.К. Хільчевського, В.В. Гребеня. – К. : «Інтерпрес ЛТД», 2014. – 164 с.

238. В.В. Никифоров, С.В. Дегтярь, Е.В. Шмандий Обеспечение экологической безопасности Днепровского бассейна путём использования гидробионтов для получения биогаза. *Машиностроение и безопасность жизнедеятельности: межвузовский сб. науч. работ*. М.: Машиностроение, 2008. Вып. 5. С. 51-56.

239. Сиренко, Л.А. Активность солнца и «цветение» воды. *Гидробиологический журнал*. Київ: Институт гидробиологии НАНУ, 2002. Т. 38, № 4. С. 3-9.

240. 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.

241. 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.

242. Шмандій В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є., Остапець 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.

243. Шмандій В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Є., Остапець 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.

244. 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.

245. 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.

246. 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.

247. 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 18-25.04. 2016р.). Рубіжне: вид. О.Зень, 2016. С. 84-86.

248. Харламова О.В., Ригас Т.Є., Потебна 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.

249. 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.

250. Добровольский В.В. Миграционные формы и миграция масс тяжелых металлов в биосфере. К.: Наукова думка, 2006. – 140 с.

251. Алексеева Т. М., Козловська Т.Ф., Безденежних Л.А. Стан ґрунтового покриву як індикатор екологічної небезпеки. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. Кременчук: КрНУ, 2011, Вип. 1 (10). С.73-77

252. 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.

253. 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.

254. Алексеева Т.М. Грунтово-рослинний покрив як показник забруднення атмосферного повітря важкими металами. *Український гідрометеорологічний журнал*, 2014. Вип. 14. С. 16-22.

255. 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.

256. 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.

257. 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.

258. 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.

259. Шмандий В.М. Установление взаимосвязи между уровнями техногенной нагрузки и заболеваемостью населения. *Вестник НТУ «ХПИ»*. – 2001. № 14. С.16-25.

260. Лук'янченко І., Л. Краснівка. Економетрика. К.: Знання, 1988. 494 с.

261. 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.

262. 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.

263. 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.

264. 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.

265. 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: ХТПП, 2013. С. 398-402.

266. 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.

267. Скорук О.П., Токарчук Д.М., Всемирнова В.М. Перспективи виробництва біопалива третього покоління. *Збірник наукових праць ВНАУ. Серія: Економічні науки*, Винниця: ВНАУ, 2011 №1 (48), С.171 –176.

268. Никифоров В.В., Елизаров А.И. Природоохранный и энергосберегающий аспекты утилизации синезеленых водорослей. *Фізичні процеси та поля технічних і біологічних об'єктів*: матеріали VII науково-технічної конференції. (Кременчук-Хургада 06-08.11.2008р.). Кременчук: КДПУ, 2008. С.87-90.

269. 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.

270. 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.

271. Гринюк І. Біопаливо з водоростей. *Агросектор*, 2009. № 6 (36). С.26-27.

272. 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.

273. Вітенько Т. М. Гідродинамічна кавітація у масообмінних хімічних і біологічних процесах. Тернопіль: Видавництво Тернопільського державного технічного університету імені Івана Пулюя, 2009. 224 с.

274. 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.

275. Nykyforov V., Malovanyu M., Kozlovs'ka T., Novokhatko O., Digtiar S. The biotechnological ways of blue-green algae complex processing. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 2016. 5/10 (83), P.11-18

276. 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.

277. 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.

278. 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.*

279. 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.*

280. 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.*

281. Спосіб отримання сорбенту. Пат. 76625 Україна, МПК (2006.01) B01J 20/22 № 2012 07756; заявл. 25.06.12; опубл. 10.03.2013, Бюл. №1.

282. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova¹, Myroslav Malovanyu, Liliya Bezdeneznych¹, Tetyana Rigas Improving the Method for Producing Adsorbents from Agro-Industrial Wastes. *Chemistry & Chemical Technology* Vol. 14, No. 1, 2020, pp. 102–108(*Scopus, Web of Science*).

283. 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.

284. 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. -

№ у 2017 07254; заявка 10.07.17; публ. 11.12.2017, Бюл. №23

285. Безденежних 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.

286. Левченко, М. Л. Глауконитовых пески для экологической защиты и восстановления природных свойств грунтов и водной среды / М. Л. Левченко, А. М. Губайдуллина // *Бурение и нефть*. – 2011. – Вып. 4. – С. 56–57

287. Шмандий В.М., Безденежных Л.А., Харламова Е.В. Использование адсорбентов, полученных из отходов, для улучшения состояния среды обитания человека. *Гигиена и санитария*. 2012; 6: 44-2.

288. Liliya Bezdeneznych , Olena Kharlamova , Volodymyr Shmandiy, Tetiana Rigas. Research of adsorption properties of glauconite-based composite absorbents. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, No. 6, pp. 147–154.

289. Безденежних Л. А.. Харламова О.В., Нечипоренко-Шабуніна Т.Г., Сокур М.І., Шмандій В.М. Вплив гранулометричного складу наноструктурованого адсорбенту на ефективність очистки стічних вод від нафтопродуктів,- *Вісник КрНУ*. – Кременчук: КрНУ, 2012. – Вип. 2(73). – С.147-149.

290. Чанг Р. Физическая химия с приложениями к биологическим системам. М.: Мир, 1980.С. 492.

291. 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.

292. Давий В. П. Альтернативное топливо. *Вісник НТУ “ХП”*. Харків:ХП, 2008 №3 (7). С. 3-8.

293. Демидов И. Н., МунирШавкат Садик. О перспективах получения

биодизельного горючого в Україні. *Вестник национального технического университета «ХПИ»*. Харьков: ХПИ, 2012. №39. С 108 – 116.

294. Щербаков А. О. Технологія переробки та використання вторинних матеріальних ресурсів. Тернопіль: “Астон” 1999. 292 с.

295. Демидов И. Н., Мунир Шавкат Садик, Гранкина К. В. Использование жирных кислот соапстока для получения бутиловых эфиров жирных кислот. *Вісник НТУ «ХПИ». Серія: Нові рішення в сучасних технологіях*. Харків: НТУ «ХПИ», 2013. № 4 (978). С. 130-134.

296. 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.

297. Семенов В.Г., Черненко С.М., Атамась А.І. Визначення нижчої теплоти згоряння біодизельного палива за хроматографічними даними. / Семенов В.Г., *Вісник КДПУ імені Михайла Остроградського*. Кременчук: КДПУ, 2010. Вип. 2/2010 (61), Ч1. С. 87 – 91.

298. 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.

299. 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.

300. 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.
301. 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.
302. Шмандий В.М., Харламова О.В., Потебная 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.
303. 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
304. 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
305. Pitt WG, Ross SA 1 Ultrasound Increases the Rate of Bacterial Cell Growth [J]. *Biotechnol.Prog.*, 2003, 19 (3) : p.1038 – 1044.
306. Schlafer O., Onyeche T., Bormann H., et al. Ultrasound stimulation of micro 2 organisms for enhanced biodegradation [J]. *Ultrasonics*, 2002,40(128) : p. 25 – 29.
307. Шмандий 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.

308. 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.

309. 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.

310. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.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.

311. V. Nykyforov, M. Malovanyu, T. Kozlovs'ka, O. Novokhatko, S. Digtiar. The bsotexnljogical ways of blue-green algam complex processing. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 2016.5/10 (83), P.11-18

312. 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.

313. 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». №1/1, 2016. С. 61-64.

314. 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 (*Scopus*).

315. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Элементы управления экологической безопасностью в условиях действия химико-техногенных

факторов. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*, М.: НИИ ЭЧиГОС, 2018. №97(9). С. 809-812 (*Scopus*).

316. Whicker F. W., Schultz V. Radioecology: nuclear energy and the environment. V. 1, 2. Boca Raton, Fla, CRC Press. 1982.

317. Гродзинский Д. М. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС. К.:Наук. Думка, 1992. 196 с.

318. 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.

319. 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. V. 112. P. 79-87.

320. 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.

321. 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 Protection Authority*, 2008. Part 2. P. 171-174.

322. 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.

323. 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.

324. 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.

325. Азаров С.І., Задунай О.С. Аналіз методичних підходів до оцінювання стійкості екосистем. *Екологічна безпека та природокористування*, 2020. Том 34. № 2. С.99-110.

ДОДАТКИ

УКРАЇНА

342

Додаток А



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. Тігарчук



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.

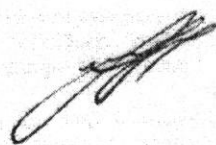
Ідентифікатор електронного документа 2110200917. . .

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**(22) Дата подання заявки: **22.05.2017**(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: **25.09.2017**(46) Публікація відомостей про видачу патенту: **25.09.2017, Бюл.№ 18**

(72) Винахідник(и):

**Безденєжних Лілія Андріївна (UA),
Шмандій Володимир Михайлович (UA),
Харламова Олена Володимирівна (UA)**

(73) Власник(и):

**КРЕМЕНЧУЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ
УНІВЕРСИТЕТ ІМЕНІ МИХАЙЛА
ОСТРОГРАДСЬКОГО,
вул. Першотравнева, 20, м. Кременчук,
Полтавська обл., 39600 (UA)**

(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

Корисна модель належить до способів отримання сорбентів, зокрема з відходів рослинного походження, і може широко використовуватись в охороні навколишнього природного середовища.

5 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

10 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.

15 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.

20 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.

25 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

30 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.)

35 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

40 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.

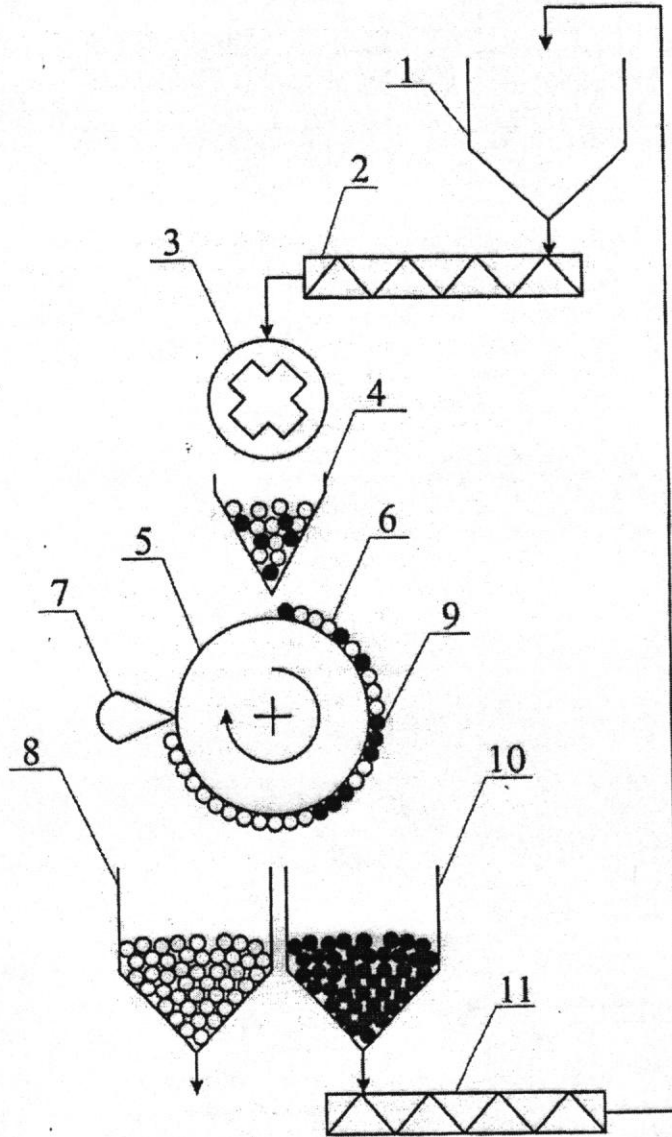
45 Таким чином, запропонована корисна модель забезпечує отримання сорбенту зі стабільним по однорідності гранулометричним складом, що підвищує адсорбційну здатність продукту. Крім того, гнучкий спосіб впливу на гранулометричний склад може бути використано для практичної реалізації технологічного процесу по отриманню вискоефективного наноструктурованого сорбенту.

50

ФОРМУЛА КОРИСНОЇ МОДЕЛІ

- 55 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.



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



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. Тітарчук



(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



I.С. 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	
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 11.12.2017	(73) Власник(и): НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА", вул. Степана Бандери, 12, м. Львів-13, 79013 (UA)
(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 С01В 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
10 сухої суміші, гранулювання, сушіння гранул, їх карбонізацію та промивку.

Однак, у відомому способі сорбент, який отримують, має невелику кількість пор та понижено 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.

Найбільш близьким до пропонуваного способу є спосіб отримання сорбенту [Патент України № 76625 "Способ 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,
25 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.

Поставлена задача вирішується тим, що у способі отримання сорбенту, що включає помел вихідної сировини, механоактивацію та сортування продукту на фракції, згідно з корисною
35 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
50 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 промислову 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

Додаток В



ПАТЕНТ

НА КОРИСНУ МОДЕЛЬ

№ 105896

СПОСІБ ОТРИМАННЯ БЮГАЗУ ІЗ СИНЬО-ЗЕЛЕНИХ ВОДОРОСТЕЙ

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)
С12Р 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),
(22) Дата подання заявки: 28.09.2015	Никифоров Володимир Валентинович
(24) Дата, з якої є чинними права на корисну модель: 11.04.2016	(UA), Харламова Олена Володимирівна (UA),
(46) Публікація відомостей про видачу патенту: 11.04.2016, Бюл.№ 7	Синельников Олександр Дмитрович (UA)
	(73) Власник(и): НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ "ЛЬВІВСЬКА ПОЛІТЕХНІКА", вул. Ст. Бандери, 12, м. Львів-13, 79013 (UA)

(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.

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 завантажуванням 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 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 мікрководорості, 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
25 [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
35 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 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,
50 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.

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 екстрагенту 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:

- дозволяє інтенсифікувати процес синтезу біогазу та збільшити кількість екстрагованих ліпідів та виділеного біогазу шляхом попередньої підготовки біомаси обробкою її в полі гідродинамічної кавітації

- 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.

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 помпа 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.

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.

2. Стадія екстрагування ліпідів.

Для визначення загального вмісту ліпідів у біомасі 60 мл суспензії водоростей поміщали у ділильну ліжку, 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.

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 °С (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 разу 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

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 1200, 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)

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Перший заступник міського голови

В.М. ПЕЛИПЕНКО

11 липня 2017 р.

АКТ

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. Федюн

Додаток Д

«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

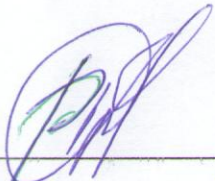
відмічаємо, що протягом 10 - 12 травня 2018 р. в дослідному цеху ТзОВ Науково-виробничої фірми "Реагент" проведена апробація полістадійного способу отримання адсорбенту шляхом обробки сировини сульфатною кислотою, механохімічного модифікування, електростатичної сепарації та кавітації сировини, у якості якої використано лушпиння гречки.

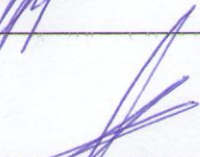
Порошок сировини подавали на ножовий млин безперервної дії, в якому багатократно повторювались цикли подрібнення частинок сировини із одночасною дією на них деформації зсуву. Подрібнений продукт надходив на барабан електростатичного сепаратора, де електростатичне поле утримувало на поверхні барабану 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

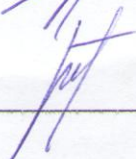
кількість переробленої сировини склала 2,5 т. Гранулометричний склад готового адсорбенту знаходився в діапазоні 0,03–1 мм.

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 Е

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Директор Товариства з
обмеженою відповідальністю
«ПАНСЕМАЛ»

Серета С.Г.

22 листопада 2019 р.



АКТ

використання адсорбенту на основі відходів агропромислового комплексу, розробленого в рамках дисертаційного дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки»

Комісія у складі: Паневник Б.І. - головний інженер ТзОВ «ПАНСЕМАЛ»; Коник В. М. - начальник технічного відділу ТзОВ «ПАНСЕМАЛ», Харламова О.В.- доцент Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського, стверджує, що протягом 18-21 листопада 2019 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 куб. м стоків з концентрацією технологічного мастила 195 мг/дм^3 при температурі 20°C . 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 $0,7 \text{ мг/дм}^3$, відпрацьований сорбент заскладовувався.

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 Ж

ІНЖЕНЕРНА АКАДЕМІЯ УКРАЇНИ
ПОЛТАВСЬКЕ ВІДДІЛЕННЯ
НАУКОВО-ТЕХНІЧНИЙ ЦЕНТР

36002, м. Полтава, вул. Європейська, 153, офіс 78 тел. 067-532-18-52, golik38@i.ua

№ 183/01-20 від 05.06.2020 р.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

Генеральний директор
науково-технічного центру
Полтавського відділення
інженерної академії України

проф. Голік Ю.С.

05 червня 2020 р.



АКТ

**використання результатів докторського дисертаційного дослідження
Харламової О.В. «Науково-методологічні основи екологічної безпеки
соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел
небезпеки »**

Комісія у складі: дійсного члена (академіка) Інженерної академії України, к.т.н., доцента Ілляш О.Е., члена-кореспондента Інженерної академії України, д.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 синергічного 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 синергічного 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 запропоновану 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 розвинутою кореневою системою, що сприяє поглинання енергії механічних хвиль.

Також рекомендуємо результати дисертаційного дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки» 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, д.т.н., доцент



О.В.Степова

Член-кореспондент Інженерної академії України, к.т.н., доцент



В.І. Бредун

в.о.директора департаменту
екології та природних
ресурсів Полтавської ОДА

А.О.Вергелес

2020р.

А К Т

використання результатів дисертаційного дослідження
Харламової Олени Володимирівни

*“Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони
в умовах синергічного впливу джерел небезпеки”*

Комісія у складі: голови екологічної ради Полтавщини к.т.н., проф. Голика Ю. С., головного спеціаліста відділу техногенної безпеки та відходів управління природокористування Департаменту екології та природних ресурсів Полтавської ОДА Розум Ю.В. , першого проректора, д.с.-г.н., професора Полтавської державної аграрної академії Писаренко П.В. за результатами експертизи матеріалів дисертаційної роботи Харламової О.В. “Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки ”, цим актом констатує, що авторкою ретельно та всебічно досліджена саме Кременчуцька соціально-економічна зона, яка характеризується найбільш інтенсивним антропогенним навантаженням у Полтавській області. Має місце одночасна присутність небезпек різного генезису (синергізм). Заслуговує на увагу те, що автором виявлені специфічні для цієї зони чинники формування екологічної небезпеки : міграція шкідливих речовин підземними горизонтами з місць розміщення відходів; техногенні землетруси; промислові та господарсько-побутові стоки; недостатній рівень екологічної свідомості населення; масовий розвиток сине-зелених водоростей у екстремальних метеорологічних умовах в акваторіях Кременчуцького та Дніпровського водосховищ.

У практичній діяльності Департаменту екології та природних ресурсів Полтавської ОДА використовуються наступні результати докторського дослідження Харламової О.В.:

- комплексне використання агропромислових відходів і відходів харчової промисловості та продуктів їх переробки із одержанням продукції цільового призначення, враховуючи те, що більшість соціально-економічних зон області мають переважно сільськогосподарську профілізацію;

- застосування виготовлених із відходів адсорбентів для вилучення із водного середовища забруднювачів.

Голова екологічної ради
Полтавщини, к.т.н., проф.



Голік Ю.С.

Члени комісії:

Головний спеціаліст відділу
техногенної безпеки та відходів
управління природокористування
Департаменту екології та природних
ресурсів Полтавської ОДА
Перший проректор, д.с.-г.н.,
професора Полтавської державної
аграрної академії



Розум Ю.В.



Писаренко П.В.

« 18 « серпня 2020 р.

Додаток I

«ЗАТВЕРДЖУЮ»



Проректор з науково-педагогічної
та методичної роботи
Кременчуцького національного
університету
імені Михайла Остроградського
проф. Костін В.В.

26/серпня 2020р.

АКТ

впровадження у науково-навчальний процес підготовки бакалаврів та докторів філософії результатів дисертаційного дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки»

Ми, що нижче підписалися, декан факультету природничих наук д.т.н., доц. Бахарев В.С., заступник завідувача кафедри екологічної безпеки та організації природокористування з наукової роботи к.т.н., доц. Святенко А.І., к.т.н. доцент кафедри екологічної безпеки та організації природокористування Харламова О.В. склали цей акт у тому, що нею у Кременчуцькому національному університеті імені Михайла Остроградського проведено впровадження науково-практичних результатів докторської дисертації «Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки»:

- 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 в умовах синергічного впливу джерел небезпеки; наукові засади моніторингу станів екологічної небезпеки; системний підхід до аналізу функціонування екологічної небезпеки; особливості управління екологічною безпекою в умовах синергічного впливу джерел небезпеки; радіоємність екосистеми як індикатор стану екологічної безпеки; полістадійний спосіб отримання адсорбенту підвищеної поглинальної здатності на основі відходів агропромисловою 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
д.т.н., доц.



В.С. Бахарев

Заступник завідувача кафедри
екологічної безпеки та організації
природокористування з наукової роботи,
к.т.н., доц.



А.І. Святенко

Доцент кафедри екологічної
безпеки та організації природокористування
к.т.н., доц.



О.В. Харламова



з науково-педагогічної роботи
Національного університету
«Львівська політехніка»

Давидчак О.Р.

серпень 2020р.

А К Т

про використання у навчальному процесі
Національного університету «Львівська політехніка»
результатів дисертаційного дослідження
Харламової Олени Володимирівни

*«Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони
в умовах синергічного впливу джерел небезпеки»*

Комісія у складі: голова науково-методичної ради ІСТР ім. В'ячеслава Чорновола, к.е.н., доц. Данько Т.І., зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф. Мальований М.С., д.т.н., проф. Гумницький Я.М., д.т.н., проф. Дячок В.В.

цим актом підтверджує, що результати дисертаційної роботи «Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки» Харламової Олени Володимирівни на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 Екологічна безпека використані:

1. У програмі лекційного курсу «Екологічна безпека» для студентів освітнього рівня бакалавр спеціальності «Технології захисту навколишнього середовища», а також при виконанні випускних кваліфікаційних робіт, оскільки отримані результати стосуються інноваційних технологій отримання та застосування адсорбентів.
2. У програмі лекційного курсу «Біомоніторинг навколишнього середовища», а саме використано методологію моніторингу станів екологічної небезпеки, а також визначення ореолів розповсюдження у акваторіях водосховищ синьо-зелених водоростей.

3. У програмі лекційного курсу «Технологія підготовки питної води» та в програмі практичних занять цього курсу, а саме застосування технологій очистки забруднених вод з допомогою пропонованих адсорбентів.

Голова НМР ІСТР
к.е.н., доц.



Данько Т.І.

Члени комісії:

зав. каф. ЕЗП, д.т.н., проф.



Мальований М.С.

д.т.н., проф.



Гумницький Я.М.

д.т.н., проф.



Дячок В.В.

«ЗАТВЕРДЖУЮ»

**Завідувач кафедри Геоінженерії
Інституту енергозбереження та
енергоменеджменту
Національного технічного
університету України
«Київський технічний університет
імені Ігоря Сікорського»**



к.т.н., доц. Анатолій КРЮЧКОВ

11 вересня 2020р.

АКТ

**впровадження у навчальний процес підготовки бакалаврів та магістрів
результатів докторської дисертації Харламової О.В. «Науково-
методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в
умовах синергічного впливу джерел небезпеки» за спеціальністю
«Екологічна безпека»**

Ми, що нижче підписалися, професор кафедри геоінженерії д.т.н., проф. Ткачук К.К., доцент кафедри геоінженерії д.т.н., Тверда О.Я, склали цей акт у тому, що у Національного технічного університету «КПІ імені Ігоря Сікорського» проведено впровадження науково-практичних результатів дисертаційного дослідження Харламової О.В. «Науково-методологічні основи екологічної безпеки соціально-економічної зони в умовах синергічного впливу джерел небезпеки» у навчальному процесі підготовки фахівців екологічного спрямування:

- на лекційних та практичних заняттях з навчальної дисципліни «Екологічна безпека» підготовки бакалаврів зі спеціальності 101 «Екологія», а саме: поняття соціально-економічної зони та критерії її функціонування, полістадійний спосіб отримання адсорбенту високої поглинальної здатності на основі відходів агропромислового комплексу, принципи організації моніторингових досліджень формування та просторового поширення екологічної небезпеки в соціально-економічній зоні; також при виконанні випускних кваліфікаційних робіт;

- у навчальній та науковій складових підготовки магістрів зі спеціальності 101 «Екологія», зокрема, теоретичні положення управління екологічною безпекою соціально-економічної зони в умовах синергізму

складових небезпеки при викладанні дисципліни «Системний аналіз в екології».

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.

Професор кафедри геоінженерії, д.т.н.

Доцент кафедри геоінженерії д.т.н.,



Костянтин ТКАЧУК

Оксана ТВЕРДА

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. 396 с.

2. 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.

3. 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.

4. 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.

5. Азаров С.І., Харламова О.В. Модель взаємодії забруднення з водною техногенно навантаженою екосистемою. *Екологічна безпека та природокористування*, 2020. Том 34. № 2. С.72-80.

6. Азаров С.І., Харламова О.В. Моделирование влияния антропогенных факторов на состояние дождевой экосистемы. *Научно-практический журнал «Экологические науки»*, 2020. №1(28), С. 97–101.

7. 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»*. 2013. №1(15).

С. 37–44.

8. 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*. 2015. вип. 25.6. С. 159–164.

9. 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.

10. 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»*. 2015. Вип. 2 (20). С. 26–31.

11. 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.

12. Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д. Раціональна технологія утилізації синьо-зелених водоростей. *Науковий вісник НЛТУ України: збірник науково-технічних праць*. 2015. Вип. 25.10. С. 140–149.

13. 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»*. 2016. № 1–2 (12–13). С. 5–18.

14. 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*. 2016. Вип. 5(100). ч. 2. С.83–88.

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

16. Харламова О.В. Теоретичне обґрунтування можливості реалізації елементів управління екологічною безпекою в природно-антропогенних водоймах. *Науково-технічний журнал «Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування»*. 2016. Вип. 2/(14). С. 76–80.

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

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

19. 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*. 2017. Вип. 5(106). С.101-108.

20. 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»*. 2017. № 2. С.11–17.

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

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

23. 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»*. 2016. Вип.1 (21). С. 76–80.

24. 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](#). 2017. Vol. 2, No. 2. P. 54–57.

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

26. 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 (**Scopus**).

27. Volodymyr Shmandiy, Olena Kharlamova, Myroslav Malovanyu, Liliya Bezdeneznych, Tetyana Rigas. [Improving the Method for Producing Adsorbents from Agro-Industrial Wastes](#). *Chemistry & Chemical Technology* Vol. 14, No. 1, 2020, pp. 102–108(**Scopus, Web of Science**)

28. 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**).

29. 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. P. 251–254. (**Scopus, Web of Science**).

30. Шмандій В.М., Харламова О.В. Теоретичні та практичні аспекти управління екологічною безпекою на основі антропоцентричного підходу. *Вісник ХНУ ім. В.Н. Каразіна*. Харків: ХНУ, 2013. Вип. 9. № 1070 серія «Екологія». С. 24-30.

31. 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.

32. M. Malovanyi, Y. Mahera, O. Zakhariv, R. Romaniv, O. Kharlamova, 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.

33. 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.

34. Liliya Bezdeneznych, Olena Kharlamova, Volodymyr Shmandiy, Tetiana Rigas Research of adsorption properties of glauconite-based composite absorbents. *Journal of Ecological Engineering*. 2020. Vol. 21, No. 6, pp. 147–154 (*Scopus*).

35. 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*).

36. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Элементы управления экологической безопасностью в условиях действия химико-техногенных факторов. *Научно-практический журнал «Гигиена и санитария»*, М.: НИИ ЭЧиГОС, 2018. №97(9). С. 809-812 (*Scopus*).

37. 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, No 12. С. 54-57.

38. 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.

39. 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.

40. 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 №10 Том 19. С. 55-60.

Наукові праці, які свідчать про апробацію матеріалів дисертації:

41. 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.

42. Шмандий В.М., Харламова О.В., Ригас Т.Е. 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.

43. Харламова О.В., Шмандий В.М., Ригас Т.Е. Радиоёмность экосистемы как индикатор stanu 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.

44. 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.

45. 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.

46. 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. 389

47. 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.

48. 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.

49. Харламова О.В., Шмандій 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.

50. 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, 2013. С. 166–167.

51. 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.

52. 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:

53. 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.

54. 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.

55. 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.

Результати оцінки надійності біоти в каскаді Дніпровських водосховищ за вмістом радіонуклідів у кожному з компонентів екосистем водосховищ (Кі)

Водосховище	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; тоді допустимий скид становитиме (перевіщення-разів)	
										2
1										
Київське	0,7	0,2	0,1	М	0,3	300	2E-3	2	2000Кі	46
	0,5	0,3	0,2	П	0,4	400	3E-3	3	1500Кі	61
Канівське	0,06	0,03	0,01	М	3,2E-2	32		*	18750Кі	5
	0,08	0,08	0,02	П	4,3E-2	43			13954 Кі	6,6
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

**Перевищень 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 (M) та паводка (П) 3 % водності (раз у 30 років)