

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

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

БУЦ ЮРІЙ ВАСИЛЬОВИЧ

УДК 502.2:614.84:502.17(043.5)

ДИСЕРТАЦІЯ
НАУКОВО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ
ПРИ ТЕХНОГЕННОМУ НАВАНТАЖЕННІ ПРОГЕННОГО
ПОХОДЖЕННЯ

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



Ю.В. Буц

Науковий консультант: Гриценко Анатолій Володимирович,
доктор географічних наук, професор

Суми – 2020

АНОТАЦІЯ

Буц Ю.В. Науково-методологічні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 – екологічна безпека. – Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, Харків, 2019.

Захист дисертації відбудеться на засіданні спеціалізованої вченої ради Д 55.051.04. Сумський державний університет Міністерства освіти і науки України, Суми, 2020.

Дисертаційна робота присвячена обґрунтуванню науково-методологічних основ релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження. Результати роботи пройшли достатню апробацію та мають впровадження, що підтверджено відповідними актами.

У дисертаційній роботі систематизовано техногенний вплив пірогенних процесів на компоненти довкілля та його стан. З'ясовано сутність техногенного впливу пожеж на життєдіяльність та здоров'я людини, який полягає не лише у загрозі для життя, а й негативній дії на населення складних сумішей хімічних речовин, представлених продуктами горіння лісу і торфу, що часто відбувається в сукупності з типовими забрудненнями атмосферного повітря: викидами промислових підприємств і автотранспорту. Запропоновано поняття «пірогенна релаксія екогеосистем» та його співвідношення з іншими процесами постпірогенних досліджень. На основі науково-теоретичних результатів досліджень щодо наслідків впливу пірогенного чинника на довкілля було узагальнено постпірогенні процеси пірогенної релаксії, з метою виявлення закономірностей відновлення і відтворення екогеосистем після наслідків техногенного впливу викликаного пожежами.

Обґрунтовано теоретико-методологічні оцінки техногенного ризику пірогенного походження екогеосистем України. Використання для

прогнозування виникнення лісових пожеж добових станів природних комплексів (стексів) несе в собі додаткову інформацію й дозволяє удосконалити існуючі методи прогнозування виникнення пожеж. Пожежонебезпечність і кількість пожеж у екогеосистемах суттєво залежать від метеорологічних показників, зокрема, від температури атмосферного повітря і буде підвищуватись зі зростанням температури повітря у літній період, що є більш за все небезпечним для східних, південно-східних та південних регіонів країни. Встановлено, що при низових пожежах з висотою полум'я 0,5–1 м щільність теплового потоку ближче 2 м від полум'я перевищує 12 кВт/м². На інших видах низових пожеж теплове випромінювання зазначеної щільності може бути на відстані 12–20 м.

Розраховано оцінку ступеня техногенного ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у Харківському регіоні та побудовано відповідні картосхеми. За площею пожеж у Харківському регіоні переважають дрібні та малі пожежі, що свідчить про своєчасне виявлення осередків вогнищ та злагодженість протипожежних дій між пожежнорятівними підрозділами та лісгоспами. За питомою вагою площі пожеж, безсумнівним «лідером» є «ДП Ізюмський лісгосп», що показово доводять розроблені картосхеми. Лісові масиви «ДП Куп'янський лісгосп», «ДП Жовтневий лісгосп» і «ДП Чугуєво-Бабчанський лісгосп» віднесено до купи ризику, що вимагає детального обґрунтування, а екогеосистеми «ДП Ізюмський лісгосп» характеризуються ризиком, прийнятним тільки в виняткових обставинах. Слід вказати, що чимало вплинула на підвищений ризик земель цього лісгоспу пожежа 2008 року (валова площа лісових пожеж на землях лісгоспу набула більше 1600 га).

Встановлено закономірності постпірогенної релаксії екогеосистем Харківського регіону, які полягають у трансформації складових компонентів екогеосистем. Фітоценози природних комплексів реагують на стресовий прояв пірогенного фактора зміною першорядних значень біорізноманіття (видове багатство, видова чисельність, індекси Шеннона і Сімпсона, вирівняність Піелу). За показником варіабельності індекс різноманіття Сімпсона пірогенно

видозмінених систем перевершує фоновий в кілька разів. Перевищення характерні за індексом Шеннона та індексом вирівняності Пієлу. Можемо відмічати, що вплив пірогенного фактора на екогеосистеми приводить до збільшення динамічності параметрів видового різноманіття, яке полягає у флуктуаційних відхиленнях індексів різноманіття й обчислених статистичних даних. Відзначена динамічність параметрів, що визначають різноманіття, є складовою часткою валової постпірогенної релаксії екогеосистем, що спрямована на відновлення рівноваги процесів їх функціонування.

Лісові низові пожежі суттєво змінюють морфологічний вигляд верхньої частини ґрунтового профілю, формується новий пірогенний прошарок, що за фізико-хімічними параметрами і вмістом зольних елементів відрізняється від природних аналогій. Зміни ґрунтово-рослинних комплексів відбуваються за рахунок динаміки геохімічних процесів у ґрунтах внаслідок активізації процесу мінералізації від згорання підстилки та трав'яної рослинності й подальшої зміни міграції хімічних елементів, що містить в собі екологічну небезпеку; зниження гумусу внаслідок згорання органічної речовини, зміщенні фізико-хімічних параметрів та показника кислотності ґрунтів в бік нейтральної реакції й олушення.

Проведені розрахунки дозволяють стверджувати, що техногенне навантаження пірогенного походження впливає на геохімічну активність ВМ. Спектр осадження гідроксидів та місцерозташування переваги розчинних гідроксокомплексів досліджені за допомогою побудування концентраційно-логарифмічних діаграм (КЛД). Найменшу міграційну активність у сполук Fe^{3+} при $\text{pH}=4,5-14$, Cu^{2+} – при $\text{pH}=7-14$, Cr^{2+} – при $\text{pH}=7-9$, Zn^{2+} при $\text{pH}=8-11$, Ni^{2+} – при $\text{pH}=8-14$, Pb^{2+} – при $\text{pH}=9-12$, Fe^{2+} – При $\text{pH}=9,5-14$. В кислому оточенні формуються розчинні сполуки, але при підвищенні показника рН всього на 0,5–1 може на математичний порядок зменшитись їхня рухомість, яка сприяє їх акумуляції в ґрунтах під час пожеж. В близькому до нейтрального за реакцією ґрунтовому розчині переважна більшість ВМ (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) перебувають у важкорозчинних сполуках (у вигляді гідроксидів), при їх цьому

міграційна здатність несуттєва і приводить до концентрації зазначених хімічних елементів в ґрунті. У самостійну групу потрібно виокремити ВМ рухомі в нейтральному ґрунтовому розчині (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Навіть незначне збільшення показника рН призводить до їхньої фіксації. Одержані дані варто використати для прогнозування утворення геохімічних форм сполук ВМ у ґрунтах після техногенних наслідків НС пірогенного походження.

Розроблено теоретичні основи моделювання і комплексні математичні моделі геохімічних циклів, за допомогою яких отримані оцінки і прогнози геохімічних міграційних процесів у ґрунтовому середовищі екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження. Отримані математичні моделі поведінки важких металів адекватні для складання прогнозової оцінки їх геохімічної міграції та акумуляції в екогеосистемах в результаті впливу техногенного навантаження пірогенного походження. Встановлено умови концентрування і міграції сполук важких металів, виведено рівняння для розрахунку концентрації рухомих форм сполук важких металів. Математичні моделі засновані на побудові концентраційно-логарифмічних діаграм, що враховують утворення рівноважних концентрацій різних сполук важких металів при техногенному навантаженні пірогенного походження свідчать про активну міграційну здатність в умовах кислого рН ґрунтового середовища, що зазвичай, є характерним у післяпожежний період

Запропоновано регресійну модель, яка враховує вплив групи чинників (площа пожеж, кількість пожеж, втрату гумусу у ґрунті від дії вогню, динаміку кислотно-лужного балансу, тощо) на релаксію екогеосистем. Визначальним чинником релаксії вибрано відновлюваність видового різноманіття (видового багатства Маргалєфа) екогеокомплексів, що зазнали впливу пірогенного чинника у порівнянні до видового різноманіття (видового багатства Маргалєфа) фонових (контрольних) ділянок. За математичними обчисленнями перевірено адекватність моделі й перспективи вживання її для прогнозування релаксії екогеосистем. Згідно моделі, найбільший вплив на відновлюваність (релаксію) екогеосистем лісових насаджень мають чисельність пожеж і їх періодичність, а

ще втрати гумусу у ґрунтах внаслідок термічної дії пірогенного чинника. Для екогеосистем степів та остепнених лук кореляція між відновленням видового біорізноманіття і змінами значень рН дещо більша, ніж між відновленням та згоранням гумусу. Найвища залежність для водно-болотних екогеосистем відзначена між відновлюваністю видового біорізноманіття та втратами гумусу у ґрунтах при його згоряння під час дії пірогенного фактора. Розрахунки за даними моделями дозволяють отримати динамічні характеристики модельованих процесів, достатні для оцінки техногенного ризику та пошук за їх допомогою оптимальних форм управління екологічною безпекою.

Запропоновані способи відновлення екогеосистем (насамперед їхнього видового різноманіття) необхідно впроваджувати з урахуванням постпірогенних процесів шляхом підвищення ефективності постпірогенної релаксії. Задля цього розроблено рекомендації щодо раціонального природокористування та управлінських рішень із забезпечення екологічної безпеки процесів постпірогенної релаксії екогеосистем після техногенних надзвичайних ситуацій пірогенного походження.

Наукова новизна і теоретичне значення одержаних результатів полягають у такому:

– *уперше* обґрунтовано науково-теоретичні засади релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження і науково-методологічні особливості її дослідження; сформульовано поняттєво-термінологічну систему «пірогенні процеси» та «постпірогенна релаксія екогеосистем»;

– *уперше* з метою підвищення екологічної безпеки докільця розроблено прогностичну модель постпірогенного утворення геохімічних форм сполук ВМ у екогеосистемах при техногенному забрудненні пірогенного походження на основі концентраційно-логарифмічних діаграм, що дозволяє простежити закономірності активності їх міграційної здатності;

– *уперше* виявлено закономірності постпірогенної релаксії екогеосистем під впливом техногенного навантаження пірогенного походження з

урахуванням відносної площі пожеж, середньої кількості пожеж у регіоні, втрат гумусу у ґрунті від дії вогню, динаміки кислотно-лужного балансу, що забезпечило впровадження рекомендацій з екологічно безпечного управління процесами їх релаксії;

– *удосконалено* та систематизовано схему узагальнення наслідків дії пірогенних чинників на екогеосистеми з позицій екологічної безпеки та раціонального природокористування в умовах техногенного навантаження; уточнено розрахунок математичної моделі теплового впливу теплового потоку від фронту лісової пожежі;

– *удосконалено* технічні рекомендації із забезпечення екологічної безпеки, раціонального природокористування та управління процесами постпірогенної релаксії екогеосистем після техногенної дії пірогенного походження, що сприяє підвищенню ефективності релаксії екогеосистем різних екологічних умов;

– *дістали подальший розвиток* теоретико-методологічні оцінки ступеня ризику виникнення пожеж і науково-методологічні підходи до розрахунку техногенного ризику ураження екогеосистем України (на прикладі Харківської області), що дозволяє спрогнозувати ураження земель лісового фонду при виникненні пожеж, виявити закономірності трансформації компонентів екогеосистем при техногенному впливі пірогенного походження та застосувати комплекс превентивних заходів з попередження їх виникнення.

Сформульовані теоретичні й методологічні положення та виявлені на їх основі наслідки впливу пірогенних процесів на екогеосистеми й визначені закономірності постпірогенної релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні підвищить ступінь обґрунтованості організаційних рішень з управління екологічною безпекою, а розраховані рівні ризику виникнення пожеж у лісових масивах і питомий техногенний ризик ураження лісових насаджень у Харківському обласному управлінні лісового і мисливського господарства дозволяють спрогнозувати ураження земель лісового фонду при виникненні пожеж та застосувати комплекс превентивних заходів з попередження їх виникнення, що підтверджується практичним впровадженням Ізюмським РВ ГУ

ДСНС України у Харківській області (довідка про впровадження від 4 листопада 2016 року № 400/1057).

Застосування методів підвищення ефективності постпірогенної релаксії екогеосистем дозволяють використати рекомендації, спрямовані на удосконалення процесів природного відновлення екогеосистем в умовах техногенного впливу пірогенного походження на лісові масиви лісогосподарств, підпорядкованих Харківському обласному управлінню лісового і мисливського господарства, й впровадити їх у практику діяльності державного підприємства «Ізюмське лісове господарство».

Результати проведених досліджень використані для розробки регіональної програми моніторингу природного відновлення біотичного та ландшафтного різноманіття території національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» й природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» і підвищення ефективності їх протипожежної охорони (довідка про впровадження від 2 жовтня 2018 року №153).

Рекомендації з управління процесами постпірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження на довкілля враховані при розробці методичних рекомендацій з партисипативного стратегічного планування для місцевих територіальних громад України, що укладені Громадською спілкою «Слобожанські стратегії» в межах проекту «Improving the local governance in the Pischinsky amalgamated community in Kharkiv region through creation and adoption of a participatory development strategy», який виконується за фінансової підтримки Уряду Канади згідно грантової угоди №CFLI-2018-KYIV-0002 та запропоновані до застосування у партисипативній стратегії Пісочинської селищної об'єднаної громади Харківської області у 2018 році у розділі, присвяченому охороні довкілля від техногенного навантаження (довідка про впровадження від 1 жовтня 2018 року № 01Н-08\18).

Ключові слова: екогеосистема, екологічна безпека, техногенне навантаження, релаксія екогеосистем, важкі метали, пірогенний чинник, ландшафтна пожежа, екологічні умови, геохімічна міграція.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Наукові праці, в яких опубліковані основні наукові результати дисертації

1. Сюткін С.І., Корнус А.О., Буц Ю.В. Методика дослідження регіональних еколого-географічних проблем. *Вісник Сумського державного університету. Серія : Технічні науки*. Суми. 2002. № 9 (42). С. 169–173.
2. Буц Ю.В., Безсонний В.Л. Аналіз ризику виникнення лісової пожежі як важливий елемент управління безпекою. *Пожезна безпека : Зб. наук. пр.* Вип. 6. Львів : СПОЛОМ. 2005. С. 21–24.
3. Андронов В.А., Крайнюк О.В., Буц Ю.В., Семків О.М. Оцінка можливості створення екологічно небезпечної ситуації при використанні у будівництві фосфогіпсу та золошлаків. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 4. Харків : УЦЗУ. 2006. С. 41–49.
4. Крайнюк Е.В., Буц Ю.В., Андронов В.А., Семків О.М. Миграционная способность тяжелых металлов при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 5. Харків : УЦЗУ. 2006. С. 113–118.
5. Крайнюк О.В., Буц Ю.В. Техногенне забруднення сполуками свинцю ґрунтів міста Харкова. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 6. Харків : УЦЗУ. 2007. С. 79–86.
6. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Забруднення важкими металами ландшафтних комплексів як результат техногенно-екологічного навантаження. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 10. Харків : УЦЗУ. 2009. С. 52–60.
7. Буц Ю.В. Моделювання виникнення надзвичайної ситуації на основі ризик-орієнтованого підходу. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. 2011. № 2 (12). С. 33–35.
8. Гриценко А.В., Буц Ю.В. До питання методології досліджень відновлення геосистем після надзвичайних ситуацій. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки : Зб. наук. пр. УкрНДІЕП*. Харків : ВД «Райдер». 2011. Вип. XXXIII. С. 3–11.

9. Катков М.В., Малкович Ю.В., Буц Ю.В. Небезпека виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних з хімічними засобами захисту рослин. *Науковий журнал «Екологія и промышленность»*. 2012. №1. С. 25–28.

10. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Островерх О.О., Сенчихін Ю.М. Екологічна небезпека забруднення атмосферного повітря в зонах лісових пожеж. *Пожжежна безпека : Зб. наук. пр.* Вип.21. Львів : ЛДУ БЖД. 2012. С. 39–42.

11. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Геохімічна трансформація міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. 2017. № 2 (24). С. 95–100.

12. Буц Ю.В. Моделювання ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у Харківському регіоні. *Вісник Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут»*. Збірник наукових праць. Серія: Хімія, хімічні технології та екологія. Харків : НТУ «ХПІ». 2017. № 49 (1270). С. 15–19.

13. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Динамика геохимической миграционной способности химических элементов под влиянием техногенной нагрузки пирогенного происхождения. *Открытые информационные и компьютерные интегрированные технологии*. № 80. 2018. С. 223–234.

14. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Козодой Д.С., Барбашин В.В. Оцінка надзвичайних подій під час перевезення небезпечних вантажів у контексті техногенного навантаження регіонів. *Наука та прогрес транспорту. Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту*. 2018. № 3 (75). С. 27–35.

15. Buts Yu. V. Features of Geochemical Migration of Chemical Elements after Technogenic Loading of Pyrogenic Nature. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University. 2018. Volume 5. Issue 2. P. H1–H4.

16. Буц Ю.В. Систематизація процесів пірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. №1/2018 (25). С. 7–12.

17. Буц Ю.В. Наслідки впливу пірогенного чинника на біогеохімічні властивості екогеосистем в умовах техногенного навантаження. *Науковий вісник будівництва*. 2018. Т. 93. №3. С. 115–122.

18. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтно–геохімічних процесів як показник техногенного навантаження. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Геологія-Географія-Екологія* : Науковий журнал. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2005. № 655. С. 139–144.

19. Масто Ю.О., Буц Ю.В. Аналіз виникнення надзвичайних ситуацій пов'язаних з пожежами в природних екосистемах та їх залежність від метеорологічних показників. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. Вип. 2(15). Харків : Вид-во ХНУ. 2010. С.52–57.

20. Буц Ю.В. Методологические вопросы изучения воздействия пирогенного фактора на геосистемы. *Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия «География»*. Том 24(63). 2011. №2. часть 3. С. 105–108.

21. Буц Ю.В. Пірогенна релаксія геосистем. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. Харків : Вид-во ХНУ. 2012, № 1–2. С. 71–76.

22. Буц Ю.В. Про математичне моделювання пожеж в природних екосистемах. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. № 3-4. Харків : Вид-во ХНУ. 2012. С. 17–22.

23. Буц Ю.В. Теоретичні основи впливу надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру на геосистеми. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія : Екологія* : Науковий журнал. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2013. № 1054. Вип. 8. С.125–132.

24. Буц Ю.В., Тітенко Г.В. Динаміка видового різноманіття водно-болотних природних комплексів як прояв пірогенної релаксії геосистем. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2013. Вип.15. С. 17–22.

25. Буц Ю.В. Ландшафтно-екологічний підхід в дослідженні лісових пожеж. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Геологія-Географія-Екологія* : Науковий журнал. Харків : ХНУ імені В.

Н. Каразіна. 2013. № 1049. С. 188–193.

26. Буц Ю.В. До питання картографування надзвичайних ситуацій, викликаних лісовими пожежами. *Проблеми безперервної географічної освіти і картографії : Зб. наук. пр.* Харків : ХНУ ім. В.Н. Каразіна. 2013. Вип. 18. С. 30–34.

27. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтних пожеж в Україні та еколого-економічні наслідки їх виникнення. *Вісник Одеського національного університету.* 2013. Т.18, Вип. 2(18). С. 111–117.

28. Буц Ю.В., Некос А.Н. Роль та місце постпірогенної релаксії у функціонуванні геосистем. *Вісник Львівського національного університету. Сер. геогр.* 2013. Вип. 46. С. 55–61.

29. Буц Ю.В. Просторово–часова мінливість стану природно–територіальних комплексів як фактор виникнення пожеж. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології».* № 1–2. Харків : Вид-во ХНУ. 2013. С. 86–91.

30. Буц Ю.В. Наслідки впливу пірогенного чинника на властивості ґрунтового покриву борової тераси річки Уди. *Науковий вісник Чернівецького університету : Зб. наук. пр.* Чернівці : Чернівецький нац. ун-ту. 2013. Вип. 655 : Географія. С. 16–19.

31. Буц Ю.В. Пожежна небезпека лісових масивів у Харківському регіоні та моделювання ризику їх ураження. *Економічна та соціальна географія : наук. зб.* 2013. Вип. 2(67). С. 150–160.

32. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Ранжирование административных районов Харьковского региона по уровню экологического риска. *Scientific Journal «Science Rise».* №1/1 (6). 2015. С. 14–18.

33. Буц Ю.В., Будьонний О.П., Крайнюк О.В. До питання класифікації лісопожежних ризиків. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології».* № 3–4. Харків: Вид-во ХНУ. 2015. С. 115–118.

Здобувач удосконалив систему класифікації лісопожежних ризиків.

34. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Оптимізація процесів постпірогенної релаксії у різних типах ПТК після ландшафтних пожеж. *Вісник Харківського*

національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія : Екологія : Науковий журнал. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2016. Вип. 15. С. 75–80.

35. Слепужніков Є.Д., Тарахно О.В., Пономаренко Р.В., Буц Ю.В. Удосконалення контролю відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин при дослідженні техногенного впливу на довкілля. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. № 30. Харків : Вид-во ХНУ. 2018. С. 148–157.

36. Asotskyi V., Buts Y., Kraynyuk O., Ponomarenko R. Post-pyrogenic changes in the properties of grey forest podzolic soils of ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2018. 27(2). P. 175–183.

37. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2019. 28(3). P. 409–416.

38. Крайнюк Е.В., Буц Ю.В., Андронов В.А. Миграция тяжелых металлов в окружающую среду при строительстве инженерных сооружений с использованием отходов промышленности. *Вестник Белгородского государственного технологического университета им. В. Г. Шухова. Серия : «Технические науки»*. Белгород : БГТУ, 2007. №2. С. 52–56.

39. Буц Ю.В. Влияние пирогенного фактора на видовое биоразнообразие пойменных природных комплексов. *Вестник МГОУ*. № 2 / 2013. М. : МГОУ. С. 106–109.

40. Буц Ю.В. Влияние состояния природно-территориальных комплексов на возникновение пожаров в Харьковском регионе. *Могилевский меридиан*. Т. 13. Вып.1–2 (20–21). Могилев. 2013. С. 10–14.

41. Буц Ю.В. Математическое моделирование восстанавливаемости природных комплексов после воздействия пирогенного фактора. *Международный научно-исследовательский журнал. Research Journal of International Studies*. Екатеринбург : МНИЖ. 2013. № 8 (15). Ч.2. С. 116–118.

42. Буц Ю.В. Динамика лесных пожаров в Харьковском регионе и

ландшафтно-екологіческие условия их возникновения. *Научные Ведомости Белгородского государственного университета*, 2013. № 10 (153). Вып. 23. С. 136–144.

43. Buts Y.V. Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems. *Securitologia : Zeszyty Naukowe EUROPEAN ASSOCIATION for SECURITY*. 2013. № 1(17). P. 13–16.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

44. Некос В.Ю., Буц Ю.В. Деякі основні проблеми формування екологічної ситуації території України. *Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні*. Матеріали науково–практичної конференції. Харків : АЦЗУ, 2006. С. 59–61.

45. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. К вопросу о восстановлении экосистем после чрезвычайных ситуаций. *Bezpečnosť a bezpečnostná veda : zborník vedeckých a odborných prác*. Liptovský Mikuláš–Liptovský Jan, 2009. S. 465–466.

46. Buts Y. Kraynyuk O., Andronov V. The management by ecological risks and by ecological safety on basis of statistical approach. *Riešenie krízových situácií v špecifickom prostredí : 15 medzinárodná vedecká konferencia*, Fakulta špeciálneho inžinierstva ŽU, Žilina, 27–28 máj, 2010. S. 87–90.

47. Buts Y.V. The consequences of emergencies situations caused by landscape fires. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov, 2011 : Medzinárodný vedecký seminár 21–25 februára 2011*. Liptovský Mikuláš, 2011. S. 14–19.

48. Буц Ю.В. Аналіз наслідків надзвичайних ситуацій викликаних ландшафтними пожежами в Україні. *Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика*. Матеріали 10-ї міжнародної науково–методичної конференції (17–19 березня 2011 р., м. Київ). Київ : Центр учбової літератури, 2011. С. 91–96.

49. Buts Y.V., Utkina K.B., Kulik M.I., Fylenko V.V., Krainyk E.V. Theoretical foundations of methodology for studying of emergency situation impacts on geosystems. *Bezpečnostné Fórum 2012 : V. Medzinárodná Vedecká Konferencia*, 8–

9 februára 2012. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica, 2012. S. 823–827.

50. Буц Ю.В. Екологічна небезпека наслідків надзвичайних ситуацій для довкілля. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування*. Збірник матеріалів 2-го Міжнародного конгресу. Львів : «ЗУКЦ», 2012. С. 23.

51. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В., Богатов О.И. Теоретические основы изучения влияния чрезвычайных ситуаций связанных с пожарами на геосистемы. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2012*. Medzinárodný vedecký seminár, 18–22 februára 2013. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Stefánika, Liptovský Mikuláš, 2013. С. 86–92.

52. Buts Y., Kraynyuk O., Buts V. The some principles and strategic operating under a management by fires in natural ecosystems. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2014*. Medzinárodný vedecký seminár, 18-22 februára 2014. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Stefánika, Liptovský Mikuláš, 2014. P. 135–140.

53. Буц Ю.В. Релаксія геосистем після надзвичайних ситуацій пірогенного походження. *Проблеми екологічної безпеки*. Матеріали XII-ї міжнародної науково–технічної конференції. Кременчук : КрНУ, 2015. С. 92.

54. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Стан виникнення лісових пожеж в Україні. *Охорона довкілля*. Збірник наукових статей XII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2016. С. 14–15.

55. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Геохімічні трансформації ґрунтового покриву внаслідок впливу пірогенного чинника. *Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України*. Матеріали Міжнародної наукової конференції. Дніпро : Ліра, 2016. С. 14–15.

56. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Пірогенний вплив на геохімічну міграцію важких металів. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2018*. Збірник тез доповідей XXI Міжнародної науково–практичної конференції. Харків: ХНУ

імені В. Н. Каразіна, 2018. С. 55–58.

57. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Міграційна здатність плюмбуму у ґрунтах Харківського регіону під дією пірогенного чинника *Треті Сумські наукові географічні читання: збірник матеріалів Всеукраїнської наукової конференції* (Суми, 12-14 листопада 2018 р.) [Електронний ресурс] СумДПУ імені А.С. Макаренка, Сумський відділ Українського географічного товариства; [упорядник Корнус А.О.]. Елект. текст. дані. Суми. 2018. С. 128–131.

58. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Некос А. Н. Природна пожежа у Рівненському заповіднику та її аналіз *VinSmartEco*. Збірник матеріалів I Міжнародної науково-практичної конференції (16-18 травня 2019, м. Вінниця, Україна). Вінниця: КВНЗ «Вінницька академія неперервної освіти», 2019. С. 255–256.

59. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Аналіз ризику виникнення лесних пожег *Сохранение лесных генетических ресурсов: Материалы 6-ой Международной конференции-совещания*. Щучинск, 16-20 сентября 2019 г. – Кокшетау, издательство «Мир печати», ИП. Устюгова, 2019. С. 47–50.

SUMMARY

Buts Yu.V. Scientific and methodological bases of relaxation of ecogeosystems under the technogenic loading of pyrogenic origin. – Qualifying scientific work on the rights of the manuscript.

Dissertation for the Doctor of Science Degree in specialty 21.06.01 – Environmental Safety. – V. N. Karazin Kharkiv National University, Kharkiv, 2019.

The dissertation will be defended at a meeting of the specialized scientific council D 55.051.04. Sumy State University of the Ministry of Education and Science of Ukraine, Sumy, 2020.

The thesis is devoted to the substantiation of scientific and methodical bases of relaxation of ecogeosystems under the technogenic loading of pyrogenic origin. The results of the work have been sufficiently tested and implemented, which is confirmed by the relevant acts.

In the dissertation work is systematized the technogenic influence of pyrogenic processes on the components of the environment and its state. The essence of technogenic influence of fires on vital functions and human health is found out, which is not only a threat to life, but also a negative impact on the population of complex mixtures of chemicals represented by combustion products of forest and peat, which often occurs in combination with typical contaminants atmospheric air: emissions from industrial enterprises and vehicles. The concept of "pyrogenic relaxation of ecogeosystems" and its relation with other processes of post-pyrogenic research are proposed. On the basis of the scientific and theoretical results of research on the effects of the pyrogenic factor on the environment, post-pyrogenic processes of pyrogenic relaxation were generalized, with the aim of identifying the laws of restoration and reproduction of ecogeosystems after the effects of man-caused effects caused by fires.

The theoretical and methodological estimations of technogenic risk of pyrogenic origin of ecogeosystems of Ukraine are substantiated. Use for forecasting the occurrence of forest fires of the daily states of natural complexes (stacks) carries

additional information and allows to improve the existing methods for forecasting the occurrence of fires. Fire safety in ecological systems is significantly dependent. The number of fires in eco geosystems significantly depends on meteorological indicators, in particular, on the temperature of the atmospheric air and will increase with the increase of air temperature in the summer, which is especially relevant for the eastern, south-eastern and southern regions of Ukraine. It was established that at low fires with a height of flame 0,5–1 m, the heat flux density of more than 2 m from the flame exceeds 12 kW/m². In other types of grass fires, thermal radiation of the indicated density can be at a distance of 12–20 m.

The estimation of the degree of anthropogenic risk of damage to forest ecogeosystems in the Kharkiv region was calculated, and corresponding cartographic works were constructed. The area of fires in the Kharkiv region is dominated by small and small fires, indicating the timely detection of foci foci and the coordination of fire-fighting between fire-extinguishing units and forest farms. By the specific weight of the area of fires, the undisputed "leader" is the "DP Iziium forestry", as evidenced by the developed cartographic material. Forests "DP Kupyansky forestry", "DP Zhovtnevy forestry" and "DP Chuguevo-Babchansky forestry" are classified as risk groups that require detailed justification, and ecogeosystems "DP Izyumsky forestry" are characterized by a risk acceptable only in special circumstances. It should be noted that it significantly influenced the increased risk of forest fires in this forestry forest fire in 2008 (the total area of forest fires in the forestry area was over 1600 hectares).

The regularities of post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems of the Kharkiv region, which consist in the transformation of the constituent components of ecogeosystems, are established. The phytocoenoses of natural complexes react to the stress manifestation of the pyrogenic factor by changing the main parameters of diversity (species riches, species numbers, Shannon and Simpson indices, Piel equation). By the index of variability, the Simpson variety index of pyrogenically transformed complexes exceeds the background several times. The excess is inherent in the Shannon index and Peel's equalization index. We can state that the influence of

the pyrogenic factor on natural complexes leads to an increase in the dynamism of the indicators of species diversity, which consists of fluctuation deviations of the indices of variety and computed statistical parameters. The revealed dynamics of indicators characterizing diversity is an integral part of the general post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems, aimed at establishing the equilibrium of the processes of their functioning.

Forest lowland fires sharply change the morphological form of the upper part of the soil profile, forming a new pyrogenic horizon, which, according to the physical and chemical properties and content of the ash elements, differs from natural analogues. Changes in soil and vegetation complexes are due to the dynamics of the geochemical processes in the soils due to the activation of the mineralization process from the combustion of litter and herbaceous vegetation and the subsequent change in the migration of chemical elements, which includes ecological danger; reduction of humus due to combustion of organic matter, displacement of physical and chemical parameters and soil acidity index towards neutral reaction and alienation.

On the basis of the calculations it can be argued that the influence of the technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals takes place. The range of precipitation of hydroxides and the region of predominance of soluble hydroxocomplexes have been studied by constructing concentration-logarithmic diagrams (CRLs). Fe^{3+} at the $\text{pH} = 4,5-14$, Cu^{2+} at $\text{pH} = 7-14$, Cr^{2+} at $\text{pH} = 7-9$, Zn^{2+} at $\text{pH} = 8-11$, Ni at $\text{pH} = 8-14$, and the lowest migration potential. Pb^{2+} at $\text{pH} = 9-12$, Fe^{2+} – $\text{pH} = 9,5-14$. In a more acidic environment, soluble substances are formed, but at a pH increase of only $0,5-1$, they can decrease their mobility by an order of magnitude, which contributes to their concentration in the soils after the fire. In a neutral soil reaction, most of the heavy metals (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) are in a slightly soluble form (in the form of hydroxides), with their migration capacity insignificant, which leads to the accumulation of these chemical elements in the soil. In a separate group it is necessary to allocate heavy metals moving in a neutral environment (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Any increase in pH values contributes to their fixation. The obtained calculations can be used to predict

the geochemical migration of heavy metals in soils after the man-made consequences of emergencies of pyrogenic origin.

Theoretical bases of modeling and complex mathematical models of geochemical cycles have been developed, with the help of which estimations and predictions of geochemical migration processes in the soil environment of ecogeosystems during anthropogenic loading of pyrogenic origin are obtained. The obtained mathematical models of heavy metal behavior are adequate for compiling a predictive estimation of their geochemical migration and accumulation in ecological systems as a result of the influence of the technogenic loading of the pyrogenic agreement. The conditions of concentration and migration of compounds of heavy metals are established, the equation for calculating the concentration of moving forms of heavy metal compounds is derived. Mathematical models based on the construction of concentration-logarithmic diagrams, taking into account the formation of equilibrium concentrations of various compounds of heavy metals in the technogenic loading of pyrogenic origin, indicate an active migration ability under the conditions of acidic pH of the soil environment, which is usually characteristic of the post-fire period

A regression model is proposed that takes into account the influence of a group of factors (the area of fires, the number of fires, the loss of humus in the soil from the effect of fire, the dynamics of acid-base balance, etc.) on the relaxation of ecogeosystems of different natural zones. The decisive factor of relaxation was the regeneration of species diversity (species richness of the Margalef) of geocomplexes that were exposed to the pyrogenic factor in comparison with the species diversity of the species richness of the Marguerite in the background (control) areas. In mathematical calculations, the adequacy of the model and its possible use for prediction of ecology ecosystem relaxation was checked. According to the model, the greatest impact on the regeneration (relaxation) of ecogeosystems of coniferous forests is the number of fires and their periodicity, as well as the loss of humus in soils due to the thermal action of the pyrogenic factor. For eco-geosystems of steppes and steppe onions, the correlation between regeneration of species diversity and

changes in acid-base balance is greater than between regeneration and loss of humus. The greatest correlation for wetland ecogeosystems has been found between the regeneration of species diversity and the loss of humus in soils due to its combustion under the action of the pyrogenic factor. Calculation of these models allows obtaining dynamic characteristics of simulated processes that are sufficient to evaluate the technogenic risk and to search for their optimal forms of environmental management security.

The proposed ways of restoring ecogeosystems (especially their species diversity) should be implemented taking into account post-pyrogenic processes by increasing the efficacy of post-pyrogenic relaxation. For this purpose, recommendations have been made on the rational use of nature and management decisions to ensure the environmental safety of post-pyrogenic relaxation processes of ecogeosystems after man-made emergencies of pyrogenic origin

The scientific novelty and the theoretical value of the results obtained are as follows:

for the first time:

- the scientific and theoretical principles of relaxation of ecogeosystems under the technogenic loading of pyrogenic origin and scientific-methodological peculiarities in its research were formulated and the conceptual-terminological system "pyrogenic processes" and "postpyrogenic relaxation" of ecogeosystems are formulated;

- the theoretical and methodological estimations of technogenic risk of pyrogenic origin of ecogeosystems of Ukraine (based on the example of the Kharkiv region) were substantiated; the estimation of the degree of technogenic risk of damage by forest fires in the Kharkiv region was calculated and appropriate cartographic works were constructed;

- the prediction model of post-pyrogenic geochemical migration of heavy metals in ecological systems with anthropogenic loading and a regression model of post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems were proposed;

the following were improved:

- the scheme of generalization of the effects of pyrogenic factors on ecological systems from the standpoint of ecological safety and rational use of nature in the conditions of man-caused loading is improved and systematized;

- the scientific and methodical approaches to studying the relaxation of ecogeosystems, affected (excited) fires and methodical principles for determining the levels of risk of emergencies in ecogeosystems caused by fires, their role in the restoration of ecogeosystems;

- the methodology for the detection of patterns of transformation of phytocenotic diversity of ecogeosystems in post-pyrogenic relaxation conditions with technogenic loading has been improved;

the following were improved:

- the scientific ideas about the scientific and methodological bases of relaxation of ecogeosystems under the technogenic loading of pyrogenic origin;

- the recommendations on ecological safety, rational nature management and management of post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems after emergencies of technogenic origin and methods of increasing the effectiveness of post-pyrogenic relaxation of ecological systems of different ecological conditions;

The ecologically oriented theoretical and methodological provisions, as well as the consequences of the influence of pyrogenic processes on ecogeosystems and the established patterns of post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems in the conditions of technogenic loading, have been formulated on the basis of them, will increase the degree of validity of organizational decisions on environmental safety management.

Materials of the research were used to create a database on the magnitude of the manifestation and consequences of man-made and natural emergencies associated with fires in natural ecological systems, in substantiating schemes of ecologically safe and rational use and protection of these geocomplexes and in developing an operational environmental monitoring system for the State Forest the Kharkiv region fund.

The factors and regularities of relaxation of ecogeosystems that must be taken into account when developing ecologically safe land use plans are identified, with the

aim of optimizing the territorial structure of land in areas with an increased risk of pyrogenic emergencies.

Application of methods for increasing the effectiveness of post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems allows us to use recommendations aimed at improving the processes of natural regeneration of ecogeosystems in the conditions of technogenic loading of pyrogenic origin on forests of forestry subordinate to the Kharkiv Regional Department of Forestry and Hunting and implemented in the practice of the State Enterprise "Izium Forestry".

The calculated levels of environmental risk of forest fires and the specific risk of forest fires in forest fires make it possible to predict the damage to the forest land due to the occurrence of fires and to apply a set of preventive and preventive measures to prevent the emergence of fire-related emergencies, which is confirmed by practical Implementation of the Izyumsky RV of the State Tax Service of Ukraine in the Kharkiv region.

The results of this research have been used to develop a regional program for monitoring the natural regeneration of biotic and landscape diversity of the territory of the Desnyansko-Starogutsky National Nature Reserve and the Dniprovsky-Orilsky Nature Reserve and increasing the effectiveness of their fire protection.

Ecologically safe recommendations for managing the processes of post-pyrogenic relaxation of ecogeosystems in the conditions of the technogenic loading on the environment were taken into account in the development of methodical recommendations for participatory strategic planning for local communities of Ukraine, prepared by the Social Union "Slobozhansky Strategies" within the framework of the project "Improvement of local government in the PISOCHINSKY Amalgamated community in the Kharkiv region through the creation and adoption of a participatory development strategy ", which is implemented with the financial support of the Government of Canada under grant agreement No. CFF-2018-KYIV-0002 and proposed for use in the participative strategy of the PISOCHINSKY settlement integrated community of the Kharkiv region, which is being developed in 2018,

namely in the chapter devoted to the protection of the environment from the man-caused load.

Key words: ecogeosystem, ecological safety, technogenic loading, relaxation of ecogeosystems, heavy metals, pyrogenic factor, landscape fire, ecological conditions, geochemical migration.

LIST OF PUBLICATIONS

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

1. Syutkin S.I., Kornus A.O., Buts Y.V. Methodology of research of regional ecological and geographical problems. *Visnyk of Sumy State University*. Series: Engineering. Sumy: SSU, 2002. № 9 (42). P. 169–173.
2. Buts Yu.V., Bezonnii V.L. Analysis of the risk of a forest fire as an important element of safety management. *Fire safety: Transactions*. Lviv: SPOL, 2005. Issue. 6. P. 21–24.
3. Andronov V.A., Kraynyuk O.V., Buts Y.V., Semkiv O.M. Assessment of the possibility of creating an environmentally hazardous situation when used in the construction of phosphogypsum and ash slag. *Problems of the most advanced situations*. Transactions of National university of civil defence of Ukraine. Issue. 4. Kharkiv: NUCDU, 2006. P. 41–49.
4. Buts Y.V., Andronov V.A., Kraynyuk O.V., Semkiv O.M. Migration capacity of trace metals in emergency situations of technogenic nature. *Problems of the most advanced situations*. Transactions of National university of civil defence of Ukraine. Issue. 5. Kharkiv: NUCDU, 2006. P. 113–118.
5. Kraynyuk O.V., Buts Y.V. Technogenic contamination of soil lead compounds in the city of Kharkiv. *Problems of the most advanced situations*. Transactions of National university of civil defence of Ukraine. Issue. 6. Kharkiv: NUCDU, 2007. P. 79-86.
6. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. Pollution by trace metals of landscape complexes as a result of technogenic and ecological load. *Problems of the most advanced*

situations. Transactions of National university of civil defence of Ukraine. Issue. 10. Kharkiv: NUCDU, 2009. P. 52–60.

7. Buts Y.V. Simulation of the emergence of an emergency based on a risk-oriented approach. *Scientific journal «Ecological safety»*. Kremenchuk: KrNU, № 2/2011 (12). P. 33–35.

8. Gritsenko A.V., Buts Y.V. On the question of the methodology of studies on the restoration of geosystems after emergencies. *Problems of environmental protection and environmental safety: Transactions of Ukrainian Scientific Research Institute of Ecological Problems" (USRIEP)*. Kharkiv: «Rider», 2011. Issue. XXXIII. P. 3–11.

9. Katkov M.V., Malkovich Yu.V., Buts Y.V. The danger of emergencies associated with chemical plant protection products. *Scientific journal «Ecology and industry»*. Kharkiv: Ukrainian scientific and technical center «Energostal», 2012. №1. P. 23–28.

10. Buts Y.V., Kraynyuk O.V., Ostroverh O.O., Senchikin Y.M. Environmental hazard of atmospheric air pollution in zones of forest fires. *Fire safety: Collection of scientific works*. Issue 21. Lviv: LSULS, 2012. P. 39–42.

11. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. Geochemical transformation of migration properties of heavy metals under the influence of technogenic loading of pyrogenic origin. *Scientific journal «Ecological safety»*. Kremenchuk: KrNU, №2/2017 (24). P. 95–100.

12. Buts Y.V. Modeling of the risk of damage by forest fire ecosystems in the Kharkiv region. *Bulletin of the NTU «KhPI»*. Kharkiv: NTU "KhPI", 2017. №49 (1270). P. 15–19.

13. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. Dynamics of the geochemical migration capacity of chemical elements under the influence of man-made pyrogenic load. *Open information and computer integrated technologies*, 2018. № 80. – P. 223–234.

14. Buts Y.V., Kraynyuk O.V., Kosodoy D.S., Barbashin V.V. Estimation of extraordinary events during transportation of dangerous goods in the context of technogenic load of regions. *Science and progress of transport*. Bulletin of the

Dnipropetrovsk National University of Railway Transport. Dnipro: DNURT, 2018, № 3 (75). P. 27–35.

15. Buts Yu. V. Features of geochemical migration of chemical elements after technogenic loading of pyrogenic nature. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy: Sumy State University, 2018. Volume 5, Issue 2. P. H1–H4.

16. Buts Y.V. Systematization of processes of pyrogenic relaxation of ecogeosystems in conditions of man-made loading. *Scientific journal «Ecological safety»*. Kremenchuk: KrNU, №1/2018 (25). P. 7–12.

17. Buts Y.V. Consequences of the influence of the pyrogenic factor on the biogeochemical properties of ecogeosystems under conditions of man-caused loading. *Scientific Bulletin of Construction*, Kharkiv: Kharkiv National University Of Civil Engineering And Architecture, 2018, Vol. 93, №3. P. 115–122.

18. Buts Y.V. Dynamics of landscape geochemical processes as an indicator of anthropogenic load. *Bulletin of KhNU. Series: Geology-Geography-Ecology: Scientific journal*. Kharkiv: V. N. Karazin KhNU, 2006. № 655. P. 139–144.

19. Masto Yu.O., Buts Y.V. Analysis of emergencies related to fires in natural ecosystems and their dependence on meteorological indicators. *Man and environment. Problems of neoecology*. Issue 2 (15). Kharkiv: Publishing House of KhNU, 2010. P. 52–57.

20. Buts Y.V. Methodological issues of studying the effect of the pyrogenic factor on geosystems. *Scientific notes of the V.I. Vernadsky Taurida National University. Geography series*. Vol 24(63). 2011. №2, Issue 3.– P. 105–108.

21. Buts Y.V. The pyrogenic relaxation of geosystems. *«Man and the environment. Problems of Neoconology»*. Kharkiv: KhNU Publishing House, 2012, № 1–2. P. 71–76.

22. Buts Y.V. On mathematical modeling of fires in natural ecosystems. *«Man and the environment. Problems of Neoconology»*. No. 3–4. Kharkiv: Publishing House of KhNU, 2012. P. 17–22.

23. Buts Y.V. Theoretical bases of the influence of emergency situations of technogenic and natural character on the geosystem. *Bulletin of the V.N. Karazin*

Kharkiv National University. Series: Ecology: Scientific journal. Kharkiv, 2013. № 1054, Issue. 8. P.125–132.

24. Buts Y.V., Titenko G.V. Dynamics of species diversity of wetland natural complexes as a manifestation of pyrogenic relaxation of geosystems. *Bulletin of the Odessa State Ecological University*, 2013. № 15. P. 17–22.

25. Buts Y.V. Landscape-ecological approach in the investigation of forest fires. *Bulletin of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series: Geology-Geography-Ecology: Scientific journal. Kharkiv.: V. N. Karazin, 2013. № 1049. P.188–193.*

26. Buts Y.V. On the mapping of emergencies caused by forest fires. *Problems of Continuous Geographical Education and Cartography: Collection of Scientific Papers. Kharkiv: V.N. Karazin KhNU, 2013. Issue. 18. P. 30–34.*

27. Buts Y.V. Dynamics of landscape fires in Ukraine and ecological and economic consequences of their occurrence. *Bulletin of the Odessa National University*, 2013. Vol.18, Issue. 2. P. 136–147.

28. Buts Y.V., Nekos A.N. The role and place of post-pyrogenic relaxation in the functioning of geosystems. *Visnyk Lviv national university. Geography Series*, 2013. Issue. 46. P. 55–61.

29. Buts Y.V. Spatial-temporal variability of natural-territorial complexes as a factor of the emergence of fires. «*Man and the environment. Problems of neoecology*». Kharkiv: publishing house V.N. Karazina KhNU, 2013. № 1–2. P. 86–91.

30. Buts Y.V. Consequences of the influence of the pyrogenic factor on the properties of the soil cover of the Udy river barrier. *Scientific herald of Chernivtsi National University: Collection of scientific works. Chernivtsi: Chernivtsi National University, 2013. Issue. 655: Geography. P. 16–19.*

31. Buts Y.V. Fire hazard of forests in the Kharkiv region and modeling the risk of their destruction. *Economic and social geography: scientific collection*, 2013. Issue. 2(67). P. 150–160.

32. Buts Y.V., Kraynyuk E.V. Ranking of the administrative districts of the Kharkiv region on the level of environmental risk. *Scientific Journal «Science Rise» №1/1 (6), 2015. P. 14–18.*

33. Buts Y.V., Budyonnyi O.P., Kraynyuk O.V. On the classification of forest fire risks. «*Man and the environment. Problems of Neoecology*», Kh.: KhNU Publishing House, 2015. No. 3–4, P. 110–118.

34. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. Optimization of Post-Pyrogenic Relaxation Processes in Different Types of PTC after Landscape Fires. *Bulletin of V.N. Karazin Kharkiv National University. Series: Ecology: Scientific journal*. Kharkiv: V. N. Karazin KhNU, 2016. Issue 15. P. 75–80.

35. Slepuzhnikov Ye.D., Tarahno O.V., Ponomarenko R.V., Buts Yu.V. Improvement of control of sampling of liquid, gaseous and bulk substances in the study of technogenic influence on the environment. *Man and the environment. Problems of neoecology*. № 30. Kharkiv: View of KhNU, 2018. p. 148–157.

36. Asotskyi V., Buts Y., Kraynyuk O., Ponomarenko R. Post-pyrogenic changes in the properties of grey forest podzolic soils of ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading/ V. Asotskyi, Y. Buts, O. Kraynyuk, R. Ponomarenko. *Journ.Geol.Geograph.Geoecology*, 2018, 27(2), 175–183.

37. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2019. 28(3). P. 409–416.

38. Kraynyuk E.V., Buts Yu.V., Andronov V.A. Migration of heavy metals into the environment in the construction of engineering structures using industrial waste. *Bulletin of the Belgorod State Technological University named after. V.G. Shukhov*. Series: "Technical Sciences". Belgorod: BSTU, 2007. Number 2. P. 52–56.

39. Buts Y.V. Influence of pyrogenic factor on species biodiversity of floodplain natural complexes. *Bulletin of MRSU*. № 2. 2013. Moscow: MRSU. P. 106–109.

40. Buts Y.V. The influence of the state of natural-territorial complexes on the occurrence of fires in the Kharkov region. *Mogilev meridian*. V. 13. Issue.1–2 (20–21). *Mogilev*, 2013. P. 10–14.

41. Buts Y.V. Mathematical modeling of the recoverability of natural complexes after exposure to a pyrogenic factor. *Research Journal of International Studies*. Yekaterinburg, 2013. № 3. P. 132–138.

42. Buts Y.V. Dynamics of forest fires in the Kharkiv region and the landscape-ecological conditions of their occurrence. *Scientific Reports of Belgorod State University*, 2013. № 10 (153). Issue 23. P. 136–144.

43. Buts Y.V. Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems. *Securitologia: Zeszyty Naukowe EUROPEAN ASSOCIATION for SECURITY*, 2013. № 1(17). P. 13–16.

Scientific works, testifying the approbation of dissertation materials:

44. Nekos V.Yu., Buts Y.V. Some main problems of forming the ecological situation of Ukraine. *Chornobyl disaster and its impact on the ecological situation in Ukraine: scientific practical conference*, 2006. Kharkiv: ACPU, 2006. P. 59–61.

45. Buts Y.V., Kraynyuk E.V. On the issue of ecosystem restoration after emergency situations. *Bezpečnosť a bezpečnostná veda: zborník vedeckých a odborných prác*. Liptovský Mikuláš–Liptovský Jan, 2009. P.465–466.

46. Buts Y. Kraynyuk O., Andronov V. The management by ecological risks and by ecological safety on basis of statistical approach. *Riešenie krízových situácií v špecifickom prostredí: 15 medzinárodná vedecká konferencia*, Fakulta špeciálneho inžinierstva ŽU, Žilina, (27 – 28 máj 2010), 2010. P. 87–90.

47. Buts Y.V. The consequences of emergencies situations caused by landscape fires. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2011 : Medzinárodný vedecký seminár* (21–25 februára 2011). Liptovský Mikuláš, 2011. P. 14–19.

48. Buts Y.V. Analysis of the Consequences of Emergencies Caused by Landscape Fires in Ukraine. *Safety of Life and Human Rights - Education, Science, Practice: X International scientific and metodical conference* (March 17-19, 2011, Kyiv). Kyiv: Center for Educational Literature, 2011. P. 91–96.

49. Buts Y.V., Utkina K.B., Kulik M.I., Fylenko V.V., Krainyk E.V. Theoretical foundations of methodology for studying of emergency situation impacts

on geosystems. *Bezpečnostné Fórum 2012 : V. Medzinárodná Vedecká Konferencia* (8–9 februára 2012). Zbornic vedeckých a odborných prac. Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica, 2012. P. 823–827.

50. Buts Y.V. Environmental hazard of the consequences of emergencies for the environment. *Environmental protection. Energy saving. Balanced Natural Resources: 2nd International Congress*. Lviv: «Western ukrainian consulting center», 2012. P. 23.

51. Buts Y.V., Kraynyuk O.V., Bogatov O.I. Theoretical bases of studying the impact of emergency situations associated with fires on geosystems. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2012 : Medzinárodný vedecký seminár* (18–22 februára 2013). Zbornic vedeckých a odborných prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Stefánika, Liptovský Mikuláš, 2013. P. 86–92.

52. Buts Y., Kraynyuk O., Buts V. The some principles and strategic operating under a management by fires in natural ecosystems. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2014 : Medzinárodný vedecký seminár (18–22 februára 2014)* Zbornic vedeckých a odborných prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Stefánika, Liptovský Mikuláš, 2014. P. 86–92.

53. Buts Y.V. Relaxation of geosystems after emergencies of pyrogenic origin. *Problems of environmental safety: XII International Scientific and Technical Conference*. Kremenchuk: KrnU, 2015. P. 92.

54. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. State of occurrence of forest fires in Ukraine. *Environmental protection: XII All-Ukrainian Scientific Talieff Readings*. Kharkiv: V. N. Karazin KNU, 2016. P. 14–15.

55. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. Geochemical transformations of soil cover as a result of the influence of the pyrogenic factor. *Ecological researches of forest biogeocoenoses of the steppe zone of Ukraine: international scientific conference*. Dnepr: Lira, 2016. P. 14–15.

56. Buts Y.V., Kraynyuk O.V. The pyrogenic influence on the geochemical migration of trace metals. *Ecology, environmental protection and sustainable use of*

natural resources: education - science - production - 2018: XXI International Scientific and Practical Conference. Kharkiv. V. N. Karazin KhNU, 2018. P. 55–58.

57. Buts Y.V., Krainiuk O.V. Migration ability of plumum in soils of Kharkiv region under the influence of pyrogenic factor *Third Sumy Scientific Geographic Readings*: Proceedings of the All-Ukrainian Scientific Conference (Sumy, November 12–14, 2018) [Electronic resource] Makarenko, Sumy Department of the Ukrainian Geographical Society; [edited by Kornus A.O.]. Elect. text. data. Sumy. 2018, pp. 128–131.

58. Buts Y.V., Krainyuk O.V., Nekos A.N. Natural fire in the Rivne reserve and its analysis *VinSmartEco*. Proceedings of the First International Scientific and Practical Conference (May 16-18, 2019, Vinnitsa, Ukraine). Vinnytsia: KVNZ “Vinnytsia Academy of Continuing Education”, 2019. P. 255–256.

59. Buts Y.V., Krainiuk E.V. Analysis of the risk of forest fires *Conservation of forest genetic resources: Proceedings of the 6th International Conference-Meeting*, Schuchinsk, September 16-20, 2019 - Kokshetau, World of Press, IP. Ustyugova, 2019. S. 47–50.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ.....	35
ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	36
ВСТУП.....	37
РОЗДІЛ 1	47
АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ ПРОБЛЕМАТИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІРОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ НА ЕКОГЕОСИСТЕМИ. 47	
1.1 Аналіз дефініцій основних наукових термінів та понять при дослідженні техногенного навантаження пірогенного походження на екогеосистеми	47
1.2 Природні пожежі в Україні як чинник техногенної небезпеки	55
1.3 Систематизація техногенного впливу пірогенних процесів на компоненти довкілля та його стан	62
1.3.1 Вплив лісових пожеж на літогенну основу екогеосистем	70
1.3.2 Вплив лісових пожеж на стан атмосфери та мікроклімат	73
1.3.3 Вплив пожеж на водний режим екогеосистем.....	74
1.3.4 Вплив пожеж на тваринний світ природних комплексів	75
1.3.5 Вплив пожеж на рослинність природних комплексів	77
1.4 Вплив пожеж на життєдіяльність та здоров'я людини	92
1.5. Пірогенна релаксія екогеосистем та науково-методологічні особливості у її дослідженні.....	97
1.5.1 Пірогенна релаксія екогеосистем, її сутність	97
1.5.2. Науково–методологічні підходи у дослідженні релаксії екогеосистем	104
1.6 Висновки до розділу 1 та постановка задач дослідження.....	108
РОЗДІЛ 2	110
ОБґРУНТУВАННЯ ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНИХ ОЦІНОК ТЕХНОГЕННОГО РИЗИКУ ПІРОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ ТА ЙМОВІРНІСТЬ УРАЖЕННЯ ПОЖЕЖАМИ ЕКОГЕОСИСТЕМ УКРАЇНИ (НА ПРИКЛАДІ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)	110

2.1. Прогнозування та попередження виникнення пожеж у екогеосистемах на основі їхніх станів	110
2.2. Ризик–орієнтований підхід у прогнозуванні виникнення ландшафтних пожеж.....	117
2.3 Удосконалення контролю відбору проб при дослідженні техногенного впливу на довкілля	122
2.4 Оцінка дії пірогенного чинника на дендрогенні екогеосистеми	132
2.5 Аналіз ймовірності виникнення пожеж в екогеосистемах лісових масивів Харківщини в результаті техногенного навантаження.....	139
2.7 Оцінка ступеня техногенного ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у Харківському регіоні	165
2.8 Висновки до розділу 2.....	174
РОЗДІЛ 3	177
ЧИННИКИ, ПРОЯВИ ТА НАСЛІДКИ ПОСТПІРОГЕННОЇ.....	
РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ В УМОВАХ.....	
ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ.....	177
3.1 Вплив постпірогенної релаксії на видове різноманіття степових фітоценозів.....	177
3.2 Постпірогенне відновлення водно-болотних природних комплексів та його особливості.....	188
3.3 Особливості постпірогенного релаксії лісових екогеосистем	197
3.3.1 Постпірогенна релаксія біогеохімічних властивостей ґрунтів екогеосистем соснових лісів в умовах техногенного навантаження	197
3.3.2. Динаміка геохімічної концентрації важких металів, як результат постпірогенної релаксії.....	220
3.4 Висновки до розділу 3.....	231
РОЗДІЛ 4	234
МОДЕЛЮВАННЯ ПОСТПІРОГЕННОЇ РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ ПРИ ТЕХНОГЕННОМУ НАВАНТАЖЕННІ.....	234
4.1 Прогнозні моделі постпірогенного утворення геохімічних форм сполук важких металів в екогеосистемах при техногенному навантаженні.....	234

4.2 Прогнозна активність геохімічних форм сполук важких металів в екогеосистемах під впливом техногенного навантаження пірогенного походження (на прикладі Харківського регіону)	244
4.3 Регресійна модель постпірогенної релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні	250
4.4 Висновки до розділу 4.....	257
РОЗДІЛ 5	259
РЕКОМЕНДАЦІЇ З ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО УПРАВЛІННЯ ПРОЦЕСАМИ ПОСТПІРОГЕННОЇ РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ	259
5.1. Еколого–економічні наслідки техногенного навантаження пірогенного походження на екогеосистеми.....	259
5.2. Підвищення ефективності постпірогенної релаксії в умовах техногенного навантаження на довкілля	262
5.2.1 Особливості процесів постпірогенної релаксії лісових екогеосистем	262
5.2.2 Особливості процесів постпірогенної релаксії екогеосистем степу.....	283
5.2.3 Особливості процесів постпірогенної релаксії водно–болотних угідь	287
5.3 Науково–методологічні рекомендації з управління постпірогенною релаксією екогеосистем в умовах техногенного навантаження (на прикладі лісових екогеосистем).....	292
5.3.1 Технологічні заходи з відновлення якостей та покращення властивостей ґрунту екогеосистеми.....	294
5.3.2. Технологічно–природоохоронні заходи з відновлення екогеосистем	308
5.4 Висновки до розділу 5.....	314
ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ.....	317
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	321
ДОДАТКИ	358

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

ВМ –	Важкі метали
ГДК –	Граничнодопустима концентрація
ДП –	Держане підприємство
ДСНС –	Державна служба України з надзвичайних ситуацій
КД –	Ключові ділянки
КЛД –	Концентраційно-логарифмічна діаграма
КПН –	Класи пожежної небезпеки
НС –	Надзвичайна ситуація
ОПН –	Об'єкт підвищеної небезпеки
ПАВ –	Поліядерні ароматичні вуглеводні
ПН –	Пожежна небезпека
ПТК –	Природно-територіальний комплекс
ХОУЛМГ –	Харківське обласне управління лісового та мисливського господарства
ЦЗ –	Цивільний захист

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

$A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$	невідомі коефіцієнти кореляції;
c	індекс домінування Сімпсона;
D	індекс видового багатства;
$D_m - (H)$	площа екогеосистеми, пошкодженої у разі одиничного прояву небезпеки, га;
F	показник відновлюваності екогеосистем;
H	індекс Шеннона;
I	індекс різноманіття Сімпсона;
$P^* - (H)$	повторюваність небезпеки H , од.;
q	щільність теплового випромінювання, кВт/м ² ;
R	оцінка ступеня ризику;
R^2	достовірність апроксимації;
R_m	повний інтегральний ризик втрат;
R_{sm}	ризик пошкодження одиниці площі в часі і просторі, га;
S_0	територія окремого лісгоспу, тис. га;
S_H	площа пожежі, га;
S_t	територія лісових масивів ХОУЛМГ, га;
t	час (часова координата), с;
t	час дії пірогенного чиннику, с;
U_ϕ, U_B	середні показники мінливості фонових (контрольних) параметрів і відгуків;
$V_m (H)$	ступінь ураженості території;
V_ϕ, V_B	коефіцієнти варіабельності;
$Y_1, Y_2, Y_3, \dots, Y_n$	чинники, що впливають на відновлення екогеосистем;
E	індекс вирівненості Пієлу;
$K_s, g\beta_1, lg\beta_2, lg\beta_3,$ $lg\beta_4$	константи стійкості комплексів з гідроксид іонами
pH	водневий показник;
T	температура, °C;
X	відстань до кромки пожежі, м;
x, y, z	просторові координати в декартовій системі.

ВСТУП

Актуальність теми. Пожежі в лісових масивах, степах, полях та торфовищах, займаючи щорічно тисячі гектарів екогеосистем у межах України, є джерелом техногенного навантаження пірогенного походження та деструктивного впливу на екогеосистеми як у цілому, так і на окремі їх складові разом з порушенням гідрохімічних, геохімічних та теплових балансів у навколишньому середовищі. Руйнування компонентів довкілля під дією пірогенних чинників знижує рівень екологічної безпеки та загрожує сталому розвитку як території, що зазнала такої дії, так і держави у цілому.

Кількість небезпечних природних пожеж, за даними Державної служби України з надзвичайних ситуацій, у 2018 році збільшилася у 2 рази в порівнянні з 2017 роком (2018 рік – 25,1 тис. пожеж, 2017 рік – 12,8 тис. пожеж), а їх площа – на 13,8 % (2018 рік – 31 тис. га, 2017 рік – 26,7 тис. га).

Пожежі в лісах, як один із найбільш техногенно-екологічно небезпечних видів явищ у довкіллі, володіють високим ризиком катастрофічності. В Україні загальна площа лісів з великою ймовірністю виникнення пожеж становить близько 4 млн га, зокрема щороку фіксується в середньому 3500 лісових пожеж площею понад 5000 га.

Техногенне навантаження пірогенного походження посилюють степові пожежі, пожежі на луках, полях та хлібних масивах, які часто переходять у лісові, торф'яні пожежі, викликають пожежі у населених пунктах, на сільськогосподарських і промислових підприємствах та прилеглих територіях, тощо.

Особливо небезпечними є пожежі на заповідних територіях, зокрема в екогеосистемах природних резерватів, унікальних природних парках, заповідниках тощо, що обумовлено високим ступенем уразливості з боку зовнішнього впливу.

Постає проблема екологічної безпеки пірогенних чинників впливу на довкілля і важливість вивчення питання постпірогенної релаксії екогеосистем,

оскільки аспекти відновлення й відтворення біорізноматіття до цього часу є невирішеними. Дослідження, що проводилися у цьому напрямі, є дискретними і незавершеними.

В умовах зростання техногенного тиску на екогеосистеми виникає необхідність розгляду процесів пірогенного впливу на екологічну безпеку системно, враховуючи всі взаємозв'язки між причинами виникнення пожеж, їх залежність від природно-техногенних чинників, масштабів впливу на довкілля та еколого-економічних наслідків.

У зв'язку з цим актуалізується потреба дослідження закономірностей постпірогенної релаксії екогеосистем після техногенного впливу пірогенного походження задля підвищення рівня екологічної безпеки регіонів України.

Таким чином, формування науково-методологічних основ релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження є актуальною науково-прикладною проблемою, вирішенню якої присвячена дисертаційна робота.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційне дослідження проведено відповідно до «Основних засад (стратегії) державної екологічної політики України на період до 2020 року», затверджених Законом України від 21.12.2010 № 2818-VI; «Загальнодержавної програми формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки», затвердженої Законом України від 21.09.2000 № 1989-III; «Державної цільової програми «Ліси України» на 2010–2015 роки», затвердженої Постановою Кабінету Міністрів України від 16.09.2009 р. № 977; «Державної стратегії регіонального розвитку на період до 2020 року», затвердженої Постановою Кабінету Міністрів України від 6.08.2014 р. № 385. Дисертаційна робота відповідає актуальним напрямам Концепції Державної цільової програми розвитку лісового господарства України на період з 2016 до 2025 року, Концепції Загальнодержавної програми збереження біорізноманіття на 2005–2025 рр., Комплексної Програми охорони навколишнього природного середовища в Харківській області на 2009–2013 рр. та на перспективу до 2020

року.

В основу роботи покладено результати науково-дослідних робіт (НДР), у яких автор брав участь як керівник та виконавець: НДР «Закономірності забруднення важкими металами компонентів природно-територіальних комплексів в залежності від фізико-географічних умов в межах північно-східного регіону України» (номер держреєстрації 0105U007385); НДР «Моделювання і прогнозування змін природних і природно-антропогенних комплексів для цілей ландшафтного планування» (номер держреєстрації 0112U007571); НДР «Моделювання стану компонентів довкілля для створення системи екологічного менеджменту територій різного функціонального призначення» (номер держреєстрації 0115U000505); НДР «Мінімізація екологічних ризиків при ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій) в системі екологічної безпеки, інвентаризація вхідних параметрів для створення системи оцінки екологічних ризиків та еколого-економічної ефективності заходів з ліквідації наслідків природних та техногенних катастроф (аварій)» (номер держреєстрації 0117U004873); НДР «Аналіз проблем безпеки життєдіяльності населення України у взаємозв'язку з екологічним станом та техногенним забрудненням довкілля» (номер держреєстрації 0117U007670).

Результати дисертаційного дослідження увійшли до колективної монографії «Науково-методичні та прикладні аспекти екологізації», яка виконана в межах комплексної теми науково-дослідної роботи «Науково-методичне забезпечення реалізації стратегії сталого розвитку» (номер держреєстрації 0113U000201).

Мета і завдання дослідження. Метою дисертаційної роботи є формування науково-методологічних основ релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження.

Для досягнення поставленої мети передбачалося вирішення таких завдань:

– проаналізувати результати екологічних досліджень та передумови формування науково-теоретичних засад релаксії екогеосистем при

техногенному навантаженні пірогенного походження й систематизувати техногенний вплив пірогенних процесів на компоненти довкілля, життєдіяльність і здоров'я людини;

– обґрунтувати теоретико-методологічні основи оцінки ступеня ризику виникнення пожеж і техногенного ризику ураження пожежами екогеосистем України (на прикладі Харківської області) та розрахувати його оцінку;

– з'ясувати чинники та наслідки постпірогенної релаксії для видового різноманіття та біогеохімічних властивостей ґрунтів екогеосистем в умовах техногенної дії;

– установити закономірності здійснення техногенного впливу пірогенного походження на геохімічну міграційну здатність важких металів (ВМ) у ґрунтах, уражених пожежами;

– розробити прогностичні моделі та оцінки утворення геохімічних форм сполук ВМ у екогеосистемах при техногенному навантаженні пірогенного походження та створити карту активності їх міграційної здатності;

– побудувати регресійні моделі постпірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження на довкілля;

– розробити рекомендації з екологічно безпечного управління процесами відновлення екогеосистем з урахуванням науково-методологічних основ постпірогенної релаксії в умовах техногенного навантаження на довкілля.

Об'єкт дослідження – техногенний вплив пірогенного чинника на компоненти екогеосистем.

Предмет дослідження – релаксія екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження.

Методи дослідження. Теоретичну основу дисертаційного дослідження становлять класичні методи наукового пізнання: аналіз інформації та наукове узагальнення – при формулюванні наукової проблеми; системний підхід, що враховує всебічний вплив техногенно-екологічних чинників пірогенного походження та наслідки їх прояву в екогеосистемах. Використано екологічний, геохімічний та інші підходи, застосування яких дозволило простежити

техногенний вплив пірогенного характеру на екогеосистеми та з'ясувати особливості їх релаксії.

Під час дослідження використано також аналітичні методи – для оцінювання характеру розподілу геохімічних забруднень ВМ екогеосистем; приладозабезпечені експериментальні – для визначення рівнів хімічного забруднення ґрунтів, зокрема атомно-абсорбційний метод; розрахункові та математичні – для обробки результатів експериментальних досліджень.

Наукова новизна і теоретичне значення одержаних результатів полягають у такому:

– *уперше* обґрунтовано науково-теоретичні засади релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження і науково-методологічні особливості її дослідження; сформульовано поняттєво-термінологічну систему «пірогенні процеси» та «постпірогенна релаксія екогеосистем»;

– *уперше* з метою підвищення екологічної безпеки довкілля розроблено прогнозу модель постпірогенного утворення геохімічних форм сполук ВМ у екогеосистемах при техногенному забрудненні пірогенного походження на основі концентраційно-логарифмічних діаграм, що дозволяє простежити закономірності активності їх міграційної здатності;

– *уперше* виявлено закономірності постпірогенної релаксії екогеосистем під впливом техногенного навантаження пірогенного походження з урахуванням відносної площі пожеж, середньої кількості пожеж у регіоні, втрат гумусу у ґрунті від дії вогню, динаміки кислотно-лужного балансу, що забезпечило впровадження рекомендацій з екологічно безпечного управління процесами їх релаксії;

– *удосконалено* та систематизовано схему узагальнення наслідків дії пірогенних чинників на екогеосистеми з позицій екологічної безпеки та раціонального природокористування в умовах техногенного навантаження; уточнено розрахунок математичної моделі теплового впливу теплового потоку від фронту лісової пожежі;

– *удосконалено* технічні рекомендації із забезпечення екологічної безпеки, раціонального природокористування та управління процесами постпірогенної релаксії екогеосистем після техногенної дії пірогенного походження, що сприяє підвищенню ефективності релаксії екогеосистем різних екологічних умов;

– *дістали подальший розвиток* теоретико-методологічні оцінки ступеня ризику виникнення пожеж і науково-методологічні підходи до розрахунку техногенного ризику ураження екогеосистем України (на прикладі Харківської області), що дозволяє спрогнозувати ураження земель лісового фонду при виникненні пожеж, виявити закономірності трансформації компонентів екогеосистем при техногенному впливі пірогенного походження та застосувати комплекс превентивних заходів з попередження їх виникнення.

Практичне значення результатів дослідження.

Сформульовані теоретичні й методологічні положення та виявлені на їх основі наслідки впливу пірогенних процесів на екогеосистеми й визначені закономірності постпірогенної релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні підвищить ступінь обґрунтованості організаційних рішень з управління екологічною безпекою, а розраховані рівні ризику виникнення пожеж у лісових масивах і питомий техногенний ризик ураження лісових насаджень у Харківському обласному управлінні лісового і мисливського господарства дозволяють спрогнозувати ураження земель лісового фонду при виникненні пожеж та застосувати комплекс превентивних заходів з попередження їх виникнення, що підтверджується практичним впровадженням Ізюмським РВ ГУ ДСНС України у Харківській області (довідка про впровадження від 4 листопада 2016 року № 400/1057).

Застосування методів підвищення ефективності постпірогенної релаксії екогеосистем дозволяють використати рекомендації, спрямовані на удосконалення процесів природного відновлення екогеосистем в умовах техногенного впливу пірогенного походження на лісові масиви лісогосподарств, підпорядкованих Харківському обласному управлінню лісового і мисливського господарства й впровадити у практику діяльності державного підприємства

«Ізюмське лісове господарство» (довідка про впровадження від 8 жовтня 2018 року №1434).

Результати проведених досліджень використані для розробки регіональної програми моніторингу природного відновлення біотичного та ландшафтного різноманіття території національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» й природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» і підвищення ефективності їх протипожежної охорони (довідка про впровадження від 2 жовтня 2018 року №153).

Рекомендації з управління процесами постпірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження на довкілля враховані при розробці методичних рекомендацій з партисипативного стратегічного планування для місцевих територіальних громад України, що укладені Громадською спілкою «Слобожанські стратегії» в межах проекту «Improving the local governance in the Pischinsky amalgamated community in Kharkiv region through creation and adoption of a participatory development strategy», який виконується за фінансової підтримки Уряду Канади згідно грантової угоди №CFLI-2018-KYIV-0002 та запропоновані до застосування у партисипативній стратегії Пісочинської селищної об'єднаної громади Харківської області у 2018 році у розділі, присвяченому охороні довкілля від техногенного навантаження (довідка про впровадження від 1 жовтня 2018 року № 01Н-08\18).

Теоретичні та практичні розробки впроваджені в навчальному процесі під час підготовки фахівців-екологів на базі екологічного факультету Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна (акт впровадження від 15 жовтня 2018 року), зокрема при викладанні дисциплін «Екологічні проблеми сучасного виробництва», «Моніторинг довкілля», «Техногенна безпека держави», а також у Харківському національному економічному університеті імені Семена Кузнеця при викладанні дисциплін «Екологія», «Безпека життєдіяльності», «Екологічна безпека» (акт впровадження від 5 жовтня 2018 року).

Особистий внесок автора роботи. Дисертаційна робота є самостійно виконаним науковим дослідженням, у якому реалізоване авторське бачення обґрунтування науково-методологічних основ постпірогенної релаксії екогеосистем при техногенній дії, викликаній пожежами. У роботі прослідковується закономірностей постпірогенного функціонування екогеосистем, представлено ряд оригінальних положень щодо їх раціонального відновлення після пожеж, які складають теоретичну основу дисертаційного дослідження.

Дисертант брав безпосередню участь у проведенні польових, лабораторно-аналітичних та камеральних досліджень, виконанні статистично-математичної обробки даних, побудові картосхем та аналізі й узагальненні результатів експериментів. Усі викладені у тексті роботи висновки та положення отримані автором самостійно. Із наукових праць, опублікованих здобувачем у співавторстві, у дисертаційній роботі подані лише ті матеріали та положення, які отримані автором особисто та є результатом його самостійної роботи. Внесок дисертанта в роботах, опублікованих у співавторстві, наведений у списку праць за темою дисертації (Додаток А).

Апробація результатів дослідження. Основні положення й результати дисертаційної роботи доповідалися та обговорювалися на 65 наукових та науково-практичних конференціях всеукраїнського і міжнародного рівня: Всеукраїнській науково-практичній конференції «Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні» (м. Харків, АЦЗУ, 2006 р.); Міжнародному науково-практичному семінарі «Riadenie bezpečnosti zložitých systémov» (Liptovský Mikuláš, Словаччина, 2009 – 2014 рр.); 15-й Міжнародній науковій конференції «Riešenie krízových situácií v špecifickom prostredí» (Žilina, Словаччина, 2010 р.); IX-й Міжнародній науково-методичній конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика» (м. Львів, ЛНУ імені Івана Франка, 2010 р.); 5-й Міжнародній конференції «Bezpečnostné Fórum 2012» (Banská Bystrica, Словаччина, 2012 р.); Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2012 L. Mikuláš, Liptovský Mikuláš, Словаччина, 2012 р.); Міжнародній

науково-практичній конференції «Еколого-правові та економічні аспекти екологічної безпеки регіонів» (м. Харків, ХНАДУ, 2010–2012 рр.); Міжнародній науково-практичній конференції «Регіон: стратегія оптимального розвитку» (м. Харків, ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010–2012 рр., 2015 р., 2016 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Охорона навколишнього середовища промислових регіонів як умова сталого розвитку України» (м. Запоріжжя, ЗНУ, 2010–2012 рр.); Всеукраїнських наукових Таліївських читаннях (м. Харків, ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2010–2016 рр.); 10-й Міжнародній науково-методичній конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика» (м. Київ, НАУ, 2011 р.); Міжнародній науковій конференції «Охорона довкілля та проблеми збалансованого природокористування» (м. Кам'янець-Подільський, КППУ імені Івана Огієнка, 2011 р.); XI-й Міжнародній науково-методичній конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика» (м. Донецьк, ДонНУ, 2012 р.); 2-му Міжнародному конгресі «Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, НУ «Львівська політехніка», 2012 р.); IX-й, XII-й, XIII-й, XIV-й Міжнародній науково-технічній конференції «Проблеми екологічної безпеки» (м. Кременчук, КрНУ імені Михайла Остроградського, 2012 р., 2015–2017 рр.); XI-му з'їзді Українського географічного товариства (м. Київ, КНУ імені Тараса Шевченка, 2013 р.); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Наукове забезпечення оперативно-рятувальних підрозділів (теорія та практика)» (м. Харків, НУЦЗУ, 2014 р.); XIII-й Міжнародній науково-методичній конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика» (м. Київ, НАУ, 2014 р.); IX Міжнародній науково-практичній конференції присвяченій 15-річчю створення Національного природного парку «Сколівські Бескиди» «Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій» (м. Львів, НПП «Сколівські Бескиди», 2014 р.); XV-й Міжнародній науково-методичній конференції «Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика» (м. Київ, НАУ, 2016 р.); Міжнародній науковій конференції «Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України» (м. Дніпро, ДНУ,

2016 р.); X–XXI Міжнародних науково-практичних конференціях «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансованого природокористування: освіта – наука – виробництво» (м. Харків, ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2007–2018 рр.); наукових конференціях професорсько-викладацького складу Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна (Харків, 2010–2018 рр.).

Публікації. Основні положення і результати дисертаційного дослідження викладені у 59 наукових працях, з яких: 43 статті, зокрема 23 статті – у наукових фахових виданнях України та періодичних виданнях інших держав з технічних наук, 18 статей – у наукових фахових виданнях із переліку МОН України з географічних, геологічних та біологічних наук, що додатково висвітлюють результати дисертаційних досліджень, 2 статті – у виданнях, що індексуються БД Web of Science Core Collection; 16 тез доповідей у матеріалах міжнародних та всеукраїнських конференцій.

Структура та обсяг дисертації. Дисертаційна робота складається з анотації, вступу, п'яти розділів, висновків, списку використаних джерел та додатків. Загальний обсяг дисертації – 399 сторінок, з них 266 сторінок основного тексту. Дисертаційна робота містить 76 рисунків і 42 таблиці, з яких 8 рисунків та 12 таблиць займають окремі сторінки, 390 найменувань списку використаних джерел на 41 сторінці та 10 додатків на 42 сторінках.

РОЗДІЛ 1

АНАЛІЗ ЕКОЛОГІЧНОЇ ПРОБЛЕМАТИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІРОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ НА ЕКОГЕОСИСТЕМИ

Господарська діяльність людини, зростання промислово-енергетичного потенціалу, концентрація населення у містах та забруднення більшості компонентів природних систем до екологічно небезпечного шабля, де практично нереальне їх відтворення, посилили розбіжності між розвитком економіки й станом довкілля. Постійне техногенне навантаження на навколишнє природне середовище унаслідок техногенної впливу людини привело до суттєвого росту кількості й масштабів техногенних катастроф та стихійних лих на планеті [5, 83, 127, 203, 247, 363, 364].

1.1 Аналіз дефініцій основних наукових термінів та понять при дослідженні техногенного навантаження пірогенного походження на екогеосистеми

Виявлення причин та наслідків розвитку техногенних й природних НС потребує суттєвої уваги зі сторони науковців та обумовлює актуальність наших досліджень. Значний внесок у вирішення даної проблеми зробили українські вчені, серед яких зокрема, Я. Б. Олійник [223], В.Ю. Некос [39, 215, 216], А. М. Мельничук [223], В. А. Боков [304], М. Д. Гродзинський [99, 100], Л. Г. Руденко [257], Б. М. Данилишин [107, 108], Г. І. Денисик [109], О. Л. Дронова [116], Г. І. Рудько [258] та ряд інших.

Зазначимо, що виходячи з наведеної мети сформулюємо поняття «екогеосистема». З класичних позицій серед природних систем у довкіллі особливу роль відіграють геосистеми. Фігуруючи неподільними та, водночас, потребуючи розподілу на підлегли системи й підсистеми, геосистеми охоплюють всю Біосферу й поруч із даним існують у якості незалежного

сегмента, незалежно функціонують на незначному, цілковито незначному просторі. Отже, в якості узагальненої таксономічної одиниці природного комплексу зазвичай використовується геосистема – «земний простір усіх розмірностей, де окремі компоненти природи знаходяться в зв'язку один з одним і як певна цілісність взаємодіють з космічною сферою і людським суспільством» [281].

З наукових поглядів В.Б. Сочави, центральним розділом вчення про геосистеми є вивчення динаміки природного середовища, котре відкриває прямий шлях наукового пізнання впливу людини на структуру і функціонування геосистем, допомагає розкрити механізми антропогенних впливів на природу [281]. Поряд з тим, геосистему можна розглядати, як на рівні природно-територіального комплексу (ПТК), так і на рівні ландшафту. Більш того, геосистему можемо розглядати як синонім «природно-територіального комплексу (ПТК)» [269], так і в широкому трактуванні з позицій А. Д. Арманда [13], вживане сполучення зазначених наукових термінів всебічно використовується.

Під «геосистемою» також вживають ще своєрідну комплексну територіальну формацію взаємозалежних і взаємодіючих складових підсистем (природної, соціальної та економічної), що поєднані єдністю території й еволюцією розвитку та виникають внаслідку особливої взаємодії природи та суспільства у реальних географічних умовах [18, 257].

У наш час, коли темпи розвитку виробництва і зростання споживання досягли розмірів, загрозливих екологічною катастрофою, а людський чинник став грати чи не вирішальну роль у житті природи, на думку О.О. Коновалова, поняття геосистеми доцільно розвинути до екогеосистеми. Остання відрізняється тим, що в цю «певну цілісність» природних компонентів як рівноцінного партнера, що відповідає за стійкість (вимушеного відповідати, щоб забезпечити нормальні умови свого існування), втягується, інтегрується проживає в місці її дислокації людина (суспільство) зі своєю енергетикою і ментальністю. У науково-методологічному плані введення цього поняття

дозволяє розглядати системи відсталої і живої природи, традиційно відносяться до різних галузей знань – природничих, технічних і гуманітарних, з істотно розрізняються методологічним апаратом, під одним кутом зору [157]. Власне, з цією метою і вводиться поняття «екогеосистеми». Отже, «екогеосистеми» – це розташовані в межах біосфери взаємозалежні гео-, біо- і антропосистеми різного рангу. Вони являють собою ієрархії множин найдрібніших частинок (елементів), об'єднаних у субсистеми різної природи, рангу та віку, які, з одного боку, відкриті для енергообміну і взаємодіють один з одним, визначаючи детерміністичний характер зв'язків, з іншого – мають певну закритість і діють самостійно, незалежно від зовнішніх умов, підкоряючись в колективному поведінці стохастическим закономірностям [157].

Під «техногенним навантаженням» розуміється – ступінь навантаження техногенних факторів на навколишнє природне середовище. Суттєвий негативний вплив на довкілля України учиняють гірничо-видобувні, енергетичні підприємства, промислово-територіальні комплекси, промислово-міські агломерації і т.і. Основними чинниками техногенного впливу на довкілля є скид стічних вод, викиди твердих і газоподібних сполук в атмосферу, складування твердих побутових відходів, хімізація аграрного сектора, розробка родовищ корисних копалин і т.і. [208]. Найчастіше техногенне навантаження проявляється у вигляді виникнення надзвичайних ситуацій, техногенних катастроф, аварій тощо.

Аналізування техногенного навантаження на довкілля – це складний процес, що пов'язаний із різноманітністю форм людського впливу на нього. У загальному вигляді інформація про техногенне навантаження на природне середовище в Україні представлена статистичними даними [292].

Проте реалізація даного дослідження утруднюється із нестачею дозвільної інформації, браком останніх методик та оцінки. Незважаючи на те, що у даному напрямку акумульовано цінні матеріали, результати досліджень нерідко не відповідні. Це спонукало до проведення досліджень техногенного навантаження пірогенного походження, оскільки пірогенний чинник не

розглядається системно у науковій літературі, хоча суттєва кількість надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру, спричинених дією вогню істотно впливає на стан техногенного навантаження на природне середовище.

За системним підходом під «надзвичайною ситуацією» розуміють стан певної системи з порушеними саморегулювальними функціями та розірваними взаємозв'язками між її складовими, що проявляється після реалізації певного виду небезпеки й можуть спричинити чи спричиняє втрату і втрати компонентів довкілля, людські утрати, збитки здоров'ю людей, порушення якості і умов життєдіяльності суспільства. Диспропорція й напруженість в зв'язках соціально-економічних і природних складових призводить до виникнення НС. Комплексний механізм виникнення НС полягає у тому, що техногенні чинники в численних випадках є першопричиною виникнення природних НС [257].

Однак, є в наявності офіційне визначення поняття «надзвичайна ситуація», що трактується як порушення нормальних умов життя та діяльності людей на окремій території чи об'єкті на ній або на водному об'єкті, спричинене аварією, катастрофою, стихійним лихом чи іншою небезпечною подією, зокрема епідемією, епізоотією, епіфітотією, пожежею, що призвело (може призвести) до виникнення великої кількості постраждалих, загрози життю та здоров'ю людей, їх загибелі, значних матеріальних утрат, а також до неможливості проживання населення на території чи об'єкті, ведення там господарської діяльності [145].

Під надзвичайною ситуацією, у широкому розумінні, визначається певна зміна поєднання умов і обставин життєдіяльності суспільства (потенційне і фактичне), що призводить до людських жертв, матеріальних втрат і порушення навколишнього природного середовища [148].

На думку Є. В. Хлобистова, «надзвичайна ситуація» – неконтрольована подія, при якій відсутня можливість скерувати її протікання, природного або техногенного характеру, яка призводить до значних екологічних і економічних

втратах, пов'язаних з руйнуванням природних і створених людиною об'єктів, забрудненню навколишнього середовища, загибелі або травмам людей, негативним соціальним наслідкам [321].

Згідно Ю. О. Чирви, «надзвичайна ситуація» – це спричинена чинником небезпеки ситуація, при якій на даній території, акваторії або господарському об'єкті порушуються нормальні умови життя й діяльності людей, виникає загроза їхньому життю та (або) здоров'ю, завдається шкода об'єктам економіки, особистому майну й довкіллю [331].

Отже, надзвичайна ситуація є наслідком катастрофи, аварії чи стихійного лиха. В екології, аварія – це відхилення від зазвичай допустимих експлуатаційних умов діяльності, що викликає або може стати причиною негативного впливу на навколишнє природне середовище [148].

У роботі [331] поняття «аварія» визначається, як небезпечна подія техногенного характеру, що створює на об'єкті, території або акваторії загрозу для життя та здоров'я людей і призводить до руйнування будівель, споруд, обладнання й транспортних засобів, порушення виробничого чи транспортного процесу або завдає шкоди довкіллю.

Одним із засновників вивчення стихійного лиха як процесу взаємодії екстремального природного явища в його геофізичних параметрах інтенсивності із соціально-економічними та політичними умовами і процесами, що визначають розвиток території, став видатний американський вчений Гілберт Уайт [389]. Запропонований ним підхід набув визнання та подальшого розвитку в теоретичних (створення географічної теорії катастроф – В.М. Котляков, Ф.М. Трофімов, Р.Г. Хузєєв та ін., 1993) [88] та практичних дослідженнях (розроблення та використання спеціалізованих геоінформаційних систем – А.К. Борунов, Ю.Г. Пузаченко, А.Д. Сорокін та ін., 1993 [143].

У США та інших англомовних країнах аналогом українського терміну «надзвичайна ситуація» є термін «disaster» – катастрофа, що походить від давньогрецького (dus-) «поганий» та (aster) – «зоря». Близьким за змістом є термін «hasard» [257].

У західних наукових школах розрізняють дві основні групи катастроф: природні та антропогенні.

Природні катастрофи – небезпеки, що виникають внаслідок комбінації природного ризику (фізична подія, наприклад виверження вулкана, землетрус, шторм, повінь, посуха, пожежа тощо) і людських реакцій.

Штучні (антропогенні) – небезпеки, які випадково або навмисно створені людьми. Прикладом штучних НС є вибухи, аварії на виробництві, зміни клімату, війни тощо.

В Україні лише з 1996 року, на основі новоствореного Міністерства надзвичайних ситуацій, почалось здійснення перевірки і обробки інформації щодо виникнення аварій та катастроф. З метою створення єдиної системи класифікації надзвичайних ситуацій та визначення їх рівнів, забезпечення оперативного і адекватного реагування на такі ситуації була проведена класифікація НС. Класифікація надзвичайних ситуацій – система, згідно з якою НС поділяються на класи і підкласи залежно від їх характеру [145, 243].

Згідно з Державним класифікатором надзвичайних ситуацій відповідно до причин походження подій, що можуть зумовити виникнення надзвичайних ситуацій на території України, усі надзвичайні ситуації можна поділити на класи: техногенного, природного, соціального та воєнного характеру (рис. 1.1, 1.2) [145].

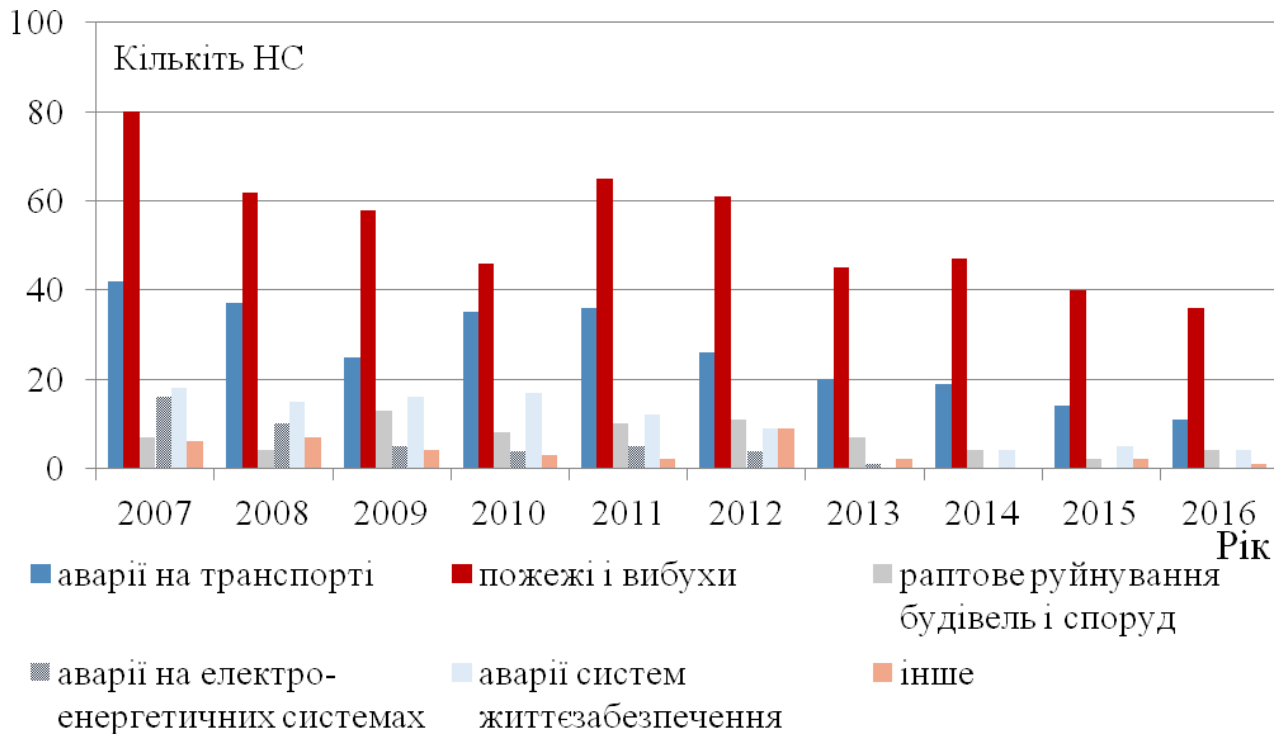


Рисунок 1.1 – Надзвичайні ситуації техногенного характеру в Україні

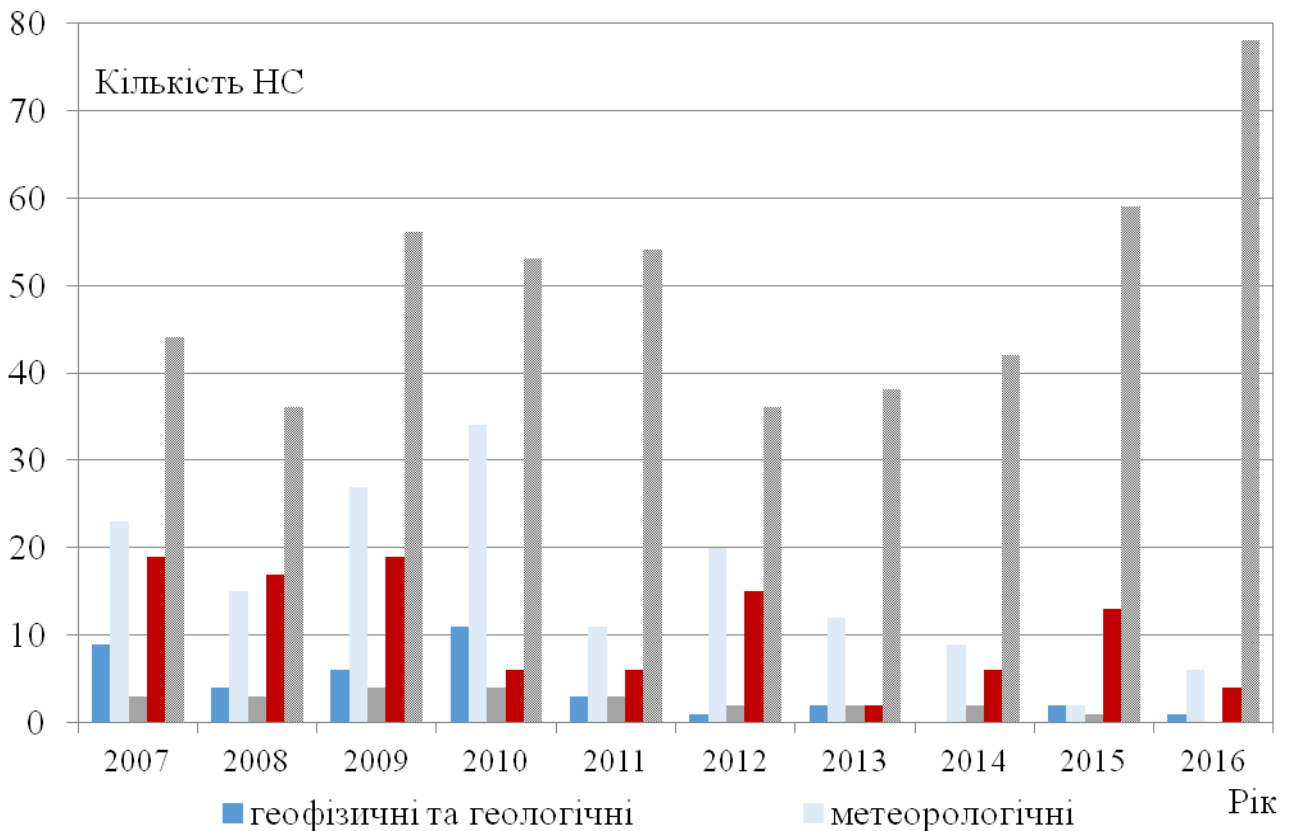


Рисунок 1.2 – Надзвичайні ситуації природного характеру в Україні

Інша класифікація надзвичайних ситуацій наводиться у роботі [245]. Пропонується систематизувати катастрофи з урахуванням соціальних чинників, що є причиною їх виникнення. За ступенем участі суспільства у виникненні катастроф їх можна поділити на:

1) Природні – руйнівні стихійні явища. При цьому можна виділити космічні, вітрові, тектонічні джерела катастроф. Вони можуть бути короточасні – миттєвої дії (урагани, цунамі, землетруси) та тривалого впливу на навколишнє середовище (засухи, лісові пожежі).

2) Екологічні – в їх основу покладена неадекватна антропогенна дія суспільства на природу, а через неї знову на людину.

3) Техногенні – аварії в створених людиною матеріальних системах (вибухи, пожежі в приміщеннях, шахтах тощо).

4) Соціальні – втрати у складі населення і структурі суспільства в результаті масових насильств (громадянські, міжнародні війни, широкомасштабні репресії) або ненасильницьких дій (наприклад, етнічні катастрофи).

Загальними ознаками надзвичайних ситуацій є [148, 243]:

- наявність або загроза загибелі людей чи значне порушення умов їхньої життєдіяльності;
- заподіяння економічних збитків;
- істотне погіршення стану природного довкілля.

Подальша класифікація може бути проведена за такими ознаками: загальна причина виникнення, вид прояву, сфера, наслідки, терміни та масштаб прояву. Масштаб наслідків катастрофи, наприклад, може визначатися виходячи з числа постраждалих і загиблих людей, матеріального збитку, площі враженої території, впливу на функціонування систем життєзабезпечення населення та галузей народного господарства тощо.

У дисертаційній роботі ми схилиємось до загально визнаного підходу класифікації надзвичайних ситуацій, прийнятого на державному рівні, тому в

подальшому будемо використовувати саме термін «надзвичайна ситуація» [34, 45, 54, 55, 56, 60, 61, 66, 67, 145].

Отже, в результаті проведеного дослідження проаналізовано дефініції основних наукових термінів та понять при дослідженні техногенного навантаження пірогенного походження на екогеосистеми, з'ясовано їх сутність. Розглянуто категорійно-понятійний апарат пов'язаний із впливом надзвичайних ситуацій техногенного та природного походження.

1.2 Природні пожежі в Україні як чинник техногенної небезпеки

Загалом, за останні 10 років в Україні виникло 619315 пожеж, що в середньому становить більше 62 тис. випадків на рік. Унаслідок цих пожеж загинуло 28 тис. 446 людей і 15 тис. 762 людини було травмовано. Тільки прямі збитки, завдані пожежами, склали 9 млрд. грн., а загальні матеріальні втрати – понад 34 млрд. грн. У (табл. 1.1) наведено загальні дані про пожежі та їх наслідки в Україні за 2009–2017 роки.

У 2017 році за даними Державної служби України з надзвичайних ситуацій виникло 11672 пожежі в екогеосистемах (тобто на відкритих територіях), що складає 15,7 % від загальної кількості пожеж в Україні, внаслідок цих пожеж загинуло 14 людей, матеріальні збитки склали близько 304,5 млн. грн. Основною причиною виникнення пожеж в екогеосистемах було необережне поводження з вогнем, унаслідок чого виникло 11378 пожеж (97,5 % від загальної кількості пожеж на відкритих територіях), 214 безпосередньо з необережності під час паління виникло 1793 пожежі (15,4 % від загальної кількості пожеж на відкритих територіях).

Такому стану справ сприяє безкарність за нехтування правилами пожежної безпеки, зокрема, на відкритих територіях та землях сільськогосподарського призначення.

Таблиця 1.1 – Пожежі в Україні за період 2009 – 2017 роки [213]

Показник	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Кількість пожеж, од.	44015	62207	60790	71443	58711	68879	79585	74221	83116
Загинуло внаслідок пожеж, людей	3209	2819	2869	2751	2391	2246	1872	1948	1819
Травмовано на пожежах, людей	1634	1537	1522	1682	1522	1450	1357	1351	1474
Збиток прямий, млн. грн.	483	665	828	860	686	1489	1458	1626	2038
Збиток побічний, млн. грн.	1061	1644	1884	2499	2168	6241	3540	6001	5821

Як зазначалось, до пожеж в екогеосистемах відносять лісові та торф'яні пожежі, пожежі на відкритих територіях (ландшафтні, степові), а також пожежі сільськогосподарських угідь (полях зернових і технічних культур тощо). Найбільш небезпечними у цьому переліку є пожежі у лісових екогеосистемах. Лісові ресурси України обмежені, площа лісового фонду України складає близько 10,8 млн. гектарів. До сфери управління Держкомлісгоспу України належить 7,4 млн. га лісів, або 69% загальної площі земель лісового фонду. Лісистість складає –14,3 %, на одного українця припадає 0,2 га лісу. Ліси України високопродуктивні. Середні запаси деревини на 1 га складають 125 м³, річний приріст – 4,2 м³ (в світі близько 22 м³). Щорічно споживається близько 40 млн. м³ деревини (в круглому вигляді). Майже 50 % всієї площі лісів займають штучні лісові насадження [213].

Тенденції, щодо зростання пожеж в екогеосистемах спостерігаються впродовж останніх п'яти років (рис. 1.3).

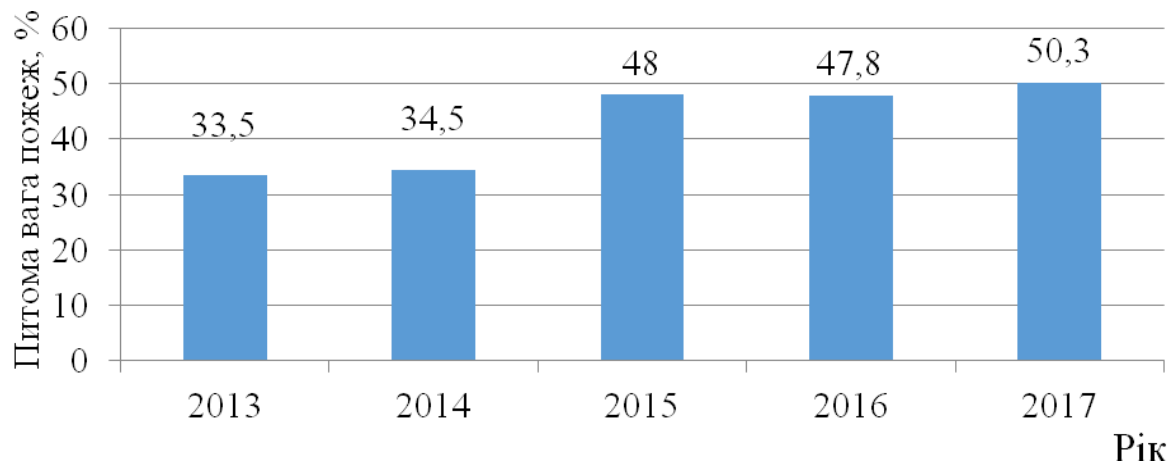


Рисунок 1.3 – Питома вага пожеж в екогеосистемах України, % [213]

Загальна площа лісів, де діє висока та надзвичайно висока можливість пожеж (III–V класів), становить в Україні близько 4 млн. га. Найбільші їх площі розташовані в Рівненській (280 тис. га), Житомирській (270 тис. га), Волинській (200 тис. га), Київській (160 тис. га), Чернігівській (150 тис. га), Херсонській (60 тис. га) та Черкаській (59 тис. га) областях. Відтак у лісах півдня, Полісся та сходу України виникає найбільше лісових пожеж. У середньому щороку фіксується 3500 лісових пожеж на площі понад 5000 га лісу (табл. 1.2–1.4) [107, 284].

Проблема збереження лісів від вогню набула особливої гостроти не лише у південних і східних регіонах України, де в минулому сторіччі на сотнях тисяч гектарів створено штучні насадження хвойних порід, а і в подільських областях, де хвойні лісові масиви займають значні площі. Найбільша кількість пожеж у північних, центральних та південних областях виникала у квітні-травні та серпні-вересні. Виникають вони, як через природні чинники, так і внаслідок необережного поводження з вогнем [70].

Упродовж 2007–2018 років у лісах Держлісагенства виникало 24562 лісові пожежі, динаміка яких наведена на (рис. 1.4). Аналізуючи дані [213], можна зробити висновок, що пожежонебезпечний період 2017 року був складним: – зареєстровано 945 випадків лісових пожеж на площі 1101 га, в тому числі верхових 141 га. Перша лісова пожежа зареєстрована 23 лютого, закінчення цього періоду у звітному році припало традиційно на 1 листопада.

Серед причин виникнення пожеж у 2017 році були: підпали – 23 випадки, «сільгоспідпали» – 27, з вини населення – 722, від грози – 17, з інших причин (у тому числі у зв'язку з проведенням антитерористичної операції) – 156 випадків.

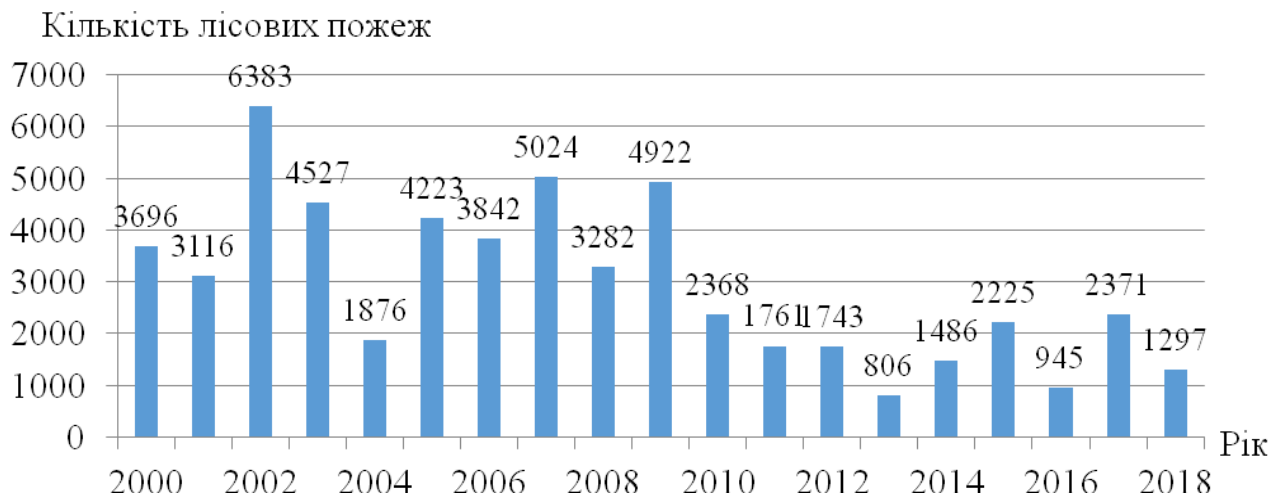


Рисунок 1.4 – Статистика лісових пожеж в Україні за даними [213]

У поточному році на пожежну ситуацію, як і у попередній рік, значно вплинуло проведення бойових дій у зоні антитерористичної операції у Луганській області. У цьому регіоні виникла 91 лісова пожежа на площі 485,3 га, в тому числі 103 га верхових. Своєчасно ліквідувати дані пожежі було неможливо через військову заборону в'їзду пожежних автомобілів лісгоспів у лісові масиви та мінування.

Таблиця 1.2 – Площа лісових земель, пройдена пожежами, га [284]

Регіони	Рік						
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Україна	3668	1049	3479	418	13778	14691	1249
АРК	12	9	31	–	–	–	–
Вінницька	3	–	32	–	–	5	–
Волинська	35	–	20	1	22	214	21
Дніпропетровська	1942	15	129	15	380	144	77
Донецька	68	27	47	16	1282	32	21
Житомирська	101	81	15	0	3	132	8
Закарпатська	1	14	46	12	3	22	6
Запорізька	37	42	122	17	95	33	206
Івано-Франківська	–	–	2	9	–	8	0
Київська	192	239	62	71	253	11211	86
Кіровоградська	12	8	3	4	1	2	–
Луганська	518	14	39	27	10274	1101	468
Львівська	10	19	54	14	18	189	31
Миколаївська	0	13	3	1	47	40	37
Одеська	1	26	102	6	4	6	25
Полтавська	16	10	7	1	180	29	0
Рівненська	101	168	64	7	52	143	18
Сумська	123	30	61	113	123	192	8
Тернопільська	–	3	1	2	–	7	1
Харківська	182	31	62	27	30	87	7
Херсонська	11	139	2493	22	756	41	104
Хмельницька	24	19	2	1	4	472	2
Черкаська	54	40	35	5	27	19	9
Чернівецька	–	2	6	–	–	1	1
Чернігівська	178	58	16	34	185	410	90
Міста							
Київ	40	38	12	13	39	152	23
Севастополь	7	4	13	–	–	–	–

Таблиця 1.3 – Збитки заповдіяні лісовими пожежами, тис. грн. [284]

Регіони	Рік						
	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Україна	26728,4	3215,9	56062,7	1376,2	51701,8	20164,5	8619,2
АРК	23,6	368,4	1432,7	–	–	–	–
Вінницька	35,0	15,8	659,6	–	–	92,0	–
Волинська	13,8	–	42,3	0,6	18,2	1093,7	75,5
Дніпропетровська	18472,9	9,4	330,3	15,5	1728,7	113,0	75,3
Донецька	127,7	92,1	78,3	147,9	146,9	132,3	30,5
Житомирська	52,6	130,7	22,9	1,5	27,7	1260,6	101,6
Закарпатська	2,1	2,7	822,2	102,0	55,2	1482,2	–
Запорізька	77,5	46,8	208,8	53,4	79,7	94,7	402,6
Івано-Франківська	–	–	1,9	–	–	94,8	–
Київська	914,0	300,1	256,3	66,8	292,0	3045,6	396,1
Кіровоградська	8,4	9,7	1,9	2,8	1,7	1,7	–
Луганська	5300,4	101,7	288,2	161,0	31015,1	3170,6	2858,7
Львівська	2,5	460,2	155,9	255,9	6,4	1611,4	460,9
Миколаївська	0,7	35,7	19,2	1,3	112,0	151,9	16,2
Одеська	0,1	4,2	221,7	77,0	17,7	2,3	5,7
Полтавська	48,3	40,2	46,0	2,7	1562,9	52,5	4,3
Рівненська	149,4	96,1	93,6	4,2	119,1	308,4	52,3
Сумська	81,0	28,6	462,8	75,6	111,5	165,9	22,6
Тернопільська	–	0,0	–	–	–	126,9	376,0
Харківська	932,8	116,9	428,6	68,6	76,7	215,3	110,5
Херсонська	58,1	1044,4	50102,2	115,7	15781,8	345,7	517,3
Хмельницька	9,0	8,2	1,2	0,5	0,2	1357,2	8,7
Черкаська	125,3	119,7	77,1	50,9	52,1	117,2	20,5
Чернівецька	–	8,1	4,4	–	–	88,3	40,0
Чернігівська	202,6	78,7	35,8	134,6	286,1	1479,0	2166,2
Міста							
Київ	59,2	49,1	37,4	32,7	210,1	3561,3	877,7
Севастополь	31,4	48,4	231,4	–	–	–	–

Таблиця 1.4 – Площі можливих лісових та польових пожеж на території України [107]

Регіони	Загальна площа зони можливих пожеж, тис. га	У тому числі площі зон можливих пожеж, тис. га:					Коефіцієнт небезпеки по території
		Лісових			Польових		
		Всього, тис. га	у т. ч. переважно:		Всього, тис. га	Частка від площі сільськогосподарських угідь (%)	
			сильних	слабких			
верхових і низових	низових						
Автономна Республіка Крим	812,0	264,0	47,0	217,0	548,0	31,0	$9,6 \cdot 10^{-2}$
Вінницька	1133,0	306,0	30,0	276,0	827,0	40,0	$1,1 \cdot 10^{-1}$
Волинська	880,0	592,0	347,0	245,0	288,0	27,0	$2,9 \cdot 10^{-1}$
Дніпропетровська	1008,0	99,0	21,0	78,0	909,0	36,0	$2,8 \cdot 10^{-2}$
Донецька	802,0	126,0	27,0	99,0	676,0	33,0	$3,7 \cdot 10^{-2}$
Житомирська	1427,0	920,0	525,0	395,0	507,0	31,0	$3,0 \cdot 10^{-1}$
Закарпатська	691,0	629,0	184,0	445,0	62,0	15,0	$4,8 \cdot 10^{-1}$
Запорізька	848,0	35,0	4,0	31,0	813,0	36,0	$1,1 \cdot 10^{-2}$
Івано-Франківська	700,0	555,0	347,0	208,0	145,0	29,0	$3,9 \cdot 10^{-1}$
Київська	1141,0	548,0	371,0	177,0	593,0	34,0	$1,8 \cdot 10^{-1}$
Кіровоградська	932,0	109,0	8,0	101,0	823,0	40,0	$4,0 \cdot 10^{-2}$
Луганська	841,0	233,0	79,0	154,0	608,0	32,0	$8,6 \cdot 10^{-2}$
Львівська	876,0	572,0	286,0	286,0	304,0	23,0	$2,6 \cdot 10^{-1}$
Миколаївська	821,0	45,0	11,0	34,0	776,0	39,0	$1,6 \cdot 10^{-2}$
Одеська	1053,0	134,0	10,0	1124,0	919,0	36,0	$3,9 \cdot 10^{-2}$
Полтавська	104,0	209,0	73,0	136,0	837,0	38,0	$6,9 \cdot 10^{-2}$
Рівненська	1002,0	718,0	490,0	228,0	284,0	31,0	$3,5 \cdot 10^{-1}$
Сумська	997,0	387,0	155,0	232,0	610,0	35,0	$1,6 \cdot 10^{-1}$
Тернопільська	425,0	17,0	40,0	137,0	408,0	38,0	$1,2 \cdot 10^{-1}$
Харківська	1127,0	333,0	110,0	223,0	794,0	33,0	$9,5 \cdot 10^{-2}$
Херсонська	897,0	86,0	59,0	27,0	811,0	41,0	$2,8 \cdot 10^{-2}$
Хмельницька	873,0	239,0	70,0	169,0	634,0	40,0	$1,2 \cdot 10^{-1}$
Черкаська	894,0	281,0	86,0	195,0	613,0	43,0	$1,3 \cdot 10^{-1}$
Чернівецька	1238,0	575,0	542,0	233,0	663,0	32,0	$2,8 \cdot 10^{-1}$
Чернігівська	357,0	226,0	113,0	113,0	131,0	27,0	$1,8 \cdot 10^{-1}$
Всього по Україні:	22936,0	8398,0	3835,0	4563,0	14538,0	35,0	$1,3 \cdot 10^{-1}$

У порівнянні з даними за останні роки у пожежонебезпечному періоді 2017 року кількість великих лісових пожеж, що розповсюдились на площу більше 5 га, знизилася втричі. Надзвичайно високі температури та відсутність опадів у липні – серпні сприяли поширенню пожеж на великі площі в південно-східному регіоні, зокрема у Луганській, Запорізькій і Херсонській областях, одну велику пожежу ліквідовано в Київській області. Найбільша кількість великих лісових пожеж виникла в Луганській області [213, 308].

Таким чином, нами проаналізовано динаміку кількості виникнення пожеж, зокрема природних пожеж, площі охоплені вогнем і можливих лісових та польових пожеж на території України, завданий еколого-економічний збиток за період 2010–2018 рр. на території України. Можемо констатувати, що пожежі у більшості випадків є проявом техногенного навантаження на навколишнє природне середовище і приводять до негативних екологічних наслідків та є екологічно небезпечним явищем у довкіллі.

1.3 Систематизація техногенного впливу пірогенних процесів на компоненти довкілля та його стан

Однією з основних екологічних небезпек для природних комплексів є пожежі (природні пожежі) та їх пірогенний вплив (дослівно – «породжений вогнем»). «Природна пожежа» – неконтрольований процес горіння, що стихійно виникає і розповсюджується в довкіллі, який супроводжується інтенсивним виділенням тепла, диму та світловим випромінюванням, що створює небезпеку для людей і завдає шкоди об'єктам господарської діяльності та навколишньому середовищу [211].

Серед наукових термінів та понять, які відносяться до пірогенних процесів та характеризують частину загальної пірології, нами проаналізовано близько 20. Окрім згаданого офіційного терміну «природна пожежа», загальновизнаним вважається поняття «пожежа у природних екосистемах» у вітчизняних наукових виданнях [211, 213]. Проте разом із вживаною

словосполученням застосовують низку інших наукових понять та термінів, серед яких, на наш погляд, найбільш вдалим є поняття «ландшафтно-пожежі». Всі пожежі поділяються за ознакою ландшафтно-однорідності. Під «ландшафтно-однорідною пожежею» розуміється пожежа, яка розповсюджується по території з одним і тим же типом ландшафту (рис. 1.5) [176].



Рисунок 1.5 – Класифікації пожеж за ландшафтною однорідністю [176]

Близьким до означеного терміну є поняття «рослинної пожежі». Згідно прийнятої термінології, «рослинною пожежею» називають стихійне (некероване) поширення вогню по території, що покрита будь-якою рослинністю, лісами, чагарниками, травами і т.д. [155]. На наш погляд, більш точним є визначення «ландшафтно-пожежі», оскільки вказує на об'єкт горіння і в певній мірі обумовлює його місцезнаходження. Ландшафтні пожежі впливають на атмосферне повітряне середовище, ґрунт, літосферу, на людину і на тварин. Вони призводять до значного матеріального збитку, до знищення флори і фауни, а також будівель, споруд, матеріалів та ін. Для ландшафтних пожеж характерними є високі швидкості розповсюдження, що нерідко унеможлиблює вживання сучасних захисних заходів ліквідації пожеж.

Серед ландшафтних пожеж особливо небезпечні лісові, які знищують тваринний і рослинний світ, викликають ерозію ґрунту, змінюють режими річок. Лісові пожежі є одним з найбільш небезпечних явищ у довкіллі, які призводять до істотних економічних втрат та негативних екологічно небезпечних наслідків [25]. Популярні і поширені пали сухої трави на сінокосах

й пасовищах, пожнивних залишків на полях і садових ділянках, опалого листя в парках і скверах, є причиною виникнення 50 % лісових пожеж [155, 177, 336].

«Лісовою пожежею» називається будь-яке некероване горіння рослинності, що поширюється по лісовій території. В залежності від місця горіння і матеріалів, які згорають, у багатоярусному рослинному покриві розрізняють три основні види ландшафтних лісових пожеж: ґрунтові (підземні), низові та верхові [98, 134, 145].

Основоположні роботи про вплив лісових пожеж на довкілля відносяться в основному до другої половини минулого сторіччя [2, 7, 98, 155, 175, 269, 315].

При боротьбі з лісовими пожежами важливе значення має швидкість поширення вогню [4]. При ліквідації низових пожеж велику роль відіграє також висота полум'я, ґрунтових – глибина прогорання. Для визначення сили лісових пожеж Н. П. Курбатський [176] запропонував підхід представлений в табл. 1.5 та їх класифікацію, яка застосовується на практиці. Сила пожежі, як і вид, визначається за найбільш інтенсивно палаючої частини кромки. Вона залежить від багатьох факторів (виду та стану ЛГМ, умов погоди, часу доби та ін.), і тому при гасінні пожежі дуже важливо правильно врахувати її ймовірні зміни.

Таблиця 1.5 – Класифікація лісових пожеж за силою

Показник сили пожежі	Значення показників сили пожежі		
	слабого	середнього	сильного
Низова пожежа			
Швидкість поширення вогню, м/хв.	До 1	1–3	понад 3
Висота полум'я, м	До 0,5	0,5–1,5	понад 1,5
Верхова пожежа			
Швидкість поширення вогню, м/хв.	До 3	3–100	понад 100
Ґрунтова пожежа			
Глибина прогорання, см	До 25	25–50	понад 50

Окремої уваги заслуговують степові пожежі, пожежі торфовищ, сільськогосподарські пали тощо [135, 178, 205, 206, 210, 217, 224, 249, 256, 265, 286, 294–297, 309]. Степові пожежі, пожежі лук, полів і хлібних масивів можуть переходити в лісові, торф'яні пожежі і викликати пожежі населених пунктів, сільськогосподарських і промислових підприємств, до яких прилягають території.

Загалом, негативний вплив від ландшафтних пожеж може бути зведений до наступного [43, 53, 70, 72–74]:

- 1) Вогнем знищуються представники тваринного світу і рослинний покрив, нерідко рідкісні, віднесені до червонокнижних.
- 2) Вигорає підстилка і гумусний шар ґрунту, що сприяє погіршенню фізичних і хімічних властивостей ґрунту.
- 3) Знищується приріст молодняка, що йде на зміну материнському насадженню, сповільнюється відновний процес.
- 4) Обпалення або сильне нагрівання вогнем стовбурів поблизу поверхні ґрунту спричиняє загибель сплячих і додаткових бруньок, а отже і неможливість відновлення парості.
- 5) Пошкодження стовбурів може викликати пошкодження і частковий відвал кори, внаслідок чого знижується життєдіяльність дерев, а породи з тонкою корою – ялина, ялиця, бук – і зовсім гинуть.
- 6) Пониження життєдіяльності рослин спричиняє доступність до них деревних короїдів і рослинних паразитів, а отже, і поступову загибель природних екосистем.
- 7) Внаслідок згорання верхніх шарів ґрунту зменшується механічний зв'язок ґрунту з коренями дерева, знижується його стійкість і здатність протидіяти вітру, в насадженнях починається вітровал.
- 8) Погіршення ґрунтових умов і безпосередня дія вогню на дерева знижують на тривалий час (10–15 років) приріст насаджень і в деяких випадках знижується бонітет.

9) Зміна ґрунтових умов викликає розвиток трав'янистої рослинності, яка перешкоджає природному відновленню під тінню насаджень.

10) Загальне погіршення зростання насаджень призводить до погіршення плодоношення насаджень, що суттєво затягує відновлення екосистем.

11) Вогонь знищуючи поселення промислових птахів, завдає збитку мисливському господарству.

Таким чином, ландшафтні пожежі являють собою стихійні лиха при яких вогнем знищуються значні матеріальні цінності і можлива загибель людей. Вражаючими факторами при таких пожежах є висока температура, задимлення великих районів, обмеження видимості, негативний психологічний вплив на людей та погіршення їх здоров'я.

Аналіз пожежної ситуації в екогеосистемах за останні роки свідчить, що вона формується переважно під впливом антропогенних чинників і погодних умов. Однією з головних причин виникнення природних пожеж є невиконання населенням вимог правил пожежної безпеки (ППБ) при відвідуванні лісів. Необережне поводження з вогнем туристів, мисливців, рибалок, грибників та інших осіб при візиті до лісів (багаття, непогашений недопалок, не загашений сірник та інше) є причиною від 92 % до 99 % випадків пожеж [213].

Причинами виникнення природних пожеж можуть бути джерела вогню техногенного характеру: від обриву ліній електропередач, від залізничного та автомобільного транспорту, а також від пожеж на складах чи інших об'єктах, що розташовані в лісі чи поблизу нього. Причиною пожежі можуть бути і злочинні дії осіб (навмисний та ненавмисний підпал).

Неконтрольоване проведення навесні та восени випалювання сухої трави на сінокосах, пасовищах, а також стерні на полях приводять до виникнення від 2,9 % до 4 % випадків природних пожеж [213].

Погода є чинником, який сприяє або перешкоджає виникненню та поширенню пожежі. Часті дощі, сира погода запобігають пожежам і навпаки, після тривалої спеки за відсутності дощів, літні грози бувають причиною від

0,4% до 0,7% випадків пожежі. Удари блискавок в землю за наявності сухої трави або сухого вітролому створюють вогнища. Особливо небезпечні так звані «сухі грози», під час яких розряди атмосферної електрики між хмарами та землею, не супроводжуються випаданням дощу. Виникненню пожеж багато чому сприяє засуха, яку можна розглядати як комплекс атмосферних процесів, коли опади протягом понад 20 днів становлять не більше 30 % від середньомісячної норми для даного району. Сезонам з підвищеною пожежною небезпекою лісів передують тепла осінь та холодна малосніжна зима, а в літній період спостерігається висока температура повітря, критично низька відносна вологість, наявність помірних або сильних вітрів і мала кількість опадів.

Пожежі у природі, як вважають багато екологів, всупереч поширеній думці, є не повністю штучним явищем, що створюється людиною [376]: у багатьох наземних екогеосистемах пожежа як важливий екологічний параметр існувала задовго до того, як з'явилася людина. Оскільки людина може якоюсь мірою управляти горінням у довкіллі, надзвичайно важливо ретельно досліджувати це явище і бути об'єктивним у його оцінці.

Ю. Одум відносить пожежі одночасно до лімітуючого і регулюючого чинника. У районах Землі з теплим і сухим кліматом невеликі сезонні або періодичні пожежі чинять досить потужний селективний тиск, який сприяє виживанню і зростанню деяких видів за рахунок інших. У таких районах багато угруповань у зв'язку з їх виникненням і виживанням залежно від пожеж можна вважати угрупованнями «пожежного типу», які у багатьох випадках економічно вигідні для людини. Аби виключити вплив пожеж на певні екогеосистеми, людина має замінити його чимось іншим, наприклад хімічною дією, що не завжди виправдане з екологічної точки зору [376].

У даний час більш менш вивчені і висвітлені в літературі впливи пожеж лише на окремі групи чинників (ґрунтові, мікрокліматичні і ін.) проживання і компоненти лісових фітоценозів (трав'яно-чагарниковий ярус, підріст, деревостан). Для багатьох регіонів показана значна роль вогню у природному

відновленні і змінах складу, у формуванні вікової і ярусної структури насаджень, у процесах зростання деревостанів.

Проте, як справедливо відзначає С. М. Санников [264], досить повного уявлення про екологічну і еволюційну роль пірологічного чинника у динаміці угруповань до цих пір немає. Для її об'єктивного вирішення, вочевидь, необхідно взяти до уваги, як мінімум, локальну популяцію виду рослинності, наприклад деревної породи, і розглядати її у цілому, як одиницю існування і еволюції виду. Ця одиниця повинна включати всі генерації дерев на площі, у межах якої досить виразно прослідковується вікова, ярусна і горизонтальна структура, життєздатність породи, поновлюваність, а також прояв інших фенотипічних і генетичних ознак. Ми приєднуємося до висновку С. М. Санникова про те, що проблема взаємин у системі пожежа – рослинність не може задовільно вирішуватися на рівні вивчення впливу пірогенного чинника на окремі особини і елементарні фітоценози.

Спершу слід зазначити, що розвиток пожежі залежить від рельєфу місцевості, типу і стану рослинності, сили і напрямку вітру, маси накопиченого сухого горючого матеріалу (лісової підстилки, степової повсті). При висохлому травостой і безвітряній погоді, пожежі розповсюджуються з швидкістю, що досягає 15–18 м/хв. У разі наявності у докільці горючих матеріалів (стогів соломи, сіна, штабелів деревини, а також при її техногенному забрудненні унаслідок розливу нафти або продуктів її переробки) тривалість пірогенної дії та температура вогню зростає у декілька разів або навіть на порядки. Отже, вогонь впливає на природні комплекси прямо, ушкоджуючи або знищуючи їх, і побічно – трансформуючи [315].

Вивчення впливу пірогенного чинника на компоненти екогеосистем доцільно розглядати у наступній послідовності: літогенна основа, атмосфера, води, тваринний світ, рослинність. На наш погляд, повна оцінка «пірогенної екології» екогеокомплексів повинна слугувати ключем до розуміння сутності післяпожежного еволюційного процесу і прогнозування динаміки екогеосистем та їх релаксії.

В Україні, за останні десятиліття, досліджень узагальнюючого характеру в цьому напрямі практично немає. Отже, екологічно небезпечні наслідки пожеж у навколишньому природному середовищі вивчені далеко не в повному об'ємі, а у авторів, що оцінюють дію вогню на різні екогеосистеми є істотні розбіжності за рядом питань.

Окрім того, наукові роботи екологічного характеру і дані про пожежі фахівців ДСНС практично не узгоджені один з одним [140, 171, 231, 235, 270].

З численних аспектів дослідження наслідків пожеж найбільш актуальне виявлення і прогнозування післяпожежної динаміки лісів у часі і за територіями. Глибоке пізнання наслідків пожеж, як екологічних чинників формування природних угруповань, сприятиме науковому обґрунтуванню принципів раціонального природокористування та екологічної безпеки екогеосистем. Водночас недооцінка і недооблік ролі пожеж у формуванні лісів може супроводжуватися грубими помилками як при екологічній інтерпретації сучасних лісів та їх розміщення на території, так і при спробах прогнозних оцінок лісотворних процесів.

Отже, нами систематизовано негативні екологічно небезпечні наслідки лісових пожеж для довкілля, які узагальнено полягають у наступному:

- лісові пожежі є джерелом забруднення атмосфери;
- в результаті пожеж відбувається перетворення деревостану у сухостій з подальшою загибеллю лісів;
- загибель лісів призводить до регіональних кліматичних змін;
- у результаті знищення від пожеж рослинності змінюється кисневий баланс в атмосфері;
- оксид карбону, який утворюється при лісових пожежах, призводить до глобальних змін клімату;
- виникнення хмарності у нижніх шарах атмосфери і димки (марева) у приземному шарі також призводять до регіональних кліматичних змін;
- ліквідація лісозахисних смуг у результаті пожеж призводить до зниження врожайності сільськогосподарських культур у степових зонах;

- лісові пожежі сприяють руйнуванню ґрунтового шару, який інтенсивніше піддається дощовій та вітровій ерозії, і т.і.;
- у гірській місцевості створюється небезпека утворення обвалів;
- змінюється водний баланс річок, боліт і озер;
- змінюється кислотність ґрунтів, прискорюється мінералізація гумусу;
- у результаті теплового впливу на гумус і органічні компоненти ґрунтового шару в ньому відбувається зміна складу його елементів: фосфору, азоту і т.і.;
- після лісових пожеж на згарищах відбувається зміна рослинного покриву: порід дерев, трав, чагарників, з'являються нові представники фауни. Це пов'язано з тим, що змінюються умови середовища існування: збільшується доступ світла, підвищуються перепади температури ґрунту;
- більшість продуктів горіння, що виділяються при лісових пожежах, мають токсичні властивості, тому призводять до отруєння живих організмів і до пошкодження рослинного покриву;
- знищується деревина - сировина для деяких видів промисловості;
- створюється загроза житловим забудовам, промисловим об'єктам і цілим населеним пунктам.

1.3.1 Вплив лісових пожеж на літогенну основу екогеосистем

Вивченню прямого впливу пірогенного чинника на літогенну основу природних комплексів присвятили свої наукові дослідження чимало вчених [6, 7, 12, 22, 23, 33, 117, 128, 130, 135, 142, 197, 267] Непрямий вплив пожеж на літогенну основу найпомітніше в автономних природних комплексах. Тут на крупних згарищах у результаті вигорання шару трав'яної рослинності та підстилки у подальші роки спостерігається водна і вітрова ерозія, змивання дрібнозему, оголення материнських гірських порід і утворення розсипів [133, 150, 203, 240, 241, 315, 332].

Винесення дрібнозему з ділянок згарищ на схилах після інтенсивних опадів призводить до його перевідкладення по елементах ландшафту, зміні гідрологічного режиму річок, їх замулювання, підтоплення лісів і т.і. А. П. Сапожников [266] відзначає, що геохімія уражених від дії вогню природних комплексів в основному визначається ступенем прогорання лісової підстилки і подальшою зміною рослинного покриву. Особливості міграції хімічних речовин при цьому обумовлені і геоморфологічним розташуванням природних комплексів. В елювіальній групі елементарних ландшафтів (вододіли) навіть незначне прогорання підстилки різко підсилює процеси вилуговування продуктів розкладу у нижні горизонти. Відновлення поживних елементів тут ускладнене, і ґрунти легко втрачають свій природний стан.

Перші значні дослідження за оцінкою впливу вогню на ґрунт проведені в 30-і роки під керівництвом проф. М. Е. Ткаченко [303]. Саме тоді на підставі наукових літературних даних, Н. Н. Сушкина [289] висловила припущення, що дія вогню на бактерійне життя ґрунту може привести до посилення біохімічних процесів. Зокрема, на суглинистих і супіщаних ґрунтах після випалювання відбувалася зміна величини рН у бік лужної реакції не лише у верхніх горизонтах, але і в тих, що залягають нижче.

В. З. Гулісашвілі і А. І. Стратонович [102] показали, що пожежі викликають ущільнення слабопідзолистих суглинистих ґрунтів і створюють несприятливі умови для аерації. Збільшення вологості ґрунту, що спостерігається при цьому, при помірній інфільтрації, на їх думку, сприяє заболочуванню. На суглинистих сильнопідзолистих ґрунтах дія вогню не викликала значних змін їх фізичних властивостей. На слабопідзолистих супіщаних ґрунтах після вогневої дії збільшувався вміст вологи.

За спостереженнями [306], рН ґрунту після пожеж в різних умовах збільшується з 3,8 до 5,0, з 6,0 до 6,5 і з 4,8 до 5,5. При цьому кількість сполук фосфору (P_2O_5) зростала з 1,75 до 9,0 міліграма на 100 г ґрунту, K_2O – з 11 до 17 міліграма (мг)/100г, MgO – з 16,5 до 28,5 міліграма (мг)/100 г. Встановлено збільшення розчинних форм нітрогену, фосфору і калію, як після слабого

випалювання ґрунту, так і після інтенсивного, при якому згоріла велика частина опаду і підстилки. Збільшення нітрогену, фосфору і калію у ґрунті після вогневої дії в різних умовах зростання сосняків і ялиників показано також В.В. Івановим [129], З. Н. Ареф'євою [12], Ю. І. Пономарьовим [237], В. П. Фірсовою [314], Е. П. Поповою [239].

Післяпожежна зміна хвойних лісів на суглинистих ґрунтах часто супроводжується розвитком дернового процесу, що накладається на підзолистий. Це явище супроводжується додатковим накопиченням гумусу, зниженням кислотності, збільшенням ємності обміну і зменшенням забезпеченості рухомим формами поживних речовин. В деяких випадках після пожежі у перші 3–4 роки, не дивлячись на зменшення загальних запасів органічної речовини, у підстилці і верхньому 10–сантиметровому прошарку ґрунту відбувається екологічно суттєво значиме збільшення вмісту водорозчинних мінеральних сполук, зокрема, СаО – в 2–3 рази, MgO – в 1,5–2, К₂O – в 1,3–1,5, Р₂O₅ – в 1,1–1,2, NH₄NO₃ – в 1,5–3,0 рази [12, 314, 387]. Деяка первинна втрата загального азоту швидко компенсується унаслідок інтенсивної амоніфікації і нітрофікації органіки, що зберігається на поверхні ґрунту [289, 338].

Трансформація ґрунту на згарищах після повторних пожеж часто йде від підзолистих до дерново-підзолистих. Уповільнення або повне припинення на тривалий період процесу опідзолення і заміна грубогумусного горизонту типовим гумусовим підвищує бонітет ґрунту і деревостанів.

Аналіз наукових публікацій свідчить про те що, випалювання грубого гумусу під пологом соснових лісів і на вирубках вогнем помірної інтенсивності успішно використовують з метою підвищення родючості ґрунтів і поліпшення умов для насінневого відновлення хвойних порід [315, 316]. Багато дослідників також вказують на корисність вживання помірного випалювання грубого гумусу як засобу підвищення лісовідновлювальних властивостей ґрунтів [19, 160].

Таким чином, пряма і непряма дія пожеж на літогенну основу і ґрунт змінює трофність екотопу, обумовлює появу похідних фацій і визначає специфіку формування постпірогенної рослинності.

1.3.2 Вплив лісових пожеж на стан атмосфери та мікроклімат

У даний час є достовірні дані, що характеризують своєрідний «внесок» ландшафтних пожеж у загальне забруднення атмосфери димогазовими викидами. Так, за даними американських дослідників [352], щороку унаслідок пожеж і спалювання порубкових залишків, включаючи використання всіх видів цільових палів, в атмосферу надходить близько 5% димогазових викидів від їх загальної кількості. Є також деякі спостереження про втрати поживних елементів, вірніше, про їх перерозподіл між екогеосистемами у результаті рознесення вітром золи з ділянок крупного згарища. Так, за даними В.В. Фуряєва після пожеж і цільових палів на цілинних землях з екогеосистеми втрачалось близько 30% загальної кількості поживних речовин у результаті перенесення вітром і акумулювалося, на безпосередньо прилеглих до згарища ділянках. В цілому констатуються значні втрати поживних елементів у результаті післяпожежної вітрової ерозії [315]. За спостереженнями дослідників, в результаті спалюванні порубкових залишків з кожного гектара випаровувалося в атмосферу: Р – 10 кг (18 %), К до – 51 (17 %), Са – 100 (47 %), Mg – 37 кг (29 %). Експериментальними дослідженнями встановлено, що під час пожежі з лісової підстилки може випаровуватися 25–44 % азоту [369].

Хоча відносна частка ландшафтних пожеж у загальному балансі забруднення атмосфери невелика, проте вона існує, і екологічно з нею необхідно рахуватися. Проте глобальна дія лісових пожеж через атмосферу на екологічний стан крупних територій досліджена недостатньо, і, крім того, вона часто замаскована комплексним впливом інших чинників [315].

У більшій мірі оцінений непрямий вплив пожеж на мікрокліматичні умови природних комплексів. Так, встановлено, що пошкодження деревостанів або повне знищення їх пожежами сприяє поліпшенню умов теплообміну, які в

цьому випадку наближаються до умов відкритих польових ділянок. Причому в прорідженому пожежами лісі денні максимуми температур можуть бути навіть вище, ніж на відкритих місцях. Дослідженнями виявлені вища вірогідність днів з температурними межами на згарищах, істотні відмінності у температурному режимі і вологості повітря в насадженнях, пройдених досить сильними низовими і верховими пожежами, у порівнянні з неторканими вогнем [28, 234, 268, 317, 318]. Цілком очевидно, що зміна перерахованих екологічних параметрів обумовлює специфічний еволюційний ефект і динаміку рослинності в межах конкретних екогеосистем.

Вплив мікрокліматичних умов особливо суттєво виявляється на ранніх етапах формування рослинності на згарищах, але в значній мірі зберігається і на пізніших стадіях. В цілому післяпожежна зміна мікрокліматичних умов – освітленості, температурного режиму, вологості приземних шарів повітря, швидкості вітру, тощо – є однією з серйозних причин зміни рослинних угруповань і динаміки природних комплексів.

1.3.3 Вплив пожеж на водний режим екогеосистем

У сучасній науковій літературі відомостей про безпосередній вплив пожеж на динаміку і трофічність вод дуже мало, оскільки спеціальних досліджень в цьому плані практично не проводилося. Проте відомо, що знищення шару підстилки, трав'яно-чагарникового і деревного ярусів може суттєво впливати на водний режим і геохімію природних комплексів [89, 119, 261]. Аналіз наукових публікацій показав, що у соснових насадженнях після пожеж дощами вилуговувалося з підстилки в 2 рази більше Са, Mg, Na, K і P, чим на контрольних ділянках. З поверхневим стоком зі згарищ стікало в 1,19 разу більше води і виносилося приблизно в 2 рази більше Са, Mg, Na, K в 10 разів більше N і стільки ж P [372]. Цікаво відзначити, що у водний розчин з обгорілої підстилки відразу ж після пожежі (до дощу) переходить в 20 разів більше Са, в 10 разів – Mg, в 2 рази – K і Na і стільки ж – N і P. В перший після

пожежі рік під впливом вимивання з шару золи на 1 га в ґрунт надходить Са – 149 кг, Mg – 50, К – 92, Na – 33 кг [366].

Вплив пожеж на гідрологічні характеристики екогеосистем не завжди однозначний. Так, за спостереженнями [366], після штучного дощування осіданнями в кількості 160 мм швидкість їх інфільтрації у ґрунт на вигорілій площі змінювалася незначно у порівнянні з контрольною. Ерозії ґрунту під впливом інтенсивних опадів на пройденій вогнем площі не спостерігалось, відмічено деяке збільшення втрат К, Са і Na.

Щоб уникнути тривалих наслідків пожежних змін у гідрологічній системі екогеосистем особливо підкреслена необхідність вживання належних заходів з охорони лісів на території водозборів [315].

Вплив пожеж на гідрологічні режими природних комплексів екологічно виявляється особливо значимим. Перерозподіл стоку услід за знищенням рослинності вогнем і винесення елементів живлення у цьому випадку виявляються досить виразніше як у самому виникненні природних комплексів з їх екологічними режимами, так і у напрямі динаміки рослинних угруповань. Найбільш загальний результат впливу крупних пожеж – збіднення, висушування автономних і збагачення, обводнення підлеглих природних комплексів. Особливо очевидна необхідність комплексного вивчення гідрологічного режиму, заболоченості і динаміки природних комплексів у зв'язку з повторюваністю крупних пожеж у екогеосистемах різних природних зон.

1.3.4 Вплив пожеж на тваринний світ природних комплексів

Вплив пожеж на тваринний світ природних комплексів очевидний і стосовно деяких екогеосистем досить глибоко вивчений. Характерно, що наслідки пожеж далеко не вичерпуються прямою дією, що викликає загибель особин зооценозу від вогню і диму, хоча ця сторона явища – наймасштабніша [272]. Відомо також, що під час весняно-літніх пожеж в масовій кількості

знищуються кладки яєць і молоді виводки птахів. Та все ж найбільш істотна післядія пожеж по відношенню до тваринного світу природних комплексів побічно реалізується в результаті змін рослинних угруповань [277]. Наприклад, у зв'язку із загибеллю після пожеж у лісах в межах крупних ділянок природного комплексу і трансформацією його спочатку в трав'яно-чагарникові, а потім в листяні угруповання відбувається повна зміна зооценозу. Знищення під час пожеж рознощиків насіння затягує процес відновлення лісових угруповань. На ранніх етапах післяпожежних сукцесій в хвойних лісах зникають типові представники лісової фауни: глухар, білка, рябчик [252].

Зміна умов існування тварин на згарищах настільки істотна, що для деяких видів вони стають непридатними на десятиліття. Проте зміна рослинних угруповань у більшості випадків пов'язана з підвищенням кормових угідь і придатності як місць проживання для інших видів тварин і птахів. Так, відомі численні дані зоологів про швидке розмноження в умовах відкритих згарищ мишоподібних гризунів і збільшення чисельності хижаків, пов'язаних з ними харчовими зв'язками [242]. Велика щільність гризунів часто перешкоджає успішному відновленню хвойних порід із-за поїдання їх насіння [214]. Поява на вигорілих площах великої кількості мишей та інших дрібних ссавців обумовлена великою кількістю насіння як джерела їжі, розмноженням в післяпожежних угрупованнях комах і рослинністю, що знову з'являється на згарищах. Висока чисельність мишей зазвичай стримується протягом перших 3 років і поступово знижується у зв'язку з формуванням густого трав'яного покриву [233, 315, 360].

Велика кількість корму з розростанням чагарників і молодих пагонів листяних порід (осики, берези) стимулює підвищення концентрації на згарищах деяких видів копитних (лосів, косуль, маралів і т. д.). Можна привести також інші факти, що свідчать про вплив пожеж як на видовий склад зооценозу, так і на особливості поведінки тварин в етологічному аспекті. Так, за спостереженнями Н. Ф. Реймерса [252], шкідлива діяльність деяких хребетних на згарищах виявляється менш вираженою, ніж у лісі, але в тих, що збереглися

серед гару осередках лісу вона стає значно помітнішою, ніж в суцільних лісових масивах і негативно позначається на процесах післяпожежного відновлення лісів.

Постпожежні сукцесії екогеосистем різко змінюють динаміку чисельності птахів. Дослідженнями встановлено, що післяпожежні угруповання в цілому бідніші за видовим складом і чисельністю птахів у порівнянні із стиглими і перестійними [252].

На пізніших стадіях післяпожежного відновлювального процесу динаміка зооценозів обумовлена характером рослинних угруповань. Поза сумнівом, що, і зворотний вплив зооценозів на формування рослинності має суттєве значення. Наприклад, загальновідома в цьому сенсі роль птахів у поширенні насіння, що забезпечує відновлення на згарищах певних видів дерев і чагарників.

У більшій мірі від пожеж потерпає фауна безхребетних, пов'язаних з травостоєм, – довгоносики, листогризи, рівнокрилі, лускокрилі та ін. Повільно відбувається відновлення фауни безхребетних, пов'язаних з лісовою підстилкою, – багатоніжок, деяких павуків, клопів. Зазвичай, їх не фіксують на вигорілій території протягом 3-х і більше років. Найменший вплив пожежі чинять на комах, тісно пов'язаних з ґрунтом, – жужелиці, чернотілкі [217].

Таким чином, існує прямий і непрямий вплив пожеж на тваринний світ природних комплексів. Наслідком прямого впливу пожежі може бути повне знищення не тільки біоти, але і ґрунту як складного органо-мінерального комплексу [291]. Непрямий вплив, на пройдених вогнем територіях, полягає у розвитку негативних екологічних процесів: помітно зростає засолення, розвивається водна і вітрова ерозія тощо.

1.3.5 Вплив пожеж на рослинність природних комплексів

Найважливіший екоіндикатор екогеосистем – рослинність. Вона водночас є і найдинамічним компонентом природних комплексів. Причин динаміки рослинності, як відомо, безліч [79]. Свого часу Г. Ф. Морозов [207], оцінюючи

існуюче різноманіття лісів, вперше звернув увагу на те, що у розвитку лісових угруповань є лише етапи однорідної якості різної тривалості і стійкості, обумовлені як біологічними властивостями порід, так і умовами середовища. Достатньо відома класифікація форм динаміки лісів, запропонована В. М. Сукачовим [226, 287, 288]. У вказаній класифікації форми динаміки лісів розглядаються у зв'язку з причинами і чинниками, що викликають зміни порід. Були виділені зміни вікові, едафічні, екогенетичні і антропогенні. Б. П. Колесников [149] доповнив класифікацію уявленнями про тривалість різних видів змін, їх темпи і напрями. У зв'язку з тривалістю, в особливу категорію ним виділені зміни, обумовлені морфогенезом головної лісотворної породи (зміни вікові, покоління і відновні демутаційні).

У представленні Б. П. Колесникова [149]. Згідно погляду науковця, сучасні генетичні класифікації типів лісу повинні фіксувати рівень знань про закономірності лісоутворювального процесу на конкретній території. При цьому лісоутворювальний процес складається з вікових, відновних і дигресивних змін головних деревних порід. Виходячи з цього, Б. П. Колесников вважає, що об'єктом генетичних класифікацій лісу має бути лісоутворювальний процес у всіх проявах, а не окремі його морфологічно ізольовано відокремлені однорідні стадії. Таким чином, стадії – це етапи, віхи лісоутворювального процесу. Кожному типові лісорослинних умов повинен відповідати свій генетичний типологічний ряд, початком якого служить корінний тип лісу природного походження, а складовими елементами – насадження різної міри похідності. Похідні насадження неоднорідні за тенденціями розвитку, таксаційній характеристиці і за ходом лісовідновлювальних процесів, що необхідно враховувати при їх лісотипологічній класифікації. Як зазначив Б. П. Колесников, найбільш доцільний поділ похідних насаджень при післяпожежних, лісовідновлювальних змінах на три категорії: коротко-, довготривало- і стійко похідні [149].

До короткопохідних прийнято відносити змішані хвойно-листяні насадження, в яких відновлення материнських хвойних деревостанів, що

частково змінилися, можливе за період життя однієї вікової генерації листяних порід. Зазвичай, під запоною коротко похідних насаджень формується рясний підлісок та підріст материнської хвойної породи, що забезпечують її повне відновлення після розпаду ярусу листя.

Під довготривалопохідними розуміються насадження, в яких материнський хвойний деревостан повністю змінився листяними видами, але хвойні породи мають явні потенційні можливості відновлення ролі головної лісоутворювальної породи за межами життя першого покоління листя. Цьому сприяє наявність під запоною листяних порід стійкого підросту хвойних. Як правило, за відсутності повторних пожеж, через один-два покоління такі листяні насадження переходять спочатку з категорії довготривалопохідних в категорію короткопохідних змішаних, а потім і в темнохвойні насадження умовно корінного характеру.

Стійкопохідні типи насаджень складаються найчастіше з листяних угруповань, що не мають реальних передумов до відновлення материнського темнохвойного деревостану природним шляхом. Формуються вони після загибелі хвойних угруповань в результаті сильних пожеж і найчастіше на ділянках, що випробували їх повторний вплив.

У багатьох випадках хвойний деревостан є корінними по відношенню до похідних від них дрібно листяних порід, але, у свою чергу, унаслідок періодичних пожеж виявляються лише стійкопохідними по відношенню до тих, що були на їх місці темнохвойними угрупованнями. Маючи на увазі відмічену тенденцію, а також враховуючи постійну зміну соснових насаджень в результаті пожеж, Б. П. Колесников пропонує до багатьох з них застосовувати замість терміну «корінні» термін «умовно–корінні» [149].

Постпожежне формування лісів вивчалось для багатьох регіонів також такими вченими як, Б. А. Івашкевичем [132], З. І. Синельщикової [273], Г. Є. Комінім [151], В. А. Кирсановим [144], Санниковим С.Н. [264], В. В. Фуряєвим [316] та іншими.

В. А. Розенберг [255] вважає, що «коротковідновлювальними змінами»

слід вважати лише такі, при яких з першого їх етапу починається реальне відновлення едифікаторної ролі деревостану, що був до пожежі, а приблизно з середини існування першого його покоління вже виокремлюється можливість відновлення вторинного лісоутворювача в розмірах, що допускають вікові зміни в деревостані. При цьому на завершальних етапах відновна зміна переростає у вікову, а весь процес відновлення займає часу не більше, ніж тривалість життя одного покоління едифікатора, що змінився.

Типи заростання згарищ на перших етапах після дії пожеж досліджувалися В. І. Барановим і М. Н. Смірновим [15], Р. С. Кузнецової, М. А. Софроновим і М. П. Смірновим [172]. Також подібні дослідження згарищ, описані А. А. Корчагиним [160] і Н. К. Таланцевим [290], висвітлюють специфіку цих процесів в рівнинних темнохвойних лісах, повністю або частково загинувших в результаті пожеж. У зазначених дослідженнях аналізуються переважно лише початкові стадії заростання відкритих згарищ трав'яно-чагарниковою рослинністю і листяними породами до зімкнення їх запони.

У дослідженнях В.В. Фуряєва, розглянуті процеси відновлення рослинності в темнохвойних лісах встановлено, що понад 40% лісовкритої площі межиріччя зайнято похідними дрібнолистими насадженнями, що є різними стадіями відновлення корінних темнохвойних угруповань. З'ясовано, що формування корінних і умовно-корінних типів лісу відбувається різними темпами залежно від міри пошкодження їх у минулому вогнем, наявності джерел насіння хвойних порід та умов погоди. Так, при незначних розмірах згарищ, наявності джерел насіння хвойних порід і за відсутності повторних пожеж відновлення корінних типів лісу відбувається через зміну порід протягом існування одного покоління темнохвойних, тобто за короткопохідним типом. На великих за площею згарищах, при недостатній кількості насіння хвойних порід і виникненні повторних пожеж корінні темнохвойні насадження відновлюються через зміну порід за довготривалопохідним типом. При частих повторних пожежах на крупному згарищі формуються трав'яно-чагарникові

угруповання і листяні насадження стійкопохідного характеру. В узагальненому вигляді заростання згарищ відбувається через стадії трав'яно-чагарникових асоціацій, осиково-березових молодняків з підростом темнохвойних і хвойно-листяних насаджень. Основна увага у зазначеній науковій роботі приділена процесу заростання згарищ до моменту зімкнення запони молодняків [316].

Згідно опублікованих досліджень, відновлення на дерново-підзолистих і дерново-лісових залізистих суглинних ґрунтах, Л. В. Попов виділяє як самостійний ряд відновлення сосняків, що формуються під впливом періодичних пожеж. На цій підставі він вважає, що залежно від особливостей умов середовища і періодичності пожеж змінюється спрямованість лісовідновлювального процесу, тобто якість і кількість стадій післяпожежної динаміки угруповань [238].

При вивченні постпожежної динаміки кедрових лісів В. Н. Сєдих виділяє два періоди і всередині них п'ять фаз [271].

Під змістом терміну «період» ним розуміються відрізки часу ценогенезу, протягом яких у складі угруповань домінують ті або інші лісоутворювальні види, що мають едифікаторну і регуляційну дію на біогеоценоз і біогеоценотичні процеси. Під «фазою розвитку» розуміються також проміжки часу, але меншої тривалості, ніж періоди. Вони характеризуються порівняно однаковими морфоструктурними показниками лісових угруповань і відповідною специфікою біогеоценотичних процесів. Підставою для визначення кордонів між періодами і фазами розвитку, за висновком дослідника, може бути прийнята зміна середньої висоти березового і осикового деревостану [271].

Таким чином, особливості відновної динаміки за кількістю, тривалістю і характером стадій специфічні для кожного типу лісу. Вони визначаються лісорослинними умовами і біологічними властивостями порід, що складають деревостан і складними міжвидовими взаємозв'язками впродовж всього циклу розвитку одного покоління головної породи. Після знищення суцільними пожежами насаджень більшості типів хвойних лісів (на будь-якій стадії

вікового розвитку) відновлення їх до умовно корінних угруповань, близьких за характером до початкових, затягується на період не менше 180–240 років. Початковий етап відновлення – заселення площі згарища трав'яно-чагарниковими асоціаціями, потім листяними породами. Через 10–15 років після заселення згарищ листяними породами, а інколи одночасно з ними, з'являється самосів хвойних порід. Надалі за відсутності пожеж розвиток похідних листяних насаджень відбувається в основному за стандартною схемою [207]. Хвойні породи приблизно до 60–80-річного віку розвиваються під запоною і лише з настанням стадії розпаду листяного деревостану починають виходити у верхній ярус. На цій же стадії розпаду створюються умови для появи під пологом насаджень рясного самосіву і підростання нового покоління хвойних порід. Молоде покоління хвойних до 160-річного віку першого (старшого) покоління формує одновіковий деревостан підлеглого ярусу, а до моменту розпаду деревостану старшого покоління (180–200 років) утворює верхній ярус. Протягом періоду остаточного розпаду деревостану старшого покоління знов створюються умови для накопичення під запоною лісу самосіву і підростання хвойних порід наступного, третього вікового покоління. Подальший процес вікового розвитку відбувається за схемою, характерною для корінного біогеоценозу [310]. В результаті відновно-вікової динаміки формуються різновікові хвойні ліси, утворені двома-трьома поколіннями деревних порід.

Означена у загальних рисах післяпожежна динаміка відновлення хвойних угруповань за наявності в процесі відновлення згарищ хвойних порід і відсутності протягом 200–250-річного періоду повторних пожеж. Якщо ж ці умови не витримуються, відновні зміни надовго залишаються на фазі переважання листяних насаджень тривалого або навіть стійкопохідного характеру.

Аналізуючи шляхи вивчення післяпожежної динаміки лісів, не можна не звертати уваги на те, що всі вони базуються на уявленні про корінні або умовнокорінні типи лісу. При цьому відновні динамічні ряди рослинності в часі

і за територією формуються, перш за все, на основі схожості ґрунтів. В деяких випадках як додаткова ознака доповнюється положенням ґрунтів у рельєфі. Тим часом відомо, що ґрунти також змінюються в процесі пірогенної трансформації угруповань, тому їх схожість не є сповна достатньою основою для об'єднання рослинності, що формується, в генетичні ряди. Так, при зміні хвойних угруповань на листяні, ґрунти можуть змінюватися від власне підзолистих до дерново-підзолистих. Неважко уявити, що відновні ряди, побудовані на прилеглих угруповань до однакових ґрунтових різниць, не можуть характеризувати дійсні екологічні умови їх подальшого розвитку. Крім того, такі ряди практично неможливо «прив'язати» до конкретної ділянки рельєфу [315].

Таким чином, представлено, що складний і багатообразний вплив пожеж не обмежується дією лише на окремі компоненти природних комплексів, а й поширюється і на їх екологічні режими відтворення. Внаслідок цього напрям і темпи післяпожежного формування рослинності визначаються взаємним розташуванням ділянок згарищ у структурі екогеосистем. З цього виходить, що об'єктивне вивчення і прогнозування постпірогенної динаміки рослинності може бути забезпечене лише у тому випадку, коли точно відоме територіальне місцезнаходження ділянки згарища, властивий йому екологічний режим і пов'язане розташування у системі з іншими ділянками.

Отже, одна з найпоширеніших причин антропогенних змін екогеосистем – пожежі, що виступають як чинник формування рослинності. Відомо, що до екологічних чинників прийнято відносити практично будь-який елемент природного середовища, здатний створити прямий вплив на живі організми, хоч би впродовж однієї з фаз їх індивідуального розвитку. Численні дослідження, виконані у галузі екології, ландшафтознавства, лісознавства, геоботаніки, ґрунтознавства, біогеографії і фізіології рослин на фоні приведенного визначення, дозволяють розглядати ландшафтні пожежі і взагалі горіння у екогеосистемах як важливий еволюційно-екологічний неперіодичний чинник формування рослинності і місця її існування [1, 149, 174, 199, 264, 281,

287, 315, 376, 385, 388].

Проведений аналіз опублікованих результатів наукових досліджень показав, що хід постпірогенних сукцесій і сукцесій у лісах, неуражених пожежами, істотно розрізняється. При утворенні крупних згарищ занесення насіння деревних і трав'янистих рослин на згорілу територію суттєво ускладнене [221].

Внаслідок цього, як відзначає А. Н. Купріянов [173], реставрація фітоценозів у післяпожежний етап принаймні розтягується на тривалі роки. З іншої сторони, вогонь невимушено нівелює джерела інфекції, спори паразитичних мікроміцетів, осередки комах-фітофагів й других шкідників лісових насаджень [11].

Післяпожежні фітоценози у процесі свого відновного і вікового розвитку найчастіше поступово повертаються до корінних типів співтовариств, у розумінні В. М. Сукачова [287]. Проте повне відновлення спостерігається не завжди. Одна з причин цього полягає в певній циклічності виникнення пожеж, властивій як біогеоценозам (типам рослинності), так і особливо природним територіальним комплексам (фаціям, урочищам, місцевостям).

Слід зазначити, що рослинність як компонент природних комплексів – складне утворення, тому вплив пожеж на фітоценози доцільно розглядати стосовно її структурних елементів: трав'янисто-чагарникового, мохово-лишайникового покриву, підросту, підліску і деревостану.

Трав'янисто-чагарниковий покрив. Екологічна неоднорідність видів рослинності надґрунтового покриву, малопомітна під запоною деревостану, різко виявляється після дії пожежі. При цьому слабке пропалювання підстилки – вузлової ланки будь-якого біогеоценозу – викликає бурхливе розростання деяких видів трав, поява щільного прошарку на поверхні підстилки – погіршення їх зростання, повне вигорання підстилки – елімінацію тих же видів. Згідно узагальненням А. В. Смірнова [276], після пожеж живий надґрунтовий покрив залежно від умов місцезростання трансформується в основному у чотирьох напрямках: у бік олучнення, остепніння, появи пусток і заболочування.

Першорядний напрям післяпожежної динаміки живого надгрунтового покриву – олучнення. Похідні рослинні угруповання, що виникають на місці олучненого згарища, особливо у лісах, можуть зберігати риси олучнення протягом тривалого часу. Найбільш різноманітні за набором формацій і стійкі за тривалістю заплавні луки.

Періодична дія пожеж на рослинність сприяє процесу остепніння колишніх лісових площ [76]. Остепнінню сприяють руйнування на згарищах лісової підстилки, площинна ерозія і оголення поверхні ґрунту. Збільшення віку не заліснених згарищ спричиняє за собою зростання чисельності степових та лісостепових видів і займаної ними площі. Серед основних типів лісу, які найлегше піддаються остепнінню, А. В. Смірнов [276] називає сосняки і модрильники різнотравні. Темнохвойні ліси менше піддаються остепнінню, причому в низькогірських умовах воно йде зазвичай в дві стадії, світло-хвойних трав'яних або зеленомохово-трав'яних лісів [315].

У місцях розташування рослинних угруповань, де найбільш стійкі позиції чагарників оліготрофів, відбувається післяпожежне утворення пусток. Тривалість існування пусток визначається швидкістю лісовідновлення і може досягати 30–40 років [276].

Пожежі при значній їх інтенсивності і частоті приводять до деградації чагарникових заростей. Повторні пожежі сприяють витісненню чагарників і розростанню трав. Стійкість чагарників на згарищах залежить від частоти і сили пожеж, у зв'язку з чим вони часто розглядаються як пірогенні варіанти інших типів лісу [281, 287, 315].

Досить часто зустрічаються висловлювання дослідників про заболочування, що спостерігається на згарищах після пожеж. Н. Н. Степанов [285], наприклад, вважає, що пожежа є головною причиною подальшого заболочування уражених вогнем земель. Проте, як відзначається у роботі В.В. Фуряєва, його висновки правомірні, мабуть, лише для низовинних торф'яників, де потужність шару торфу до пожежі складає не менше 1,5–2 м [315].

Заболочування згарищ відбувається лише у безстічних або слабостічних зниженнях, з близьким рівнем ґрунтових вод, де був ще до пожежі потужний

шар торфу. Немає підстав бачити причину заболочувань згарищ у зміні фізичних і хімічних властивостей ґрунтів [287]. Як вважає І. С. Мелехов [199], причина заболочування деяких згарищ може полягати у зменшенні витрати ґрунтової вологи через випаровування. У міру відновлення згарищ листяним і хвойним молодняком процес заболочування, як правило, припиняється [315].

Заболочування згарищ у найбільш типовій формі виявляється лише на плоских вододілах і в долинах річок. Цей процес приводить найчастіше до розростання евтрофного гігрофільного різнотрав'я, а на вододільних територіях на згарищах із знищенням деревостану часто спостерігається рясне розростання багна звичайного (*Ledum palustre L.*) [315].

Моховий покрив. Пожежі сприяють ослабленню позицій мохів у лісах. Деградація їх найбільшою мірою відбувається після пожежі сильної інтенсивності або при їх частій повторюваності. В процесі післяпожежного формування моховий покрив з часом відновлюється, проте товщина його шару і покриття виявляються нижчими, ніж в корінних типах лісу. Значна перебудова відбувається і в їх видовому складі: деградує гілокомій блискучий (*Hylocomium splendens*), заміщуючись світлолюбним і менш вологолюбним плевроцієм Шребера (*Pleurozium Schreberi*) [315].

Вологоутримуюча здатність мохового покриву, що відновлюється в похідних лісах, за деякими даними, у 7–10 разів нижче внаслідок зменшення покриття і товщини мохового шару. На перших стадіях післяпожежного заростання згарищ беруть участь такі види мохів-піонерів, як цератодон пурпурний (*Ceratodon purpureus*), фунарія вологомірна (*Funaria hygrometrica*), проте темп їх появи і швидкість змін у різних формаціях істотно різні.

Підлісок. Постпірогенний розвиток підліску можна об'єднати в чотири основні групи [276]:

- види, які нестримно поширюються на згарищах й під покривом проріджених вогнем насаджень зберігають впродовж певного терміну високу чисельність у похідних різновидах лісу;

- види, що розростаються на згарищах та в проріджених насадженнях, проте не утворюють зімкнутого покриву;

- види, що поширюються на згарищах й у проріділих пожежами насадженнях, проте стрімко утрачають надмірну кількість екземплярів у похідних фракціях;

- види, які не зростають на згарищах та довготривалий період відсутні на них.

Деякі види підліску формують самостійні тривало-похідні угруповання на схилах еродованих – із вільхи чагарникової (*Alnus fruticosa*) і рододендрона даурського (*Rhododendron dahuricum*), вологих, – жимолості блакитної (*Lonicera altaica*), сухих – Таволги середньої (*Spiraea media*) і малини звичайної (*Rubus idaeus*) [315]. Популяції підлісних порід формуються на ззелісеному згарищі в основному за рахунок збереження і розростання особин, що вже були під запоною лісу. Насіннєве розмноження помітне у небагатьох видів на свіжих згарищах у вологих місцях розташування (горобина, вільха). В цілому підлісок після загибелі деревостану частіше розростається у підвищено-вологих місцях розташування з більш-менш родючими ґрунтами. Якщо розглядати роль пожеж у ширшому тимчасовому аспекті, то в цілому можна припустити, що вони перешкоджали широкому поширенню підліску у лісах, особливо у світлохвойних. Вплив пожеж на окремі дерева і деревостани з екологічного погляду також має вельми істотне значення, оскільки будь-які зміни у фітоценотичній структурі угруповання мають певну дію на інші компоненти природних комплексів і зумовлюють спрямованість подальшої динаміки фітоценозів.

Деревостан. Після фундаментальної роботи І. С. Мелехова, у якій вперше розглянуті найбільш важливі аспекти пожежної травматології деревних порід і надана класифікація згарищ, були встановлені характер і типи пошкодження деревостанів шкідливими комахами, зниження в більшості випадків повноти і поточного приросту дерев, формування специфічної вікової і просторової структури деревних насаджень під впливом періодично повторюваних пожеж

[199].

Максимальне навантаження пожеж на деревний ряд виявляється у практичному знищенні або суттєвій дезінтеграції деревостану опісля пірогенного впливові й у наступному піднесенні грибкових уражень, спалаху стовбурових шкідників, нищенні доброчинної ентомофауни. Деструктивний наслідок вогню на деревостій залежить від їхньої потужності стану, типу лісових насаджень та віку. З екологічних позицій знищення основного деревного ярусу або його прорідження призводить до підвищення релятивної освітленості під покривом лісу й на згарищах, зростання інтенсивності і сумарної кількості опадів, зростанню швидкості вітру та висушуванню земель.

Таким чином, під впливом пожеж у фітоценозах відбувається збіднення видового складу і зниження значної кількості багатьох видів трав, чагарників, підросту і підліску. Це збіднення у перші роки після пожеж інколи маскується тимчасовим збільшенням суттєвої кількості і числа особин за рахунок неповного випадання деяких лісових і зростання нелісових видів. При тривалій відсутності деревного ярусу і повторних пожежах відбувається нівелювання складу фітоценозів різних біогеоценозів. Погіршення позицій або повна елімінація стосується перш за все корінних видів. Стійкішими виявляються позиції чагарників, проте це явище характерне лише для порівняно вузького кола екоотопів. Значного поширення набувають тривало похідні види: березняки, осичняки і сосняки. На процес олучнення рослинного покриву у післяпожежних фітоценозах часто накладається процес остепніння. Стійкість і мобільність лісових видів на згарищах обумовлені характером їх життєвої форми, яка сама по собі часто трансформується стосовно екологічних умов згарищ і проріджених пожежами насаджень. У біогеоценозах уражених дією пожеж, вельми часто діє правило невідповідності екологічних умов біологічним особливостям раніше процвітаючих видів. У той же час у постпірогенних угрупованнях зростає роль рослин з широким екологічним ареалом. Такі види рослин характерні практично для всіх ярусів лісу – трав'яно-чагарникового, мохового, підлісного і деревинного.

Загалом, пірогенний чинник впливає на рослинність екогеосистем і полягає у поодинокій чи тотальній зміні ґрунту, підліску, підросту та деревному ярусу. Обсяги даних трансформацій і їхні особливості зумовлені специфікою других складових екогеосистем й потужністю вогню. Постпірогенні переміни у складі й конструкції фітоценозів носять прямий чи/або опосередкований вплив і на інші складові екогеосистем, їх розвиток, формування, функціонування, динаміку та еволюцію. У процесі післяпожежного відновлення рослинності спостерігається взаємозв'язана і взаємообумовлена динаміка фітоценозів і зооценозів.

У результаті проведеного теоретичного дослідження, систематизовано техногенний вплив пірогенних процесів на компоненти довкілля та його стан. Негативний вплив пожеж на екогеосистеми, на підґрунті вивчених наукових першоджерел, стисло може бути проаналізований і зведений до такого (рис. 1.6) [68–70, 72–74, 345, 346, 349, 350]:

Ґрунти:

- 1) руйнування органічних сполук (зниження гумусу);
- 2) зміна кислотності і фізико-хімічних властивостей ґрунту;
- 3) порушення мікробіологічної діяльності;
- 4) збільшення вмісту золи;
- 5) зростання концентрації зольних елементів;
- 6) трансформація міграції мінеральних речовин;
- 7) збільшення поверхневого змиву (ерозія).

Підстилка (повсть):

- 1) повне або часткове згорання мортмаси;
- 2) перетворення залишків рослинності на золу;
- 3) порушення мікробіологічної активності;
- 4) руйнування органічних речовин і звільнення CO₂

Деревостан:

- 1) ослаблення і висихання дерев, зниження їх життєдіяльності;
- 2) ушкодження стовбура, кореневої системи;

- 3) пошкодження листя;
- 4) інтенсифікація процесу дефоліації;
- 5) загибель сплячих бруньок, і отже, неможливість відновлення

приросту;

- 6) зменшення продукування O_2 і депонування CO_2 ;
- 7) активізація рослинних шкідників і патогенів;

Підріст, чагарники, надґрунтовий рослинний покрив:

- 1) часткове або повне вигорання;
- 2) трансформація фітоценозу;
- 3) десильватизація;
- 4) остепніння, олучнення;

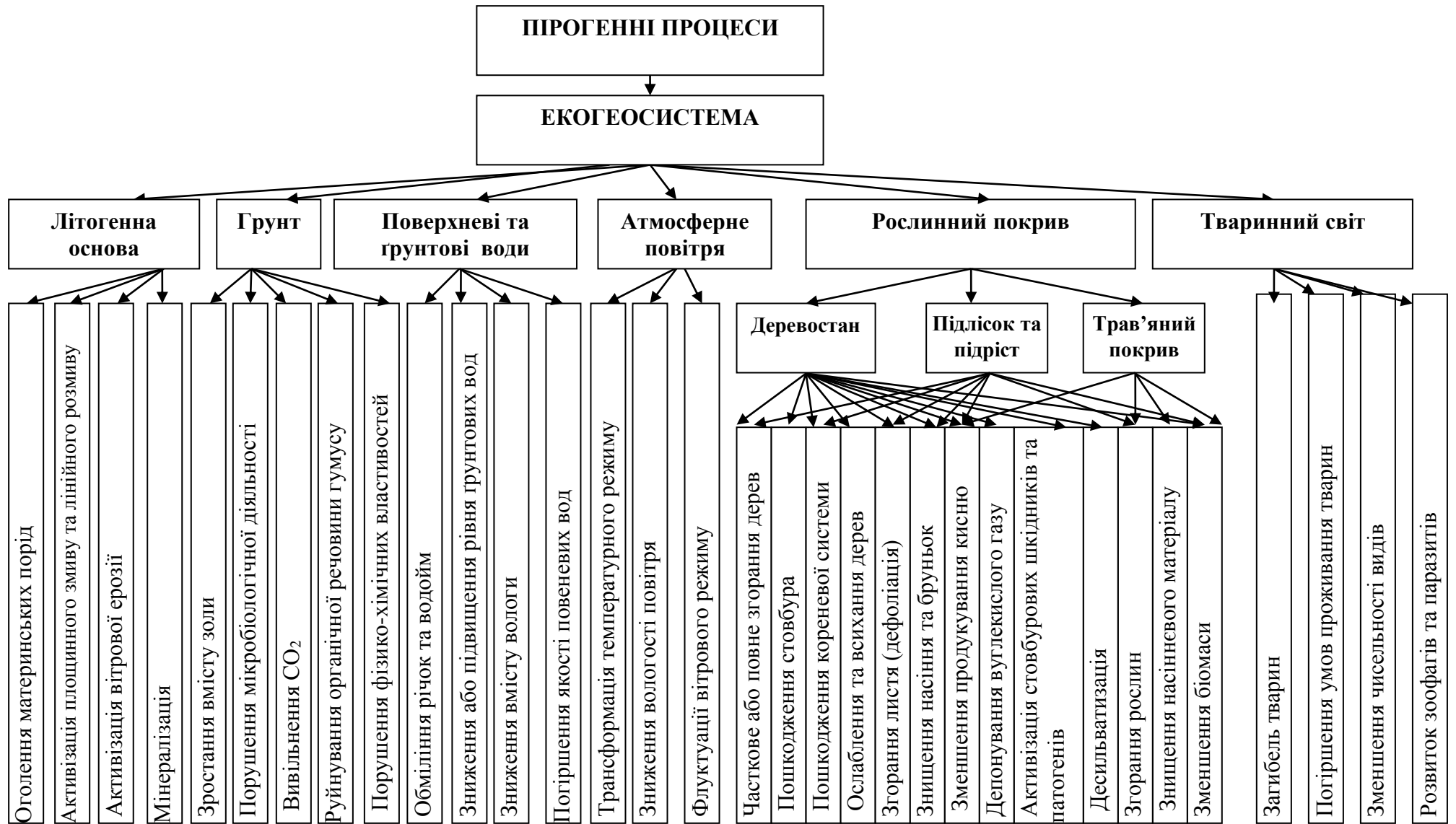


Рисунок 1.6 – Вплив пірогенних процесів на компоненти екогеосистеми

1.4 Вплив пожеж на життєдіяльність та здоров'я людини

Загальнопланетарні події, пов'язані з пожежами у екогеосистемах, останнім часом, обумовлені тотальними перемінами клімату й інтенсивним освоєнням людством лісів, що несуть в собі суттєву екологічну небезпеку. У зв'язку з глобальним потеплінням клімату в останні роки фіксуються масштабні природні пожежі (на Далекому Сході в 1998 і 2001 рр., в Португалії, Греції в 2002–2007 рр., в Україні в 2008, РФ в 2009, 2019, Ізраїлі в 2010 році, Австралії 2013–2015, 2019, США 2013–2015, 2019 рр.). Тільки в 2017 в Україні виникло понад 20 НС, пов'язаних з пожежами в екогеосистемах.

Природна пожежа ідентифікується як НС, при площі, яка перевищує 25 га для верхової пожежі і 50 га – для низової. Для заповідних земель та об'єктів особливого природоохоронного значення – 5 га і 10 га [146]. Пожежі суттєво впливають на екогеосистему в цілому, а також на компоненти екогеосистеми: рослинність, ґрунти, тваринний світ, гідрохімічний, геохімічний, тепловий баланси і т.п. Для відновлення лісових насаджень потрібні десятки і сотні років. Окремо слід виділити пожежі в екогеосистемах резерватних природних територій, де утримуються рідкісні природні екогеосистеми, фітоценози, натурні об'єкти, що зможуть знищитися вогнем безповоротно. В попередні роки подібні пожежі відбулись на території біосферного заповідника «Асканія-Нова», відділі Українського степового заповідника «Хомутівський степ» та «Михайлівська цілина», Ялтинського гірсько-лісового природного заповідника [81, 82, 86, 293, 298–303].

Такі масштабні надзвичайні ситуації, як пожежі у екогеосистемах, є одним з найважливіших факторів, що несприятливо впливають на здоров'я людини, при яких утворюються продукти горіння органічних речовин, з різною інтенсивністю забруднюють повітряне середовище [47].

При таких пожежах утворюються дим, сажа, канцерогенні речовини, летючі продукти горіння. Ряд авторів розглядали вплив токсичних компонентів диму на здоров'я людини. Відзначені функціональні порушення у нервовій і

ферментних системах, обміні речовин, збільшення кількості захворюваності органів дихання, серцево-судинної системи, алергічних та інших патологій [322]. Спектр патологій досить широкий: від гострого ларинготрахеїту, бронхіту, гострої дихальної недостатності до віддалених наслідків у вигляді збільшення схильності до пневмонії та почастищення випадків злоякісних пухлин респіраторної системи. Досить повно, хоча і схематично, компоненти деревного диму і ефекти їх впливу на здоров'я людини представлені у Додатку А, що базуються на узагальнених даних [47].

Враховуючи великі діапазони коливань концентрацій токсичних речовин у диму, залежно від особливостей хімічного складу біоматеріалу, що горить, і відмінностей характеристик безпосереднього процесу горіння, суттєвий диференційований вплив патогенної оцінки димових газів залежить від його компонентів й часу дії. Під час аналізу впливу диму від природних пожеж з'ясовано, що кожне подвоєння ступеня забруднення повітря проявляється зростом тотальної захворюваності населення на 20 %, органів дихання – на 25 %, раком легень – на 5 % [322].

Під час виділення найвразливіших при дії димових газів у населення слід визначити першочергову небезпеку для першорядної біологічної системи: «вагітна жінка – плід – новонароджена – дитина». Іншою уразливою групою населення є хворі з хронічними захворюваннями легеневої системи. До наступної групи населення слід віднести літніх людей із хворобами серцево-судинної системи.

Наслідки впливу диму від природних пожеж при несприятливих метеорологічних умовах у великих містах виявляється навіть більш значущим, ніж шкідливі викиди промислових підприємств і автотранспорту [123, 370].

Дим палаючої біомаси являє собою суміш різних газів і аерозольних полідисперсних твердих і рідких часток [351]. Такі частки діаметром менше 10 мкм, проте особливо небезпечні серед них є частки діаметром менше 2,5 мкм у зв'язку з глибиною їх проникнення та можливістю потрапляння і фіксацією в

альвеолах [379]. У бронхах і альвеолах вони викликають бронхолегеневі клінічні ефекти [353, 374, 382].

Хімічний склад деревного диму включає в себе понад 100 інгредієнтів [384]. Лише частина знищеного вогнем рослинного матеріалу окислюється повністю до оксидів. Інша частина перетворюється в леткі органічні сполуки і тверді аерозолі, які становлять 2–3 % загальної маси продуктів горіння. У складі продуктів горіння знайдені: метан, алкани C_2-C_7 , алкени C_2-C_5 , бензол та його гомологи, спирти C_1-C_5 , інші карбонільні сполуки, у тому числі альдегіди і кетони C_1-C_7 . Крім того, димові гази містять похідні фенолу і поліядерних ароматичних вуглеводнів (ПАВ), включаючи бенз(а)пірен. У широкому діапазоні представлені мікроелементи, притому об'єми викидів в атмосферу деяких ВМ, таких як свинець, ртуть, кадмій, миш'як, пов'язані з реальним екоотоксикологічним ризиком [322, 377, 386].

Хімічна активність вільних радикалів деревного диму зберігається в організмі у 40 разів довше, ніж радикалів тютюнового диму. Під час згоряння 1 тонни рослинної маси в атмосферне повітря потрапляє 125 кг оксиду карбону, 12 кг вуглеводнів, 2 кг оксидів нітрогену, 22 кг завислих часток вугільного пилу. Суміш деревного диму на 50 % складається із газоподібних речовинами, 25 % – сажі, 20 % – золи і 5 % – смолистих сполук [154].

Токсикологічний аналіз крові дітей, які мешкають на забрудненій сполуками горіння лісів та торф'яників території, виявили підвищений вміст токсичних речовин: фталатів у 94 % дітей, алканів – у 46,4 %, алкенів – у 9,1 %, хлорорганічних речовин (ХОР) – у 13,1 %, нафтенів – у 10,1 %, ароматичних вуглеводнів – у 14,1 % [259].

Газоподібні речовини деревного диму за механізмом дії умовно поділяють на ірританти (речовини подразливої дії), до них належать акролеїни, альдегіди, солі амонію, хлориди й хлористий водень, ізоціаніди, оксиди нітрогену, сульфур у так названі асфіксанти (речовини, які порушують забезпечення тканин киснем). Останні представлені оксидами карбону, метаном, нітрогенами і ціанідами – газами, що порушують зв'язок кисню із

гемоглобіном та знижують парціальний тиск кисню в атмосферному повітрі [366, 383]. Ірританти чинять комплексну бронхоспастичну дію і є визначальним ефектом гострих ушкоджень респіраторної системи димом [386].

Чадний газ, оксид карбону (CO), має спорідненість до гемоглобіну і в 240 разів перевищує спорідненість до нього кисню. Чадний газ блокує з'єднання кисню з гемоглобіном, утворюючи карбоксигемоглобін, в результаті кількість оксигемоглобіну зменшується і стає недостатньою для адекватного транспортування кисню. Оксид карбону, крім гіпоксичного, має гемо- та нейротоксичну дію. Важке отруєння чадним газом може проявлятися зміною серцевої і дихальної діяльності, головними болями, сонливістю, порушенням деяких психомоторних функцій, набряком головного мозку.

Природні пожежі є наймогутнішим чинником забруднення навколишнього середовища. Екологічні наслідки від природних пожеж полягають в першу чергу в забрудненні атмосферного повітря чадним газом і продуктами горіння горючих матеріалів, вигоранні кисню. Значний внесок у планетарні зміни довкілля – потепління клімату, зменшення озонового шару, кислотні дощі, хімічне та радіоактивне забруднення атмосфери, води і ґрунту також вносять процеси горіння рослин [123, 154, 322, 334].

З природними пожежами у повітря потрапляють частинки сажі, тобто вуглець і продукти неповного згоряння деревини. У результаті згоряння органічних матеріалів при пожежах у екогеосистемах в атмосферу виділяється у формі оксидів вуглецю та сажі від 15 до 45 Мт/рік.

Проби повітря над осередком пожежі показують, що частина виділених газів швидко вступає в фотохімічні реакції. Про це свідчить підвищення концентрації озону в 3 рази в порівнянні з фоновими на висоті 2,7 км і на відстані більше 50 км від осередку пожежі. Час життя в атмосфері більшості з'єднань внаслідок їх високої реакційної здатності невелика.

У широкому діапазоні представлені мікроелементи, притому, що об'єми викиду в атмосферне повітря деяких ВМ, зокрема, плюмбуму, гідраргірису, кадмію, арсену нерідко перевищують граничнодопустимі концентрації [322].

Задимлення повітря призводить до погіршення мікроклімату, збільшення числа туманних днів, зменшення прозорості атмосфери і зумовленого ними зниження видимості, освітленості, ультрафіолетової радіації. Забруднюючі атмосферу речовини розподіляються нерівномірно, і в деяких місцях їх концентрація є неприпустимо високою. І навіть вельми малі концентрації деяких речовин є небезпечними.

Отже, дим, що утворюється при згоранні біомаси рослин (трави, листя з дерев і чагарників, мохів, лишайників, торфовищ, лісових підстилок та хвої) являє собою аерозольно-газову суміш, яка містить небезпечні для навколишнього середовища і людини шкідливі речовини. Горіння біомаси є глобальним джерелом газової та пилової емісії в атмосферу й розглядається як один з головних чинників екотоксикологічних ризиків для здоров'я населення [322]. Неприятливий вплив пожеж на організм людини може бути гострим і відстроченим. Гостра дія призводить до гіпоксії внаслідок впливу оксидів карбону, посилення витрати кисню з повітря при горінні, подразнення дихальних шляхів, утруднення дихання. Відстроченим вплив обумовлений токсичними, мутагенними і канцерогенними ефектами [112, 196, 355].

Техногенний вплив пожеж на життєдіяльність та здоров'я людини полягає не лише у загрозі для життя, а й негативній дії на населення складних сумішей хімічних речовин, представлених продуктами горіння лісу і торфу, що часто відбувається в сукупності з типовими забрудненнями атмосферного повітря: викидами промислових підприємств і автотранспорту. Особливістю такого поєднання є складні синергетичні дії хімічних сполук і високої температури повітря при значній відносній тривалості (декади, місяці) надзвичайних екологічних ситуацій [47].

1.5. Пірогенна релаксія екогеосистем та науково-методологічні особливості у її дослідженні

1.5.1 Пірогенна релаксія екогеосистем, її сутність

Наразі в Україні науковим дослідженням, спрямованим на вивчення наслідків впливу пірогенного чинника на природні комплекси та їхнього відновлення після даного чинника присвячено обмаль уваги. Переважно це ізольовані дослідницькі роботи, що присвячені впливу пожеж на окремі складові екогеосистем: рослинність, ґрунти, мезо- та мікрофауну [85, 97, 120, 167, 185, 232, 299].

Більшість наукових робіт містять питання, що мають прикладне значення і присвячені: виявленню осередків ландшафтних пожеж, прогнозуванню динаміки їх поширення [235], залежності пожежної безпеки лісів від типів насаджень [171], математичному моделюванню розвитку пожеж в екогеосистемах [140], гасінню лісових пожеж і ряду інших задач, які не мають прямого відношення до сутності впливу пірогенного чинника на екогеосистеми.

Науковими співробітниками Сибірського відділення РАН систематично проводяться дослідження лісових пожеж та наслідків їх впливу на довкілля [78, 269, 315].

У комплексі, саме на системному рівні, дослідження наслідків впливу пірогенного чинника на екогеосистеми майже не проводяться. На жаль, лише деяких вітчизняних публікаціях піднімаються питання стосовно відновлення і відтворення Кримських лісів [232]. Краще висвітлені питання лісової пірології [168–171, 270]. Важливою є роль науковців у тому, щоб передбачити виникнення НС, а ще більш відчутними повинні бути їх дослідження цілеспрямовані на якомога швидше відновлення «постраждалих» екогеосистем. Безумовно, подібні дослідження повинні проводитись на екологічно безпечних засадах, що базуються на використанні системного підходу. Вивчення системи неможливе без вивчення її елементів [246].

Отже, насамперед, пропонуємо узагальнити наслідки впливу пірогенного чинника на екогеосистеми, розглянути поняття «пірогенна релаксія екогеосистем» та його співвідношення з іншими процесами постпірогенних досліджень [62, 69].

Поняття «релаксія» досить «побутове», і, насамперед, у більшості населення, відноситься до сфери відпочинку чи відновлення по відношенню до організму людини. Проте, дослівно термін релаксія (релаксація) походить від лат. «relaxatio» – зниження напруги, послаблення.

За науковими фізичними позиціями поняття «релаксія (релаксація)» – це процес встановлення термодинамічної, а відповідно, й статичної рівноваги у фізичній системі, яка складається із значного числа частинок [3]. Згідно енциклопедичних даних, релаксія (релаксація) – процес поступового повернення у стан рівноваги усякої системи після припинення дії чинників, які призвели до виведення її зі стану рівноваги [253].

Релаксію, як і екогеосистему, можна вивчати, як на рівні природно-територіального комплексу (ПТК) чи фації, але й на рівні ландшафту або іншого природного комплексу вищого ієрархічного рівня [166, 269].

Пожежі в екогеосистемах мають різнобічний вплив на їх формування. Процеси формування й розвитку екогеосистем, їх територіальний розподіл і еволюція часто проходять при активному впливові пожеж. Природний відбір під час дії вогню спрямований на підвищення пожежестійкості фітоценотичного і зооценотичного різноманіття екогеосистем та їх репродуктивного відтворення з однієї сторони і на першочергове використання трансформованих умов довкілля (мінералізація ґрунтового покриву, гідротермічного та геохімічного режимів, тощо) з іншої.

В останні роки з'явився ряд публікацій геоботанічного характеру, де приділяється увага таким науковим поняттям як «пірогенні сукцесії» [232, 299], «пірогенні дигресії» [120], «постпірогенні демутації» [31] тощо. Зводяться всі проаналізовані наукові праці до несподіваних змін чи сукцесії. Сукцесія (від грецьк. «наступність»), – це послідовні зміни одних угруповань організмів (біоценозів) іншими на певній ділянці середовища. З погляду науковців,

пірогенний чинник впливає спряжено на абіотичні та біотичні складові екогеосистем, породжуючи ланцюги логічних дигресивно-демутаційних змін. Вищевикладене є підґрунтям для виділу постпірогенних сукцесій екогеосистем. Ю. Одум [376] зміни екогеосистем після впливу вогню він називає «пульсуючими стабільними сукцесіями». З точки зору В. М. Сукачова, серед широкого різноманіття сукцесій, зазначені сукцесії є екзогенетичними, які зумовлені факторами, що перебувають за межами конкретного угруповання та залежать від зовнішніх геофізико-хімічних чинників. Сюди, на думку науковця, відносяться й зміни, що обумовлені техногенною діяльністю людини (пожежі, вирубки, випас, рекреаційне перевантаження). Також до цих чинників слід прирахувати масове розповсюдження будь-яких тварин (комах, гризунів) [226]. У природних умовах подібне формування усталеної стадії угруповання, яка закінчується клімаксом.

Ми вважаємо, подібні сукцесійні переміни (сукцесійні ряди) за часом тривають від кількох років до декількох десятків (сотень, тисяч) років. На наш погляд, пірогенна релаксія не безпреміно може бути визначена хронологічно, коли екогеосистема переходить в якісно інший стан функціонування. За мету техногенно-екологічні дослідження, пов'язані з пірогенною релаксією екогеосистем, не ставлять формування клімаксу чи іншої стійкої стадії. Отже, пірогенну релаксію не варто розглядати як одну із стадій пірогенної сукцесії.

Варто виокремити поняття «ландшафтна сукцесія», що був запропонований М. Д. Гродзинським [99]. Під «ландшафтною сукцесією» науковець розуміє послідовну зміну одних екогеосистем іншими, яка орієнтована на досягнення оптимального для даних умов стану (клімаксу). Ландшафтна сукцесія, на думку вченого, може бути викликана природними чинниками (пожежі, землетруси і т.і.) та антропогенним навантаженням на природні комплекси. Ландшафти і їх стани з найбільше трансформованими структурами відносять до «ініціальних». З них і починаються вигадані сукцесійні ряди, у яких екогеосистеми закономірно змінюють одна одну в напрямку клімаксу, тобто в напрямку стану, у якому вони знаходились до трансформації. Суттєвою відмінністю геоботанічної й ландшафтної сукцесії є

також те, що при досягненні рослинністю клімаксової стадії, ландшафти її ще не досягають. Ландшафту потрібен додатковий термін на відновлення попередньої структури та взаємозв'язків опісля того, як рослинність набуде завершального етапу сукцесії.

Поняття «пірогенної релаксії екогеосистем» доцільно розглядати в контексті їх стійкості. У своїй науковій роботі [100] М. Д. Гродзинський підкреслює, що всі визначення стійкості, зокрема стійкості геосистем, набувають конкретності у тому випадку, коли вказується фактор, по відношенню до якого вивчається стійкість геосистеми, часу такого аналізу й стану, у яких система утримується у межах одного інваріанта. Загалом виділяють три форми до здатності екогеосистем при впливові зовнішніх чинників: зберігати свій стан протягом певного часового періоду незмінним, до здібності відновлюватись після збудження у свій первинний стан і до наявності у екогеосистеми кількох станів й здатності переходити її у випадку необхідності з одного стану в другий, зберігаючи за рахунок цього інваріантні риси структури. Охарактеризовані форми стійкості названо: інертністю, відновлюваністю і пластичністю [100]. Пірогенна релаксія екогеосистем вельми буде залежати від категорійних показників власне пірогенного чинника: інтенсивності вогню, сили, швидкості розповсюдження, а також від ландшафтно-топологічних параметрів екогеосистеми, погодних умов, фенологічного періоду і найголовніше – від природної зони. Гіпотетично період тривалості пірогенної релаксії повинен динамічно варіювати від екогеосистем північних природних зон до екогеосистем південних природних зон.

Заслуговеє на увагу є поняття «ренатуралізація ландшафтів». Ренатуралізація щільно пов'язана з техногенним навантаженням на довкілля. Техногенний вплив на екогеокомплекси є як прямим, так і опосередкованим. Найбільший техногенний тиск спричиняється на ґрунтово-рослинні комплекси екогеосистем. Проте у результаті їх трансформації змінюється мікроклімат екогеокомплексів, гідрологічні показники, швидкість ерозійних процесів і т.і. На них спостерігається процес ренатуралізації, тобто природного відновлення (самовідновлення) екогеокомплексів після впливу чи значного зниження

техногенного навантаження [136]. В. С. Преображенський формулює «ренатуралізацію» як зниження глибини змін зв'язків між складовими екогеокомплексу, що спрямований на відновлення його первинного стану [244].

«Ренатуралізація ландшафту» відрізняється від геоботанічного поняття «сукцесія», оскільки враховуються не тільки біологічні особливості окремо взятих видів рослинності та їх взаємовідносини з довкіллям, а насамперед, спрямована на відновлення внутрішніх зв'язків в ландшафті і взаємообумовлений вплив рослинного покриву, як максимально динамічного та активного компоненту, на інші складові екогеосистем. Таким чином, геоботанічна сукцесія може розглядатися лише як складова частина процесу ренатуралізації. У хронологічному відношенні процес ренатуралізації може тривати десятки років. Процес ренатуралізації ми вважаємо може розглядатися також як відновлення екогеосистем після розриву структурних зв'язків у результаті дії пірогенного чинника. Проте по відношенню до поняття «релаксія екогеосистем», ренатуралізація ландшафту досить тривалий процес на меті якого є досягнення первинного стану ландшафту.

Представлені теоретичні дослідження показово доводять про велике значення пірогенного чинника у формуванні, функціонуванні, стійкості та динаміці екогеосистем. Проведений аналіз уживаних сучасних наукових термінів та понять щодо відновлення екогеосистем, свідчить про те, що більшість із них спрямовані на дослідження відновлення екогеосистем до первинного стану. В екологічних дослідженнях, спрямованих на визначення техногенного впливу, на наш погляд, недостатня увага приділена питанням комплексної оцінки пірогенного впливу на екогеосистеми різних природних умов та відновлення їх функціонування, в зв'язку з чим запропоновано термін «пірогенна релаксія екогеосистем». Наукові результати стосовно наслідків впливу пірогенного чинника на екогеосистеми вимагають виявлення закономірностей відновлення і відтворення екогеосистем при техногенному впливові викликаного пожежами в залежності від їх індивідуальних особливостей (рис. 1.7) [69].

Проведений аналіз впливу НС викликаних пожежами в екогеосистемах і їх подальшого відновлення може бути зведений до наступного [68, 69, 70, 72–74, 345, 346, 349, 350]:

- Ймовірність виникнення пожеж істотно відрізняється в екогеокомплексах різних природних умов існування.
- Площа і наслідки від НС, пов'язаних з пожежами істотно варіює між екогеосистемами різних природних умов місцезнаходження.
- Ризик виникнення НС, пов'язаних з природними пожежами підвищується з півночі на південь, основний пожежонебезпечний період істотно залежить від метеорологічних показників і стану екогеокомплексів.
- Антропогенний чинник переважає при виникненні НС техногенного і природного характеру, пов'язаних з пожежами в екогеосистемах.
- Пірогенний чинник по-різному впливає на екогеосистеми різних природних умов. В деяких випадках мова може йти про повну трансформацію екогеосистем з подальшою постпірогенною релаксією, в інших випадках – пірогенний чинник впливає на екогеосистему частково.
- Проблему раціонального відтворення екогеосистем після НС пов'язаних з природними пожежами необхідно узгоджувати з природною сукцесією.

Таким чином, в екологічних дослідженнях, спрямованих на вивчення техногенного впливу, на жаль, недостатньо уваги приділено питанням комплексної оцінки пірогенного впливу на екогеосистеми різних природних умов та відновлення їх функціонування, у зв'язку з чим і запропоновано термін «пірогенна релаксія екогеосистем». На основі теоретичних результатів досліджень щодо наслідків впливу пірогенного чинника на довкілля було узагальнено постпірогенні процеси пірогенної релаксії, з метою виявлення закономірностей відновлення і відтворення екогеосистем після наслідків техногенного навантаження викликаного пожежами.

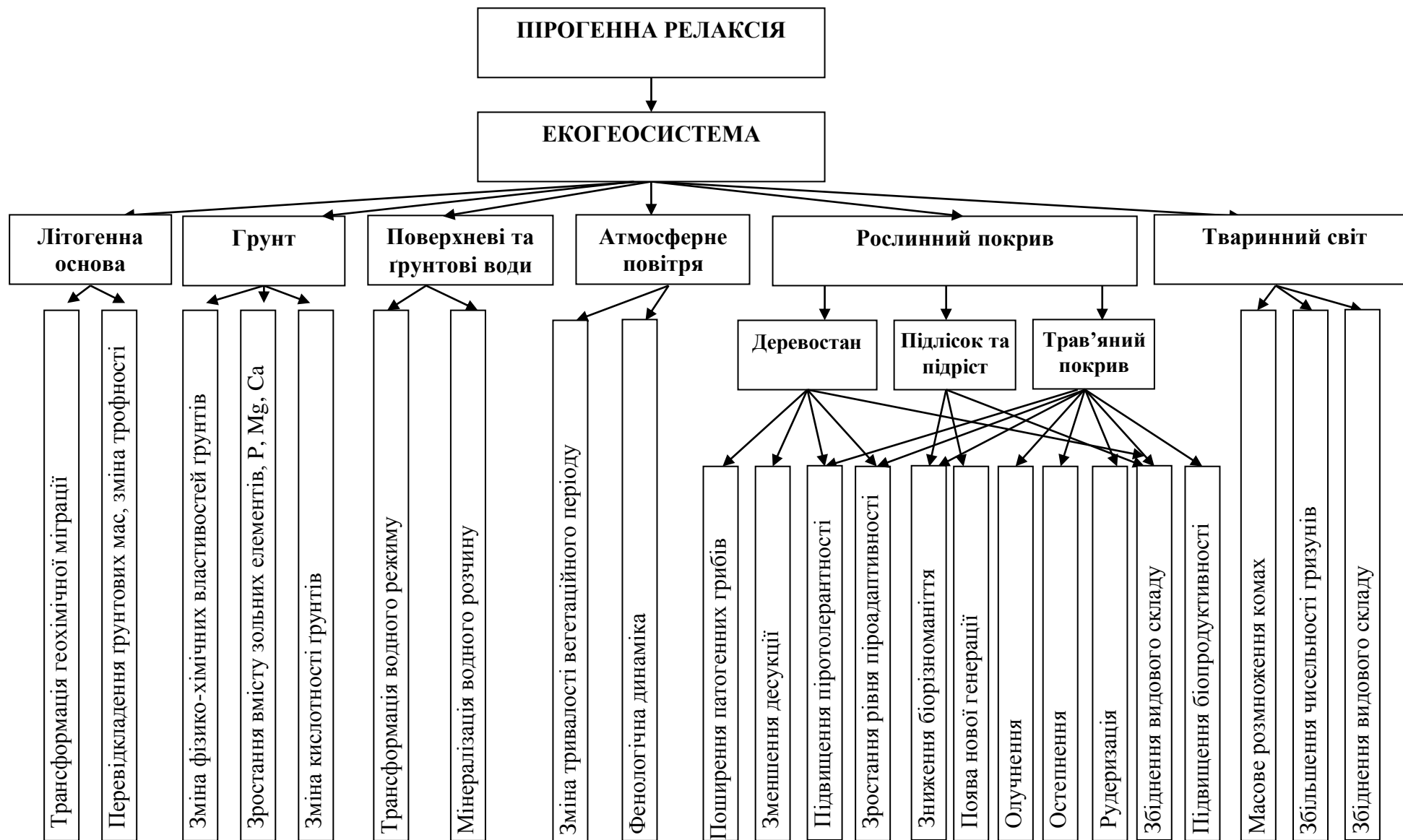


Рисунок 1.7 – Постпірогенні процеси пірогенної релаксії

1.5.2. Науково-методологічні підходи у дослідженні релаксії екогеосистем

Вирішення проблеми пожеж у екогеосистемах багато у чому залежить від правильної екологічної оцінки природного середовища і поточної пожежної небезпеки з достатнім ступенем оперативності і детальності. Важливе також розуміння екологічних наслідків пожеж, оцінка фактичної горючості лісів конкретних територій – вона відображає роль пірогенного чинника у перетворенні екогеосистем і необхідність їх охорони. Загальнонауковою методологічною базою проведення досліджень постпірогенної релаксії екогеосистем після надзвичайних ситуацій, викликаних пожежами, повинен стати системний підхід, який враховує комплексність впливу природних і соціально-економічних (антропогенних) чинників на виникнення надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру у довкіллі та наслідки їх прояву у екогеосистемі [52].

Великі можливості для моніторингу та інформаційної підтримки ухвалення рішень в області охорони лісів відкриває застосування методів ландшафтознавства та ландшафтної екології [50].

Ландшафтний підхід при вивченні екогеосистем ґрунтується на уявленні простору як сукупності територіальних одиниць, в кордонах яких складові природного навколишнього середовища (геокомпоненти) протягом довготривалого розвитку узгодилися між собою, міцно взаємопов'язані та представляють одне повноцінне. Важливим атрибутом ландшафтного підходу є принцип про ієрархічність ландшафтно-територіальної структури, відповідно до якої вирізняються природно-територіальні комплекси (ПТК) різних рангів – від елементарного до географічної оболонки [101].

Згідно з екологічним підходом вирішення всього комплексу питань, пов'язаних із взаємодією людини з навколишнім середовищем, включаючи правові, інженерно-технологічні, етичні та багато інших аспектів. Екологічний підхід розуміється як природоохоронний у широкому розумінні охорони

природи. Це специфічний еколого-природоохоронний підхід, ціль якого полягає у розробці реальних рішень, які за чітких господарських, технологічних та інших впливів людства максимально унеможливають порушення рівноваги у довкіллі і повинні відповідати природним закономірностям. Означені завдання вирішується у рамках науково-екологічного підходу, що базується на концепції екосистеми. Останню складають ті ж геокомпоненти, що і екогеосистему, проте у визначеннях екосистеми вказується на головуючу роль центра (хазяїна), а решту розглядають як його периферію (дім, середовище).

Ландшафтно-екологічний підхід. Поєднання ландшафтного і екологічного підходів до одного зумовлено сумісним об'єктом аналізу (полігеокомпонентні природні системи), близькістю базових концепцій (гео- та екосистеми), загальними принциповими науковими завданнями (пізнання взаємодії компонентів природи між собою і з людиною), єдністю першорядних задач прикладної орієнтації (обґрунтування рішень з оптимізації взаємодії людства та природних систем), схожістю більшості методів досліджень [99].

Розгляд методологічних питань вивчення прояву та впливу пірогенного чинника на екогеосистеми є важливим, оскільки, по-перше, дозволяє охарактеризувати природну пожежу, як надзвичайну ситуацію (НС); по-друге, дає можливість проаналізувати сучасні існуючі наукові роботи про вплив пірогенного чинника на екогеосистеми, та навести методологічні особливості проведення експериментальних досліджень в екогеосистемах, що зазнали впливу НС.

Існуючі вітчизняні методики проведення наукових експериментальних досліджень на стаціонарній основі, здавалося б, надають можливість проводити дослідження, що спрямовані на вплив пірогенного чинника на екогеосистеми. Проте мають певні особливості за рядом обставин [53].

Важливо, щоб об'єкти досліджень були репрезентативними. Для проведення стаціонарних досліджень найбільше підходять природні екогеосистеми заповідних чи інших резерватних територій. Проте проводити експериментальні пали на таких територіях фактично заборонено.

Прояв же пірогенного чинника в природних умовах непередбачуваний і місце виникнення не прогнозоване. З іншого боку, якщо проводити контрольовані пали площею декілька десятків квадратних метрів, навряд чи будуть вони об'єктивно визначати прояв впливу пірогенного чинника в повній мірі.

Дослідження впливу пірогенного фактора на екогеосистеми включає декілька складових:

- дослідження ймовірності прояву пірогенного фактора;
- вивчення впливу полум'я на окремі компоненти екогеосистем;
- динамічність прояву даного чинника;
- дослідження стійкості екогеосистем до пірогенного впливу;
- відновлення екогеосистем після надзвичайних ситуацій, викликаних пірогенним чинником, тощо.

Залежно від конкретизації поставленої мети буде суттєво залежати алгоритм послідуєчих експериментальних досліджень. При вивченні наслідків впливу пірогенного чинника на екогеосистеми та їх подальшої релаксії нами запропоновано наступний приблизний алгоритм експериментальних досліджень [345, 346]:

- закладання експериментальних ділянок та їх опис;
- вивчення сукцесійних змін при впливі пірогенного чинника на екогеосистеми різних природних зон, що будуть представлені в резерватах;
- дослідження якісних та кількісних показників відтворення рослинних угруповань в різних типах екогеосистем (в тому числі, загальне проективне покриття, трапляння рослин, фітомаса, співвідношення між видами);
- дослідження ґрунтового покриву (у тому числі, фізико-хімічні властивості, гумусність, біогеохімічний склад);
- опис мікрофауни ґрунтів та мікологічні дослідження;
- проведення сезонних спостережень за динамікою рослинності на згарищах;

– порівняльний аналіз піддослідних екогеосистем та фонових (корінних) екогеосистем;

– обґрунтування виявлених тенденцій та закономірностей щодо постпірогенної релаксії в резерватних екогеосистемах різних природних зон України.

Головною особливістю, на наш погляд, є предмет дослідження – процеси пірогенної трансформації та постпірогенної релаксії екогеосистем, які зазнали впливу пірогенного чинника. Пожежа в екогеосистемі має ряд характеристик серед яких основні: вид пожежі, швидкість поширення полум'я сила пожежі (потужність), інтенсивність кромки і т.д. Від визначення зазначених характеристик буде залежати, власне, сутність впливу пірогенного чинника на екогеосистеми [97].

Ще однією особливістю досліджень є вибір показників. З біологічних поглядів, вогонь в першу чергу, впливає на рослинність та ґрунт. З екологічних позицій уваги заслуговують всі компоненти, у тому числі ґрунтово-рослинний комплекс, тваринний світ, гідрохімічний, геохімічний, тепловий баланси і т.п. При цьому важливо, щоб дослідження проводились на динамічній основі. Не менш вагомим є періодичність та повторюваність спостережень [345].

Набувають суттєвого значення також інші характеристики навколишнього середовища, такі як метеорологічний стан атмосфери на момент проведення досліджень, індивідуальні особливості ключових ділянок (наприклад, експозиція схилів і т.і.).

Дослідження безпосереднього впливу пірогенного чинника пов'язано з періодами його прояву, тобто частіше в літній період при умовах надмірної сухості і високої температури повітря. Проте в Україні умовно виділяють не менше трьох пожежонебезпечних періоди. Зокрема, весняний, пов'язаний з випалом сухих рослинних рештків; літній, пов'язаний з умовами метеорологічного стану атмосфери та людським чинником; осінній, який часто пов'язують з палами залишків сільгоспугідь і також, певним чином, залежить як від метеоумов, так і від людської недбалості.

Дослідження відновлення екогеосистем після впливу пірогенного чинника можливо проводити і в холодний період року. При цьому спостереження слід зорієнтувати на сніговий покрив, мезофауну, орнітофауну і т.і.

Поряд з питанням періодичності, постає питання повторюваності спостережень чи досліджень. Знову ж таки, це буде залежати від сукупності факторів. В першу чергу від параметрів пожежі в екогеосистемі. При незначній пожежі екогеосистема зможе повернутись до попереднього стану протягом декількох сезонів. Потужна верхова пожежа може призвести до катастрофічних наслідків у функціонуванні екогеосистеми і, навіть, до її суттєвої трансформації.

1.6 Висновки до розділу 1 та постановка задач дослідження

1. Встановлено, що суттєвою екологічною проблемою є техногенний вплив на довкілля пірогенного походження. З'ясовано сутність впливу пожеж на складові компоненти екогеосистем, проаналізовано динаміку кількості виникнення пожеж, зокрема природних пожеж, площі охоплені вогнем і можливих лісових та польових пожеж на території України. Техногенний вплив пожеж на життєдіяльність та здоров'я людини полягає не лише у загрозі для життя, а й негативній дії на населення сумішей складних хімічних сполук, внаслідок дії продуктів горіння лісу і торфу, що часто відбувається в сукупності з типовими забрудненнями атмосферного повітря: викидами промислових підприємств і автотранспорту.

2. Систематизовано техногенний вплив пірогенних процесів на компоненти довкілля та його стан. Запропоновано поняття «пірогенна релаксія екогеосистем» та його співвідношення з іншими процесами постпірогенних досліджень. В екологічних дослідженнях, спрямованих на вивчення техногенного навантаження недостатня увага приділено питанню комплексної оцінки пірогенного впливу на екогеосистеми різних природних умов під впливом техногенного навантаження та відновлення їх функціонування, в зв'язку з чим і введено термін «пірогенна релаксія екогеосистем». На основі

теоретичних результатів досліджень щодо наслідків впливу пірогенного чинника на довкілля було узагальнено постпірогенні процеси пірогенної релаксії, з метою виявлення закономірностей відновлення і відтворення екогеосистем після наслідків техногенного впливу викликаного пожежами. З метою вирішення вказаної проблеми сформульовано завдання дисертаційного дослідження:

- проаналізувати науково-теоретичні засади релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження й систематизувати техногенний вплив пірогенних процесів на компоненти довкілля та життєдіяльність і здоров'я людини;

- обґрунтувати теоретико-методологічні оцінки динаміки та ступеня ризику виникнення пожеж та техногенного ризику ураження пожежами екогеосистем України (на прикладі Харківської області);

- з'ясувати чинники та наслідки постпірогенної релаксії для видового різноманіття та біогеохімічних властивостей ґрунтів екогеосистем в умовах техногенної дії;

- встановити закономірності прояву техногенного впливу пірогенного походження на геохімічну міграційну здатність важких металів у ґрунтах уражених пожежами;

- розробити прогнозну модель утворення геохімічних форм сполук важких металів у екогеосистемах при техногенному навантаженні пірогенного походження та побудувати карту активності їх міграційної здатності;

- сформулювати та побудувати регресійну модель постпірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження на довкілля;

- розробити екологічно безпечні рекомендації з управління процесами відновлення екогеосистем з урахуванням постпірогенної релаксії в умовах техногенного навантаження на довкілля.

Основні результати досліджень дисертанта за наведеним розділом висвітлені у працях [35, 39, 41, 47, 48, 51, 58, 62, 63, 68–74, 344–349].

РОЗДІЛ 2

ОБҐРУНТУВАННЯ ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНИХ ОЦІНОК ТЕХНОГЕННОГО РИЗИКУ ПРОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ ТА ЙМОВІРНІСТЬ УРАЖЕННЯ ПОЖЕЖАМИ ЕКОГЕОСИСТЕМ УКРАЇНИ (НА ПРИКЛАДІ ХАРКІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ)

2.1. Прогнозування та попередження виникнення пожеж у екогеосистемах на основі їхніх станів

Питаннями обґрунтування та вивчення техногенних ризиків в Україні займалися А. Б. Качинський, Г. І. Рудько, В. С. Гошовський, А. М. Мельничук, Б. М. Данилишин, А. В. Степаненко, Л. Г. Руденко, О. Л. Дронова, Г. В. Лисиченко та інші [46, 107, 223, 257, 258, 347].

Проблема прогнозування та попередження ландшафтних пожеж при техногенному навантаженні на довкілля до цих пір не вирішена. Прогнозування параметрів крупних ландшафтних пожеж та оцінка їх наслідків за даними супутникового моніторингу екогеосистем, здавалося б, відкриває значні можливості для управління пожежною ситуацією [307]. Проте є ряд труднощів у вирішенні цієї проблеми:

- складний характер і мінливість великих багатоденних природних пожеж, які розвиваються на великій площі в різноманітних погодних умовах;
- недостатня або неточна інформація про характеристики рослинності, топографії місцевості, локальні метеорологічні показники;
- недостатня роздільна здатність наявних космічних знімків пожеж;
- не завжди достовірна звітна інформація, що надходить з місць;
- організаційна складність, що полягає в тому, що при боротьбі з ландшафтними пожежами поблизу населених пунктів та інших об'єктів економіки виникають проблеми взаємодії протипожежних сил різних відомств: ДСНС, служб охорони лісу, муніципальних і сільських органів самоврядування.

Важливу роль відіграє коректна оцінка пожежної небезпеки (ПН), яка повинна відображати вірогідність виникнення пожеж і можливі втрати від них на конкретній площі за визначений час. Виняткової актуальності набуває означена проблема у збереженні біорізноманіття. Пожежна небезпека в лісах залежить від багатьох чинників: кліматичних показників та погоди, характеру рослинності, її фенологічного стану, джерел спалахування і т.д. [34]. Пожежі у лісових масивах можуть порушити водозахисні функції лісової рослинності, спричинити водну ерозію схилів, зміну режиму річок, їх забруднення і т.п.

На сьогодні можна виділити три види оцінок ПН [280].

1. Щоденна порайонна оцінка ПН для регламентації роботи лісопожежних служб з метою своєчасного виявлення пожеж, регулювання відвідуваності лісів і т.д. Її також називають «пожежною небезпекою за умовами погоди» й оцінюють в класах пожежної небезпеки (*КПН*). Вона не використовується для малих об'єктів (кварталів, виділів), у зв'язку з дуже низькою вірогідністю появи там осередків вогню протягом дня.

2. Оцінка природної пожежної небезпеки за середньою багаторічною ПН для крупних кварталів. Вона виражається в *КПН*, на підставі яких складаються лісопожежні карти та картосхеми, що використовуються при протипожежному лісовпорядкуванні.

3. Оцінка стану пожежної зрілості (готовності до горіння) рослинності для прогнозування поведінки виниклих пожеж (швидкості їх поширення, наслідків) при плануванні їх гасіння. На думку Н. Марченко [193], при оцінці ПН третього виду необхідно враховувати швидкості збільшення периметрів можливих пожеж.

Нині оцінка поточної пожежної небезпеки здійснюється за допомогою виділення *КПН* погоди за комплексним показником – кумулятивним гідротермічним індексом Нестерова згідно з формулою (2.1) або його вдосконаленими варіантами і спеціальними шкалами [211].

$$КПН = \sum_1^n T(T - \tau), \quad (2.1)$$

де KPH – кумулятивний гідротермічний індекс Нестерова;

T – температура повітря, °C;

τ – температура точки роси, °C;

n – число днів без дощу [220].

За KPH погоди визначають можливість спалахування виділених типів лісу за даними базових метеостанцій і регламентують діяльність служб охорони лісу.

Класи пожежної небезпеки визначають можливість спалахування виділених типів лісу за даними базових метеостанцій і регламентують діяльність служб охорони лісу [211].

Однак комплексний показник не завжди своєчасно може попередити про загрозу пожежі. Він визначається на 12 годину дня, коли вже ПН сформована. Дехто з науковців додатково пропонує оцінювати типологічні характеристики лісового покриву [169]. Перспективним є прогнозування ПН лісових масивів за допомогою даних дистанційного зондування Землі [91].

Проте така оцінка не передбачає визначення параметрів можливих пожеж; розгляд внутрішньо-сезонних, а іноді й сезонних відмінностей та їх щорічної динаміки. Окрім того, розроблення математичних моделей для великих територій не дозволяє достатньо повно враховувати місцеві особливості, а площі, для яких визначаються класи, часто охоплюють значні різномірні простори, де лісорослинні й гідротермічні умови змінюються в широких межах [10, 94, 114, 182, 279].

Нами розроблені прийоми виділення станів природних комплексів [65]. Категорія «стан» у науковому пізнанні характеризує здатність рухомої матерії до прояву властивих їй істотних рис та відносин [313]. Поняття «стан» допомагає відобразити процес зміни і розвитку об'єктів та явищ, який у кінцевому результаті зумовлює зміни їх властивостей та зв'язків. Сукупність обумовлених властивостей та зв'язків поміж елементів і буде визначати стан системи. Поняття «стан ПТК» тлумачиться вченими неоднаково. Зокрема, Н. Беручашвілі [21] під станом ПТК трактує «співвідношення параметрів

структури і функціонування ПТК у деякий проміжок часу, під час якого конкретні вхідні впливи (сонячна радіація, опади і т.д.) трансформують в певні вихідні функції (стік, гравігенні потоки, приріст фітомаси і т.і.)». Згідно А. Арманду «стан системи являє собою набір числових змінних станів, що відповідають певному моменту часу» [13]. А. Ісаченко трактує стан геосистеми як «впорядковане співвідношення параметрів її структури і функцій в певний проміжок часу» [137]. Таким чином, кожен стан природного комплексу формується істинними, характерними тільки для означеного стану параметрами. В. Сочава розрізняє змінний та еквіфінальний стани геосистеми [281]. Під змінним станом розуміються різні модифікації корінної фаціальної структури геомерів, що у процесі спонтанної динаміки приходять до еквіфінального стану, що характеризує стійку динамічну рівновагу, відповідає поняттю клімаксу, при умові його поширення на всю геосистему. М.Гродзинський під станом геосистеми розуміє точку в k -вимірному просторі її змінних (характеристик) й описує його k значеннями даних змінних [99]. Якщо протягом деякого проміжку часу значення всіх змінних лишаються сталими, то стан геосистеми не змінюється. І. Мамай стан ПТК роз'яснює як «більш чи менш тривалі проміжки існування ПТК, які характеризуються визначеними властивостями структури комплексу» [192]. При цьому кожен стан вносить в природний комплекс будь-яку зміну, яка іноді встановлюється тільки точними методами. Це в кінцевому результаті призводить до зміни одного природного комплексу іншим. Стан ПТК можна також визначити як певну його кількісну та якісну визначеність на конкретний момент часу або як проекцію на певний часовий інтервал [328].

Між тим, під впливом космічних, ендегенних, екзогенних, техногенних та інших чинників змінюються ситуації, в яких існують природні комплекси, тобто змінюються процеси, які протікають в ньому і все це призводить до зміни стану природного комплексу. Стійку зміну станів екогеосистеми в межах добових і річних циклів можна назвати режимом функціонування екогеосистеми [137]. На думку І. Мамай, зміну процесів (їх якісного набору, інтенсивності) протягом

року потрібно розглядати як зміну структури, а відповідно і станів природних комплексів. Але важливо досліджувати й кількісні показники стану природних комплексів, на чому наголошує Л. Малишева [191].

Отже зміна станів природних комплексів визначається як зовнішніми, так і внутрішніми причинами. Ці зміни зумовлені ритмічністю й періодичністю процесів у зовнішньому середовищі існування природних комплексів. З цими причинами пов'язані відносно короточасні внутрішньорічні стани: внутрішньодобовий, добовий, погодний (циркуляційний) чи ендегенно-погодні, внутрішньосезонні, сезонні, річні [192].

Добові стани природних комплексів є просторово-часовими одиницями з порівняно сталими параметрами природного навколишнього середовища, які перемінюються протягом року. До таких параметрів належать і умови горіння, а відповідно, і характеристики пожеж, які виникають у даних станах.

При вияві пірологічних особливостей природних комплексів і прогнозу їх ПН, на наш погляд, актуально проаналізувати наявну інформацію про лісові пожежі і кожну з цих пожеж співставити з ландшафтними та погодними умовами, визначити добові стани ландшафтів [37]. У якості теоретичної основи для вивчення сезонної динаміки ландшафтів, використана концепція просторово-часового аналізу і синтезу природних комплексів, яка розроблена Н. Беручашвілі [21]. Вузловою одиницею виступає добовий стан природного комплексу – стекс, існування якого зумовлене сезонною ритмікою, погодними умовами і динамічною тенденцією розвитку.

Основними критеріями для виділення стексів є тенденції зміни вертикальної структури природних комплексів, температурний режим і режим зволоження.

Стосовно термічних умов виділяються такі градації стексів [21]:

- 1) морозні (кріотермальні). Для них притаманні температури нижче 0 °С та вміст у деяких горизонтах вологи у твердому вигляді;
- 2) дуже прохолодні (нанотермальні). Для притаманні низькі позитивні температури (1–5 °С), за яких функціонують лише маловимогливі до тепла

рослини. Процеси біогенної діяльності майже подавлені. Нерідко спостерігається інтенсивне танення снігу й інфільтрація;

3) прохолодні (мікротермальні). Визначаються порівняно низькими температурами повітря (5–10 °С), що дозволяють активно функціонувати лише трав'янистим рослинам. Більшість деревно-чагарникових порід або починають, або закінчують свою активну життєдіяльність. Окремі процеси вологообміну достатньо активні, але показники транспірації й випаровування порівняно низькі;

4) помірно теплі (мезотермальні). Температура атмосферного повітря знаходиться у межах 10–15 °С. Рослини активно функціонують та продукують фітомасу (більше всього у бореальних ландшафтах). Притаманними є середні параметри трансформації сонячної енергії й витратної частини вологообміну;

5) теплі (макротермальні). Притаманні порівняно високі температури (15–22 °С), найвища потужність біологічних процесів, високі показники витратної частки вологообміну й трансформації сонячної енергії;

6) жаркі (мегатермальні). Властиві дуже високі температури (більше 22 °С). Надмірне тепло у більшості природних комплексів має негативний вплив на процеси біогеоциклу.

За умовами зволоження степси поділяються на такі групи: гумідні – з середнім або підвищеним вмістом гідромас у всіх геогоризонтах, семигумідні – деякий дефіцит гідромас в одному або декількох геогоризонтах, семиаридні – з одним або декількома геогоризонтами з недостатньою кількістю вологи, внаслідок чого окремі процеси функціонування природних комплексів лімітовані, аридні – повний дефіцит вологи за всім вертикальним профілем, переважають процеси абіогенного функціонування, екстрагумідні – один або декілька горизонтів, з переважанням гідромас над рештою геомас, зокрема нівальні.

Виділяються зимові (із стійким і нестійким сніговим покривом), ранньовесняні (до початку вегетації рослин), весняні (початок вегетації трав'янистих рослин), пізньовесняні (початок вегетації деревно-чагарникових

рослин), літні (максимальний розвиток вегетаційних процесів), пізньолітні (пожовтіння листя), осінні (листопад), пізньоосінні (після листопада, закінчення вегетації рослин) і плювіальні (з дощем) стекси [193].

На території Харківської області, з пірологічного погляду, головна роль за режимом зволоження належить семиаридні, аридні та семигумідні стекси, за температурним режимом – мезотермальні, макротермальні та мегатермальні [37, 312].

Нерідко, починаючи з ранньої весни, на Харківщині встановлюються семигумідні стекси, коли за рахунок швидкого сходження снігового покриву відбувається висушування верхніх ґрунтових горизонтів. Водночас досить висока температура повітря сприяє встановленню макротермальних стексів. В цих умовах в штучних не захищених лісових масивах створюються пожежонебезпечні умови для загорянь минулорічних трав'янистих зсохлих залишків покриву, сухого листяного опаду, що приводить до підвищення ПН лісових масивів, особливо соснових лісів. До цього додається також початок активного рекреаційного впливу.

Улітку, при енергійному розвитку вегетаційних процесів ПН у лісах знижується. Має місце чергування семигумідних і семиаридних стексів з екстарагумідними й гумідними, при встановленні мегатермальних стексів. У даний час виникнення пожеж спричиняється, переважно, посушливими метеорологічними умовами й людським недбальством.

Наостанку літа й початку осені, внаслідок довготривалих бездощових періодів, у лісах настають семигумідні (вкрай рідко семиаридні) стекси, з перевагою макротермальних стексів за температурою. Рослинність перебуває на прикінцевому етапі вегетаційного сезону, нерідко має місце нестача вологи й ПН у лісах зростає. Особливо пожежонебезпечними стають хвойні лісові масиви.

Отже аналіз виникнення лісових пожеж свідчить, що переважаюча частка пожеж трапляється у весняні, пізньовесняні, осінні і пізньоосінні семигумідні

макротермальні стекси. Проведені дослідження дозволяють зробити окремі висновки.

Наразі застосування комплексного показника ПН з ціллю гарантованого прогнозу виникнення природних пожеж в екогеосистемах України недостатньо, що підтверджується збільшенням виникнення пожеж та площі пройденої вогнем за попередні роки.

Добові стани природних комплексів є просторово-часовими одиницями з порівняно постійними параметрами природного навколишнього середовища, що варіюють протягом року. До таких показників належать і умови горіння, а відповідно, і характеристики пожеж, які виникають при означених станах. Отже використання з метою прогнозування лісових пожеж добових станів природних комплексів (стексів) несе у собі додаткову інформацію й дозволяє удосконалити існуючі методи прогнозування виникнення пожеж.

Розгляд лісових пожеж в Харківському регіоні, свідчить, що переважна число пожеж й площа охоплена вогнем помічається у весняні, пізньовесняні, осінні і пізньоосінні семигумідні макротермальні стекси.

Виявлені відмінності добових станів екогеокомплексів дають змогу вдосконалити оцінку поточної пожежної небезпеки, в якому як критерій виступають «стани природних комплексів». Враховуючи якісний характер чинників, що впливають на пожежу, доцільно при її визначенні використовувати банк даних стексів природних комплексів.

2.2. Ризик-орієнтований підхід у прогнозуванні виникнення ландшафтних пожеж

Необхідність прогнозування і моделювання виникнення НС, пов'язаних з ландшафтними пожежами, в залежності від зовнішніх факторів, а також з врахуванням людського чинника, особливо актуальна проблема сьогодення, коли антропогенний тиск на екогеосистеми постійно посилюється [30, 35, 357].

Існують чимало програм (розрахункових кодів або просто кодів) із обчислення ризиків, поміж яких чи не самим поширеним є код IRRAS [17, 320], при використанні якого і виконана представлена робота. Згідно методики, нами встановлено події, які можуть позначитися на виникненні і ході пожежі у лісових масивах за період від початкової стадії до винищення лісу. Під час визначення даних подій нами використано матеріали Національної доповіді «Про стан техногенної і природної безпеки в Україні за 2010–2017 рр.» [213]. Поміж імовірних причин виникнення лісових пожеж було виокремлено дві групи: природного та антропогенного походження. До причин природного характеру були віднесені блискавка, самоспалахування тощо, які мають змогу сприяти виникненню пожеж другорядно.

Серед припустимих причин антропогенного походження виділено підпал, необережне поводження із вогнем, пустощі дітей, недопалки, іскри від автомобіля чи/або потяга та інші.

Обґрунтовано перелік факторів та обставин, які позначаються на ході пожежі за період від первинної стадії до розвиненої пожежі [56]:

- метеорологічні, серед яких відзначено підвищену температуру атмосферного повітря, його сухість, вітер і т.і.;
- близькість лісових масивів до населених пунктів або об'єктів інфраструктури, зокрема, наявність автомагістралей і залізничних шляхів, та наявність сміттєзвалищ та нагромадження відходів;
- відсутність спостережень за виникненням пожеж. Також, слід до цього внести незадовільне інспектування (більш за все у посушливі періоди), відсутність контролю з боку лісогосподарських підприємств, матеріально-технічного контролювання (космічні й літальні апарати, транспортні об'їзди, каланчі тощо);
- відсутність (присутність) людей.

Водночас запропоновано ймовірні заходи та засоби запобігання виникнення пожеж у лісах. Наприклад, відсутність контролю за потенціальними джерелами виникнення пожеж, спостереження за санітарною

ситуацією у лісових масивах (санітарні вирубування); превентивні протипожежні заходи (протипожежні полоси); вчасне прибуття пожежно-рятувальних служб тощо.

Вагому роль відіграє втручання людей у хід розвитку та розповсюдження пожеж у лісах та виникнення припустимих провипин при цьому. Таким чином, ми виділили пожежно-профілактичні заходи:

- роз'яснювальна діяльність посеред населення;
- посилення адміністративної відповідальності;
- вчасний та інтенсивний контроль інспекторського складу;
- контролювання за допомогою матеріально-технічних засобів.

При аналізі статистичних даних, нами здійснена оцінка достовірності прояву несприятливих обставин та подій, які сприяють виникненню, розвитку та поширенню пожеж і визначена їх важливість відсотково [35, 56]. Через те, що окремі причини не віднайшли відбиття в статистичних даних, частково оцінка достовірності визначалась експертним методом. Найвагоміші серед них (рис. 2.1):

- незадовільне інспектування (A20);
- наявність сміттєзвалищ та нагромадження відходів (A12);
- відсутність (присутність) людей (A11);
- відсутність матеріально-технічного контролювання (A3);
- підвищена температура повітря (A16);
- несвоєчасне прибуття пожежно-рятувальних служб (A19).

Серед інших причин суттєвого значення, у цьому відношенні, вони не мають.

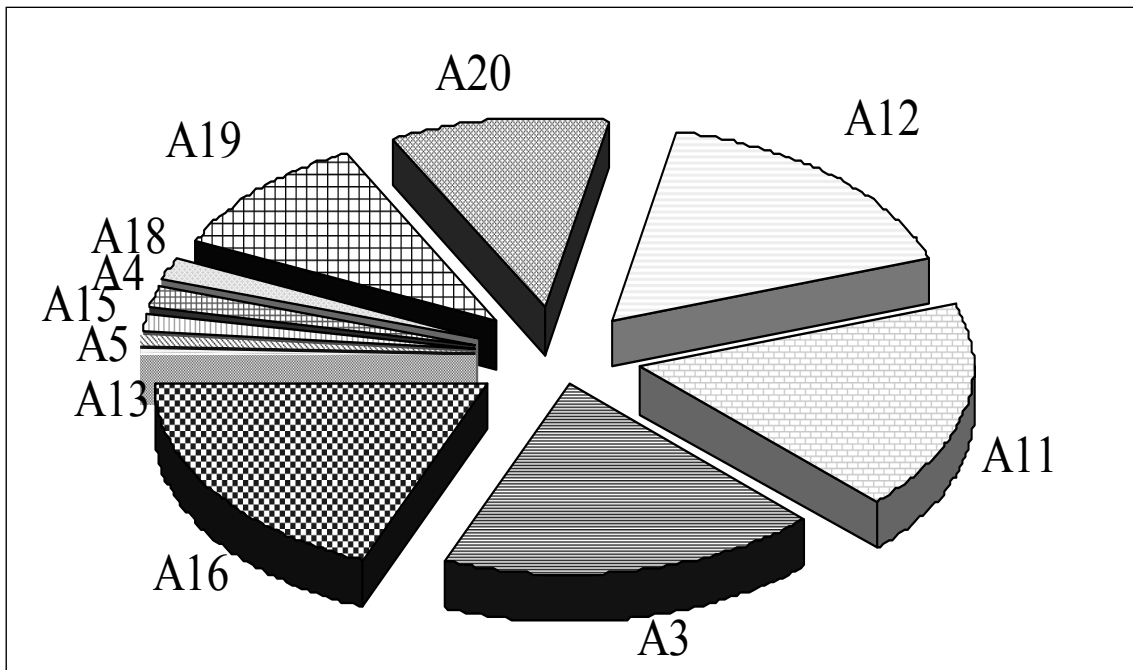


Рисунок 2.1 – Достовірність небажаних обставин та подій, що сприяють виникненню, розвитку і поширенню пожежі

Відповідно до результатів проведеної роботи ми побудували дерево відмов моделі виникнення пожежі у лісі (рис. 2.2) та провели розрахунки згідно з представленою методикою [320].

Розрахунок важливості базисних подій допускає зробити певні висновки:

- Аналіз проведених досліджень показав генерування мінімальних розрізів у кількості 144 варіанта.

- Найвища імовірність виникнення пожеж у лісах, згідно з нашими розрахунками, зв'язана з базисними подіями як відсутність (присутність) людей, незадовільний протипожежний контроль, підпал, несвоєчасне прибуття пожежно-рятувальних служб та відсутність контролю з боку лісогосподарських підприємств. Показник ризику знаходиться на рівні 21 %.

- Істотне значення у розрахунках має базисний елемент – незадовільний протипожежний контроль лісів. Найбільш імовірним джерелом вогню є підпал. При цьому суттєву роль у розвитку пожеж має такий базисний елемент, як несвоєчасне прибуття пожежно-рятувальних служб.

- Розрахунок важливості подій свідчить, що проведення своєчасного протипожежного контролю під час пожежонебезпечного періоду є найбільш пріоритетним та важливим.

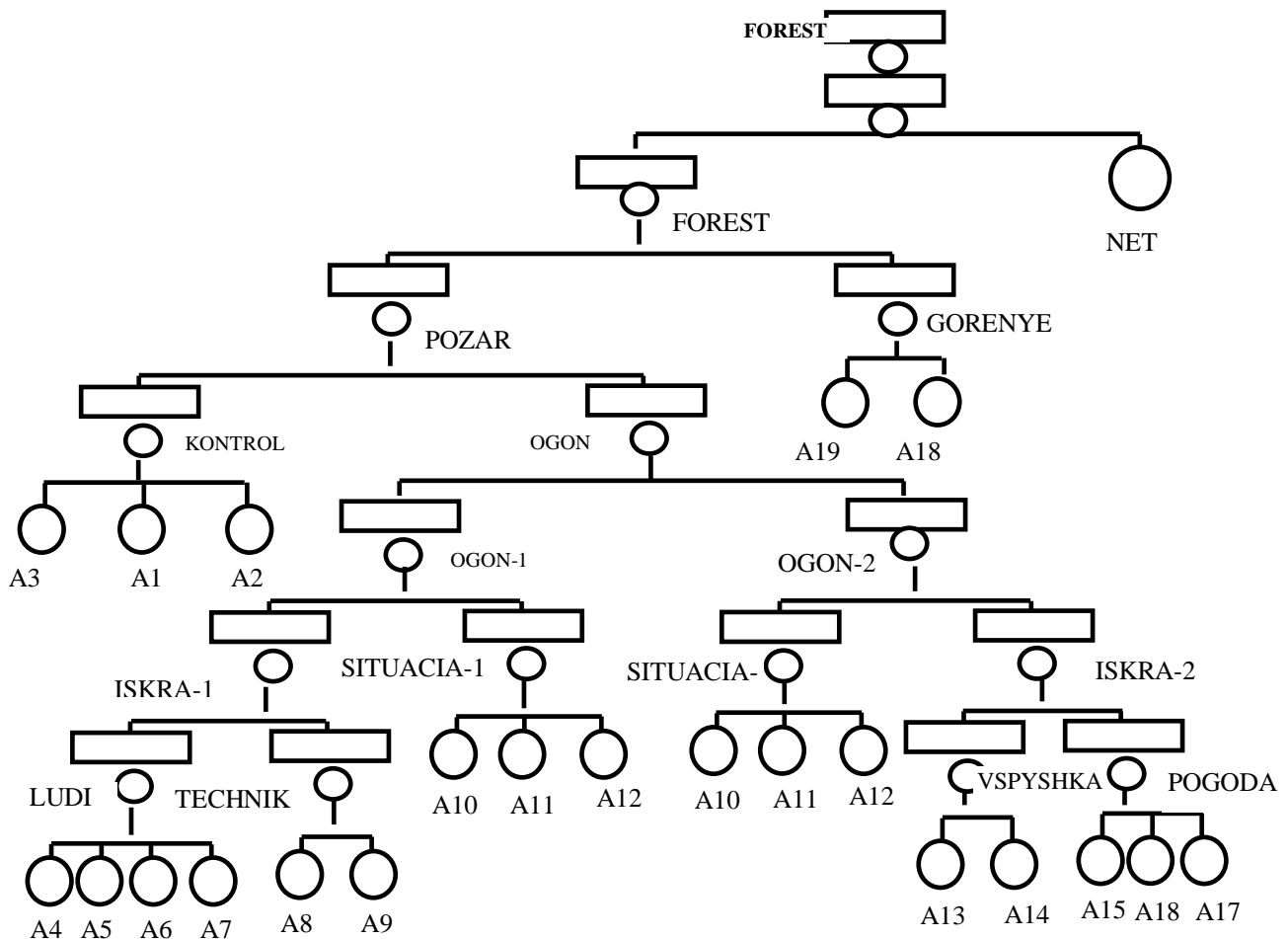


Рисунок 2.2 – Дерево відмов моделі виникнення пожежі у лісовому масиві

Потім важливі базисні події було мінімізовано. Після зміни даних, показник вірогідності найважливішої базисної події (незадовільний протипожежний контроль) знизився з 50 % до 1 %, розрахунок програми засвідчив генерування мінімальних розрізів у кількості 144 варіанта.

Показник ризику при цьому зменшився до рівня 1 %, що підтверджує суттєве значення цього базисного елемента.

Обчислення важливості подій в черговий раз засвідчує, що проведення своєчасного протипожежного контролю під час пожежонебезпечного періоду, є

найбільш пріоритетним та важливим у запобіганні виникнення НС викликаних лісовими пожежами.

Одержані результати дають підстави для продовження подібних досліджень в моделюванні виникнення небезпечних надзвичайних ситуацій, їх запобіганні і прогнозуванні на основі ризик-орієнтованого підходу.

2.3 Удосконалення контролю відбору проб при дослідженні техногенного впливу на довкілля

Небезпека функціонування об'єктів підвищеної небезпеки пов'язана з ймовірністю виникнення пожеж на них та аварійних викидів (випливів) значної кількості аварійно хімічно небезпечних речовин за межі об'єктів, тому що на більшості із них зберігається багатодобовий запас хімічних речовин. Отже, можливі важкі наслідки обумовлюють актуальність захисту населення і ліквідації наслідків техногенно-екологічних НС на території України, регіонах, містах та інших населених пунктах.

На території України розміщено 716 одиниць об'єктів підвищеної небезпеки, діяльність яких пов'язана з виробництвом, використанням, зберіганням і транспортуванням хімічно небезпечних речовин. Об'єктів першого ступеню небезпеки – 45 одиниць, об'єктів другого ступеню небезпеки – 103 одиниці, об'єктів третього ступеню небезпеки – 116 одиниць, об'єктів четвертого ступеню небезпеки – 452 одиниці. У зонах можливого хімічного забруднення, у тому числі внаслідок пожеж, мешкає 7,5 млн. осіб.

Вагомою діяльністю під час проведення як якісного, так і кількісного аналізу є відбір проб речовин для аналізу. Багато уваги приділяється відбору проб харчових продуктів, природних вод, газів. Питання відбору проб під час НС для вияву небезпечних речовин досліджено не достатньо ретельно [190, 275].

Перед проведенням відбору проб, необхідно проаналізувати надзвичайну ситуацію [356, 378, 341]. За результатом аналізу, необхідно визначити план

роботи. Метою відбору проб речовин для аналізу є отримання додаткової інформації про НС, передусім це вивчення зразків проб у лабораторії.

Окрім того, кожен зразок відображає реальну оперативну обстановку, оскільки він дає уявлення про забруднення та кількість небезпечних речовин. При таких обставинах, існує підстава під час процесу відбору проб відібрати декілька зразків. Особливо це важливо для відбору проб з виявлення небезпечних речовин у повітрі.

На основі виявленої інформації, групою з відбору проб визначаються план дій та розташування ділянки деконтамінації (Додаток Е).

Крім того потрібно забезпечити надійне й безпечне транспортування зразків до лабораторії. У разі виявлення небезпечних речовин зразки мають бути збережені, оскільки можуть фігурувати як речові докази під час розслідування.

Команда по відбору проб повинна складатися мінімум з двох осіб, з особи яка відбирає зразки та помічника. Окрім того, третя особа координує зв'язок з резервним сектором та провадить документацію процесу відбору проб (відео, фото та письмову). Обов'язки, що розподіляються членами команди з відбору проб, не повинні перемінюватися. Команда відбору проб розпочинає роботу лише тоді, коли готова спеціальна група для проведення деконтамінації.

Розподіл завдань серед членів команди має відбуватися так, щоб постійно був один «чистий» член команди (помічник). Член команди який відбирає зразки (брудний) несе відповідальність за визначення пріоритетів місць (точок) відбору проб та швидке виконання цих робіт (Додаток Е).

Завдання «чистого» члена команди – підготовка і передача матеріалів (зразків) та забезпечення безперебійного процесу відбору проб. Якщо команда складається лише з двох осіб, «чистий» член команди відповідає за ведення документації відбору проб (маркування контейнерів, письмова документація і зв'язок). Щоб звести до мінімуму поширення забруднення, «чистому» помічникові не слід входити в прямий контакт зі сполуками, які досліджуються. При необхідності, склад команди може бути збільшений, залежно від ситуації.

Загалом, для процедури відбору проб слід дотримуватись наступного [96]:

- зразок повинен бути репрезентативним для відібраної речовини та району. У крайньому випадку, не завжди можна виконати дану вимогу. Зразки можуть бути твердими, рідкими, газоподібними або пароподібними. Тому важко визначити репрезентативну частину зразка;

- пробірки та обладнання для відбору проб повинні бути чистими й міцними. Виходячи з умов НС, повинно бути прийнято рішення скільки зразків проб необхідно. При витіканні невідомих небезпечних речовин завжди повинен проводитися відбір проб.

При НС відбір проб повинен бути проведений максимально швидко для того, щоб підтвердити інформацію про наявність або відсутність небезпечної речовини та сприяти її ідентифікації.

Потім у процесі відбору проб, слід звернути увагу на наступні питання:

- два зразка (основної та резервної проб), взяті у певному місці, зберігаються у різних ємностях (контейнерах) й чітко позначені відповідним чином, наприклад, номер зразка, з відповідними доповненнями (основний зразок) або R (резервний зразок);

- бажано контрольні проби відбираються за межами забрудненої зони для виявлення хибно позитивних проб (оцінка основного забруднення);

- зразки повинні надати репрезентативне обстеження розсіювання реагенту (виходячи з часу робіт повинна бути визначена, пріоритетність вибірки);

- відбір проб з можливої дисперсії, залежно від плану робіт, необхідний для визначення зони поширення забруднення і можливості оцінки кількості впливу, які зазнали особи. Коли за дисперсійними моделями визначається зона відбору проб, теж приймаються до уваги і використовуються дані про метеорологічні умови;

- якщо джерело викиду виявлено, зразки повинні бути взяті звідти для ідентифікації речовини (біологічного реагенту), (тільки біологічні та хімічні).

Зрозуміла та чітка документація є основою для оцінки зразків і, отже, є важливим компонентом процесу відбору проб. Необхідна документація і порядок її оформлення повинен бути визначений завчасно.

Для ідентифікації зразків маркуються окремі пробірки (нумеруються) або розміщуються відповідні ярлики (пропозиція для нумерації: ліцензійний номер плюс серійний номер).

Детальніша документація повинна бути заповнена у процесі відбору проб: місце, дата, час взяття зразка, найменування / команда відбору, блок, погода й температура повітря вносяться у дану документацію. Додаткова інформація для подальшого аналізу зразка – це, наприклад, сукупний статок вибірки, спостереження, що стосуються навколишнього середовища місця відбору проб (загиблі тварини, плями, дим і т.і.). Разом із зразком, документація відповідно надсилається до лабораторії. Процес відбору проб повинен бути відповідним чином задокументований у звіті про роботи. Крім того, має сенс створення пункту збору зразків.

Зазвичай, на робочому місці повинен бути підготовлений повний звіт про погодні умови.

Окрім письмової документації, має сенс вести відео- та фотофіксацію.

Завчасно слід розробити дії щодо вивезення і деконтамінації обладнання та вилучення отриманої інформації для подальшого аналізу.

Звіт з відбору проб (форма відбору проб) повинен містити наступну інформацію:

- дату (число, місяць та рік);
- інформацію про особу, яка відібрала пробу (прізвище, ім'я та по батькові);
- відповідальна особа пожежно-рятувальної команди /контактна інформація підрозділу;
- обсяг відібраної проби;
- місце відбору проби;
- час відбору проби;
- інформація про погодні умови під час відбору проби;
- вид проби;
- інформація про події у місці відбору проби (загибель тварин, зміна кольору рослинності тощо);

- креслення місця відбору проби.

Зразки відібраних проб розташовуються у первинну і вторинну упаковку.

Первинна упаковка складається з поліетиленового контейнера (віали) - водонепроникного.

Вторинна (зовнішня) упаковка повинна бути доволі твердою, наприклад, контейнер, картонна чи поліетиленова упаковка з маркуванням.

Між цими двома частинами упаковки необхідно розмістити абсорбуючий матеріал, що здатний повністю поглинати рідину.

Первинна (внутрішня) ємність (упаковка) може бути пляшкою (зі скла або пластику), поліетиленовим пакетом або спеціальною упаковкою (Додаток Е).

Оскільки заповнення зразка у первинну ємність проходить у забрудненій зоні, зовнішня поверхня ємності повинна пройти процес деконтамінації. На ділянці відбору проб первинна ємність завжди запаковується разом із формою (звітом) відбору проб у герметичний поліетиленовий пакет, що опечатується. Коли пакет з пробою вилучили з гарячої зони він розміщується у дезінфікуючі засоби у пункті знезараження. Самі зразки проб не повинні вступати у контакт із дезінфікуючими засобами.

Після закінчення необхідного часу деконтамінації контейнер зі зразком проби виймають з ванни, поверхню сушать і у пункті збору проб зразки поміщаються у вторинну (зовнішню) упаковку. Особа, відповідальна за цю задачу, знаходиться в незараженій зоні пункту деконтамінації.

Запакований зразок проби зберігається окремо від іншого обладнання для відбору проб. Він не повинен потрапити у гарячу зону, а залишається в холодній зоні. Таким чином, виключається перехресне забруднення.

Рекомендується збирати знезаражені пробірки для проб в одному місці. Після завершення дезактивації пробірок з пробами, інформацію про речовину яка використовувалась необхідно вказати у формі відбору проб.

Якщо можливо, вибірка підозрілих (небезпечних) речовин при відборі проб повинна проводитися без змішування матеріалів, які є частиною природного середовища у місці відбору проб.

Коли кількість підозрілої (небезпечної) речовини невелика, то цей матеріал проби повинен бути зібраний в скляну пляшку в повному обсязі. Якщо є достатня кількість матеріалу для зразка проби, необхідно помістити не менше 100 мл у скляну пляшку. Великі зразки проб повинні бути упаковані в контейнер (наприклад, пляшка об'ємом 500 мл). Лопаткою, ложкою або шпателем, можуть бути взяті порошкоподібні і розсипчасті зразки проб. Тигельні кліщі допомагають підібрати маленькі камені й предмети, пінцет використовується для найдрібних предметів (Додаток Е). Якщо можливо, температуру всіх матеріалів слід перевіряти і записувати ці дані.

Для відбору проб газів або парів використовуються ручна помпа (насос) та індикаторні трубки (Додаток Е).

Ручна помпа – це сильфонний насос, в якому зразок повітря прокачується через газовимірювальну трубку при стисненні/відпусканні сильфона. Корпус насоса складається з сильфонів, які повністю притискаються один до одного для вимірювання. Коли сильфони відпускаються, повітря автоматично прокачується, і зразок вимірюваного газу втягується через використовувану трубку.

Існують декілька поширених типів трубок.

Пробірки з силікагелем, типу G. Пробірки з силікагелем можна використовувати для відбору проб метанолу, фенолів, мурашиної і оцтової кислот, 2-бутанону, нітробензолу, нітротолуолів та фталатів.

Трубки містять полімер з високо специфічною поверхнею і широкою смугою адсорбційних здібностей, перш за все для нітрогліцерину, полівалентного спирту та пестицидів. Вплив вологості повітря на труби дуже низька. Адсорбована кількість речовини суттєво залежить від субстанції. Порівняно із важкими й нелетучими речовинами, легкі та сильно леткі речовини можуть адсорбуватися лише у невеликих кількостях.

Для подачі певної кількості повітря через трубки необхідний насос. Коли використовують ручний насос, слід звернути увагу на його герметичність. Тому в насос вставляється невідкрита трубка, насос стискається (наскільки це можливо) в такому положенні сильфони повинні залишатися до трьох хвилин. Якщо насос несправний, сильфони повернуться у початкове положення раніше цього часу, при цьому насос використовувати для відбору проб не можна (необхідно провести технічне обслуговування відповідно до інструкції).

У кожній точці відбору проб завжди повинні бути взяті два зразки, один зразок з одним стисканням насоса, а потім один зразок з десятьма стисканнями за тих же умов.

Залежно від умов відбору проб процедура повинна бути узгоджена з експертом.

До початку відбору проб, після консультації з експертом, необхідно визначитися, які трубки необхідно використовувати при відборі проб, і до якої лабораторії (установи) їх здавати на аналіз.

В пункті збору проб повинна знаходитися плануюча документація щодо робіт з відбору проб, а також заповнені форми проб. Окрім перевірки плануючої документації, заповнених форм проб та звірки даних, пункт збору проб забезпечує правильний розподіл зразків проб між спеціалізованими лабораторіями. Усі ці процедури повинні бути чіткими й зрозумілими. Разом з персоналом, який може бути забруднений, зразки проб повинні пройти деконтамінацію. Сам матеріал зразка не повинен контактувати з речовинами, які використовувалися при проведенні деконтамінації.

Проби на наявність біологічних речовин беруться під час випадкового або навмисного вивільнення таких речовин, при виникненні епідемії чи незвичайного спалаху якогось захворювання.

НС з біологічної загрози украй небезпечні для оперативного персоналу, оскільки, на відміну від хімічних або радіоактивних (ядерних) загроз, виявлення на місці ймовірної біологічної речовини, у режимі реального часу до цього не вдавалося. Щоб отримати більш повне уявлення про наявність або

відсутність передбачуваної речовини, необхідні конкретні процедури відбору проб.

Найбільший ризик зараження біологічними речовинами – через дихальні шляхи та слизову оболонку, при споживанні їжі та через пошкоджену шкіру. Отже, захист дихальних шляхів та очей повинен мати пріоритет. Необхідно захистити тіло відповідним одягом. На етапі планування операції повинно передбачити відповідний захисний одяг та його регулярне використання. Після завершення операції увагу слід приділяти правильній дезактивації й зняттю захисного одягу для мінімізації поширення забруднення.

Під час роботи з невідомими речовинами, необхідно використовувати автономні дихальні апарати (Додаток Е). з газонепроникними захисними костюмами. Якщо небезпечна речовина і її характеристики відомі, рівень захисту може бути адаптований відповідно до вимог, що полегшує роботу персоналу.

Різні якості безлічі хімічних речовин виключають застосування універсального способу деконтамінації.

При з'ясуванні, чи можливо у разі певних забруднень провести успішну дезактивацію хімічного захисного костюма, слід проконсультуватися з експертом. Щоб уникнути зовнішнє забруднення об'єктів, включаючи матеріали для відбору проб, ретельна промивка теплою водою з дезінфікуючими засобами (поверхнево-активними речовинами) у багатьох випадках є найкращою рекомендацією (Додаток Е). Те ж саме відноситься до деконтамінації захисного одягу персоналу.

Пожежа чи аварія на ОПН створює значну загрозу як для виробничого персоналу, так і для населення. Величина цієї небезпеки тим більша, чим вище ступінь токсичності НХР.

Під час НС на хімічно небезпечному об'єкті виконують оцінку хімічної обстановки та за необхідністю проводять спеціальну обробку не лише робочого персоналу, а також і постраждалого населення.

Спеціальна обробка це складова частина ліквідації наслідків радіаційного, хімічного, бактеріологічного забруднення та проводиться з метою відновлення

готовності техніки, транспорту і особового складу формувань до виконання своїх завдань з проведення рятувальних робіт та виконання дій за призначенням.

На даний час існує схема організації проведення повної спеціальної обробки [275] (Додаток Е).

Однак, наведена схема містить недоліки, які впливають на ліквідацію наслідків НС на хімічно небезпечному об'єкті. Одним з таких недоліків є тривалий час розгортання району повної спеціальної обробки, що не забезпечує своєчасного зменшення та усунення рівня забруднення та його впливу на потерпілих і мінімізацію наслідків події радіаційного, хімічного й біологічного характеру.

Тому, нами була запропонована удосконалена схема організації ділянки первинної деконтамінації [275] (рис. 2.3, Додаток Е).

Дана схема дозволяє своєчасно та максимально зменшити рівень забруднення потерпілих. Забезпечує: своєчасний облік, маркування забрудненого одягу; облік потерпілих; безперебійну подачу миючих засобів; використання миючих засобів; медичне сортування; евакуацію потерпілих у медичні заклади.

Також схема організації ділянки деконтамінації дозволяє проводити деконтамінаційне сортування. Зокрема, розподілити потерпілих на тих, у яких наявні ознаки впливу небезпечних чинників забруднення, та тих, у яких вони відсутні. Забруднені потерпілі терміново розподіляються і направляються для проходження первинної деконтамінації. Потерпілі, у яких відсутні наявні ознаки забруднення або його впливу, направляються до майданчика спостереження або лікувального закладу.

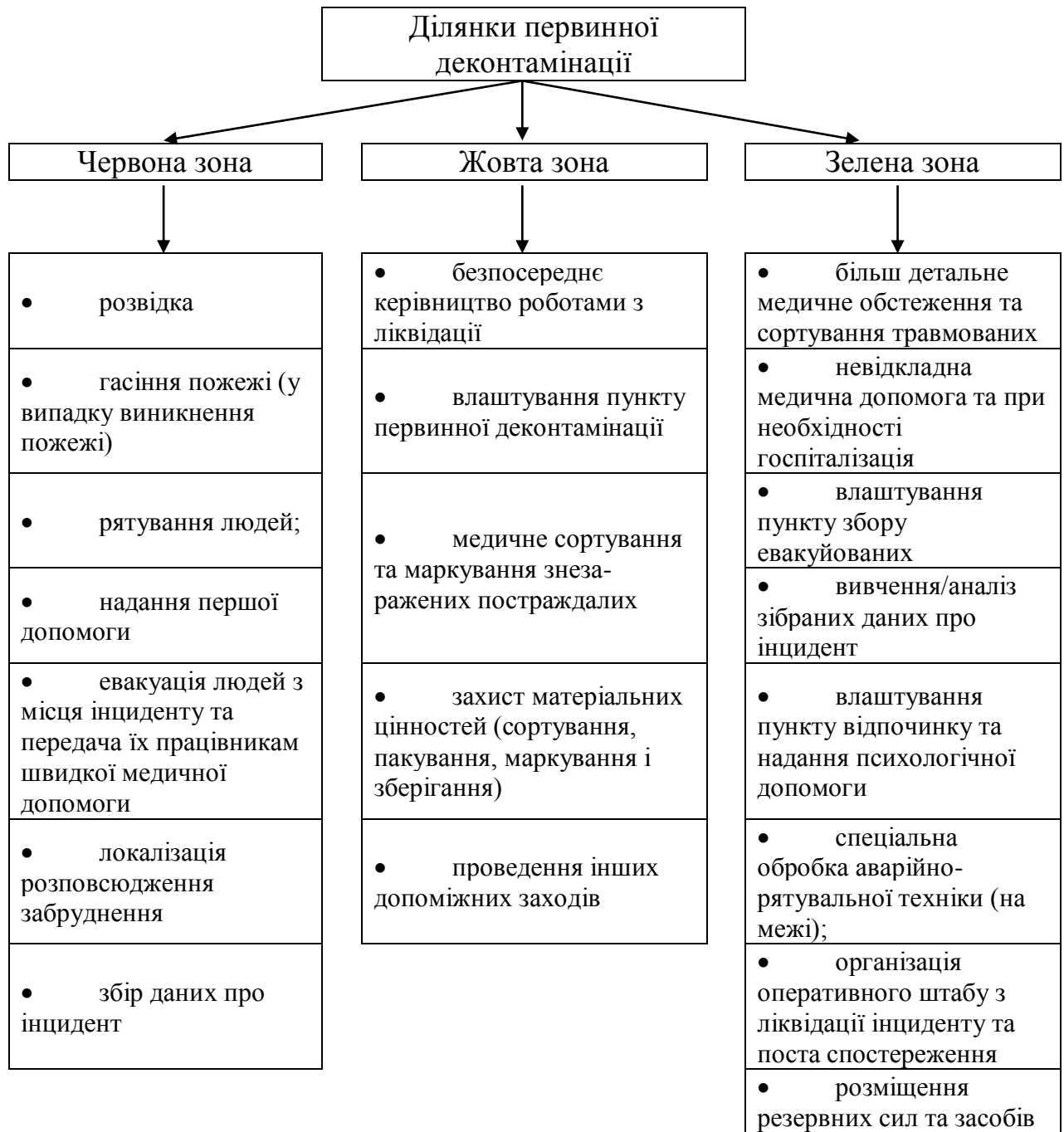


Рисунок 2.3 – Схема організації ділянки первинної деконтамінації

Оперативне визначення потерпілих з наявністю симптомів та ознак дії небезпечних речовин є надзвичайно важливим у випадку виникнення подій із наявністю великої кількості потерпілих.

Надані рекомендації та удосконалена схема процесу спеціальної обробки дозволяють максимально швидко зменшити рівень забруднення потерпілих, а також зменшити рівень забруднення на межі «теплої» і «холодної» зон та

запобігти поширенню забруднення за межі небезпечної зони. Запропонована процедура відбору проб дає можливість провести якісний відбір проб у короткі терміни, що дозволить виявити наявність небезпечної речовини під час виникнення НС.

У розділі надані рекомендації щодо проведення процедури відбору проб, які дозволять своєчасно провести ліквідацію НС, пов'язаної з пожежею та викидом хімічно-небезпечних речовин. Проведено удосконалення схеми первинної спеціальної обробки, що дозволить зменшити ризики НС техногенного характеру.

2.4 Оцінка дії пірогенного чинника на дендрогенні екогеосистеми

Вплив високих температур створених пірогенним фактором на лісові деревостани не тільки викликає їх істотне пошкодження, а й веде до загибелі рослин [95, 161, 163, 362, 371, 373]. Вивчення пожежної безпеки не повинно обмежуватися тільки прогнозною оцінкою [390], важливим також вважаємо оцінку можливого збитку заподіяного лісовою пожежею [16].

Будь-яке фізичне явище, в тому числі і процес теплопередачі, відбувається у просторі і часі. Тому аналітичне дослідження теплопровідності зводиться до вивчення просторово-часової зміни основної фізичної величини – температури, характерної для даного явища, тобто до знаходження залежності:

$$T = f(x, y, z, t), \quad (2.3)$$

де x, y, z – просторові координати у декартовій системі;

t – час, с.

Розрахунок можливої температури на поверхні стовбура дерева виконано за формулою (2.4) [184] та результати згруповано у таблиці 2.1:

$$T_1 = T_0 + \frac{q \cdot t}{A} \cdot \frac{1}{\sqrt{\frac{\pi \cdot \lambda \cdot c_n \cdot \gamma}{4} \cdot t}}, \quad (2.4)$$

де T_1 – температура на поверхні стовбура, °С;

T_0 – початкова температура, °С;

q – щільність теплового випромінювання, кВт/м²;

t – час дії пірогенного чиннику, с;

A – коефіцієнт поглинання;

γ – щільність, кг/м³;

λ – теплопровідність Вт/(м·К);

c_n – питома теплоємність, кДж/(м·К).

Залежність щільності променистого теплового потоку від фронту лісової пожежі описується за такою формулою [77]:

$$q = 326,37e^{-0,2791x}, \quad (2.5)$$

де x – відстань до кромки пожежі, м;

q – щільність теплового випромінювання, кВт/м².

Використавши дану залежність, спрогнозуємо теплове випромінювання від вогню, що діє на стовбури дерев, на різній відстані від кромки пожежі (рис. 2.4).



Рисунок 2.4 – Розрахунок залежності щільності променистого теплового потоку від фронту лісової пожежі

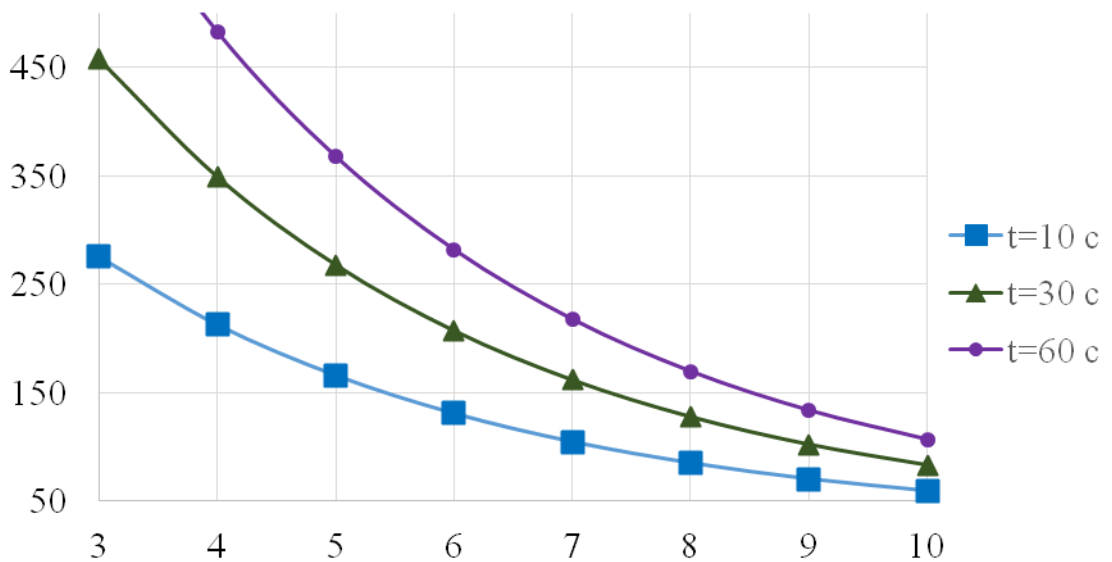
Істотний вплив теплового випромінювання на деревостани в основному відбувається при пожежах, коли полум'я вертикально і досягає висоти 2–3 метри. У цьому випадку максимальний тепловий потік спрямований по горизонталі до деревостану і вражає крони хвойного підросту, спалюючи хвою, або перегріваючи хвою і бруньки, що також призводить до загибелі молодих дерев. У той же час, більш дерева більшого віку отримують тільки опіки, що не призводить до їх загибелі, але знижує сортність деревини. З розрахунків видно, що при часу впливу пірогенного фактора 60 с на відстані всього 3 м при конвективних потоках спрямованих у бік деревостану температура може досягати понад 550 °С (рис. 2.5).

Таким чином, можна спрогнозувати можливу температуру, що впливає на дерева у залежності від відстані до джерела вогню та часу впливу. Очевидно, що при такій температурі при підвищеній вологості якщо і не відбудеться загоряння, то бруньки, звичайно, ж втратять свою життєздатність.

Таблиця 2.1 – Результати розрахунки теплового випромінювання і температури нагріву стовбура дерева при впливі пірогенного чинника в залежності від тривалості його впливу

Параметри	Відстань від кромки пожежі до стовбура дерева, м							
	3	4	5	6	7	8	9	10
Теплове випромінювання, кВт/м ²	141	106	80	61	46	34	26	20
Температура, °C при t – часу впливу пірогенного чинника, с:								
$t=10$	275	212	166	131	104	85	70	59
$t=30$	457	349	267	207	161	127	102	83
$t=60$	635	482	367	281	217	169	133	106

Температура, °C



Відстань від кромки пожежі до стовбура дерева, м

Рисунок 2.5 – Розрахунок нагріву поверхні стовбура дерева від теплового випромінювання в залежності від відстані до кромки пожежі при різному часі впливу

Більш наглядно дану модель впливу пірогенного чинника на дерева відображає тривимірна модель (рис. 2.6). Але слід зазначити, що для визначення щільності теплового потоку була використана залежність (2.5). Яка справедлива при висоті пожежі 2–2,5 м. При більш низьких пожежах, звичайно ж, теплове випромінювання буде меншим.

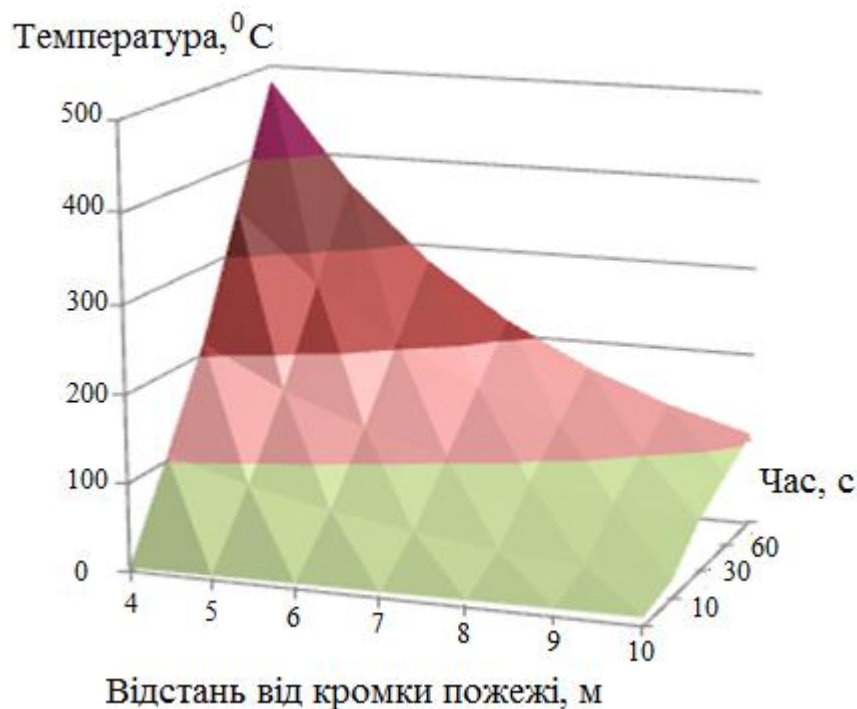


Рисунок 2.6 – Тривимірна модель нагріву стовбура дерева під впливом пірогенного чинника в залежності від часу впливу і відстані до кромки пожежі при висоті пожежі понад 2 м

Оскільки в умовах лісових масивів Харківського регіону здебільше переважають низові пожежі висотою 1–1,5 м, нами експериментальним шляхом за допомогою пірометра уточнено формулу (2.5). Згідно проведених розрахунків, щільність теплового потоку піддається наступній залежності від висоти пожежі:

$$q = 15,93x + 28,55, \quad (2.6)$$

де x – висота пожежі, м;

q – щільність теплового випромінювання, кВт/м².

Спрогнозуємо вплив температурного фактору на стовбури дерев при іншій висоті пожежі. Наприклад, при висоті пожежі 1,5 м на стовбурі дерев температура може досягати 300 °С вже через 60 с впливу пірогенного чинника (табл. 2., рис. 2.7). Оскільки у залежності (2.6) також є обмеження: вона враховує різну висоту полум'я, але більш справедлива для відстані від кромки пожежі біля 4 метрів, то у залежності від умов слід обрати ту або іншу прогнозу модель.

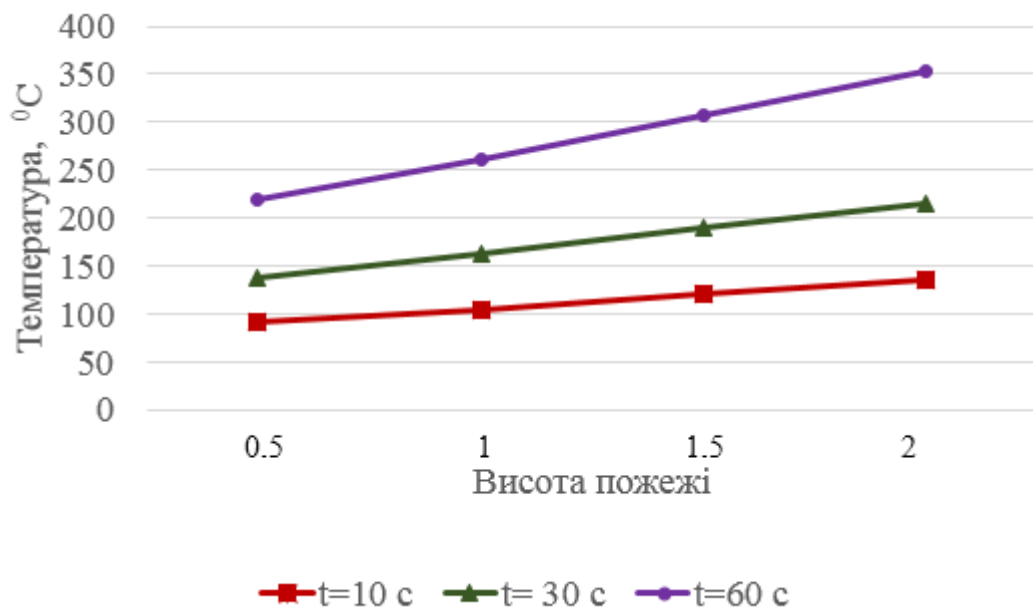


Рисунок 2.7 – Розрахунок нагріву поверхні стовбура дерева від теплового випромінювання в залежності від висоти полум'я при відстані від кромки пожежі близько 4 м

У таблиці 2.2 наведені розрахунки теплового потоку і температури на поверхні стовбура дерева в залежності від висоти полум'я і часу його нагрівання. Більш показовим є тривимірний графік (рис. 2.8).

Таблиця 2.2 – Результати розрахунку теплового випромінювання і температури нагріву ствола дерева при впливі пірогенного чинника на відстані 4 м

Висота пожежі, м	Теплове випромінювання, кВт/м ²	Час впливу пірогенного чинника на стовбур дерева, с					
		10	30	60	90	120	180
0,5	38	91	138	184	219	249	298
1	46	105	163	220	262	299	360
1,5	54	120	189	257	308	352	425
2	63	136	215	293	354	404	489

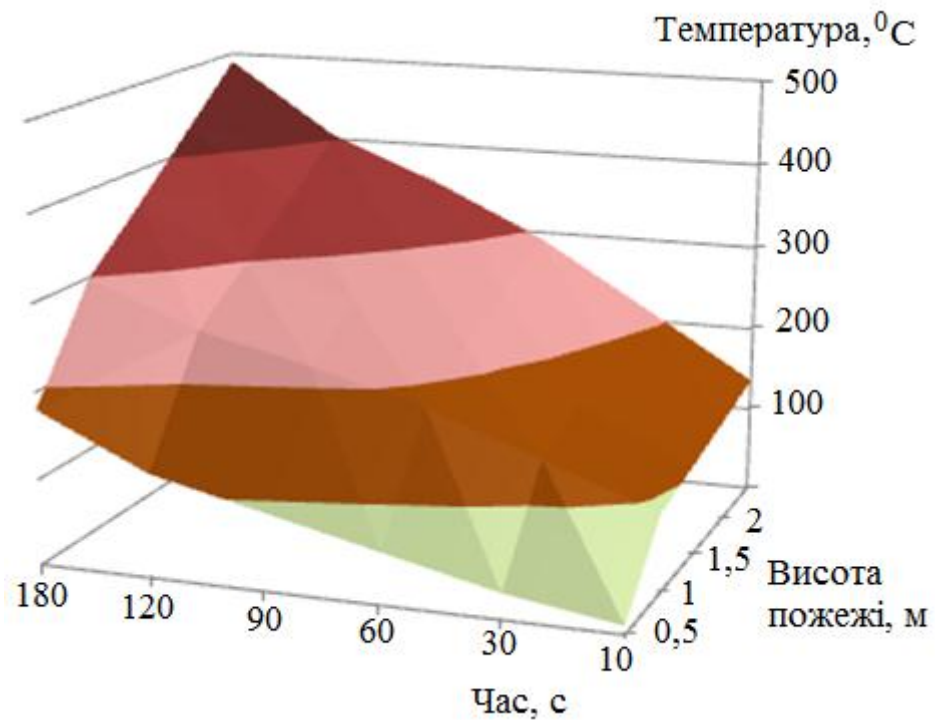


Рисунок 2.8 – Тривимірна модель нагріву стовбура дерева під впливом пірогенного чинника у залежності від часу впливу і висоти пожежі на відстані 4 м

Встановлено, що навіть при низових пожежах з висотою полум'я 0,5–1 м щільність теплового потоку ближче 2 м від полум'я перевищує 12 кВт/м². На інших видах низових пожеж теплове випромінювання зазначеної щільності

може бути на відстані 12–20 м. На верхових стійких пожежах така щільність теплового потоку може зберігатися на видаленні до 50 м від кромки пожежі.

У результаті проведеного дослідження уточнена тривимірна математична модель теплового впливу променистого теплового потоку від фронту лісової пожежі на хвойні дерева (на прикладі сосни). Проведено дослідження основних закономірностей теплопереносу у структурі стовбура дерева при впливі низової лісової пожежі різної інтенсивності.

2.5 Аналіз ймовірності виникнення пожеж в екогеосистемах лісових масивів Харківщини в результаті техногенного навантаження

Аналіз пожежонебезпечної ситуації в лісових масивах на території Харківської області дозволить виявити чіткі тенденції у виникненні пожеж в екогеосистемах та їх площі. Присутність значних лісових масивів, особливо хвойних, значно підвищує ймовірність виникнення НС, викликаних пожежами, які несуть загрозу як населенню, так і господарству.

Лісовий фонд області, за даними останнього державного обліку, складає 419,4 тис. га, у тому числі лісова площа – 403,2 тис. га, з них вкриті лісом землі – 381,5 тис. га., з них 100 тис. (23,8 %) – хвойні [319]. Лісистість території Харківщини становить 10,1%, що менше, ніж у цілому по Україні (14 %). Науково обґрунтована лісистість становить на рівні 15–16 %. Для її досягнення потрібно створити майже 200 тис. га сучасних лісів. Ліси регіону розташовані у лісостеповій і степовій зонах, що створює надмірну пожежну небезпеку. Найбільший лісовий масив розміщений в Ізюмському лісгоспі. Чималі лісові масиви мають Чугуєво-Бабчанський, Вовчанський, Зміївський та Гутянський держлісгоспи. Кількість днів із високим класом пожежної небезпеки щорічно знаходиться в межах 50 % від тривалості пожежонебезпечного періоду. Ліси області характеризуються надмірною загрозою загорянь, зумовленою наявністю різновікових хвойних насаджень і значними площами цілісних лісових культур хвойних порід.

Оскільки територія Харківської області знаходиться у лісостеповій та степовій природних зонах, покриття лісами за районами області нерівномірне: основні лісові масиви ростуть в лісостепових північно-західних і центральних районах; лісистість деяких районів варіюється від 0,5 % в Лозівському районі до 29,5 % в Зміївському районі. Ліси знаходяться переривистими площами і лісистість має 15 місце в Україні. Загальний запас деревостанів в лісах становить 68,3 млн. м³ [186].

Згідно з Лісовим кодексом України Державне агентство лісових ресурсів України контролює ведення лісового господарства й дотримання чинного лісового законодавства. Уповноваженим органом у регіоні являється Харківське обласне управління лісового та мисливського господарства, що має в структурі 10 держлісгоспів, Національний природний парк «Гомільшанські ліси» та два державні мисливські господарства [319]. У стаціонарному підпорядкуванні держлісгоспів управління знаходиться 298,9 тис. га лісового фонду. Відповідно до існуючого поділу лісового фонду, всі ліси Харківського регіону відносяться до I групи, що вказує про їхню високу еколого-захисну, соціальну і рекреаційно-оздоровчу роль. Переважній їх частині належать санітарно-гігієнічні і оздоровче значення (понад 178 тис. га, чи 50 %). Другорядні функції мають захисні ліси (понад 113 тис. га, чи 36 %). Частина водоохоронних лісових масивів є несуттєвою (8 %) [212].

Найпоширенішими лісовими породами у регіоні є дуб черешчатий (насадження займають понад половину усієї площі лісів – 53 %), та сосна звичайна (36 %). В лісових масивах регіону ще зростають ясен і клен гостролистий, польовий і татарський, липа, в'яз, осика тощо.

У віковій структурі лісових масивів домінують середньобагатолітні насадження й молодняк (понад 290 тис. га), стиглі та перестояні деревостани становлять лише 12 %, що свідчить про посилену експлуатацію лісів.

Лісові масиви, що відносяться до спеціального цільового призначення в державному лісовому фонді Харківщини становлять лише 638 га, або ж 0,2 %. Цю категорію лісів складають об'єкти природно-заповідного фонду.

У власності державного лісового фонду знаходяться теж 25,4 тис. га полезахисних лісових смуг. Полезахисна лісистість Харківщини являє 1 %, проте, науково обґрунтована оптимальна не повинна бути нижчою 2,5 % в лісостеповій та 3 % – в степовій частинах області. Наявні полезахисні лісосмуги перебувають в стані незадовільної екологічної ситуації, понад третина з яких потребують реконструкції [319].

Техногенне навантаження на ліси зумовлює зміну вікової і породної структури деревостанів, їх санітарного стану й стійкості, співвіднесення лісів природного насінневого і паросткового характеру й насаджень, які зростають із лісових культур [109].

Під загрозою лісових та польових пожеж у Харківському регіоні знаходиться 1127,0 тис. га (35,9 % площі). Розміри площ імовірних лісових і польових пожеж сприяли тому, що регіон займає 2 місце в Україні. Зони потенціальних лісових пожеж становлять 25 з 27 районів, що відноситься, головним чином, до лісів із широколистих порід та у чисельному взаємозв'язку загрожує на площі у 333,0 тис. га (10,6 % площі області). Площі потенціальних польових пожеж дорівнюють 794,0 тис. га і охоплюють понад 33% всіх сільгоспугідь. Таким чином, за інтегрованою оцінкою означеного виду загрози – коефіцієнтом небезпеки, що становить $9,5 \cdot 10^{-2}$, серед інших регіонів України, Харківщина займає проміжне місце (між найменшою величиною коефіцієнта в $(1,1 \cdot 10^{-2})$ – Запорізька область, та найбільшою в $(4,8 \cdot 10^{-1})$ – Закарпатська, при коефіцієнті для України загалом $1,3 \cdot 10^{-1}$) (табл. 2.3) [107].

Таблиця 2.3 – Площі ймовірних лісових та польових пожеж на території Харківської області (за даними [107]).

Регіон	Загальна площа зони можливих пожеж, тис. га	У тому числі площі зон можливих пожеж, тис. га:				Всього тис. га	Частка від площі сілськогосподарських угідь (%)	Коефіцієнт небезпеки по території	
		Лісових		польових					
		Всього, тис. га	у т. ч. переважно:		Всього тис. га				Частка від площі сілськогосподарських угідь (%)
			сильних верхових	слабких низових					
х і низових									
Харківська область	1127,0	333,0	110,0	223,0	794,0	33,0	$9,5 \cdot 10^{-2}$		

Згідно з даними ХОУЛМГ, за етап 2003–2017 рр. на підпорядкованих площах лісів державних підприємств пожежі охопили 2847 га, зокрема, верхові пожежі – 625 га [319]. Це складає близько 2 % всієї площі лісових насаджень Харківської області (табл. 2.4).

Стан пожежної ситуації у лісових насадженнях регіону вирізняється високими класами пожежної небезпеки лісів і суттєвим рекреаційним навантаженням на лісові масиви, адже значна площа лісових масивів знаходиться поблизу населених пунктів та в місцях масового відпочинку. Аналіз показує, що в області 97% лісових пожеж виникає з вини населення: внаслідок необачного поводження з вогнем чи підпалу. Основною причиною лісових пожеж є порушення населенням правил пожежної безпеки в лісах і розповсюдження пожеж на лісові насадження з прилеглих до них територій (Додаток В).

Таблиця 2.4 – Інформація про лісові пожежі на підприємствах Харківського обласного управління лісового та мисливського господарства за 2003–2017 роки [319].

Показники	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Кількість лісових пожеж	186	31	392	331	450	357	638	389	154	197	76	50	178	37	222
в т.ч. виникло з вини населення	178	31	329	326	442	355	636	386	151	193	73	48	177	37	200
Площа пожеж, га	23,75	1,24	50,57	34,59	82,9	1823	215,58	155,58	26	51,22	25,84	30,49	79,24	5,37	241,27
в т.ч. площа верхових пожеж, га	2,3	0	2	0,50	4	560,8	8,8	8,65	0	0	0	0	0	0	37,7
Середня площа, га	0,13	0,04	0,129	0,10	0,18	5,11	0,34	0,40	0,17	0,26	0,34	0,61	0,45	0,15	1,09
Збитки тис. грн.	36	5,1	85,7	79,8	142	36159,5	1458,2	929,71	113,4	410	65,97	76,34	207,2	104,5	3184,49

Таблиця 2.5 – Площі пожеж які виникли на території підприємств Харківського ОУЛМГ у 2008–2017 роках [319].

Лісгосп	2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017	
	Площа , Га	в т.ч. верхов их	Площа , га	в т.ч. верх ових	Пло ща, га	в т.ч. верхо вих	Пло ща, га	в т.ч. вер хов их	Пло ща, га	в т.ч. вер хов их	Пло ща, га	в т.ч. вер хов их	Пло ща, га	в т.ч. вер хов их	Пло ща, га	в т.ч. вер хов их	Пло ща, га	в т.ч. верхо вих	Площа , га	в т.ч. верхов их
Балаклійський	1,28		5,80		0,83		7,39		1,56		1,67		0,82		3,86		0,5		51,35	
Вовчанський	0,37		1,33		1,12		9,7		2,06		0,14		0,5		1				1	
Гутянський	1,95		2,80		0,00		1,16		0,24		0,2		1,45		28,99		0,5		1,4	
Зміївський	1,52		5,30		1,99		0,61		0,91		1,04		4,15		3,23				7,3	
Ізюмський	1669,3	558,30	29,69		5,59	0,70	2,33		15,45	0,20	1,01		1,21				2,4		18,34	
Куп'янський	113,85	2,50	73,55	4,00	105,5	7,95	7,27	0,50	29,18	3,80	3,85		19,27		23,05		0,19		1,34	
Красноградський	18,04		12,33		0,96		1,09		22,0		16,67		2,97		7,74		0,44		139,99	
Жовтневий	10,78		29,34	1,40	29,43		3,59		11,61		1,24		0,04		3,82		1,34		15,3	
Чугуєво- Бабчанський	5,20		55,31	3,40	9,14		0,74		1,57		0,02		0,03		1,15				5,22	
ХОДАЛП Харківоблагроліс													0,05		6,4				0,03	
Близнюківський*	0,42		0,13		0,93		0,71		2,34											

*з 2012 року реорганізовано та приєднано до Зміївського лісгоспу

Протягом 2017 року у відомчих лісових насадженнях сили пожежогасіння лісогосподарських підприємств виявили та ліквідували 222 лісових пожежі. Площа лісових пожеж склала 241,27 га, у т.ч. 37,7 га пройдено верховими пожежами. Середня площа пожежі становила 1,09 га.

Згідно зі статистичними даними ХОУЛІМГ, нами були проведені розрахунки ймовірності виникнення пожеж в екогеосистемах лісових масивів (табл. 2.6, рис. 2.9) [41, 319]. Ступінь ризику (R) визначається математичною формулою 2.7, як відношення кількості небезпек пірогенного походження (n_f) до максимально можливої частоти їхнього виникнення за визначений період часу (N_f):

$$R = n_f / N_f. \quad (2.7)$$

Таблиця 2.6 – Визначення ступеня ризику виникнення лісових пожеж за роками

Рік	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Площа, пройдена вогнем, га	1822,7	215,58	155,5	34,59	86,92	25,84	30,49	79,24	5,37	241,27
Ризик виникнення пожежі	$6,1 \cdot 10^{-3}$	$0,7 \cdot 10^{-3}$	$0,5 \cdot 10^{-3}$	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$0,8 \cdot 10^{-4}$	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,3 \cdot 10^{-3}$	$0,2 \cdot 10^{-4}$	$0,8 \cdot 10^{-3}$

Заслужує уваги пік на рис. 2.9, що пояснюється суттєвим збільшенням кількості лісових пожеж у 2008 році, а також визначальною декількатижневою лісовою пожежею в Ізюмському лісгоспі, площа якої сягала понад 600 га.

Часто виникнення, розвиток та поширення лісових пожеж провокується використанням контрольованого вогню для профілактичного випалювання надґрунтового горючого матеріалу під покривом соснових і листяних насаджень. Рахується, що раціонально проводити подібні пали не тільки з метою зменшення їхньої пожежної небезпеки, але і переважно для

стимулювання лісотворних процесів і покращання лісорослинних умов біотопу. Водночас в екогеосистемах випалювання горючого матеріалу з ціллю зменшення їхньої маси у лісових масивах є абсолютно неприпустимим. У подібних та інших схожих природно-кліматичних регіонах для запобігання виникненню пожеж й зменшення пожежонебезпеки лісових насаджень ведення профілактичних контрольованих випалювань горючих матеріалів є раціональним тільки на не вкритих лісами площах (вирубках, пустирях, просіках, згарищах тощо) [336].

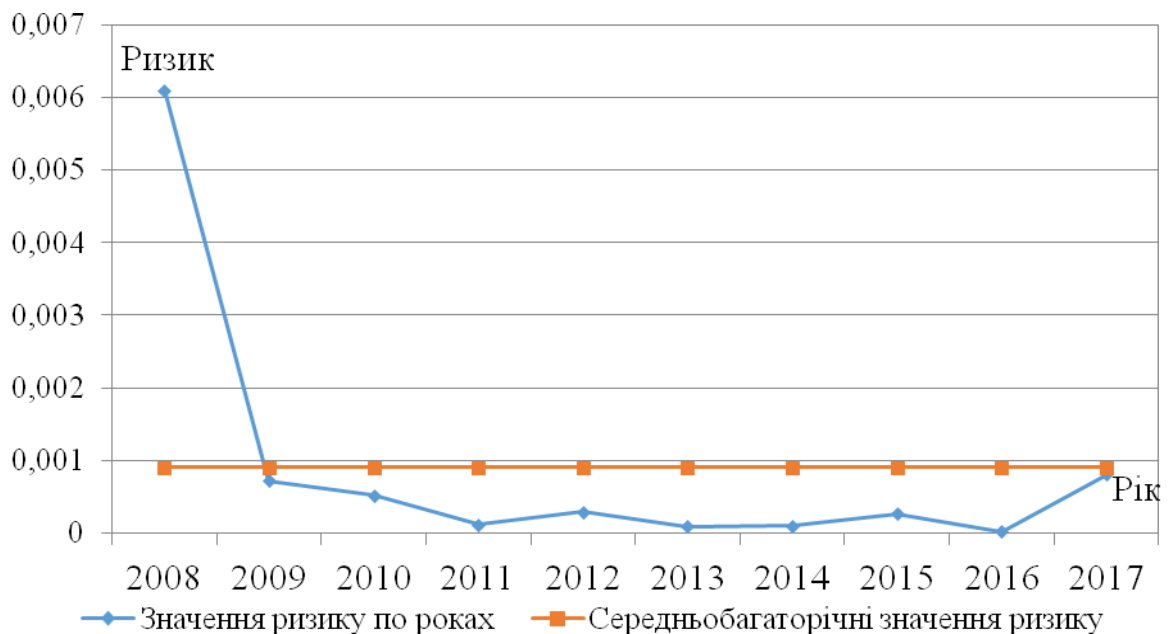


Рисунок 2.9 – Ймовірність виникнення пожеж в лісових масивах ХОУЛМГ

Протилежно інші пірологічно-лісові умови створюються, коли контрольовані профілактичні випалювання проводяться на покритих лісом ділянках з метою зниження запасів горючих матеріалів. Рівень пожежної небезпеки на покритих лісом ділянках після проведення на них випалювань горючих матеріалів не знижується, а навпаки підвищується. Загальновизнано, що згарища і вирубки більш пожежонебезпечні, ніж незаймані вогнем чи промисловими вирубками природні насадження. Це обумовлено тим, що на ділянках пройдених вогнем і на вирубках, інтенсивно розвиваються пожежонебезпечні світлолюбні злаково-різнотравні види рослинності. Запаси

горючих матеріалів на таких ділянках збільшуються через усихання и опадання пошкодженого вогнем підросту, підліску і окремих фаутичних дерев. Тому згарища і вирубки викликають підвищений рівень природної пожежної небезпеки. Отже, випалюючи горючий матеріал під пологом деревних насаджень відбувається підвищення їх пожежної небезпеки [335].

Об'єктами для випалювання на покритих лісом ділянках є в основному надґрунтовий покрив, опад і лісова підстилка. На відміну від сухого травостою, вони можуть загорятися при більш високій пожежній небезпеці в лісі за умовами погоди, що різко підвищує ризик виходу вогню з-під контролю і визначає необхідність створення затратної системи протипожежних заходів (наприклад, мінералізованих полос і т.п.) для надійного проведення контрольованих випалювань.

Отже, контрольовані профілактичні випалювання горючого матеріалу на лісових площах з ціллю зниження їхньої пожежонебезпеки раціонально супроводжувати контрольованим проведенням і тільки на не вкритих лісом ділянках і лише восени.

Відмінності фактичної горючості лісів пояснюються не лише природними, а й антропогенними передумовами, про що йтиметься у підрозділі 2.6. Оскільки основною причиною виникнення пожеж є діяльність людей, а розміри вигорілої площі багато в чому залежать від організації робіт по гасінню, виявляються наступні тенденції. По-перше, найбільша кількість лісових пожеж виникає неподалік населених пунктів, в рекреаційних зонах парково-лісових масивах. Проте за рахунок швидкого виявлення і екстреного реагування, площі пройдені вогнем незначні. Така ситуація притаманна, в першу чергу, для «ДП Жовтневий лісгосп», «ДП Чугуєво-Бабчанський лісгосп», «ДП Зміївський лісгосп». В іншому випадку, пожежі у віддалених від населених пунктів азональних лісових масивах в «ДП Ізюмський лісгосп» і «ДП Куп'янський лісгосп» пізно виявляються і гасяться також з запізненням. Такі природні комплекси характеризуються помірною горючістю лісів за частотою і достатньо високою за площею. Прикладом можуть бути вищезазначені пожежі

в «ДП Ізюмський лісгосп» та «ДП Куп'янський лісгосп» 2008 року (1669,3 га і 113,9 га відповідно).

Отже, у Харківському регіоні присутність значних лісових масивів, більш за все хвойних, суттєво підвищує імовірність виникнення НС, викликаних пожежами, котрі несуть загрозу як населенню, так і господарському комплексу. Найбільша пожежна небезпека спостерігається у приміських екогеосистемах, де проводиться випалювання горючого матеріалу задля зменшення їхнього об'єму.

Наукові дослідження просторового розподілення небезпек та ризиків є вагомим засобом екологічного прогнозування з метою запобігання НС на території України [257]. На даний час розробленню основ картографування природних, техногенних, соціальних небезпек та НС приурочили свої наукові розробки Я. Б. Олійник, А. М. Мельничук, Л. Г. Руденко, А. А. Салтовець, О. М. Глущенко, М. А. Сафронов, В. В. Фуряєв та інші вчені [91, 212, 206, 257, 262, 269, 315].

При складанні картосхем, насамперед, передує процес формування бази даних моделювання НС, установлюється орієнтація на наявну базу знань як своєрідну сукупність даних про безпеку життєдіяльності населення, що дозволяє усвідомити подальші можливості стосовно прийняття управлінських рішень [257]. В сьогочасному понятті база даних – це сукупність даних окремої предметної галузі знань, що структуровані згідно з чинними нормами, які утверджують спільні положення описування, зберігання та управління даними [20]. Під час моделювання йде мова про базу даних, яка наявна в цифровій формі та використовується із застосуванням нових геоінформаційних технологій для отримання паперових чи електронних карт чи картосхем [152]. Ми використали бази даних стосовно площ виникнення лісових пожеж у Харківській області протягом 2008–2017 рр. (табл. 2.4, 2.5).

За картографічну основу нами використано середньомасштабну карту адміністративно-територіального устрою Харківської області (1:1000000) із завчасно виділеними межами лісгоспів ХОУЛМГ [186, 319].

Перш за все в легенді картосхеми надано територіальний устрій ХОУЛМГ із розподілом на лісгоспи й вказано їхню площу (рис. 2.10) [319].

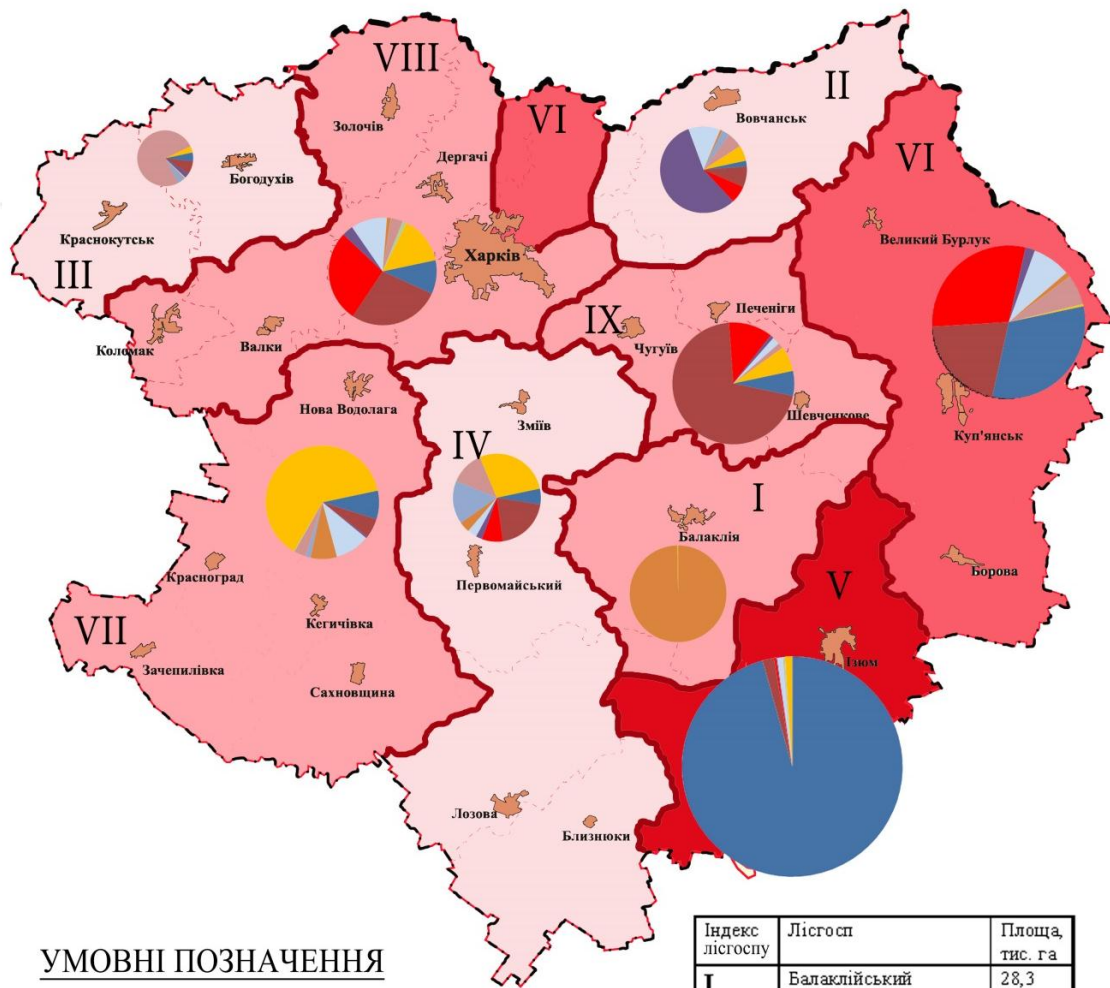
Сполучення якісного та кількісного фону, який застосовано для передавання кількісних відмін фактів загального розповсюдження у межах конкретних територій, показує на картосхемі питому вагу площі пожеж по лісгоспах ХОУЛМГ [45, 57].

Колові локалізовані діаграми на картосхемі зображують динаміку виникнення лісових пожеж за роками (2008–2017 рр.). Умовна шкала (діаметр колових діаграм) свідчить про масштабність лісових пожеж. Способом картодіаграми, згідно з якими зображують статистичні значення в показниках територіального устрою, показано площу лісів уражених лісовими пожежами.

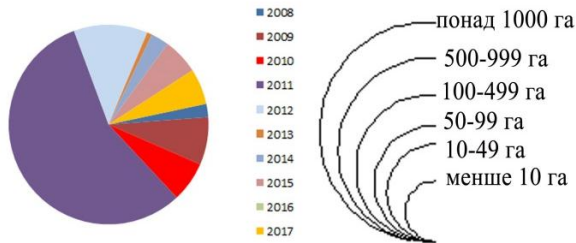
Переважна чисельність пожеж у дослідженому регіоні (від 65 до 90 %) – це дрібні (0,2–1 га) та малі (1–10 га), слід відзначити, що дрібних пожеж більше; на загоряння (менше 0,2 га) й середні пожежі (10–50 га) приходиться по 10 %, кількість значних (50–200 га) та великих (200–1000 га) суттєво менше (2 %). Пожежі понад 1000 га одиничні (протягом періоду дослідження – 1 випадок у «ДП Ізюмський лісгосп» в 2008 році. Площа лісової пожежі становила понад 1670 га).

Результатом проведених досліджень є представлена картосхема, що базується на обчисленні динаміки НС, що викликані лісовими пожежами на території Харківської області протягом 2003–2017 років.

Наступні дослідження ми зосередили на рівні техногенно-екологічної небезпеки за районами Харківської області та оцінці ступеня техногенного ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у регіоні.



УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ



Індекс лісгоспу	Лісгосп	Площа, тис. га
I	Балаклійський	28,3
II	Вовчанський	27,9
III	Гутянський	31,1
IV	Змівський	32,3
V	Ізюмський	53,0
VI	Куп'янський	37,4
VII	Красноградський	14,6
VIII	Жовтневий	48,4
IX	Чугуєво-Бабчанський	22,6
Разом		298,9

Динаміка виникнення лісових пожеж по роках
 Площа лісів уражених пожежами



Адміністративні центри

Кордони:

- - - районів
- · - · області
- лісгоспів

<1%	1-10%	11-50%	>50%
-----	-------	--------	------

Питома вага площі пожеж за лісгоспами

Масштаб 1:1000000

Рисунок 2.10 – Динаміка виникнення пожеж за період 2008–2017 рр.

2.6 Вплив антропогенних передумов на виникнення природних пожеж та їх прогноз

На даний момент наукових робіт, присвячених аналізу впливу антропогенних чинників на виникнення природних пожеж чимало [30, 35]. В одній із них містяться результати вивчення закономірностей виникнення техногенних і природних пожеж [9].

Серед антропогенних передумов виділимо техногенні та соціальні (рис. 2.11).

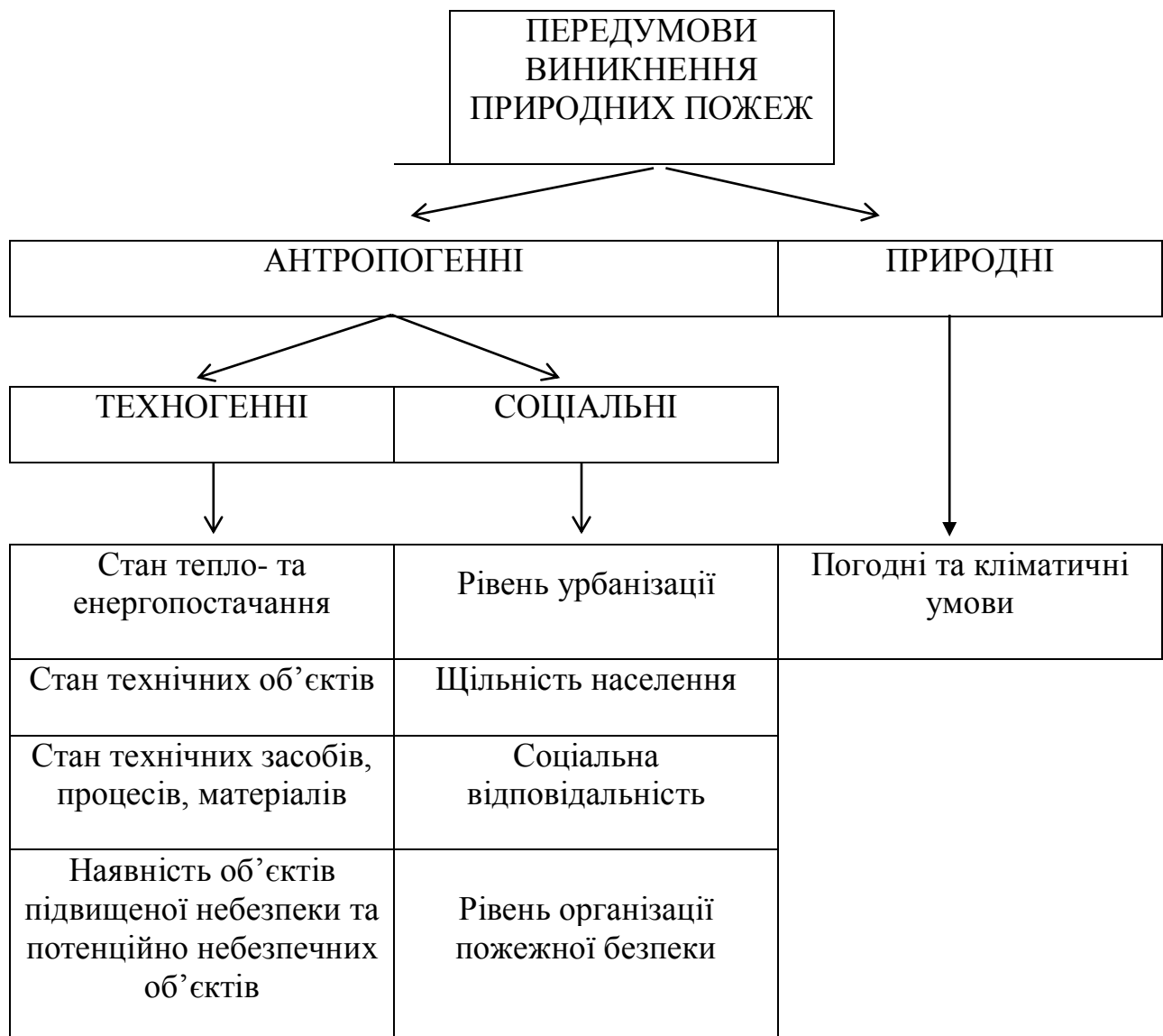


Рисунок 2.11 – Передумови виникнення природних пожеж

У роботі [9] автор пов'язує кількість виникнення пожеж із погодними умовами, чисельністю населення та кількістю населених пунктів на одиницю площі. Нам здається, що такий підхід заслуговує на увагу, але більш ефективним стане вивчення кількості пожеж не від абсолютної кількості мешканців, а від щільності населення. Крім того, значення і функції населених пунктів можуть значно відрізнятись. Найбільш вірогідним є виникнення пожеж при наявності об'єктів підвищеної небезпеки або потенційно небезпечних об'єктів. Саме їх кількість слід враховувати для оцінки ризику виникнення надзвичайної ситуації, у тому числі пірогенного характеру.

Нами проведений аналіз впливу антропогенних факторів на виникнення природних пожеж на прикладі Харківського регіону. Розподіл потенційного ризику і щільності населення у дослідженому районі дозволяє отримати кількісну оцінку соціального ризику для населення. Надмірна щільність населення у деяких регіонів області є одним з факторів, які здатні підвищити матеріальний та соціальний ризик території й населення області від стихійних лих та техногенних аварій (у тому числі пожеж). Нами виготовлено картосхему районування різнорівневих районів регіону, де ризик НС показує тенденції у просторовій структурі потенційних джерел НС та санкціонує підвищення готовності владних та уповноважених служб до дії при непередбаченому виникненні НС й до їхнього запобігання.

Оскільки виникнення пожеж є лідером серед всіх надзвичайних ситуацій, проведемо розрахунок ризику виникнення потенціальної НС екологічного походження на основі розташування ОПН на території Харківщини й співставимо одержані результати з можливими небезпечними подіями пірогенного характеру. Відповідно до державного реєстру ОПН на території області знаходиться 381 ОПН, на території України – 9382 ОПН [110].

Ризик виникнення екологічної небезпечної ситуації буде залежати від щільності розташування ОПН у регіоні. Для усіх районів області обчислено коефіцієнт f (показник насиченості площі території небезпечними об'єктами), яка вказує площу, що припадає на кожен ОПН (табл. 2.7, 2.8). Міра насиченості

території ОПН розраховано для точкових об'єктів на одиницю площі (км²). За мірою насиченості площі території ОПН з певною достовірністю можливо свідчити також і про ймовірність виникнення НС техногенного характеру. Чим сильніше насиченість, тим більша ймовірність виникнення НС.

Таблиця 2.7 – Чисельність населення та ОПН у Харківській області (розподіл за районами)

Район	Кількість мешканців, М тис. осіб	Кількість об'єктів підвищеної безпеки, n	Площа S, км ²	Коефіцієнт, що вказує площу, яка приходить на кожен ОПН, $f=S/n$, км ²	яку кількість населення приходиться на кожен ОПН	Ризик виникнення надзвичайної ситуації $R=n/9382$
Зачепилівський район	16,1	3	794	264,6	5366	$3,2 \cdot 10^{-4}$
Кегичівський район	21,8	3	782,5	260,8	7266	$3,2 \cdot 10^{-4}$
Нововодолазький район	34,9	9	1182,7	131,4	3877	$9,6 \cdot 10^{-4}$
Красноградський район	45,8	14	985,1	70,3	3271	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Сахновщинський район	22,5	7	1169,9	167,1	3214	$7,5 \cdot 10^{-4}$
Вовчанський район	48,7	6	1888,6	314,7	8116	$6,4 \cdot 10^{-4}$
Балаклійський район	84,6	13	1986,5	152,8	6507	$1,4 \cdot 10^{-3}$
Куп'янський район	26	17	1280,3	75,3	1529	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Борівський район	17,8	3	875,3	291,7	5933	$3,2 \cdot 10^{-4}$

Продовження таблиці 2.7

Великобурлуцький район	23,7	5	1220,8	244,1	4740	$5,3 \cdot 10^{-4}$
Зміївський район	73	18	1364,7	75,8	4055	$1,9 \cdot 10^{-3}$
Золочівський район	27,8	5	968,6	193,7	5560	$5,3 \cdot 10^{-4}$
Валківський район	32,6	2	1010,5	505,2	16300	$2,1 \cdot 10^{-4}$
Коломацький район	7,7	1	329,5	329,5	7700	$1,0 \cdot 10^{-4}$
Дергачівський район	94,9	35	900,1	25,7	2711	$3,7 \cdot 10^{-3}$
Харківський район	183	124	1403,4	11,3	1475	$1,2 \cdot 10^{-2}$
Чугуївський район	46,9	34	1148,6	33,7	1379	$3,6 \cdot 10^{-3}$
Печенізький район	10,5	2	467,5	233,7	5250	$2,0 \cdot 10^{-4}$
Шевченківський район	21,2	4	977,4	244,3	5300	$4,2 \cdot 10^{-4}$
Богодухівський район	40,4	14	1160,3	82,8	2885	$1,5 \cdot 10^{-3}$
Краснокутський район	29,3	5	1040,8	208,1	5860	$5,3 \cdot 10^{-4}$
Ізюмський район	18,7	20	1553,5	77,6	935	$2,1 \cdot 10^{-3}$
Барвінківський район	24,7	3	1364,5	454,8	8233	$3,2 \cdot 10^{-4}$
Близнюківський район	20,7	3	1380	460	6900	$3,2 \cdot 10^{-4}$
Лозівський район	30,7	10	1403,5	140,3	3070	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Первомайський район	48,2	17	1194,5	70,2	2835	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Дворічанський район	18,8	4	1112,4	278,1	4700	$4,3 \cdot 10^{-4}$
Всього	1071	381	30945,5	81,2	2811	$4,0 \cdot 10^{-2}$

Таблиця 2.8 – Чисельність населення та ОПН у Харківській області (розподіл за районами)

Лісгосп	Середня площа лісових пожеж за даними за 10 років (2008-2017)	Кількість мешканців, М тис. осіб	Кількість об'єктів підвищеної небезпеки, п	Площа районів S, км ²	Площа лісгоспа, тис. га	Щільність населення, осіб/км ²	Коефіцієнт, що вказує площу, яка приходить на кожен ОПН, $f=S/n$, км ²	Коефіцієнт, що враховує на яку кількість населення приходить кожен ОПН $d=M/n$	Доля ОПН у районі відносно їх загальної кількості у регіоні D
Красноградський (Зачепилівський, Кегичівський, Нововодолазький, Красноградський, Сахновщинський райони)	22,22	141	36	4914,3	14,6	28,71	136,51	3,92	0,095
Вовчанський	1,72	48,7	6	1888,6	27,9	25,78	314,7	8,11	0,015
Балаклійський	7,50	84,6	13	1986,5	28,3	42,58	152,8	6,50	0,034
Куп'янський (Куп'янський, Борівський, Великобурлуцький райони)	37,70	67,5	25	3376,4	37,4	19,99	135,0	2,7	0,066
Зміївський	2,60	73	18	1364,7	32,3	5,35	75,8	4,05	0,047
Жовтневий (Золочівський, Валківський, Коломацький, Дергачівський, Харківський райони)	10,65	318,2	162	3643,5	48,4	87,33	22,4	1,96	0,429
Чугуєво-Бабчанський (Чугуївський, Печенізький, Шевченківський райони)	7,84	78,6	40	2593,5	22,6	30,30	64,8	1,96	0,106
Гутянський (Богодухівський, Краснокутський райони)	3,87	69,7	19	2201,1	31,1	31,66	115,8	3,66	0,050
Ізюмський (Ізюмський, Барвінківський райони)	8,44	43,4	23	2918	53,0	14,87	126,8	1,88	0,061

Базуючись на отриманих показниках нами було виконано групування районів Харківської області за рівнем техногенно-екологічної небезпеки (рис. 2.12). Згідно проведених розрахунків найнебезпечнішими районами виявилися Харківський, де на кожні 11,3 км² припадає 1 ОПН. В Дергачівському й Чугуївському районі на кожні 25,7 і 33,7 км² приходитьсья відповідно по об'єкту підвищеної небезпеки. За приведеними даними нами складено картосхему Харківській області (рис. 2.12), де цю групу районів забарвлено червоним кольором.

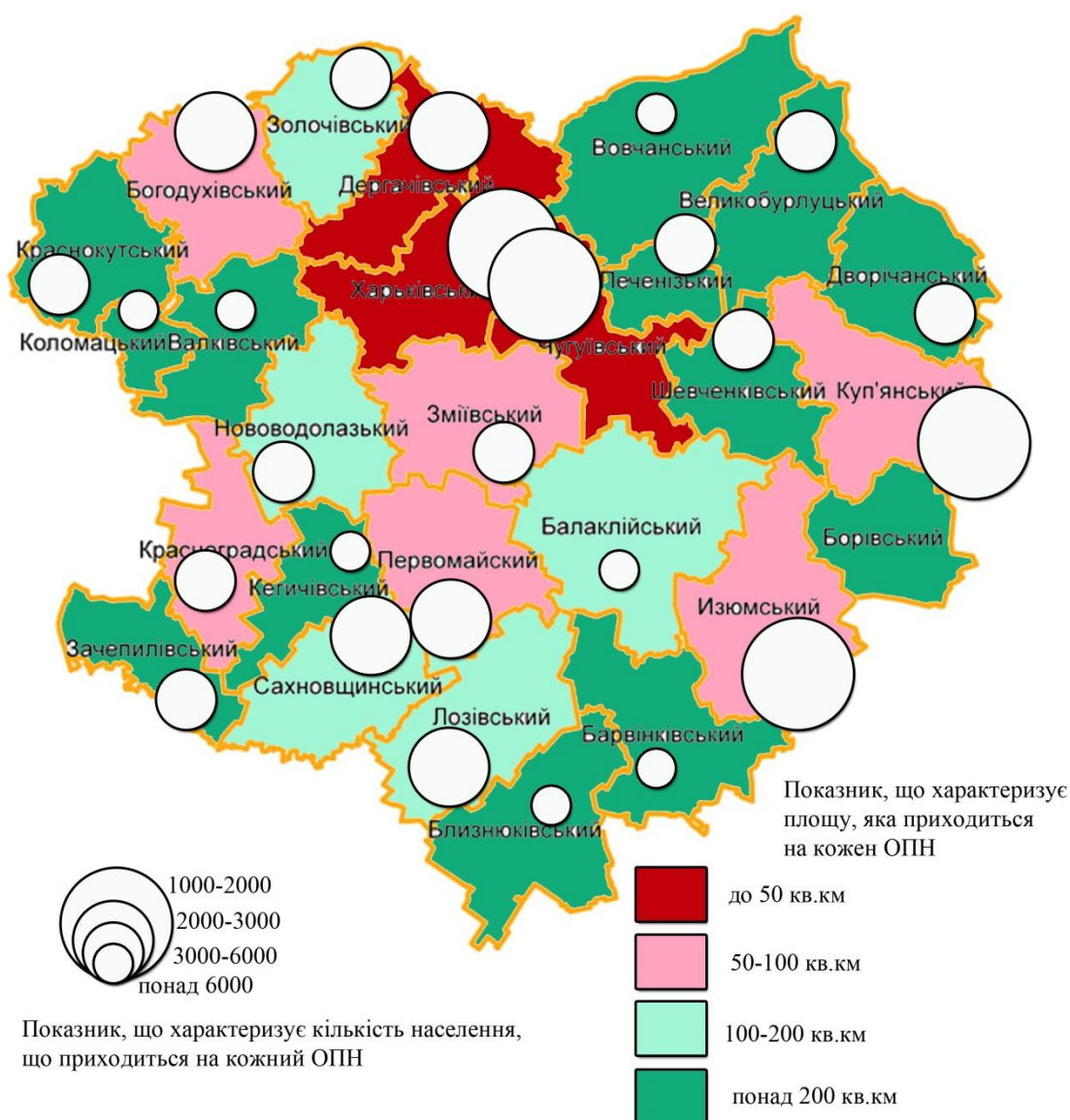


Рисунок 2.12 – Рівень техногенно-екологічної небезпеки за районами Харківської області

Рожевим кольором забарвлено райони, де на кожні 70–83 км² розташовано 1 ОПН. Сюди відносяться Богодухівський, Зміївський, Ізюмський, Красноградський, Куп'янський, Первомайський райони. Золочівський, Балаклійський, Лозівський, Нововодолазький, Сахновщинський райони забарвлено світло–зеленим кольором, де на кожні 130–200 км² розміщено ОПН. Інші райони мають найменшу щільність розташування ОПН, інакше кажучи, більш ніж на 200 км² розташовано по одному ОПН. У середньому по регіону на кожні 81,2 км² розташовано один ОПН.

При аналізі техногенно-екологічної небезпеки теж доцільним є урахування числа мешканців в кожному районі. Нами був обчислений коефіцієнт d (табл. 2.8). Найвищим коефіцієнт проявився для Ізюмського району, де на кожні 935 осіб припадає по одному ОПН. Високі дані коефіцієнти й для Харківського, Чугуївського та Куп'янського району. Для них по одному ОПН припадає на 1379–1529 осіб. На картосхемі ці регіони мають найбільшу кругову діаграму. Від 2000 до 3000 тис. осіб на 1 ОПН припадає в Сахновщинському, Первомайському, Лозівському, Дергачівському й Богодухівському районах, які відмічено діаграмами меншого формату. Ще меншого розміру діаграмами на картосхемі промарковані Борівський, Великобурлуцький, Дворічанський, Зачепилівський, Зміївський, Золочівський, Красноградський, Нововодолазький, Сахновщинський райони, в яких на 3000–6000 мешканців припадає по одному ОПН. Інші райони промарковані найменшою діаграмою оскільки у них на понад 7000 мешканців приходить на один ОПН. У цілому в регіоні на ОПН приходить 2811 жителів.

Ризик виникнення НС на одному з розглянутих ОПН нами обчислено як відношення кількості ОПН у районі до загальної кількості подібних об'єктів на території України (табл. 2.8). Найвищий показник ризик у Харківському районі – $1,2 \cdot 10^{-2}$, найменший у Коломацькому – $1,0 \cdot 10^{-4}$. В цілому, високий ризик виникнення техногенної НС у Харківському регіоні та складає $4,0 \cdot 10^{-2}$.

Наявні дані дозволили нам оцінити щільність розташування потенційних джерел техногенних НС для усіх районів регіону, що дозволяє з відомою долею

умовності говорити про міру техногенно-екологічної небезпеки території вивчених районів Харківського регіону.

Зіставимо отримані результати з територіальним устроєм ХОУЛМГ з поділом на лісгоспи та площею лісових пожеж (табл. 2.8).

Нами розраховано середню площу, пройдену вогнем, у кожному лісгоспі за статистичними даними пожеж за 10 років (2008–2017). Дану величину зіставлено із кількістю мешканців у районах розташування лісгоспу (рис. 2.13).

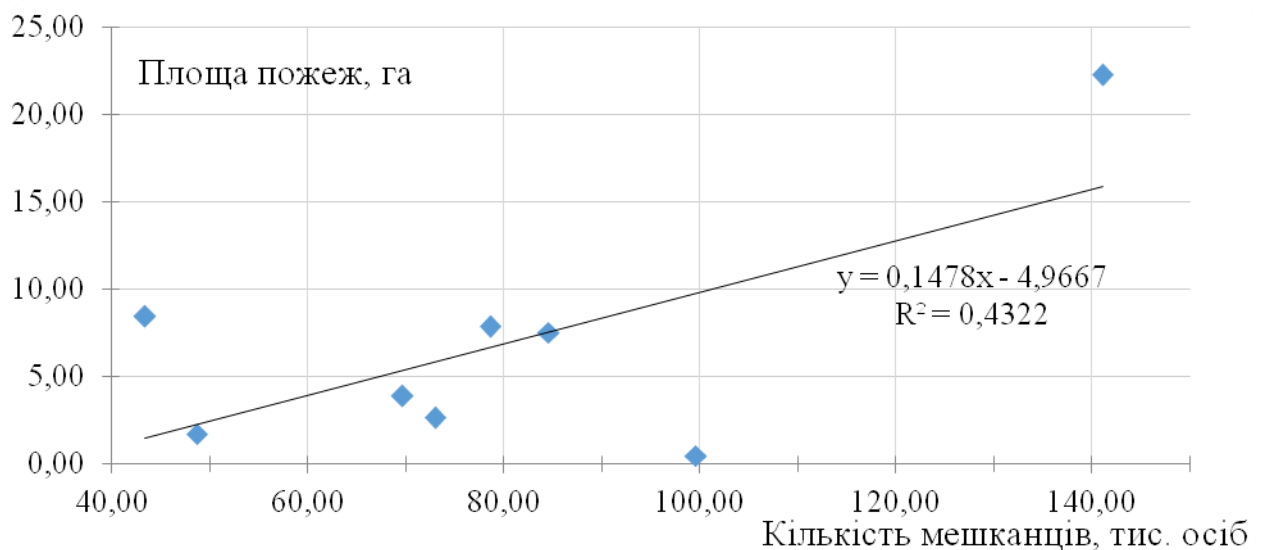


Рисунок 2.13 – Залежність площі лісових пожеж із кількістю мешканців

Раніше вже було відмічено, що вірогідно, більш доцільним повинно стати дослідження кількості або площі пожеж не від абсолютної кількості населення, а від щільності населення, що нами і було розраховано. Як можна побачити з рис. 2.14, відмічається більш суттєва кореляція між площею пожеж і щільністю населення району.

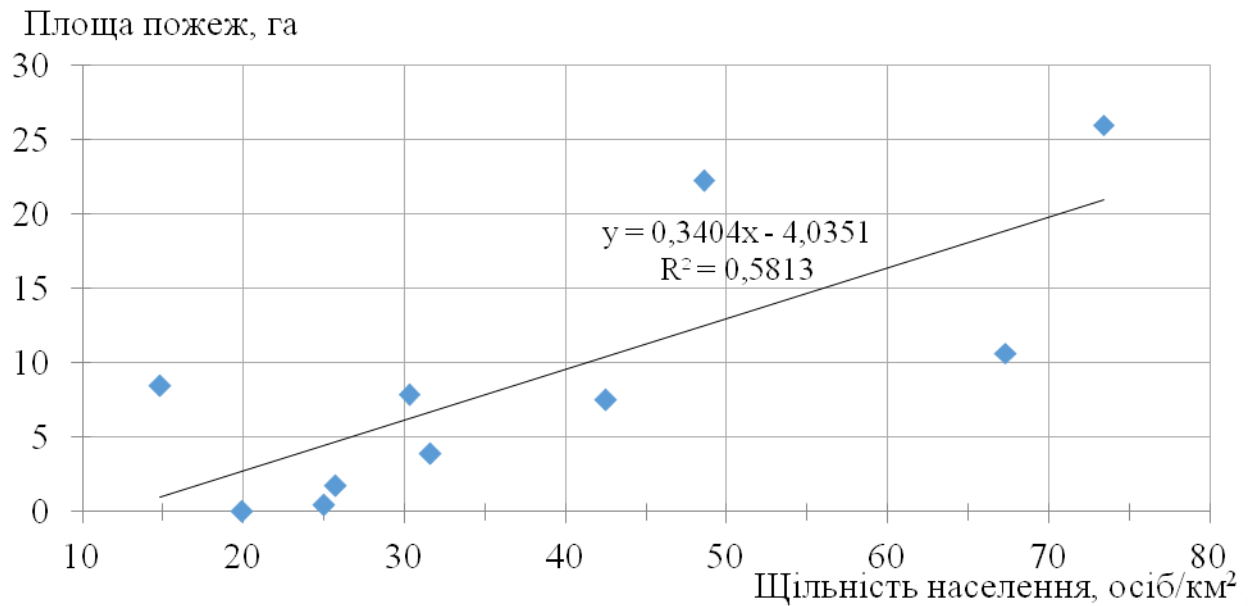


Рисунок 2.14 – Залежність площі лісових пожеж (га) від щільності населення

Техногенне навантаження у регіоні розраховано на основі кількості ОПН, таким чином вплив техногенної складової у виникненні лісових пожеж оцінено за даним показником (кількість ОПН). Отримана залежність площі лісових пожеж від кількості ОПН у районі представлена на рис. 2.15.

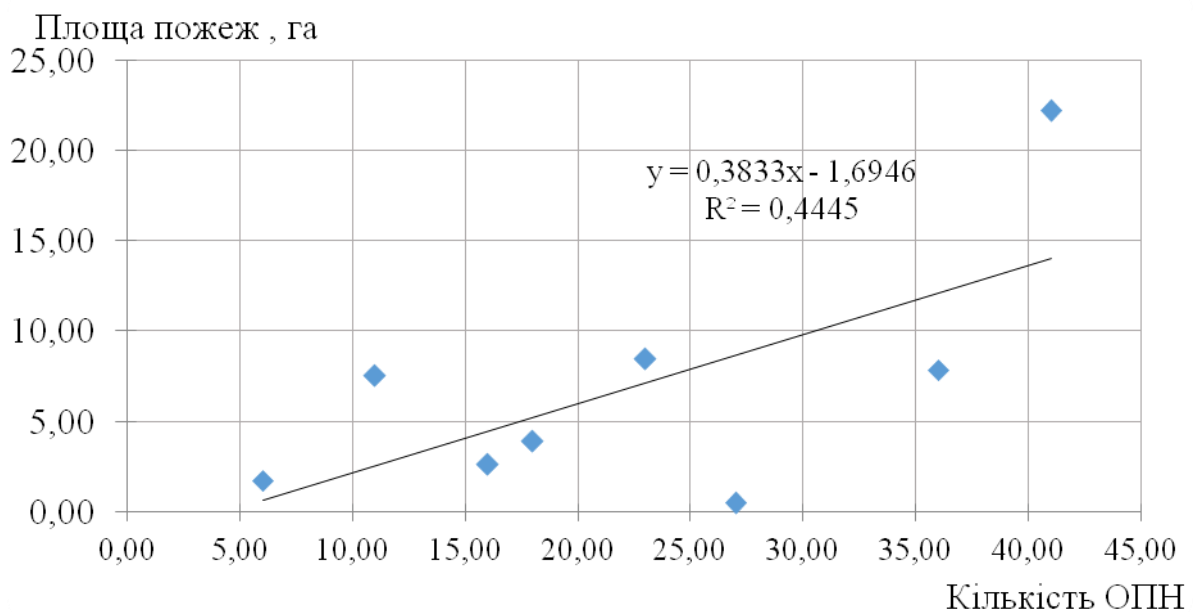


Рисунок 2.15 – Залежність площі лісових пожеж (га) від кількості ОПН

Аналогічно представлена залежність площі лісових пожеж від щільності розташування ОПН у районі (рис. 2.16). Як і із щільністю населення спостерігаємо більш суттєву кореляцію.

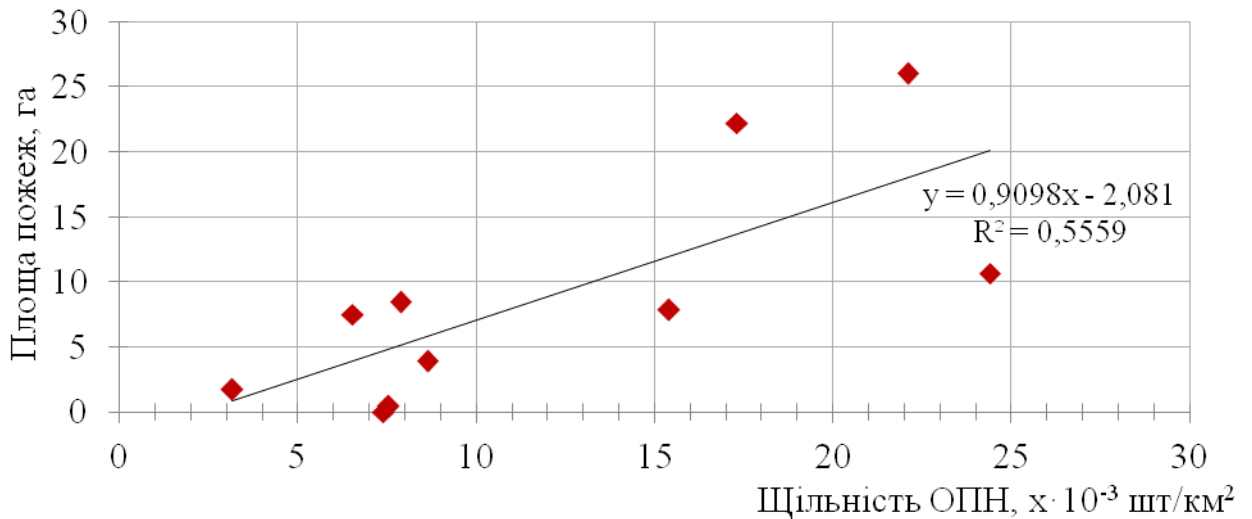


Рисунок 2.16 – Залежність площі лісових пожеж (га) від щільності розміщення ОПН

Нами запропоновано застосовувати комплексний коефіцієнт, що враховує щільність населення, щільність розміщення ОПН та частку об'єктів підвищеної небезпеки у районі розташування лісгоспу у порівнянні із загальною кількістю даних об'єктів у регіоні.

$$\mu = d \cdot f \cdot D, \quad (2.8)$$

де μ – сумарний коефіцієнт, що враховує техногенне навантаження;

d – щільність населення (осіб/км²);

f – щільність розміщення ОПН (шт./км²);

D – частка ОПН у загальному обсязі ОПН у регіоні.

Оцінка залежності площі пожеж від даного коефіцієнту представлена на рис. 2.17.

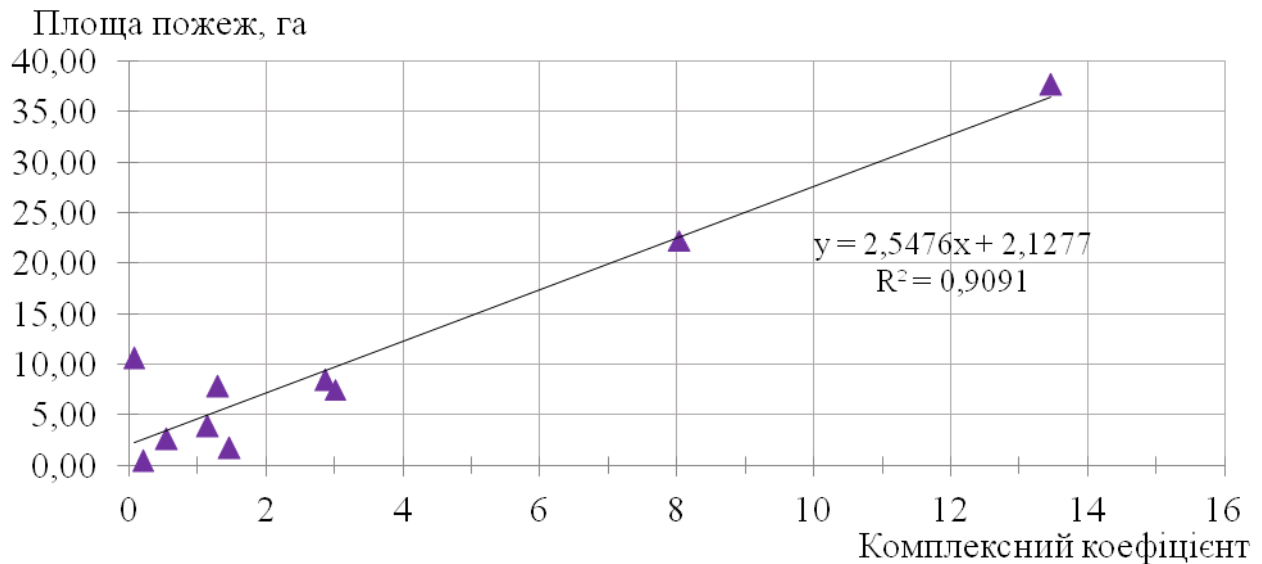


Рисунок 2.17 – Залежність площі лісових пожеж (га) від комплексного коефіцієнту

За представленими розрахунками простежується достатньо показова кореляція. Коефіцієнт кореляції становить 0,9.

Таким чином, площу лісових пожеж можна спрогнозувати за формулою:

$$\Pi = 2,54 \cdot \mu + 2,12 \quad (2.9)$$

або

$$\Pi = 2,54 d \cdot f \cdot D + 2,12, \quad (2.10)$$

де Π – середня площа лісових пожеж у лісгоспі за рік.

Звичайно, облік антропогенного чинника при виникненні лісових пожеж є обов'язковим. За даними Нікіщенко Н.Г. [222] причиною 96,9 % лісових пожеж є антропогенний (мається на увазі соціальний) фактор, 2,1 % – техногенний, і всього 0,8 % – природний.

Для одночасної оцінки і природних, і антропогенних умов виникнення лісових пожеж у регіоні нами пропонується використовувати методику бальної оцінки, по якій вони оцінюються за чотирибальною системою з урахуванням п'яти основних показників, що характеризують:

- щільність населення;

- лісистість території;
- щільність ОПН;
- кліматичні і погодні умови;
- частка ОПН.

У результаті вивчення умов виникнення лісових пожеж в Харківській області нами було з'ясовано, що найбільше значення мають лісистість території ($\lambda = 0,3$), і щільність населення ($\lambda = 0,3$). У меншій мірі інтенсивність пожеж залежить від доли ОПН ($\lambda = 0,15$), площі, що приходить на один ОПН ($\lambda = 0,15$), а також від кліматичних чинників ($\lambda = 0,10$). Для кожного чинника нами була розроблена оціночна шкала (табл. 2.9).

Таблиця 2.9 – Оцінка ступеня небезпеки виникнення лісових пожеж

Ступінь небезпеки	Бали	Основні чинники				
		X_1	X_2	X_3	X_4	X_5
Надзвичайно висока	4	>41	>15	< 10	< 100	< 2,5
Висока	3	26–40	11–15	8–9	100–150	2,5–2,7
Помірна	2	11–25	5–10	4–7	150–200	2,6–3,0
Незначна	1	< 10	<5	> 4	>200	>3

X_1 – щільність населення, осіб/км²; X_2 – лісистість території, %; X_3 – частка ОПН,%; X_4 – площа, що приходить на кожен ОПН; км²; X_5 – відношення кількості опадів до середньої температури повітря в червні-серпні.

У результаті підсумовування балів за основними чинниками, з урахуванням коефіцієнтів їх значущості, для кожного адміністративного району визначався середній бал, який є інтегральним показником природно-антропогенних умов виникнення пожеж (табл. 2.10).

Таблиця 2.10 – Визначення інтегрального показника природних та антропогенних передумов виникнення природних пожеж

Лісгосп	X_1	X_2	X_3	X_4	X_5	Інтегральний показник, I
Жовтневий	4	3	4	4	3	3,7
Чугуєво-Бабчанський	3	2	4	4	3	3,1
Куп'янський	3	4	2	3	4	3,2
Красноградський	3	2	3	3	4	3,1
Балаклійський	4	3	1	2	3	2,95
Ізюмський	2	4	2	3	4	2,8
Гутянський	3	3	2	3	3	2,5
Зміївський	1	4	2	4	3	2,4
Вовчанський	2	3	1	1	3	1,8

Ці показники дозволили провести типізацію адміністративних районів Харківської області з виділенням площ: з надзвичайно високою, високою, помірною і малою небезпекою виникнення лісових пожеж на землях лісового фонду. Як встановлено, найбільша така небезпека існує в центральній частині області – у Жовтневому і Чугуєво-Бабчанському лісгоспах, оскільки вони розташовані у адміністративних районах регіону з найбільшою щільністю населення та великою кількістю ОПН. Ці території знаходяться поблизу центра регіону м. Харкова і характеризуються переважанням соснових насаджень у лісовому фонді, що є найбільш пожежонебезпечними видами. Також найвища небезпека встановлена у Куп'янському та Красноградському районах, в яких за останні 10 років постраждала найбільша частка території від пожежі (понад 10% території лісів). Висока небезпека виникнення лісових пожеж виявлена також у Балаклійському, Ізюмському лісгоспах. На цій території висока щільність населення, що використовує ліс у рекреаційних цілях. На решті території області небезпека лісових пожеж значно нижче (табл. 2.10).

Зіставлення інформації про середню кількість пожеж на землях лісового фонду Харківської області за останні десять років з результатами проведеної нами типізації районів показує певну їх кореляцію (табл. 2.11).

Таблиця 2.11 – Результати типізації земель за умовами виникнення лісових пожеж та їх фактична кількість у Харківській області (2008–2017 рр.)

Типи адміністративних районів за небезпекою виникнення лісових пожеж	Інтегральний показник I	Площа, %	Середній бал інтегрального показника безпеки	Площа лісів, що постраждала від пожежі за останні 10 років, %
1. Дуже висока небезпека	> 3	58,37	3,3	7,7
2. Висока небезпека	2,6– 3,0	19,70	2,9	2,1
3. Помірна небезпека	2,0– 2,5	14,32	2,5	1,0
4. Відносно мала небезпека	<2	7,58	1,8	0,6

Таким чином, для районів з досить високою небезпекою виникнення пожеж та інтегральним показником більше 3, середня площа лісів, постраждалих від пожежі за останні 10 років більше 7 %; з високою небезпекою (2,6–3,0 бала), площа порушених пожежами територій 2,1 %; з помірною небезпекою (2,0–2,5 бала) – 1 % постраждалої території лісгоспу, малої (менше 2 балів) – 0,6 %

Результати досліджень з оцінки ризиків виникнення пожеж в залежності від природних і антропогенних факторів можуть бути використані для екстраполяції при дослідженні аналогічних територій і прогнозування пожежної обстановки.

2.7 Оцінка ступеня техногенного ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у Харківському регіоні

Як стало зрозумілим із вище опрацьованих результатів дослідження, останнім часом в Україні зберігається висока екологічна небезпека виникнення НС породжених пожежами у екогеосистемах, зокрема, у лісових масивах. Вони виникають, звичайно, як через природні чинники, так і внаслідок антропогенних передумов, про що йшлося вище. Природна пожежна небезпека лісових екогеосистем зумовлюється, як було відзначено, їхньою віковою й породною структурою. Щонайбільше пожеж виникає в хвойних насадженнях, доля яких, за даними Держлісагенства, складає 40 % (2758 тис. га). Понад усе ушкоджуються від даної небезпеки соснові молодняки – 29 % (понад 800 тис. га). Крім того, суттєва пожежна небезпека виявлена у лісах, уражених шкідниками та хворобами, що зумовлено проникливими кліматичними змінами попередніх років, придатними для масової репродукції шкідників й поширенням хвороб, а також ослабленням внаслідок техногенного навантаження і других негативних явищ [108]. Таким чином, назрілою проблемою є встановлення вірогідності виникнення пожеж й ризиком їхнього поширення (ураження) в екогеосистемах.

З точки зору екологічної безпеки та раціонального природокористування, вагомими є результати впливу пожеж для лісових екогеосистем, які розкриваються ризиком поширення (ураження) або ж площею пройденою вогнем. За визначенням М. М. Брушлинського, «пожежний ризик» – це кількісна характеристика можливості реалізації пожежної небезпеки (та її наслідків), яка вимірюється, відповідно, у конкретних одиницях. Відносно лісових пожеж, оцінку інтегрального лісопожежного ризику розраховують як визначення ймовірності виникнення пожежі, ймовірність її пізнього виявлення (не виявлення), ймовірність поширення (масштабність), а також ймовірність безуспішного гасіння (не гасіння) [26]. Частково означені питання вже розглянуто у розділах 1 та 2 [35, 37, 46, 53, 56, 67, 69, 72, 73, 97].

З погляду Г. О. Доррера, найвагомим показником, який визначає природну пожежу, є площа, яка пройдена вогнем, до часу ліквідації пожежі,

інакше кажучи, ризиком поширення (ураження) лісової пожежі. Визначається він лісопірологічними ситуаціями, які характеризують поширення лісової пожежі: ландшафтно-геоморфологічні умови, погода (вітер, вологість, температура), горючі матеріали тощо. [115].

Поділяємо думку науковців [26, 115] щодо розуміння поняття «пожежний ризик», так як ризики виникнення і виявлення, а також гасіння лісових пожеж перебувають у полі зору наукових співробітників лісогосподарських установ і пожежно-рятувальних служб, проте все ж схилиємось до точки зору, пріоритетним у наших дослідженнях є оцінка ймовірності виникнення пожеж, техногенного ризику та ризику ураження екогеосистем.

При розрахунку техногенного ризику ураження з метою визначення пірогенної трансформації екогеосистем використана методика прогнозування в основі якої логічна модель, за якою виконують алгоритм розрахунку техногенного ризику виникнення зсувів в техноприродній геосистемі [258]. Нами запропоновано використати означену модель для розрахунку ступеня техногенного ризику ураження території від пожеж техногенного походження [57]. Відповідно до використаної методики, візьмемо за об'єкт небезпеки освоєну територію таксона площею S_0 (в даному випадку – площа окремого лісгоспу) за його сумарної площі S_t (лісові масиви ХОУЛМГ). В межах таксону час від часу утворюється небезпека у виді виникнення пожежі у екогеосистемі (H), яка характеризує площу S_H . Геометрична імовірність, що небезпека виникне в освоєній частині таксону рівняється S_0 / S_t , а отже, імовірність ушкодження усякої точки даної частини – S_H / S_0 . Відтоді, імовірність рівночасної реалізації у просторі небезпечного явища (пожежі), що аналізується (формула 2. 11):

$$P(S_t S_o) = \frac{S_o \cdot S_H}{S_t \cdot S_o} = S_H / S_t. \quad (2.11)$$

Одержана імовірність буде визначати частку припустимих втрат об'єкта у випадку реалізації небезпеки, інакше кажучи, виникнення пожежі.

З погляду Г. І. Рудька [258], дана ймовірність не залежить від площі об'єкта пошкодження (2.12), отже є універсальним показником реакції його на небезпеку.

Дослідник радить називати дану імовірність ступенем ураженості території під час дії певної небезпеки (Н) або просто ураженістю і позначити $V_m(H)$. Отже, матеріальні втрати $D_m(H)$ у вигляді площі, ушкодженої у випадку окремого прояву небезпеки (у даному випадку пожежі), слід визначити:

$$D_m(H) = V_m(H) \cdot S_0 = \frac{S_0}{S_t} \cdot S_H. \quad (2.12)$$

Сутність виражає небезпеку, яка виникла в таксоні, що порушує освоєну територію з імовірністю S_0/S_b , і при кожному разі ушкоджує площу S_H .

Таким чином, ризик ушкодження (порушення, виведення з ладу) одиниці площі у межах освоєної частини території S_0 у часі і у просторі R_{sm} , небезпека Н, повний питомий ризик втрат R_m при даній події обчислюють за формулами відповідно:

$$R_{sm}(H) = P^*(H) V_m(H), \quad (2.13)$$

$$R_m(H) = P^*(H) D_m(H) = R_{sm} \cdot S_0, \quad (2.14)$$

де $P^*(H)$ – повторюваність небезпеки Н, яка чисельно дорівнює її статичній ймовірності [258].

Матеріальний ризик питомих втрат з одиниці площі як об'єкта, а відтак і всього таксону за одиницю часу розраховується за формулою (2.12).

Нами удосконалена методика розрахунку ступеня техногенного ризику ураження території від пожеж техногенного походження шляхом введення інтегрального показника природних та антропогенних передумов виникнення природних пожеж I (табл. 2.10). При введенні даного показника формула розрахунку повного питомого ризику втрат R_m набуде вигляду:

$$R_m(H) = I P^*(H) D_m(H) = R_{sm} \cdot S_0 \quad (2.15)$$

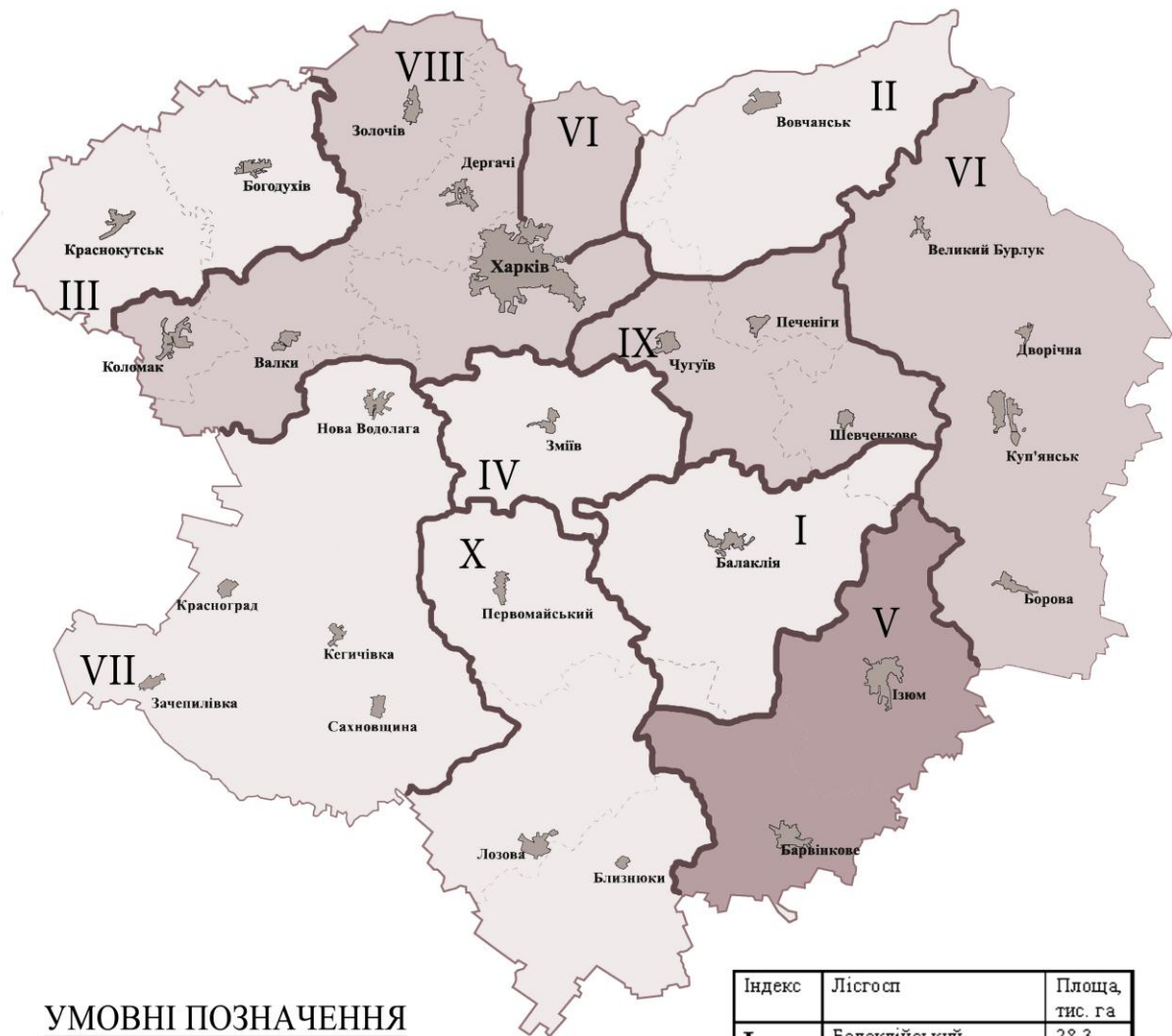
Пропонується цей ризик називати питомим ризиком ураженості території (екогеосистеми) з врахуванням у кожному випадку визначених наслідків ураження. Питомий ризик ураження є перспективним показником для складання картосхем і порівняльної оцінки ризику з урахуванням небезпечних

природних та техноприродних процесів, що призводять до трансформації екогеосистем, більш усього за відсутності імовірної інформації про розміщення та цінність окремих екогеосистем (табл. 2.12).

За даними проведених розрахунків нами було створено картосхеми, що характеризують ризик ураження території внаслідок лісових пожеж (рис. 2.18). Як вже зазначалося, основою для створення картосхеми вибрано середньомасштабну карту адміністративно-територіального устрою Харківщини (1:1000000), з наперед визначеними межами лігоспів ХОУЛМГ [186, 319]. Диференціація якісного фону відображає на картосхемі імовірність ураження території лісових масивів унаслідок пожеж у держлігоспах ХОУЛМГ [63].

Таблиця 2.12 – Прогнозування ураження території внаслідок лісових пожеж в екогеосистемах

Індекс	Лігосп	Площа, S_0 , тис. га,	Площа пожеж, S_H , га,	$V_m (H)$	$D_m (H)$	$R_m (H)$
I	Балаклійський	28,3	75,06	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$7,1 \cdot 10^{-3}$	$3,03 \cdot 10^{-6}$
II	Вовчанський	27,9	17,22	$6,2 \cdot 10^{-4}$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	$2,58 \cdot 10^{-6}$
III	Гутянський	31,1	38,69	$1,2 \cdot 10^{-3}$	$4,0 \cdot 10^{-3}$	$1,26 \cdot 10^{-6}$
IV	Зміївський	32,3	26,05	$8,1 \cdot 10^{-4}$	$2,8 \cdot 10^{-3}$	$1,72 \cdot 10^{-6}$
V	Ізюмський	53,0	1745,32	$3,3 \cdot 10^{-2}$	$6,09 \cdot 10^{-2}$	$5,79 \cdot 10^{-4}$
VI	Куп'янський	37,4	377,05	$1,0 \cdot 10^{-2}$	$4,7 \cdot 10^{-2}$	$7,83 \cdot 10^{-5}$
VII	Красноградський	14,6	222,23	$1,5 \cdot 10^{-2}$	$1,1 \cdot 10^{-2}$	$5,05 \cdot 10^{-6}$
VIII	Жовтневий	48,4	106,49	$2,2 \cdot 10^{-3}$	$1,7 \cdot 10^{-2}$	$2,61 \cdot 10^{-5}$
IX	Чугуєво- Бабчанський	22,6	78,38	$3,5 \cdot 10^{-3}$	$5,9 \cdot 10^{-3}$	$1,03 \cdot 10^{-5}$
Разом, S_t	Разом	298,9	2686,49			



УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ

$n \cdot 10^{-6}$	$n \cdot 10^{-5}$	$n \cdot 10^{-4}$	$n \cdot 10^{-3}$

Ризик ураження площі лісових масивів від пожеж



Адміністративні центри

- Кордони районів
- Кордони області
- Кордони лісгоспів

Індекс	Лісгосп	Площа, тис. га
I	Балаклійський	28,3
II	Вовчанський	27,9
III	Гутянський	31,1
IV	Зміївський	26,2
V	Ізюмський	53,0
VI	Куп'янський	37,4
VII	Красноградський	14,6
VIII	Жовтневий	48,4
IX	Чугуєво-Бабчанський	22,6
X	Близнюківський	6,2
Разом		298,9

Масштаб 1:1000000

Рисунок 2.18 – Питомий ризик ураженості території ХОУЛМГ від лісових пожеж в екогеосистемах

Аналізуючи представлені картосхеми, слід зазначити, що в Україні використовують наступні нормативні показники ризику: 10^{-3} – неприйнятний, 10^{-4} – прийнятний лише у особливих обставинах, 10^{-5} – потребує детального обґрунтування, 10^{-6} – прийнятний [107]. З 10 держлісгоспів території Харківщини, 6 з них перебувають у межах прийнятного ризику за імовірністю ураження території внаслідок лісових пожеж.

Ліси «ДП Куп'янський лісгосп», «ДП Жовтневий лісгосп» та «ДП Чугуєво-Бабчанський лісгосп» відносяться до групи ризику, який потребує детального обґрунтування. На завершення, екогеосистеми «ДП Ізюмський лісгосп» визначаються ризиком, прийнятним лише у особливих обставинах. Варто відзначити, що вельми позначилася на підвищений ризик земель означеного лісгоспу пожежа 2008 року (валова площа лісових пожеж на території лісгоспу становила понад 1600 га).

Розглядаючи територіальний розподіл виникнення лісових пожеж в Харківському регіоні, та зіставивши їх з ландшафтною картою, картою рослинності, рельєфу і кліматичних умов, можна знайти певні тенденції у виникненні пожеж [212].

Насамперед, відзначимо, що за площею виникнення пожеж переважають лісові масиви «ДП Куп'янський лісгосп» та «ДП Ізюмський лісгосп», що знаходяться у східній та південно-східній частині області та «ДП Жовтневий лісгосп» і «ДП Чугуєво-Бабчанський лісгосп», що знаходяться в центральній частині області.

Судячи з кліматичної карти, яка визначає середньомісячну температуру найспекотнішого літнього місяця липня, можна зробити висновок, що дійсно за даними Ізюмської метеостанції температура становить $+21$ °С, що на $0,5$ – $1,0$ °С більше ніж в інших досліджуваних лісгоспах. Отже, можемо зробити висновок, що середньомісячна температура липня відіграє одну із визначальних ролей у розрахунках показника пожежної небезпеки [186].

Оцінюючи орографічну складову території держлісгоспів, де спостерігається найбільша площа лісових пожеж, можна відзначити, що

загалом, лісові площі пройдені вогнем перебувають в межах абсолютних відміток 100–150 м і знаходяться, переважно, в долинах річок Сіверський Донець та Оскіл, які є найбільшими в області, за винятком території «ДП Жовтневий лісгосп».

Порівнюючи отримані картосхеми, що характеризують ризик ураженості території Харківської області від лісових пожеж та динаміку виникнення пожеж з картою рослинності та ландшафтну карту, відзначимо деякі тенденції. Територія лісгоспів, на яких спостерігаються найбільші пожежі за площею відносяться до долинних природних комплексів, які включають рівнини дрібногорбисті й рівнини плоскі та слабохвилясті. Підкреслимо, що на площах лісгоспів, що у ландшафтному взаємовідношенні показують вирівняні й піднесені рівнини та їх віднесено до міжрічкових природних комплексів, площа лісів, уражених вогнем пожеж, значно менша. Отримує уваги аналіз рослинності, яку не до речі досліджувати ізольовано від карти ландшафтної [186].

Отже, коротко проаналізуємо означені карти Харківщини. Згідно карти рослинності Харківської області, нагірні діброви розташовані, перш за все, в північно-західних районах у вздовж річкових долин та на плакорах вододілів й правих висотних берегах річок Сіверський Донець, Харків, Лопань, Уди, Мжа, Мерла [186]. Переважаючі площі у нагірних широколистяно–мішаних лісах доміновано займають кленово–липові й липово–ясеневі діброви. Перший ярус представлено дубом звичайним (*Q. robur* L.), липою серцелистою (*T. cordata* Mill.), ясенем високим (*F. excelsior* L.), кленом гостролистим (*A. platanoides* L.). На узліссях і вирубках з'являються береза повисла (*Betula verrucosa* Ehrh.) й осика (*P. tremula* L.). У другому ярусі зростають яблуня лісова (*Malus sylvestris* P. Mill.), груша звичайна (*Pyrus communis* L.), черемха звичайна (*Padus avium* Mill.), а також види в'яза (*Úlmus* L.) і клена (*A. platanoides* L.). Підлісок складається з різних видів глоду (*Crataegus* L.), ліщини звичайної (*Corylus avellana* L.), бруслини бородавчастої (*Euonymus verrucosa* Scop.), свидини кров'яної (*Cornus sibirica* Lodd). На узліссях – терен (*Prunus spinosa* L.), види

шипшини (*Rosa L.*), в'яз корковий (*Ulmus L.*). У даних лісах не відзначається суттєвих пожеж й площа, що пройдена вогнем, невелика.

Байрачні дубові ліси характерні для Зачепилівського, Красноградського, Кегичівського, Первомайського, Зміївського, Барвінківського, Балаклійського, Ізюмського, Шевченківського, Куп'янського, Дворічанського, Великобурлуцького й Вовчанського районів, інакше кажучи, на території практично усіх районів степової природної зони та у південній частині лісостепової природної зони. Площі лісових масивів «ДП Ізюмський лісгосп» і «ДП Куп'янський лісгосп» теж частково представлені даними лісами.

Березові ліси у Харківській області уціліли невеличкими ділянками на понижених площах борової тераси посеред лісових сосняків. Переважаючий вид цих лісів – береза повисла (*Betula verrucosa Ehrh.*), рідше стрічається береза пухнаста (*Betula pubescens Ehrh.*).

Заплавні ліси поширені на берегах річок, переважно, Сіверського Дінця, Оскола, Уд, Мжі та Орлі. Широколистяні заплавні діброви, у деревостані яких домінують дуб звичайний (*Q. robur L.*), ясен високий (*F. excelsior L.*), види в'яза (*Ulmus L.*). Підлісок та травостій схожі на нагірні діброви. У заплавах річок можна зустріти чагарникові верби (*Salix viminalis L.*) з вологолюбним високотрав'ям та бур'янами [186]. Пожежі в цих лісових масивах не є розповсюдженим явищем.

Соснові й широколистяно-соснові ліси – азональні типи рослин, які займають велику частку борової тераси лівих берегів річок Сіверського Дінця, Оскола, Мжі, Уди й Мерли. Рельєф цих терас пересічений, на підвищених його елементах із опідзоленими, бідними на гумус ґрунтами формуються сухі бори, а на рівнинних та понижених його частинах із дерново-підзолистими ґрунтами – свіжі субори.

Склад свіжих суборів черговий: в першому ярусі зростає сосна звичайна (*P. sylvestris L.*), в другому – дуб звичайний (*Q. robur L.*), види в'язу (*Ulmus L.*), яблуня лісова (*M. sylvestris P. Mill.*), груша звичайна (*P. communis L.*). Підлісок складається з бруслини бородавчастої (*E. verrucosa Scop.*), клена польового

(*Acer campestre* L.), клена татарського (*Acer tataricum* L.). Типовими є напівкущі – зіновать дніпровська (*Chamaecytisus borysthenicus* Gruner) і дрік красильний (*Genista tinctoria* L.). Трав'янистий покрив складають орляк звичайний (*Pteridium aquilinum* L.), щитник чоловічий (*Dryopteris filix-mas* L.), суниці лісові (*Fragaria vesca* L.), конвалія травнева (*Convallaria majalis* L.), нечуйвітер волохатенький (*Hieracium pilosella* L.), смовдь гірська (*Peucedanum oreoselinum* L.), золотушник звичайний (*Solidago virgaurea* L.).

Та, нарешті, сухі бори, збіднілі за видовим складом. Тут зустрічаються сосново-різнотравно-злакові фракції на опідзолених ґрунтах. Із дерев домінує сосна звичайна (*P. sylvestris* L.), а серед трав переважають степові злаки. Саме в таких екогеосистемах й відмічається максимальна кількість лісових пожеж, та саме у них площа лісів уражена вогнем є суттєвою.

Ліси Харківської області широко використовуються в культурно-оздоровчих цілях і мають значну рекреаційну цінність. Вони підпадають під величезне рекреаційне навантаження, що включає в собі чималу пожежну небезпеку. Відтак, Харківська рекреаційна зона включає площу 140,8 тис. га, Ізюмська й Чугуївська – 61,6 тис. га та 22,4 тис. га. Під суттєве негативне навантаження підпадають лісові масиви у місцях загальнодоступної рекреації населення. Найістотніші ушкодження насаджень пов'язані саме з пожежами. Серйозного техногенного впливу зазнають лісові масиви «ДП Жовтневий лісгосп» поряд з Харковом, «ДП Зміївський лісгосп» у зоні Зміївської ТЕС, небезпечні викиди якої становлять понад 50 % від валового об'єму промислових викидів в атмосферу області. Відзначимо також «ДП Балаклійський лісгосп», де відмічено інциденти усихання хвойних лісонасаджень від небезпечних викидів АТ «Балцем», що підтримує ситуацію з виникнення пожеж [186].

Оцінюючи результати техногенного впливу, варто ствердити, що ліси регіону суттєво змінилися внаслідок техногенної діяльності людини. Крім цього, більша частина площ лісових культур, особливо у степових районах області, створена на землях, які не використовуються в сільському господарстві, раніше безлісих, і передані для залісення в Держлісфонд.

Отже, дбаючи про збільшення площ лісових масивів, у ґрунт висаджують лісові культури, які не притаманні корінним ландшафтам Харківської області. Для молодого підросту ці нехарактерні умови зростання та режими функціонування створюють загрозу і, пересихаючи, такі окультурені лісопаркові комплекси стають вразливими для вогню.

2.8 Висновки до розділу 2

1. На сьогодні використання комплексного показника пожежної небезпеки із метою прогнозування виникнення лісових пожеж в Україні є недостатньо, що засвідчує зростання кількості пожеж й площі пройдені вогнем в останні роки. Використання для прогнозування виникнення лісових пожеж добових станів природних комплексів (стексів) несе в собі додаткову інформацію й дозволяє удосконалити існуючі оцінки прогнозування виникнення пожеж. Аналіз лісових пожеж в Харківській області, свідчить, що переважаюча числа пожеж та масштаби, охопленої вогнем площі лісових пожеж відмічаються у весняні, пізньовесняні, осінні і пізньоосінні семигумідні макротермальні стекси.

2. Побудоване дерево відмов моделі виникнення пожежі в лісовому масиві і проведено відповідні розрахунки важливості базисних подій свідчать, що аналіз проведених досліджень показав генерування мінімальних розрізів в кількості 144 варіанта. Розрахунок важливості подій ще раз доводить, що проведення своєчасного протипожежного контролю протягом пожежонебезпечного періоду, являється найпріоритетнішим та найважливішим у запобіганні виникнення НС, що викликані лісовими пожежами.

3. Вдосконалено алгоритм процесу відбору зразків та спеціальної обробки під час НС, допускають максимально швидко знизити рівень забруднення постраждалих та зменшити ступінь забруднення на межі «теплої» та «холодної» зони й запобігти поширенню забруднених речовин за межі небезпечної зони. Запропонований процес відбору проб дозволяє провести якісний відбір проб у

короткочасні терміни, що дозволить виявити наявність небезпечних речовин при виникненні НС.

4. Уточнена тривимірна математична модель теплового впливу променистого теплового потоку від фронту лісової пожежі на хвойні дерева (на прикладі сосни). Проведено дослідження основних закономірностей теплопереносу у структурі стовбура дерева при впливі низової лісової пожежі різної інтенсивності.

Встановлено, що навіть при низових пожежах з висотою полум'я 0,5–1 м щільність теплового потоку ближче 2 м від полум'я перевищує 12 кВт/м². На інших видах низових пожеж теплове випромінювання зазначеної щільності може бути на відстані 12–20 м. На верхових стійких пожежах така щільність теплового потоку може зберігатися на видаленні до 50 м від кромки пожежі.

5. Для одночасної оцінки і природних, і антропогенних умов виникнення лісових пожеж у регіоні нами пропонується використовувати методику бальної оцінки, по якій вони оцінюються за чотирибальною системою з урахуванням п'яти основних показників, що характеризують. У результаті вивчення умов виникнення лісових пожеж в Харківській області нами було з'ясовано, що найбільше значення мають лісистість території ($\lambda = 0,3$), і щільність населення ($\lambda = 0,3$). У меншій мірі інтенсивність пожеж залежить від долі ОПН ($\lambda = 0,15$), площі, що приходить на один ОПН ($\lambda = 0,15$), а також від кліматичних чинників ($\lambda = 0,10$).

6. Для районів з досить високою небезпекою виникнення пожеж та інтегральним показником більше 3, середня площа лісів, постраждалих від пожежі за останні 10 років більше 7 %; з високою небезпекою (2,6–3,0 бала), площа порушених пожежами територій 2,1%; з помірною небезпекою (2,0–2,5 бала) – 1% постраждалої території лісгоспу, малої (менше 2 балів) – 0,6 %. Результати досліджень з оцінки ризиків виникнення пожеж в залежності від природних і антропогенних факторів можуть бути використані для екстраполяції при дослідженні аналогічних територій і прогнозування пожежної обстановки.

7. У Харківській області присутність значних лісових масивів, зокрема, хвойних, суттєво підвищує імовірність виникнення НС, породжених пожежами, які являють небезпеку як для населення, так і для всього господарського комплексу. За площею пожеж у Харківському регіоні переважають дрібні та малі пожежі, що свідчить про вчасне виявлення осередків вогнищ та злагодженість протипожежних дій між пожежнорятувальними підрозділами та лісгоспами.

Ліси «ДП Куп'янський лісгосп», «ДП Жовтневий лісгосп» та «ДП Чугуєво-Бабчанський лісгосп» характеризуються ризиком, що вимагає детального обґрунтування. Лісові екогеосистеми «ДП Ізюмський лісгосп» відносяться до групи ризику, прийнятним тільки у особливих обставинах. Дуже позначилася на підвищеному ризику означеного лісгоспу пожежа, що сталася у 2008 році (площа пожеж лісових масивів лісгоспу сягнула 1600 га).

Основні результати за цим розділом опубліковано у наукових працях [34, 35, 37, 39, 41, 43, 46–50, 52, 53, 56, 57, 62, 63, 65, 69 – 74, 345, 346, 348, 349].

РОЗДІЛ 3

ЧИННИКИ, ПРОЯВИ ТА НАСЛІДКИ ПОСТПІРОГЕННОЇ РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

З точки зору класичних екологічно безпечних уявлень, післяпожежне відновлення екогеосистем – це взаємозв'язана і взаємообумовлена зміна рослинності та місця її існування, що приводить до формування похідних біогеоценозів, утворюючих ряди відновлення природних комплексів, що послідовно змінюються. Такі ряди В. Б. Сочава [281] називає пірогенними модифікаціями фацій. Ряди складаються з різних за масштабом часу стадій, що є ланками післяпожежного еволюційного процесу екогеосистем.

3.1 Вплив постпірогенної релаксії на видове різноманіття степових фітоценозів

Аналіз впливу пожеж на трав'яну рослинність базувався на польових дослідженнях [215], де описано процеси постпірогенного відновлення фітоценозів після весняного і літнього випалювання на ряді ключових дослідних ділянок (КД), вододільних природних комплексів басейну р. Уди, описано близько 40 видів вищих рослин (Додаток Д). Опрацювання та обробка матеріалів польових досліджень проводилася за загальноприйнятими методиками [251] (Додаток Г).

Після випалювання (КД №1), через 2 тижні з'являються перші пагони злаків (в основному пирій повзучий), характеристики яких занесені до таблиць 3.1–3.3.

Панівне положення у цьому угрупованні за кострицею лучною, проте при дії вогню відбувається певне вирівнювання поширення видів, що пояснюється пригніченням домінантного виду.

Таблиця 3.1 – Морфометричні характеристики степової рослинності на початкових етапах постпірогенного відновлення

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Висота, см	3 – 11	4 – 16
Число стеблин на 1 м ²	47 – 280	104 – 890

Таблиця 3.2 – Видовий склад рослинності степу опісля весняного випалювання (КД №1)

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Загальна надземна фітомаса, г	267	210
Загальне проективне покриття	100 %	90 %
Види рослин (чисельність видів на м ²)	1) костриця лучна (294); 2) деревій звичайний (33); 3) конюшина лучна (19); 4) пирій повзучий (7); 5) цикорій звичайний (2); 6) овес пустий (2)	1) костриця лучна (164); 2) пирій повзучий (7); 3) деревій звичайний (6); 4) цикорій звичайний (2)

Таблиця 3.3 – Видовий склад степової рослинності після весняного випалювання (КД №1)

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Загальна надземна фітомаса, г	284	115
Загальне проективне покриття	100 %	60 %
Види рослин (чисельність видів на м ²)	1) деревій звичайний (38); 2) тонколучник однолітній (16); 3) костриця лучна (13); 4) лядвенець рогатий (13); 5) мишачий горошок (3)	1) деревій звичайний (15); 2) костриця лучна (12); 3) лядвенець рогатий (6); 4) мишачий горошок (3); 5) тонколучник однолітній (1)

На перших етапах відновлення рослинного покриву помічається краще розростання рослин на ділянках, де відбувалося випалювання, що можливо пояснити відсутністю старики, яка не заважає наступному розвитку рослинності. Але важливим є й те, як надалі відбуватиметься розвиток рослин, яким виявиться співвідношення між видами.

Після випалювання валова наземна маса рослинності зменшилась на 60 %, проективне покриття, відповідно, – на 40 %. Зменшується загальне число особин усіх видів. Коефіцієнт спільності видового складу складає 100 % (табл. 3.3).

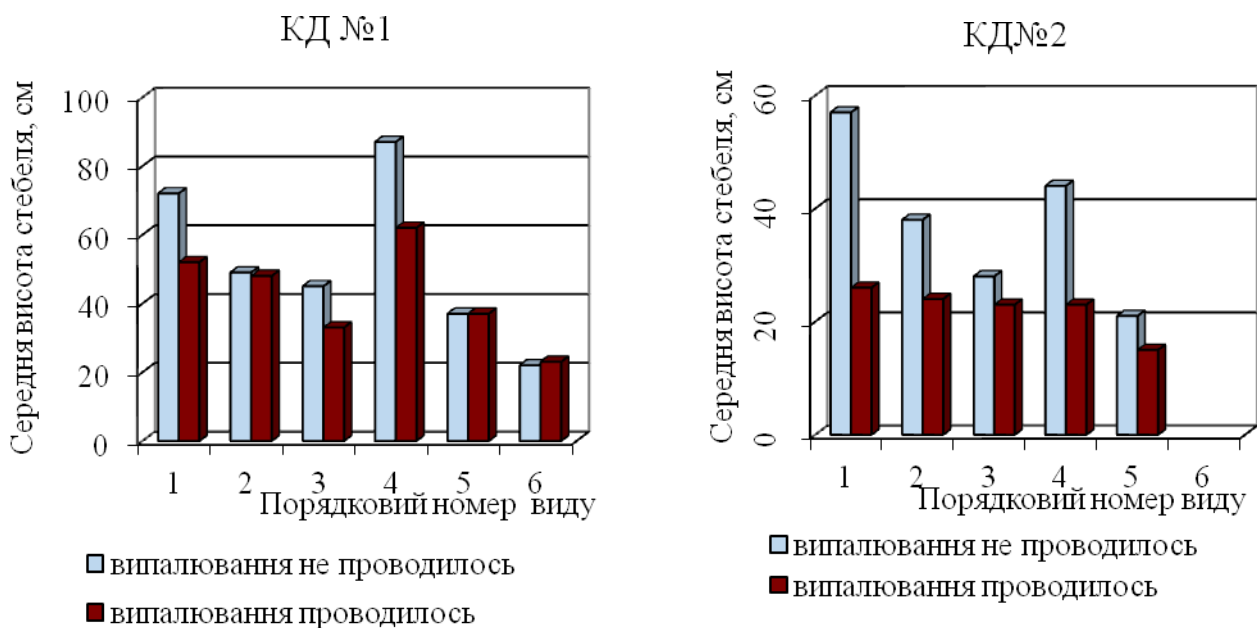
Проаналізувавши одержані результати, відзначимо, що після випалювання наземна фітомаса зменшується на 22 %, зменшується на 10 % і

проективне покриття. Скорочується загальне число видів й особин усіх видів. Коефіцієнт спільності видового складу для дослідних ділянок становить 66 %.

На іншій ключовій ділянці (КД №2) після дії вогню валока наземна маса рослинності зменшується на 60 %, проективне покриття, відповідно, на 40 %. Зменшується загальне число особин усіх видів. Коефіцієнт спільності видового складу складає 100 %.

Домінуюче положення в даному угрупованні займає деревій звичайний, але у результаті дії вогню відбувається деяке вирівнювання поширення видів, що пояснюється пригніченням домінантного виду.

Дослідження показали, що після випалювання відбуваються зміни висоти стебел рослин (рис. 3.1).

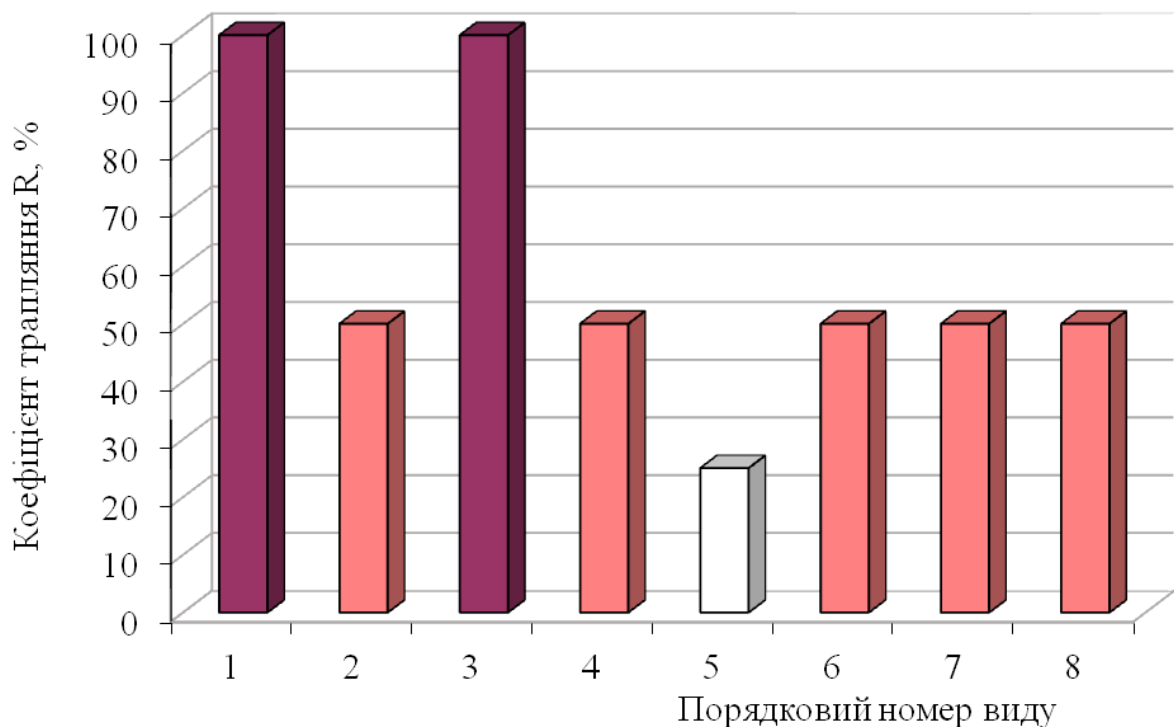


1 – костриця лучна	1 – тонколучник однолітній
2 – пирій повзучий	2 – деревій звичайний
3 – деревій звичайний	3 – костриця лучна
4 – цикорій звичайний	4 – мишачий горошок
5 – конюшина лучна	5 – лядвенець рогатий
6 – овес пустий	

Рисунок 3.1 – Висота рослин на досліджених КД №1 і КД №2 (після весняного випалювання) [215]

Аналізуючи отримані дані відзначимо, що після дії вогню висота стебел усіх видів зменшується в 1,5–2 рази. Ці особливості можна пояснити тим, що у результаті випалювання пошкоджуються пагони й бруньки окремих видів рослин. Виняткової шкоди пізнають однолітки.

Проаналізуємо трапляння видів на дослідженій території (рис. 3.2). Найбільш часто трапляються костриця лучна і деревій звичайний.

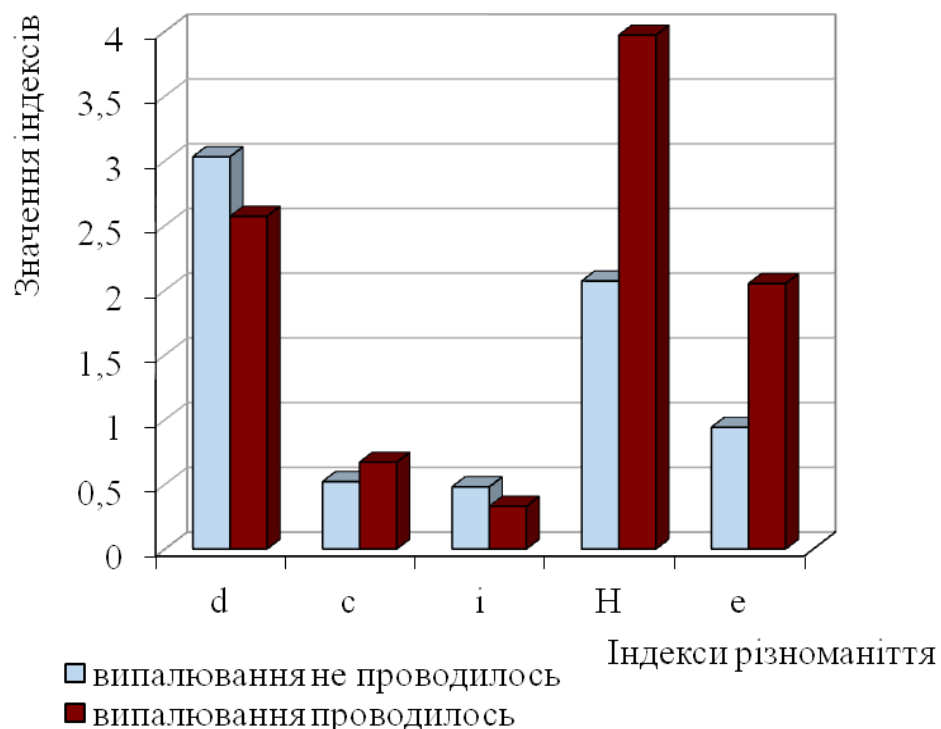


1 –костриця лучна, 2 – пирій повзучий, 3 – деревій звичайний,
4 – цикорій звичайний, 5 – конюшина лучна, 6 - тонколучник однолітній,
7 – мишачий горошок, 8 – лядвенець рогатий

Рисунок 3.2 – Трапляння степових видів рослин КД №1 і КД №2
(після весняного випалювання) [215]

Характеристик рослинних угруповань дозволяють розрахувати індекси видового багатства для досліджених ділянок (рис. 3.3). Спостерігаємо, що після дії пірогенного фактору зменшується видове різноманіття і вирівненість за рахунок збіднення видового багатства. Проте підвищується домінування окремих видів рослин, зростає частка рідкісних рослин у цих фітоценозах.

Пірогенний вплив на розвиток степових видів рослин не є неоднозначним, оскільки, з одного боку зменшується видове багатство, проте з іншого боку збільшується кількість рідкісних рослин. Зауважимо, що на ділянках, що підлягали дії вогню, рослини зростають невеликими групами. Зокрема, на 1 м² спостерігається менша кількість видів рослин, однак домінуючий вид розвивається краще. Кожний вид має своє місце у екологічній ніші, що стало доступнішим після випалювання та зменшення конкуренції між видами.



d – індекс видового багатства, *c* – індекс домінування Симпсона, *i* – індекс різноманіття Симпсона, *H* – індекс Шеннона, *e* – індекс вирівненості Піелу.

Рисунок 3.3 – Індеси видового різноманіття для степових рослин КД №1 і КД №2 (після весняного випалювання) [215]

На ділянках, які не підлягали випалюванню рослинність розвивається більш вирівнено, про що свідчить коефіцієнт вирівненості. Але поодинокі види зустрічаються рідше.

Отже, у даному випадку вогонь виступає тим чинником, який трансформує трав'янисту рослинність сприяє розростанню пригнічених і домінуючих видів.

Після проведення літнього випалювання на дослідних ділянках (КД №1 і КД №2) слід відзначити, що загальна надземна фітомаса зменшується на 58%, загальне проективне покриття, відповідно, на 20 %. Зменшується загальне число видів і особин усіх видів. Коефіцієнт спільності видового складу для досліджених ділянок становить 50 % (табл. 3.4).

Таблиця 3.4 – Видовий склад степової рослинності після літнього випалювання (КД №1)

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Загальна надземна фітомаса, г	113	47
Загальне проективне покриття	90 %	70 %
Види рослин (чисельність видів на м ²)	1) пирій повзучий (153); 2) овес пустий (22); 3) спориш (18); 4) деревій звичайний (12); 5) кульбаба лікарська (5); 6) амброзія полинолиста (1)	1) пирій повзучий (93) ; 2) кульбаба лікарська (19); 3) деревій звичайний (9)

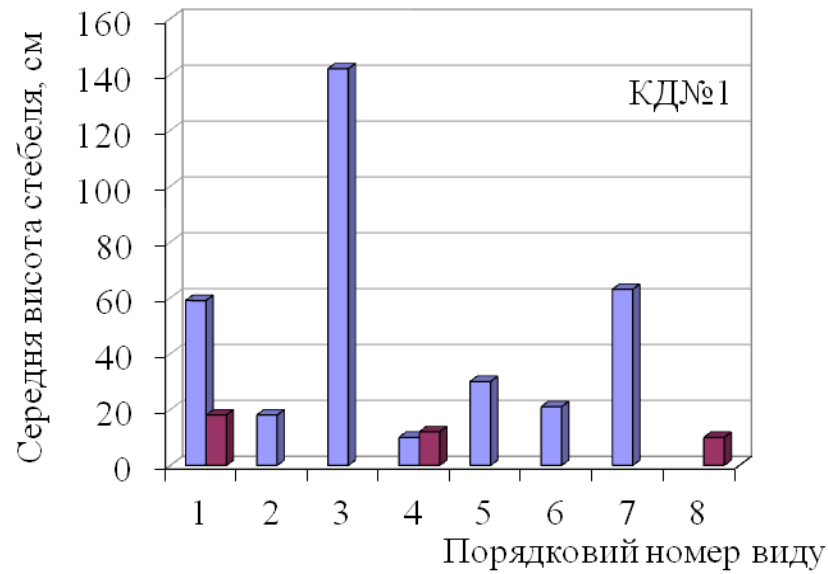
Домінуюче положення на даній ключові ділянці має пирій повзучий, проте в результаті випалювання відбувається певне вирівнювання поширення видів.

Після літнього випалювання на КД №2 надземна фітомаса зменшується на 66 % і проективне покриття, відповідно, на 10 %. Зменшується загальне число видів і особин усіх видів. Коефіцієнт спільності видового складу для досліджених ділянок становить 25 % (табл. 3.5).

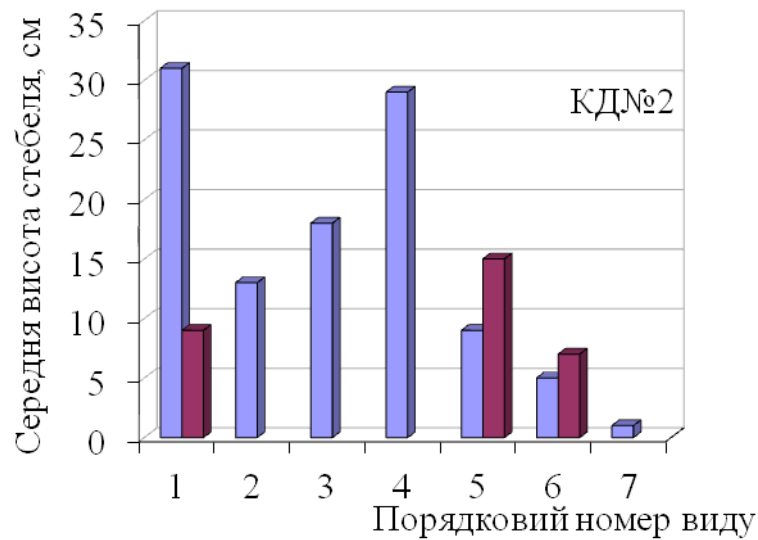
Таблиця 3.5 – Видовий склад степової рослинності після літнього випалювання (КД №2)

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Загальна надземна фітомаса, г	240	83
Загальне проективне покриття, %	100	90
Види рослин (чисельність видів на м ²)	1) пирій повзучий (294); 2) овес пустий (19); 3) полин звичайний (17); 4) деревій звичайний (13); 5) лобода татарська (11); 6) амброзія полинолиста (7); 7) цикорій звичайний (3).	1) пирій повзучий (132); 2) деревій звичайний (47); 3) кульбаба лікарська (28).

Результати досліджень свідчать, що після випалювання відбулись зміни висоти стебел рослин (рис. 3.4):



■ випалювання не проводилось ■ випалювання проводилось



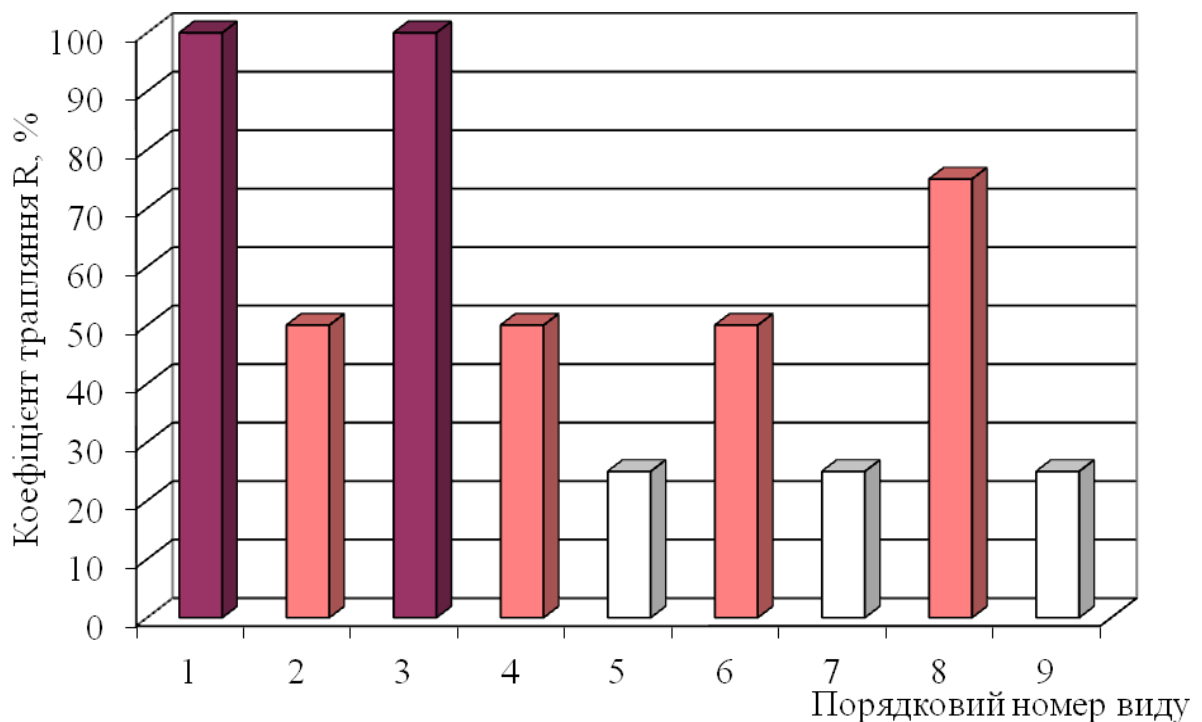
■ випалювання не проводилось ■ випалювання проводилось

1 – пирій повзучий	1 – пирій повзучий
2 – овес пустий	2 – овес пустий
3 – полин звичайний	3 – спориш
4 – деревій звичайний	4 – лобода татарська
5 – лобода татарська	5 – деревій звичайний
6 – амброзія полинолиста	6 – кульбаба лікарська
7 – цикорій звичайний	7 – амброзія полинолиста
8 – кульбаба лікарська	

Рисунок 3.4 – Висота рослин на досліджених КД№1 і КД№2 (після літнього випалювання) [215]

Відзначимо, що після літнього випалювання змінюється суттєво співвідношення поміж видами. Рослини нездатні до повного відновлення і якісно і кількісно.

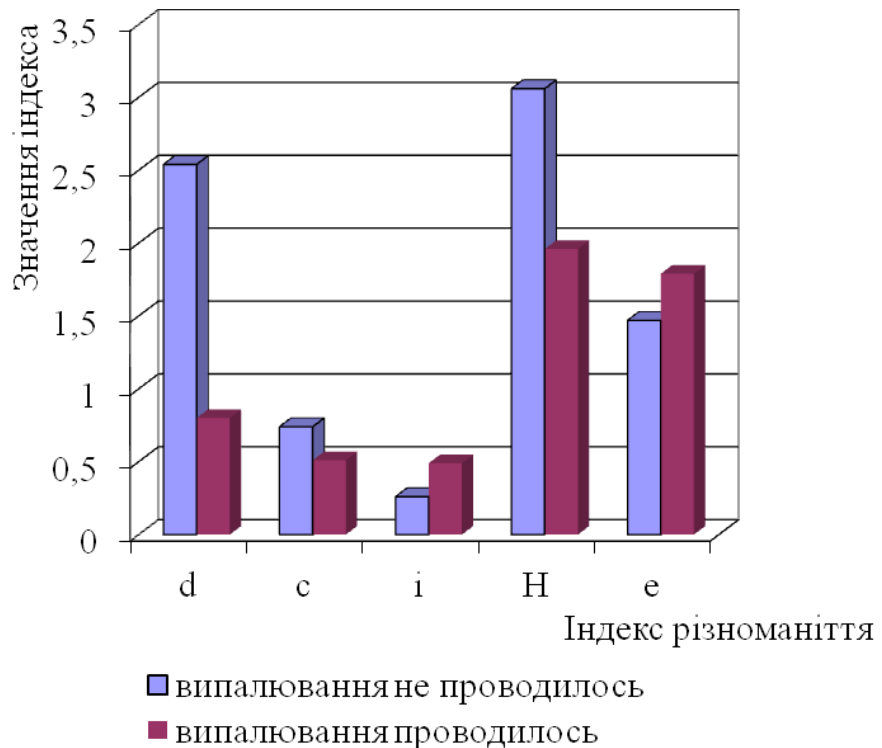
Проаналізувавши трапляння видів на даній території дослідження для ділянок КД №1 і КД №2, спостерігаємо, що найбільш часто трапляються у фітоценозі пирій повзучий і деревій звичайний (100 %); найменше – спориш, полин та цикорій звичайний (рис. 3.5).



1 – пирій повзучий, 2 – лобода татарська, 3 – деревій звичайний, 4 – овес пустий,
5 – спориш, 6 – амброзія полинолиста, 7 – полин звичайний, 8 – кульбаба лікарська,
9 – цикорій звичайний

Рисунок 3.5 – Трапляння степових видів рослин КД№1 і КД№2
(після літнього випалювання) [215]

Характеристики рослинного угруповання дозволяють розраховувати відповідні індекси видового багатства для дослідних ділянок (рис. 3.6).



d – індекс видового багатства, *c* – індекс домінування Симпсона, *i* – індекс різноманіття Симпсона, *H* – індекс Шеннона, *e* – індекс вирівненості Пієлу.

Рисунок 3.6 – Індеси видового різноманіття для степових рослин КД№ 1 і КД№2 (після літнього випалювання) [215]

Варто відзначити, що після дії вогню влітку суттєво знижується видове багатство у дослідженому фітоценозі і зменшується домінування певних видів рослин. Вирівняність рослинності підвищується, що корелює із зниженням домінування пирію повзучого. Індекс Шеннона свідчить про те, що значимість видів також спадає.

Сезонні дослідження, що проводилися навесні та влітку показали, що:

- систематичне з періодом у 6 місяців весняне випалювання впливає на розвиток рослинності степових фітоценозів і призводить до зменшення наземної фітомаси на 20–60 % й загального проективного покриття на 10–40 % залежно від видової структури угруповань; Відмічається зменшення висоти стебел рослин після відновлення в 1,5–2 рази;

- літнє випалювання суттєво негативно впливає на видове різноманіття степових фітоценозів, зафіксовано зменшення надземної фітомаси на 60-70% та

проективного покриття на 10–20 %; зменшується середня висота стеблин рослин в 1,5–2 рази, цілковито зникають з угруповання однолітні рослини.

Отже, вплив пірогенного фактору на степові фітоценози має значне трансформуюче значення. Після літнього випалювання рослинність на здатна до повного свого відновлення. За вегетаційний період, ті рослини, які мають переважно насіннєвий спосіб розмноження, не досягають репродуктивного розвитку. Це пояснюється тим, що внаслідок випалювання знищується частина насіння рослин, листовий опад, що негативно впливає на насіннєве розмноження рослин.

3.2 Постпірогенне відновлення водно-болотних природних комплексів та його особливості

Особливостям відновлення водно-болотних природних комплексів приділяється суттєва увага, оскільки очеретяні зарості – унікальна природна система, яка виступає захисним укриттям і кормовою базою для багатьох видів тварин, які мешкають у водно-болотному середовищі. У заростях очерету будують свої гнізда та розмножуються представники орнітофауни. Особливе значення зарості мають для мігруючих птахів.

Ключові ділянки закладені у заростях очерету в заплаві р. Уди, які піддаються систематичному випалюванню. При випалюванні відбулося вигорання сухих 15–20 см пагонів очерету над рівнем води. Результати польових досліджень свідчать, що після дії вогню відбувається приріст наземної фітомаси на 25 %, зростає висота очеретяни пагонів на 5 %, але на 14 % зменшується діаметр пагонів, на 10 % збільшується проективне покриття (табл. 3.6). Рясність лишається постійною. Коефіцієнт спільності видового складу для означених ділянок складає 33 %. Відмічається тотальне домінування очерету звичайного (табл. 3.7) [215].

Таблиця 3.6 – Морфометричні характеристики рослин водно-болотних природних комплексів на початкових етапах постпірогенного відновлення (КД №3)

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Висота пагонів, см	176	186
Діаметр пагона, мм	7	6
Загальна надземна фітомаса, г	1095	1460
Загальне проективне покриття, %	100	90
Рясність очерету	Cor^3	Cor^3
Види рослин (чисельність видів на м ²)	1) очерет звичайний (30); 2) берізка польова (2)	1) очерет звичайний (25); 2) хвощ лучний (15)

Отримані дані свідчать, що після дії вогню приріст біомаси становить 60%, зростає висота пагонів очерету на 27 %. На 14 % знижується діаметр пагонів. Рясність і проективне покриття залишається сталим. Коефіцієнт спільності видового складу складає 100 %. Очерет звичайний залишається домінуючим видом (табл. 3.6, 3.7).

На основі морфометричних характеристик рослинного угруповання, обчислено наступні індекси (видового багатства) для дослідних ділянок (рис. 3.7, 3.8): d – індекс видового багатства, c – індекс домінування Симпсона, i – індекс різноманіття Симпсона, H – індекс Шеннона, e – індекс вирівненості Пієлу.

Таблиця 3.7 – Морфометричні характеристики рослин водно-болотних природних комплексів на початкових етапах постпірогенного відновлення (КД №4)

Показники характеристик рослинності	Не проводилося випалювання	Проводилося випалювання
Висота пагонів, см	163	222
Діаметр пагона, мм	7	6
Загальна надземна фітомаса, г	1270	3080
Загальне проєктивне покриття	100%	100%
Рясність очерету	Сор ³	Сор ³
Види рослин (чисельність видів на м ²)	1) очерет звичайний (25); 2) берізка польова (2)	1) очерет звичайний (31); 2) берізка польова (5)



Рисунок 3.7 – Індеси видового різноманіття рослин для водно-болотного природного комплексу (КД №3)

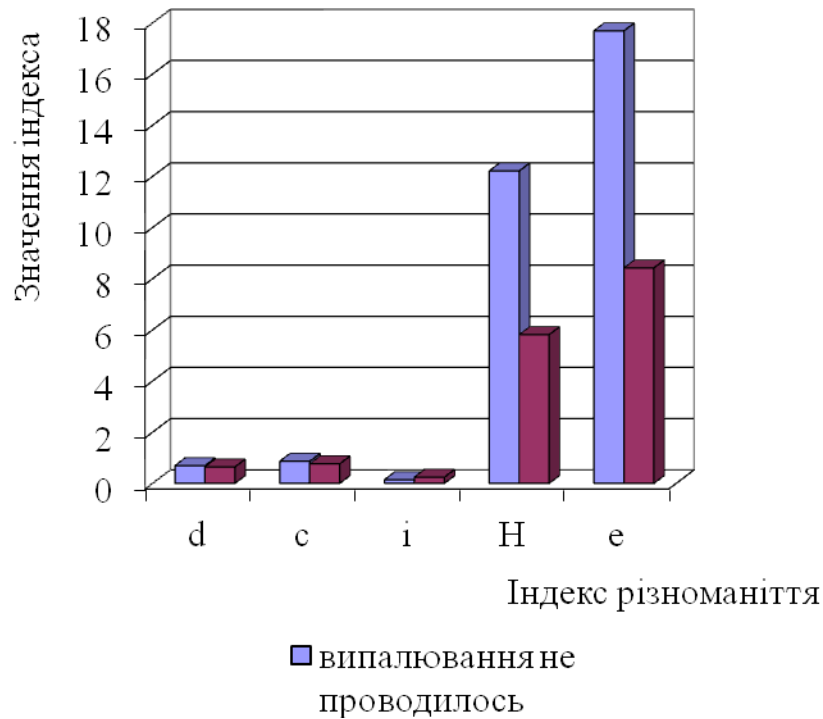


Рисунок 3.8 – Індеси видового різноманіття рослин для водно-болотного природного комплексу (КД №4)

Судячи з наведених даних, внаслідок випалювання зменшується видове багатство на дослідженій території, пригнічується основна рослинність, знижується вирівненість рослинності за рахунок зростання других видів рослин. Для обох досліджених ділянок помітним є те, що найсуттєвіше відчувається зміна вирівненості рослинності й значимості поодиноких видів.

Таким чином, у даному випадку вогонь виступає першорядним трансформуючим чинником водно-болотних екогеосистем. Після дії пірогенного чинника створюються придатні умови для зростання нових видів рослин. Проте відбувається це за рахунок пригнічення домінуючого виду (очерету звичайного). Отже, внаслідок щорічного випалювання стимулюється планомірна деградація очеретяних заростей. Дослідження ділянок у водно-болотному фітоценозі, що підлягали випалюванню, не підтвердило наявності різкого негативного впливу пірогенного впливу, окрім впливу на діаметр стебел очерету, що зменшується після дії вогню на 1 мм.

На наш погляд, параметри екогеосистем, що не зазнають суттєвого зовнішнього впливу, мають несуттєві флуктуаційні відхилення показників функціонування, у той час як екогеосистеми, що знаходяться під постійним зовнішнім впливом або ж зазнали раптового стресового навантаження (зокрема, пожежі), характеризуються переміною динамічності показників функціонування [44].

Пірогенна релаксія екогеосистем, крім зазначених форм відновлюваності, буде суттєво залежати й від категорійних значень самого пірогенного чинника: інтенсивності вогню, сили, швидкості поширення, а ще від ландшафтно-топологічних параметрів екогеосистеми, погодних умов та фенологічного періоду тощо [97].

Проведені дослідження базувались на польових дослідженнях, під час яких описувались процеси відновлення фітоценотичного різноманіття водно-болотних екогеосистем, що зазнали впливу пірогенного чинника, у межах заплави р. Уди. Нами закладено мережу ключових ділянок, кожна з яких складається із двох складових: контрольної та експериментальної [49].

Основа оцінки стану трансформованих угруповань та порівнянні їх із нормою або контролем складають вагомі показники різноманіття: видове багатство, видова чисельність, вирівняність, індекс домінування й індекс різноманіття [24, 198].

На значенні диверситологічного підходу наголошував і видатний американський еколог Ю. Одум [376]. Він зазначав, що основу різноманіття становлять дві першорядні складові: видове багатство та вирівняність.

Через те, що для водно-болотних фітоценозів, які підлягали випалюванню, не підтверджено виразний негативний вплив пірогенного чинника [215], ми провели ряд обчислень, які характеризують видове різноманіття цих екогеосистем: Індекс видового багатства Маргалефа (d), Індекс Сімпсона (c) або індекс домінування, Індекс різноманіття (i), Індекс Шеннона (H), Індекс вирівняності Пієлу (E) [24, 198]. (Детальна методика розрахунку зазначених показників наведена у додатку Г.

Індекси Сімпсона та Шеннона включають комбінацію схожих компонентів, отже являють узагальнені індекси різноманіття. Індекс Сімпсона вказує на «концентрацію» домінування – його показники будуть тим вищі, чим більше домінування одного чи декількох видів. Він надає більшої ваги поширеним видам, відповідно, індекс Шеннона надає більшої ваги поодиноким видам.

У якості показників, які характеризують динамічність параметрів видового різноманіття, ми розраховували коефіцієнти варіабельності (V_{ϕ}, V_{σ}). Як міра мінливості, використовувався показник мінливості U (відношення різниці між максимальною та мінімальною величиною параметра до його середньої величини) [111]. Ще визначали середнє арифметичне значення усіх параметрів видового різноманіття ($\bar{x}_{\phi}, \bar{x}_{\sigma}$). Результати проведених розрахунків представлені в табл. 3.8. [36]

Таблиця 3.8 – Параметри видового різноманіття водно-болотних комплексів

Параметр видового різноманіття	\bar{x}_{ϕ}	\bar{x}_{σ}	V_{ϕ}	V_{σ}	S_1	U_{ϕ}	U_{σ}	S_2
Індекс видового багатства, d	0,68	0,63	0,31	0,22	1,40	0,044	0,031	1,42
Індекс домінування Сімпсона, c	0,87	0,65	0,16	2,52	0,064	0,023	0,36	0,067
Індекс різноманіття Сімпсона, i	0,13	0,36	1,09	4,58	0,231	0,15	0,65	0,236
Індекс Шеннона, H	13,69	3,75	15,29	77,98	0,196	0,22	1,102	0,206
Індекс вирівненості Піелу, E	19,84	5,43	15,29	78,08	0,215	0,28	0,64	0,34

Аналіз результатів досліджених водно-болотних екогеокомплексів на контрольних ділянках й ділянках, що зазнали впливу пірогенного чинника,

виявив чіткий причинно-наслідковий зв'язок щодо переміни показників, що характеризують їхнє різноманіття.

Число видів чи видове багатство (d) є об'єктивним якісним параметром локального (у даному випадку), ландшафтного, регіонального чи глобального різноманіття. Усереднені значення даного показника за розрахунками свідчать на збідненість видового багатства експериментальних ділянок після впливу пожеж.

Взірцевим параметром стану угруповань є класичний показник якості біоти – індекс різноманіття [198, 376]. Використані для аналізу індекси Шеннона (H) й Сімпсона (i) дають змогу наочно та достовірно продемонструвати ступінь трансформації рослинних угруповань водно-болотних екогеосистем, які зазнали пірогенного навантаження.

Якісна оцінка стану угруповань, що функціонують в умовах техногенного впливу різноманітної природи й інтенсивності, базується на показнику вирівняності. Вирівняність Пієлу (E) є важливою характеристикою структури угруповання, що вірно інтерпретує ступінь стійкості і різноманітності біотичного комплексу у довкіллі. Різноманіття рослинного угруповання тим вище, чим вища вирівняність. Сутність показника вирівняності розкриває амплітуду допустимих флуктуаційних коливань чисельності видових популяцій угруповання в умовах біотичної насиченості природного середовища. Отже, він свідчить про ступінь рівномірності розподілення видів за їх чисельністю в угрупованні. Багаточленні угруповання із нечисленних популяцій відмічаються кращою екологічною стійкістю ніж малочислені популяції. Таким чином, вирівняність перевірено характеризує стійкість угруповання через кількісні параметри – видове багатство й чисельність видів [198].

Показовими для статистичного порівняння є обчислені коефіцієнти варіації й показники мінливості параметрів різноманіття досліджених екогеосистем. Відповідно до показника варіабельності, індекс різноманіття Сімпсона пірогенно трансформованих екогеокомплексів перевищує фоновий приблизно у 4 рази, за індексом Шеннона та індексом вирівняності Пієлу –

понад у 5 разів. Подібна ситуація простежується також у відношенні показника мінливості.

Отже, можемо стверджувати, що вплив пірогенного чинника на водно-болотні екогеосистеми приводить до підвищення динамічності показників видового різноманіття, що полягає у флуктуаційних відхиленнях індексів різноманіття й розрахованих статистичних параметрів. Опираючись на одержані результати досліджень, маємо допустити, що динаміка показників видового різноманіття є демонстрацією постпірогенної релаксії екогеосистем, яка спрямована на встановлення рівноваги процесів їхнього функціонування [42].

У роботі [111], з посиланням на [179, 311], інертність і відновлюваність окремих параметрів екогеосистеми оцінювали шляхом розрахунку їхньої мінливості, що, у свою чергу, є мірою стабільності. Поняття стабільності вважають синонімом стійкості, коли міру змін не співвідносять з інтенсивністю дій, які її спричинили [179]. Якщо міру відгуку системи позначити як ΔR , а дії на системи – ΔF , то стійкість можна визначити як:

$$S = \Delta F / \Delta R. \quad (3.1)$$

Екологічний зміст формули (3.1) полягає у тому, що саме вона визначає міру змін дій, яка необхідна для того, щоб відгук змінився на одиницю міри. Чим більшу дію необхідно прикласти до параметрів відгуку для його зміни, тим вище стійкість системи [111]. Наслідуючи формулу (3.1), можна оцінити стійкість системи відношенням середнього коефіцієнта варіації V_ϕ індексів видового різноманіття фонових (контрольних) значень до середніх значень коефіцієнта варіації (V_B) для відгуків екогеосистеми (параметри видового різноманіття трансформованих екогеосистем):

$$S_1 = V_\phi / V_B. \quad (3.2)$$

Якщо як мірою мінливості скористатися показником мінливості U , то подібним чином стійкість визначається як:

$$S_2 = U_\phi / U_\epsilon. \quad (3.3)$$

де U_ϕ і U_ϵ – середні показники мінливості фонових (контрольних) параметрів та відгуків [11].

Розрахунки, виконані за формулами (3.2) і (3.3), свідчать, що стійкість видового різноманіття водно-болотних екогеосистем знаходиться орієнтовно у межах 0,2–0,3, що відповідає стійкості водних екогеосистем [111].

Результати проведених досліджень свідчать, що фітоценотичні угруповання водно-болотних екогеосистем реагують на стресовий вплив пірогенного чинника зміною головних параметрів різноманіття (видове багатство, видова чисельність, індекси Шеннона та Сімпсона, вирівняність Пієлу).

За значенням показника варіабельності, індекс різноманіття Сімпсона пірогенно трансформованих комплексів переважає фоновий приблизно у 4 рази, за індексом Шеннона та індексом вирівняності Пієлу понад у 5 разів. Таким чином, можемо відзначувати, що вплив пірогенного чинника на водно-болотні екогеосистеми приводить до підвищення динамічності показників видового різноманіття, яке полягає у флуктуаційних відхиленнях індексів різноманіття й обчислених статистичних параметрів.

Можемо припустити, що виявлена динамічність показників, які характеризують різноманіття, є складовою загальної постпірогенної релаксії екогеосистем, спрямованої на встановлення рівноваги процесів їхнього функціонування.

Одержані результати щодо стійкості водно-болотних екогеосистем співвідносяться з параметрами стійкості водних екогеосистем.

3.3 Особливості постпірогенного релаксії лісових екогеосистем

3.3.1 Постпірогенна релаксія біогеохімічних властивостей ґрунтів екогеосистем соснових лісів в умовах техногенного навантаження

Лісові пожежі не можна віднести до основних ґрунтоутворних чинників, але тим не менше вони мають як прямий, так і непрямий вплив на формування ґрунтів. У літературі можна знайти дослідження, які доводять важливість пірогенного впливу на ґрунти і підтверджують роль пірогенного чинника, що впливає на еволюцію і функціонування ґрунтів лісових екогеосистем [6, 164, 165, 326, 340, 354]. Трансформація морфологічних і хімічних властивостей ґрунтів в сосняках після пожежі вивчалася Шахматовою Є. Ю. [333].

Все частіше зустрічаються роботи, в яких автори розглядають пожежу як потужний фактор ґрунтоутворення, який надає різноплановий вплив на формування ґрунтового покриву лісових екогеосистем. При цьому характер і ступінь пірогенного впливу на ґрунт можуть бути різними в залежності від фізико-географічних умов, типу лісу, вихідних властивостей ґрунту, а також виду та інтенсивності пожежі.

Нами розглядаються особливості зміни морфологічних, фізико-хімічних і хімічних властивостей ґрунту сосняків у перші місяці після пожежі. Встановлено зміни морфологічної будови лісових підстилок, їх ущільнення, зміну хімічних властивостей ґрунтів. Формування ґрунтів в післяпожежний період пов'язано з пірогенною трансформацією органогенних горизонтів, тому їх зміни служать індикатором впливу пожежі на ґрунт. Формується новий типодіагностичний органогенний пірогенний горизонт (O_{pir}), який за своїми фізико-хімічними властивостями істотно відрізняється від природних незмінених аналогів. При горінні органічних речовин у верхніх горизонтах вивільняються значні маси зольних речовин, що автоматично змінює реакцію середовища, кількість гумусу, вміст азоту, кількість обмінних катіонів [118].

Пожежі призводять також до зміни геохімічних особливостей екогеосистем за рахунок міграції у вигляді диму і подальшого вимивання з ґрунту поживних речовин, зміни гідротермічного режиму. Зміна абіотичних умов неминуче призводить до трансформації набору і якостей екологічних ніш на згарищі, втрачаються структурні зв'язки середовища і просторова конструкція ґрунтового покриву. В таких умовах колишня ґрунтова фауна не здатна виконувати свої екологічні функції, і порушені пожежами ділянки можуть виступати в якості місць проникнення чужорідних видів в екогеосистеми [92].

Вплив пожеж на компоненти екогеосистем надзвичайно різноманітний, досліджений багатьма науковцями, проте до цих пір неоднозначний. У черговий раз відзначимо, що техногенно-екологічної оцінки впливу пожеж на природні комплекси в цілому у сучасній науковій літературі не зустрічається, у той же час існують або детальні дослідження впливу пожеж на окремі складові екогеосистем, або узагальнені дані післяпожежного відновлення рослинності, що фіксують опосередковані результати цього впливу. У даний час переважають результати постпірогенних досліджень присвячено переважно рослинності, як найважливішому та динамічному компоненту й індикатору природних комплексів. При цьому різноманітний опосередкований вплив пожеж на довкілля через постпірогенні зміни у складі та структурі фітоценозів може бути набагато значнішим, ніж прямий вплив на них.

Формування ґрунтів в післяпожежний період пов'язане з пірогенною трансформацією органогенних горизонтів, тому їх зміни служать індикатором впливу пожежі на ґрунт.

Загалом, пожежі позначаються на всіх компонентах екогеосистем, у тому числі й на їх режимі функціонування та еволюції. Визначальна роль при цьому повинна приділятися ґрунтам, як літогенній основі усіх природних комплексів.

Найістотніші пошкодження насаджень, які пов'язані з випадками пожеж, пізнають лісові масиви неподалік чималих урбанізованих пунктів в умовах техногенного навантаження. Наші експериментальні дослідження охоплювали

соснові лісові масиви у Харківському регіоні в об'єктах лісових господарств «ДП Жовтневий лісгосп», «ДП Ізюмський лісгосп» «ДП Куп'янський лісгосп» «ДП Зміївський лісгосп», «ДП Красноградський лісгосп» Харківського обласного управління лісового і мисливського господарства. За останні роки площа пожеж на території цих лісгоспіву постійно зростає і досягає понад 30 га щорічно. Проте, оскільки систематичні спостереження проводилися детально на закладених ключових ділянках, надалі наведено результати досліджень в межах борової тераси р. Уди на території репрезентативного модельного полігону «ДП Жовтневий лісгосп» [59]. Усереднені результати досліджень, що не ввійшли до розділу, наведено у Додатку Е.

Для проведення експериментальних біогеохімічних досліджень, ми заклали ключові (експериментальні) ділянки (КД).

КД №1 представляє вирівняну ділянку слабо нахиленого схилу фації борової тераси із сірими лісовими опідзоленими ґрунтами під сосновим бором із домінуванням сосни звичайної (*Pinus sylvestris L.*) й злаково-різнотравною асоціацією із домінуванням в травостойі чистотілу звичайного (*Chelidonium majus L.*), молочаю Вальдштейна (*Euphorbia virgata Waldst.*), підмаренника справжнього (*Galium verum L.*) й латуку татарського (*Lactuca tatarica L.*). На ділянці візуально зафіксовані й чітко прослідковуються сліди пожежі 4–5 річної давнини: сосни обгорілі до висоти 1–2,5 м, лісова підстилка ушкоджена, у певних місцях спостерігаються залишки осередків пожеж без трав'янистої рослинності. Спільна площа пожежі орієнтовно 0,8 га. Пожежа, яка відбулася у межах КД №1, відноситься до першого ступеня, так як деревостан пошкоджено незначно. Суттєвіших пошкоджень зазнав підріст і чагарнико–трав'янистий покрив.

Ключова ділянка №2 нами була обрана усвідомлено, оскільки було відомо, що на території даної КД близько десяти років тому відбулася пожежа першого ступеня, і наразі про пожежу нагадують лише обгорілі в деяких випадках, до висоти 2-3 м стовбури сосен. Являє собою ділянку слабо нахиленої фації з сірими лісовими опідзоленими ґрунтами під сосновим бором з сосни звичайної

(*Pinus sylvestris* L.) із домінуванням злакової рослинності (*Gramineae*). Подекуди зустрічались нечуйвітер зонтичний (*Hieracium umbellatum* L.), молочай Вальдштейна (*Euphorbia virgata* Waldst.) і чистотіл звичайний (*Chelidonium majus* L.).

Ключова фонові ділянка №3 знаходиться в 200–230 метрах від КД №1 на південний схід. Являє собою подібний фітоценотичний набір рослинності до попередньої ключової ділянки № 2. На відміну від попередньої КД сліди пожежі відсутні. Показовою рисою є присутність цілісної лісової підстилки товщею до 10–12 см, яка складається із сухих соснових гілок, сухої хвої, шишок і відмерлих решток трав'янистої злакової рослинності [58].

При дослідженні пожеж їх силу та інтенсивність визначають за висотою полум'я та швидкістю поширення. Проведені дослідження базувались за наслідкам пожеж на ранжуванні на основі пошкодження деревостану [194]. Виділяють 5 ступенів сили лісової пожежі від слабкої до сильної:

I – деревостан ушкоджений незначно, практично не зріджений, можливий відпад складає 0–30 % за кількістю дерев або 0–25 % за запасом деревини;

II – спостерігається помітне зрідження деревостану в основному за рахунок відмирання підпорядкованої його частини; відпад 31–70 % за числом стовбурів і 26–60 % за запасами деревини;

III – сильне ушкодження деревостану, виражено його засихання. Допустиме збереження життєдіяльності нечисленних фрагментів стовбурів дерев верхнього ярусу після верхових або потужних низових пожежах. Відпад 71–100 % стовбурів за запасами деревини;

IV – деревостан перегоряє дощенту під час верхової пожежі внаслідок згорання крон; відпад за кількістю стовбурів та запасом деревини – 100 %.

V – деревостан після дії пожежі майже зникає та являє собою зволене згарище. Відпад 71–100 % за кількістю стовбурів та 61–100 % за запасами деревини.

Досліджені нами сірі лісові опідзолені ґрунти під сосновим бором з сосни звичайної та з переважаючим домінуванням злакової рослинності. На ділянці

КД №1 лісова пожежа сталася в 2013 році, ділянка КД №2 постраждала від вогню в 2008 році. Після чого на даній території не було відзначено впливу пірогенного чиннику. Останні проби відібрані в 2018 році через 5 та 10 років з моменту впливу лісової пожежі (табл. 3.9.).

На кожній з ділянок відібрано по декілька зразків ґрунту з глибини до 15 см, проаналізовані середні значення. Для всіх зразків проведено визначення рН водної витяжки потенціометричним методом, вмісту гумусу і валового азоту за методом Тюріна, гранулометричного складу за Качинським, рухомі форми фосфору і калію методом Мачигіна [283]. Концентрації вмісту рухомих форм важких металів (ВМ) визначалися атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі С-115М [200].

При вивченні кислотності ґрунту виявлена наступна закономірність: у підстилках на старому згарищі виявлено кислі значення рН, на свіжому – величина рН, ближче до нейтральної. У цілому післяпожежна зміна кислотності в лужну сторону спостерігається в органогенних горизонтах. У ґрунті на свіжому згарищі відбувається збільшення вмісту катіонів кальцію в органогенних горизонтах (табл. 3.10).

Результати дослідження кислотно-лужних умов у вивчених ґрунтах виявили підвищення значення рН у ґрунтах, що піддалися впливу пожежі. Так у контрольному зразку верхнього прошарку сірих лісових опідзолених ґрунтів (КД №1) величина рН складає 4,1. У подібному ґрунті піддослідної ділянки (КД №2) після проходження пожежі реакція змінюється у бік лужної (рН = 4,8).

У 2013 році відмічено різке зростання рН середовища після пожежі на ділянці КД №1. На ділянці кислотність дещо збільшилася, однак після трьох років з моменту пожежі все ще значно перевищує фонові показники.

У 2018 році відзначається зміщення рН середовища в кислу сторону для обох ділянок. Для ділянки КД №2 через 10 років з моменту пожежі реакція середовища майже досягла фонових значень.

Таблиця 3.9 Дослідження рН ґрунтового середовища

Показник	рік	КД №2*	КД №1**	Фонові ділянка
рН	2008	4,8	–	4,1
	2013	4,6	5,1	4,2
	2018	4,3	4,7	4,2

*Ділянка постраждала від пожежі у 2008 році

**Ділянка постраждала від пожежі у 2013 році

В результаті згорання підстилки величина рН у верхньому шарі 0–10 см змістилася у бік нейтральної до 4,8 і 5,1 проти 4,1–4,2 у контролі. В інших горизонтах на більшій глибині значення цього показника наближаються до нейтральних.

Тенденція до підвищення значень рН в ґрунтах після дії пожеж слід пояснити тим, що зольні водорозчинні сполуки, які проникають у ґрунт, насичують поглинаючий комплекс лужноземельними елементами та зміщують реакцію середовища до нейтральних значень. Суттєву роль у встановленні рН відіграє вік згарища. У ґрунтах старих згарищ значення рН близькі до фонових, що відзначають також й інші дослідники [105, 106, 323, 324].

Фізико-хімічний аналіз ґрунтів. Відомо, що сприятливі умови для зростання лісу складаються при насиченості ґрунтів основами на 50–80 %, вміст легкорозчинних сполук калію і фосфору більше 5 мг на 100 г ґрунту. Добре зростання сосни спостерігається при ємності поглинання 7–12 мг-екв. При цьому зростання більшості деревних порід пригнічується на сильно кислому або лужному ґрунтах.

Через 4-5 років після лісової пожежі (КД №1, 2013) слабкої інтенсивності змінився склад і структура поверхневих органогенних горизонтів. За цей період на поверхні сформувався шар лісової підстилки 3–4 см, вигорілий повністю під час пожежі. Однак на ділянках, не пройдених вогнем, цей прошарок, складений зі свіжого опадів хвої, дрібних гілок, кори, досягає 10–12 см. У фракційному складі переважає груба фракція (гілля, кора, шишки) – 77,1 %. На частку хвої і трави доводиться 17,5 і 5,3 % відповідно. Органогенний пірогенний горизонт

має потужність 3,6 см.

Аналіз ділянки після пожежі 10-ти річної давності (КД №2, 2018) показав збільшення шару лісової підстилки до 5,2 см. Фракційний склад має наступну структуру: фракція (сучки, кора, шишки) – 70 %. На частку хвої і трави доводиться 28,1 і 1,9 % відповідно (рис. 3.9).

Для ґрунтів притаманний невисокий вміст гумусу у верхньому акумулятивному горизонті. З глибиною вміст його різко знижується, що є характерним для цього типу ґрунтів, найбільша кількість загального азоту властива для органогенних горизонтів (табл. 3.10). Отже, на вплив низової пожежі гумусові горизонти сірих лісових опідзолених ґрунтів відповідають втратою азоту у результаті часткового згоряння його у складі органічних сполук.

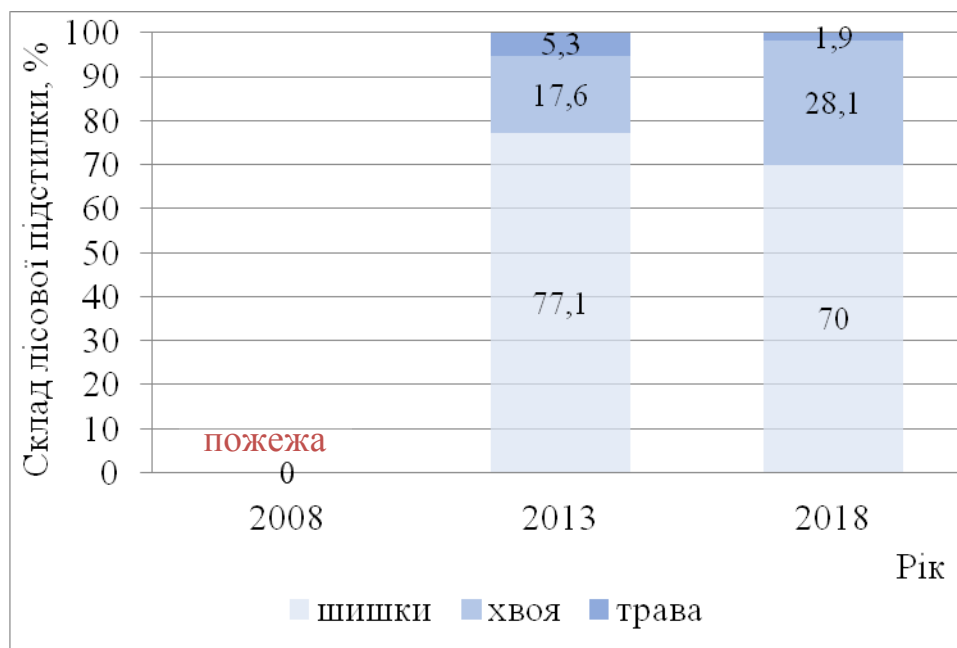


Рисунок 3.9 – Фракційний склад лісової підстилки, % (КД№2)

Ряд дослідників відзначають, що в ґрунтах, пройдених пожежею, іноді зростає вміст гумусу. Це явище можна пояснити інтенсифікацією дернового процесу після згоряння деревної рослинності, а також розкладанням незгорілих залишків коренів, хвої, гілля у перший час після пожежі.

У досліджених зразках вміст гумусу у ґрунтах на згарищі на обох ділянках протягом тривалого часу нижчий, ніж у контролі.

Одним з основних джерел надходження органічної речовини і зольних

елементів у ґрунти є лісова підстилка. Під впливом низових лісових пожеж відбувається часткове або повне згорання лісової підстилки, що у подальшому впливає на органігенні характеристики ґрунтів, перш за все їх верхніх горизонтів [58, 365].

Таблиця 3.10 Фізико-хімічні властивості ґрунтів [58]

Показник		КД №2*	КД №1**	Фонова ділянка
2008 рік				
Обмінні катіони, мг.-екв./100г ґрунту	Ca ²⁺	7,2	–	12,6
	Mg ²⁺	4,1	–	7,1
Гумус		0,9	–	1,9
Азот		0,4	–	0,1
2013 рік				
Обмінні катіони, мг.-екв./100г ґрунту	Ca ²⁺	9,2	10,1	12,5
	Mg ²⁺	4,4	5,6	7,0
Гумус		1,1	1,8	1,9
Азот		0,2	0,4	0,1
2018 рік				
Обмінні катіони, мг.-екв./100г ґрунту	Ca ²⁺	10,2	10,8	12,1
	Mg ²⁺	5,6	6,5	7,1
Гумус		1,8	0,6	2,0
Азот		0,2	0,1	0,1

*Ділянка КД№2 постраждала від пожежі у 2008 році

**Ділянка КД№1 постраждала від пожежі у 2013 році, дані за 2008 рік відсутні

Зі збільшенням віку згарищ значення рН, вміст обмінних катіонів і гумусу зменшуються. Це пов'язано з тим, що реакція ґрунтів на пірогенний вплив згасає (рис. 3.10).

Гранулометричний склад сірих лісових опідзолених ґрунтів в основному представлений піщаними фракціями. Частка піску по горизонтах коливається від 71 до 97,2 %.

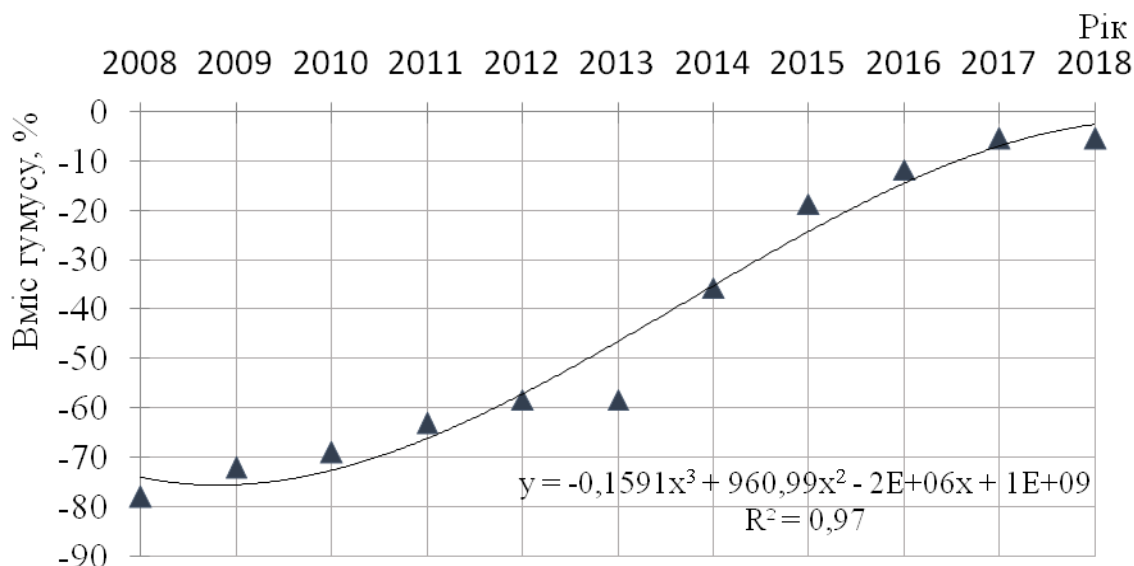


Рисунок 3.10 – Вміст гумусу у ґрунтах після лісової пожежі (КД №1) у порівнянні з фоновим вмістом (за 10-річний період), % [58].

Температура приземного шару повітря на вирубках різнотравних сосняків досягає близько 50 °С, що нерідко призводить до загибелі молодих сходів. Вологість і температура ґрунту знаходяться у зворотному зв'язку. Як і вологість, температура залежить від експозиції схилів. Зі збільшенням крутизни схилу в одних і тих же типах лісу вологість ґрунтів знижується.

Таким чином, метеорологічні екологічні чинники після пожеж, забезпечують можливість природного відновлення деревних хвойних порід, за винятком окремих днів з високою температурою на поверхні ґрунту, переважно у літній період.

Досліджуючи можливі зміни основних властивостей ґрунтів на ділянках ґрунтів, пройдених вогнем, у сосняках підтверджено зміну хімічних

властивостей ґрунтів після пожежі, названу Шахматовою Є. Ю. терміном «пірогенність ґрунтів», під чим розуміється відповідна реакція у вигляді зміни (трансформації) цілого комплексу властивостей ґрунтів [333].

У літературі зустрічаються дані, які підтверджують, що після пожежі у ґрунті спостерігається акумуляція хімічних елементів [219], які в подальшому мігрують в нижні горизонти ґрунту і змиваються у підпорядковані елементарні ландшафти або накопичуються у підзолистому горизонті. Це явище може бути пояснено акумуляцією зольних елементів, які утворилися від згоряння деревостану. При зниженні лужності комплексні сполуки заліза, магнію, кремнію, калію стають рухливими, у ґрунті вони не випадають в осад, знаходяться у доступній для рослин формі і можуть поглинатися їх корінням [219].

Поліциклічні сполуки у ґрунтах, які зазнали дії природних пожеж. Природні пожежі можуть стати джерелом утворення поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) у ґрунтах [189]. ПАВ (поліарени) високомолекулярні органічні сполуки, що містять у своєму складі бензольне кільце. Небезпека утворення ПАВ пов'язана з їх канцерогенною небезпекою для людини, фітотоксичністю для рослин, з чим пов'язана актуальність вивчення даного питання.

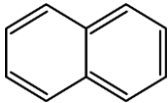
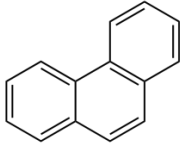
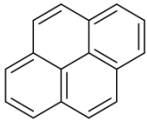
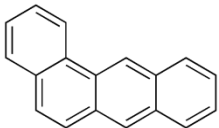
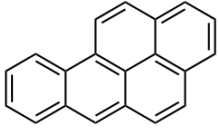
Пірогенний вплив на органіку сприяє утворенню ПАВ. У роботах Цібарта, Геннадієва [324, 325] представлені експериментальні дані підтверджують утворення ПАВ в ґрунтах. Однак, даних про склад, кількість і розподіл у ґрунтах поліаренів, що надходять при природних пожежах мало.

Для дослідження були обрані 8 ділянок, пройдених лісовими пожежами. Визначалися ПАВ у лісовій підстилці і верхньому ґрунтовому прошарку. У верхніх горизонтах ґрунтів сумарні концентрації ПАВ змінюються у межах від 1,5 до 22,0 нг/г (табл. 3.11). Середні значення наведені на рис. 3.11. Можна вважати, що дані концентрації дещо являються занадто незначними, але слід зазначити, що ґрунти досліджених районів були головним чином піщані і супіщані, що не сприяють сорбції та акумуляції поліаренів після пожежі

При згорянні хвойних порід лісу утворюється більше ПАВ та інших токсичних продуктів горіння через присутність різних смол у деревині. При цьому продуктами неповного згорання хвойної рослинності є, головним чином, 2–3-ядерні з'єднання, але часто до складу можуть входити і 4–6-ядерні ПАВ, що утворюються із смолистих компонентів [325]. За даними дослідження переважають з'єднання з 2–3 бензольними кільцями, а більш важкі компоненти присутні у малих кількостях, але загальний вміст ПАВ у ґрунтах незначний. Ймовірно, значна частина з'єднань може виноситися під час пожежі потужними потоками повітря.

Таким чином, проходження пожежі призводить до накопичення у профілях ґрунтів найбільш легких з'єднань – нафталіну і фенантрону. Відбуваються зміни як в самому верхньому горизонті – вигорілій підстилці, так і певні посяпожежні зміни фізико-хімічних показників відбуваються і в мінеральних горизонтах, що обумовлено надходженням в них компонентів з опадами.

Таблиця 3.11 – Вміст ПАВ у ґрунтах після впливу пірогенного чинника, нг/г

Горизонт	Глибина	Нафталін 	Фенантрен 	Пірен 	Тетрафен (Бензантрацен) 	Бенз(а)пирен 	ВСЬОГО
Низова пожежа (ДП Ізюмське лісове господарство)							
Ділянка №1 (сосновий бір)							
Вигоріла підстилка	0–5 см	11,4	7,7	1,6	0,7	0,6	22
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	10	5,4	0,7	0,2	0,2	16,5
Низова пожежа (ДП «Ізюмський лісгосп»)							
Ділянка №2 (змішаний ліс)							
Вигоріла підстилка	0–5 см	9,6	7,2	0,9	0,6	0,4	18,7
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	7,3	5,8	0,8	0,1	0,1	14,1
Фонова ділянка (ДП «Ізюмський лісгосп»)							
Лісова підстилка	0–5 см	3,9	2,1	0,2	0,1	0	6,3
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	3,2	0,2	0,1	0	0	3,5

Низова пожежа (ДП «Куп'янський лісгосп»)							
Ділянка №3 (сосновий бір)							
Вигоріла підстилка	0–5 см	3,6	8,2	1,1	0,2	1,7	14,8
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	3,3	4,2	0,4	0,3	1,1	9,3
Низова пожежа (ДП «Куп'янський лісгосп»)							
Ділянка №4 (змішаний ліс)							
Вигоріла підстилка	0–5 см	3,9	7,9	0,6	0,2	1,2	13,8
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	3,5	3,8	0,5	0,2	0,4	8,4
Фонова ділянка (ДП «Куп'янський лісгосп»)							
Лісова підстилка	0–5 см	1,7	2,2	0,4	0	0	4,3
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	1,1	0,1	0,3	0	0	1,5

Низова пожежа (ДП «Жовтневий лісгосп»)							
Ділянка №5 (сосновий бір)							
Вигоріла підстилка	0–5 см	13	3,5	0,5	0,5	1,1	18,6
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	11,2	3,9	0,7	0,2	0	16
Низова пожежа (ДП «Жовтневий лісгосп»)							
Ділянка №6 (сосновий бір)							
Вигоріла підстилка	0–5 см	12,6	3,1	0,6	0,5	3,5	20,3
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	9,9	3,3	0,5	0,1	1,7	15,5
Фонова ділянка (ДП «Жовтневий лісгосп»)							
Лісова підстилка	0–5 см	4,1	1,7	0,5	0	0	6,3
Верхній горизонт ґрунту	6–15 см	2,9	0	0,5	0	0	3,4

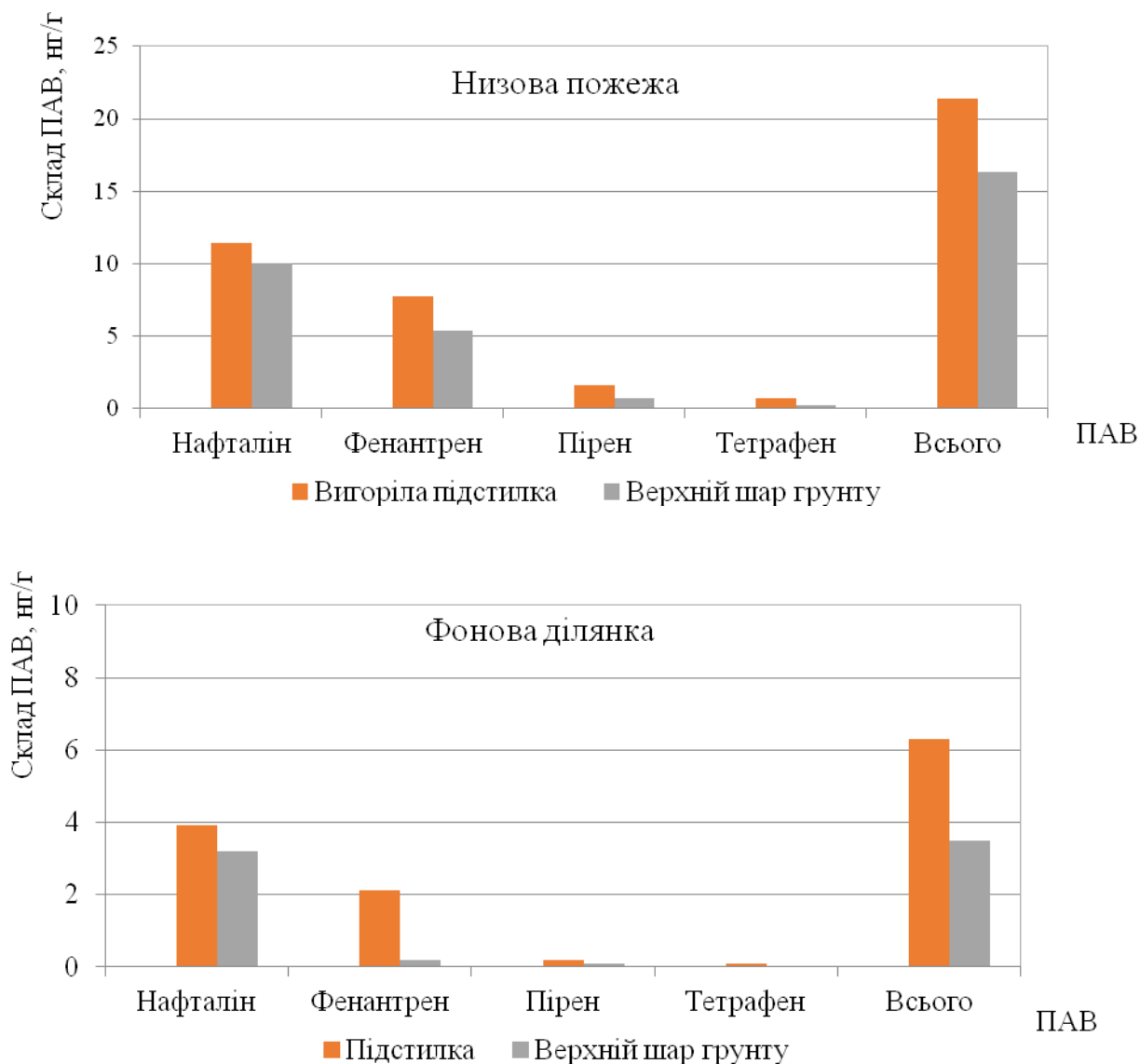


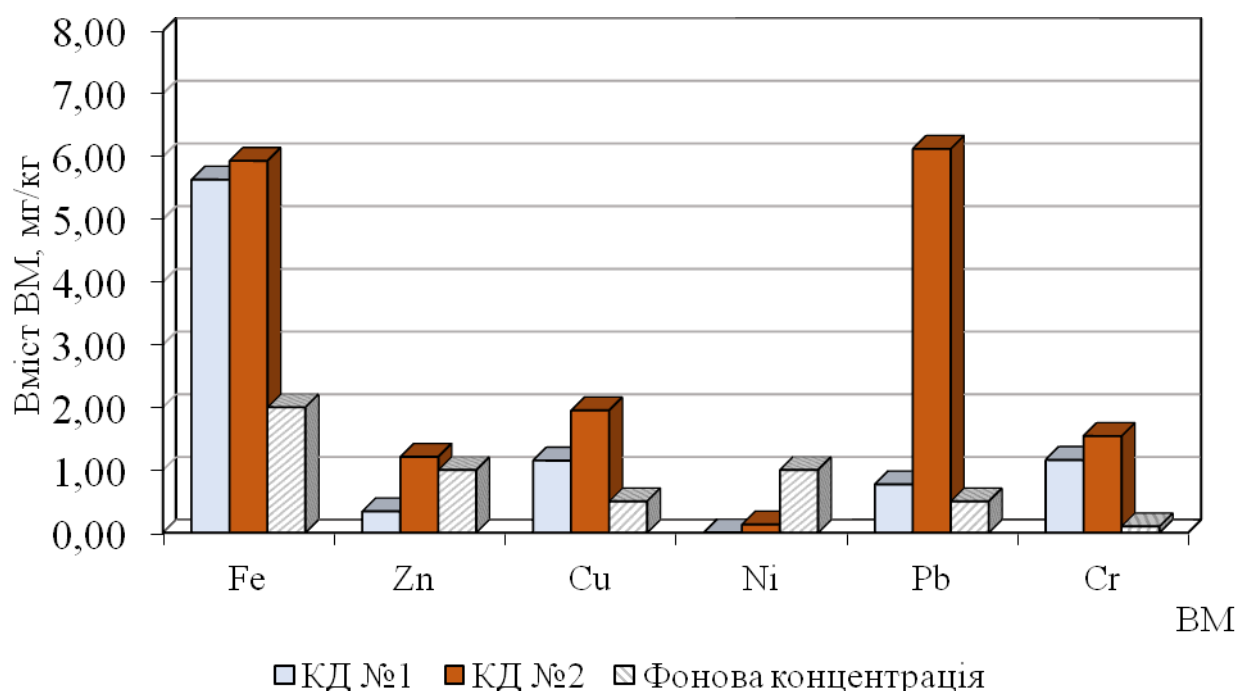
Рисунок 3.11 – Склад ПАВ у верхніх горизонтах ґрунтів

Вивчення вмісту важких металів. Характерними для постпірогенних геохімічних перемін в досліджених ґрунтах є результати атомно-абсорбційного аналізу (рис. 3.12). Згідно отриманих даних, в ґрунтах КД №1, що пережили вплив пожежі відносно недавно, концентрації рухомих форм усіх проаналізованих ВМ мають підвищені концентрації порівняно із ґрунтом незайманим вогнем та ґрунтом ураженим пожежею понад 10 років тому. Зокрема, концентрація Рb після дії пожежі у верхньому ґрунтовому горизонті 0–15 см збільшилася приблизно у 8 разів, Ni у понад 6 разів, Zn – в 3 рази. Менше зростає вміст Cu, Cr та Fe (від 1,7 до 1,1) [48].

Оскільки дослідження передбачали проведення порівняльного аналізу вмісту ВМ у ґрунтах фонових екогеосистем та їх антропогенних модифікаціях нами застосовано коефіцієнт концентрації (K_C) (табл. 3.12):

$$K_C = \frac{\kappa_i}{K_i} \quad (3.4)$$

де κ_i – вміст хімічного елементу у досліджуваному об'єкті; K_i – вміст хімічного елементу в об'єкті еталонної системи.



Рисуюнок 3.12 – Вміст рухомих форм ВМ та їх фонові значення у ґрунтах екогеосистем соснових лісів Харківщини при техногенному навантаженні.

Таблиця 3.12 – Коефіцієнти концентрації ВМ у досліджених ґрунтах [56, 58].

Хімічний елемент	Cu (рухомі форми)	Zn (рухомі форми)	Pb (рухомі форми)	Cr (рухомі форми)	Ni (рухомі форми)	Fe
КД №1	1,71	0,39	1,21	6,78	0,11	2,72
КД №2	4,16	1,18	9,76	8,22	0,16	3,12

Таблиця 3.13 – Співвідношення вмісту ВМ у досліджених ґрунтах до ГДК [95].

Хімічний елемент	Cu (рухомі форми)	Zn (рухомі форми)	Pb (рухомі форми)	Cr (рухомі форми)	Ni (рухомі форми)	Fe
ГДК у ґрунті, мг/кг	3,0	23	20	0,05	4,0	–
Усереднені концентрації ВМ у досліджених ґрунтах, мг/кг	1,15– 1,95	0,34– 1,21	0,77– 6,12	1,16– 1,64	0,002– 0,13	5,63– 5,93

Даний показник відображає ступінь концентрації хімічного елемента у досліджуваному об'єкті до його фонового вмісту у компонентах екогеосистем [104]. На відміну від ГДК у ґрунті ВМ, коефіцієнт концентрації є досить інформативним (табл. 3.13).

За коефіцієнтом концентрації рухомих форм ВМ у вивчених ґрунтах КД №1 та КД №2 перевищують фонові значення КД №3 у всіх досліджених зразках. Найвищі показники K_c відзначаються для Cr, Ni та Pb.

Підвищення концентрації ВМ у ґрунтах досліджених екогеосистем, на нашу думку, можуть бути спричинені техногенними викидами підприємств міста Харкова та автотранспорту [162]. Відносно надмірних концентрацій ВМ в ґрунтах КД №1, які зазнали впливу пірогенної дії, визначений факт слід пов'язати із мінералізацією лісової підстилки й трав'янистої рослинності від згорання і подальшою концентрацією хімічних елементів у верхні горизонти ґрунту.

В цілому, із урахуванням токсичності даних ВМ й близькості ключових ділянок до населених пунктів, можемо констатувати екологічну небезпеку для досліджених екогеосистем, у тому числі для людини.

Одержані розрахунки можливо використати для прогнозування геохімічної поведінки ВМ у ґрунтах після техногенних наслідків НС пірогенного походження.

Залежність концентрації важких металів від вмісту гумусу та реакції ґрунтового середовища (рН). Як зазначалося вище, зразки ґрунту було відібрано на ділянках лісу після пірогенного впливу та для порівняння на фонових ділянках. Після пожежі у всіх ґрунтах зафіксовано зниження гумусу після вигорання, збільшення рН за рахунок утворення золи.

Для виявлення провідних чинників поведінки ВМ у ґрунтах був використаний поширений статистичний прийом – розрахунок регресійних рівнянь. Сенс методу зводиться до встановлення коефіцієнтів, які відображають ступінь і напрямок впливу фактора на результативну ознаку, тобто на концентрацію в металу у ґрунті. Чим більше коефіцієнт по модулю, тим більший внесок фактору; позитивні коефіцієнти говорять про посилення дії даного чинника, негативні – про ослаблення.

На прикладі рухомих форм Рb проаналізуємо залежність міграційної здатності важких металів. Результати наведено на рис. 3.13 та 3.14.

Нами виявлено, що не спостерігається чіткої залежності між вмістом Рb та рН або гумусом. Прослідковується певна тенденція поведінки Рb від кислотності ґрунтового розчину, оскільки на всьому дослідженому діапазоні рН свинець утворює легкорозчинні сполуки і легко піддається міграції. При згоранні рослинності, яка містить деяку кількість свинцю він надходить до ґрунтового середовища та легко мігрує в умовах кислого та нейтрального значень рН. Отже, можна припустити, що він буде створювати фітотоксичну дію на нові саджанці, що будуть висаджено для відновлення лісу.

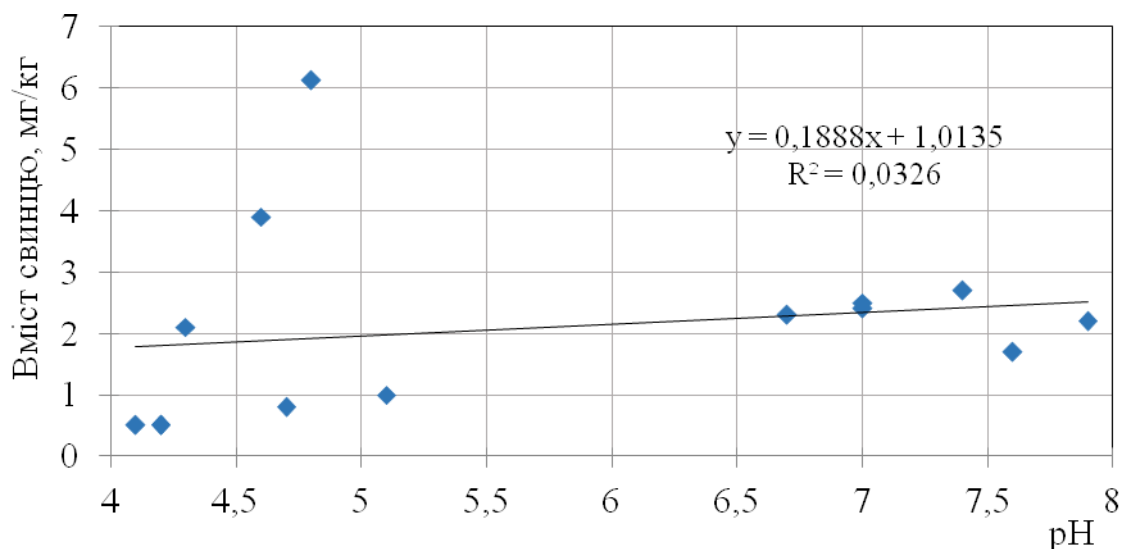


Рисунок 3.13 – Залежність виявлення свинцю у ґрунтах від рН середовища

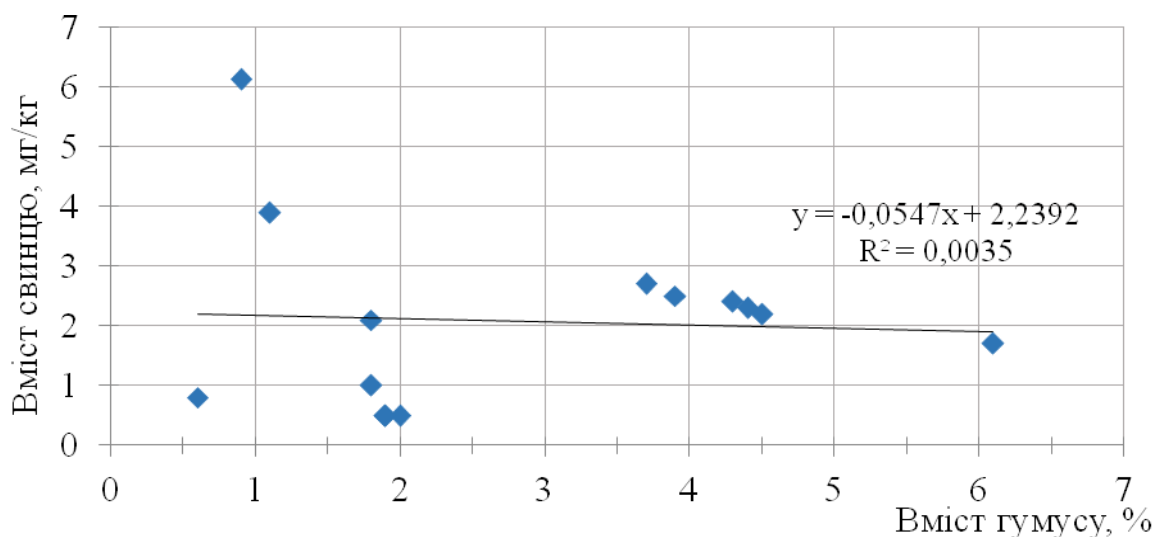


Рисунок 3.14 – Залежність виявлення свинцю у ґрунтах від вмісту гумусу

Отримана залежність вмісту Pb від рН описується рівнянням:

$$C_{Pb} = 1,01 + 0,19 \text{ рН} \quad (3.5)$$

де C_{Pb} – вміст Pb у ґрунті, мг/кг.

Але для даної залежності спостерігається низька достовірність.

Аналогічним чином проаналізована залежність концентрації Рb від кількості гумусу на всіх експериментальних ділянках. Вміст Рb при збільшенні гумусу знижується на всьому діапазоні гумусування ґрунтів. Дана апроксимація описується рівнянням:

$$C_{Pb} = 2,23 - 0,05 \cdot g, \quad (3.6)$$

де g – вміст гумусу у ґрунті, %.

При додаванні отриманих залежностей отримаємо сумарне рівняння:

$$C_{Pb} = 1,62 + 0,1 \cdot pH - 0,02 \cdot g. \quad (3.7)$$

Коефіцієнт перед долею гумусу у рівнянні дуже невеликий, що свідчить, що від гумусу вміст Рb залежить дуже несуттєво, значно більше він залежить від рН. Позитивний коефіцієнт перед рН показує, що підвищення значень рН приводить до збільшення вмісту Рb, тобто переведення його у розчинну форму.

Об'єднання всіх трьох складових виконано за допомогою побудови пелюсткової діаграми (рис. 3.15).

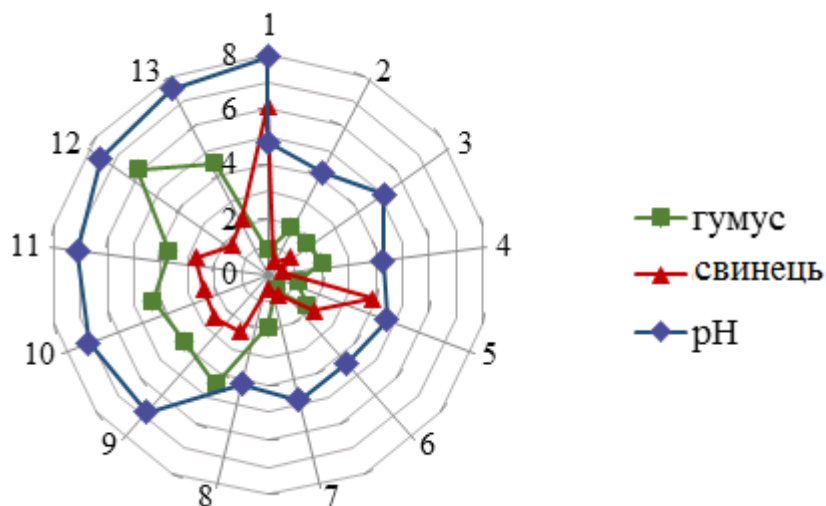


Рисунок 3.15 – Вміст гумусу, плюмбуму та рН на досліджених ключових ділянках

Аналізуючи результати проведених досліджень, можемо констатувати:

- при невеликому фоновому значенні Рb і відсутності техногенного навантаження, навіть після пожежі, у ґрунтах при будь-якому значенні рН і гумусу вміст плумбуму буде незначний;
- вміст металу може суттєво відрізнитися на ділянках до пожежі і після дії пірогенного чиннику, що пояснюється масштабом пожежі і переведенням у ґрунт всього металу, що був накопичений у рослинах протягом деяких років;
- поведінка Рb не залежить від вмісту гумусу у ґрунтах, а буде визначитися, насамперед, реакцією ґрунтового розчину.

Але дослідження дозволяє зробити висновок, що після пожежі, особливо після масштабної і верхової пожежі, увесь накопичений плумбум буде надходити у ґрунтове середовище і створювати фітотоксичну дію при спробі відновлення лісових насаджень. Його дія у ґрунті пояснюється саме кислотністю, оскільки у кислому та нейтральному середовищі більшість важких металів знаходиться у розчинній рухомій формі.

Концентраційно-логарифмічні діаграми міграційної здатності важких металів у ґрунтах. За допомогою побудови КЛД для більшості мікроелементів [344], як необхідних для нормальної життєдіяльності і зростання рослин, так і важких металів, які можуть мати токсичну дію, можна спрогнозувати їх міграційну здатність або можливість до акумуляції. Діапазон максимального осадження нерозчинних гідроксидів узагальнено на рис. 3.14, відмічено умови при яких важкі метали будуть мати найменшу розчинність у ґрунтовому середовищі, тобто у даних умовах вірогідніше їх накопичування.

У кислому середовищі (рис. 3.16, 3.17) в розчині присутні іони Me^{z+} або частки типу $[Me(OH)_{(z-1)}^+]$, у лужній області – $[Me(OH)_n^{z-n}]$. У кислих ґрунтах ($4,5 < pH < 5,8$) всі метали, крім Fe(II) знаходяться у розчинній формі і легко мігрують та акумулюються у рослинах.

Підвищення значень рН сприяє фіксації Cd, Co, Mg, Fe(II), Fe(III), Mn, Ni. [344].

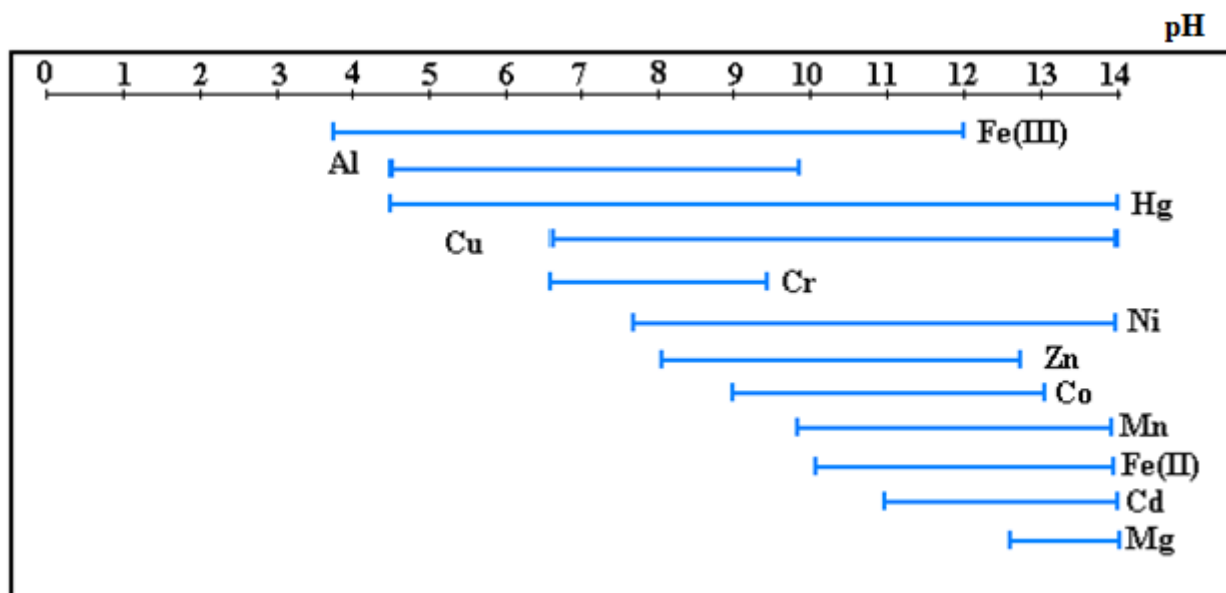


Рисунок 3.16 – Діапазон максимального осадження гідроксидів або гідроксокомплексів хімічних елементів

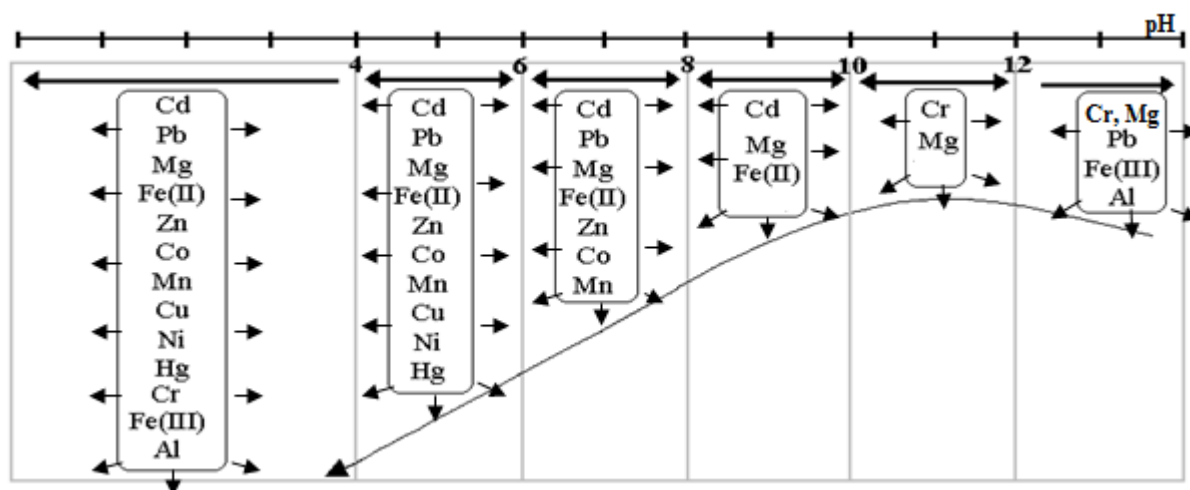


Рисунок 3.17 – Поведінка сполук хімічних елементів у навколишнє середовище при зміні рН ґрунтового середовища унаслідок пожежі

Таким чином, виявлено постпірогенні зміни фізико-хімічних показників сірих лісових опідзолених ґрунтів, що можна вважати не лише відповідною елементарною їхньою реакцією на пірогенний вплив, а виразним сигналом, який представляє стан ґрунтів як після дії пожеж, із урахуванням сили і інтенсивності вогню, так і через певний період часу. Таким чином, спостерігається залежність ступеня пірогенної дії від давності впливу пожежі

на ґрунт. Нещодавня дія пожежі середньої інтенсивності на сірі лісові опідзолені ґрунти відзначений чіткою реакцією усього комплексу його властивостей. Для ґрунту на 5–річному згарищі характерна менша реакція досліджених показників. При відсутності пожежі, через 10 років у даних ґрунтах прояви пірогенного чинника практично відсутні.

Фізико-хімічні властивості сірих лісових опідзолених ґрунтів після пожеж погіршуються, оскільки істотно знижується кількостей поживних елементів у ґрунті: вигорає гумус, зменшується вміст нітратного азоту. Пожежі, з одного боку, полегшують проникнення насіння у ґрунт, але погіршують умови проростання, росту і розвитку сосни. Вміст гумусу у поверхневому шарі (0–15 см) сірих лісових опідзолених ґрунтів внаслідок пройденої низової пожежі знижується за рахунок згорання органічних речовин в поверхневому ґрунтовому горизонті.

Лісові низові пожежі різко змінюють морфологічний вид верхньої частини ґрунтового профілю. В результаті змінюється характер поверхневих горизонтів ґрунтів, зокрема, нерідко формується новий пірогенний горизонт, який за фізико-хімічними властивостями та вмістом зольних елементів розходиться з природними аналогами. Під впливом дії вогню виникають зміни таких показників, як: рН, вміст обмінних катіонів, валових та рухомих форм азоту та ін. Проте, слід враховувати, що поведінка і вміст ВМ у досліджених ґрунтах може бути обумовлена, окрім впливу пожежі, також геохімічною обстановкою регіону – швидкістю водної міграції та біологічного поглинання, рельєфом місцевості.

Вміст ВМ у поверхневих прошарках ґрунтів борових терас підвищується у кілька разів й перевищує фонові концентрації внаслідок мінералізації лісової підстилки і трав'янистої рослинності від згорання з подальшою міграцією хімічних елементів, що несе у собі екологічну небезпеку.

Вивчення змін властивостей ґрунтів під впливом пірогенного чинника має чимале теоретичне і практичне значення у розробці наукових підходів до відновлення екогеосистем після пожеж.

3.3.2. Динаміка геохімічної концентрації важких металів, як результат постпірогенної релаксії

Результати досліджень геохімічної концентрації ВМ при техногенному навантаженні пірогенного походження у даний час майже не висвітлені у науковій літературі, або ж розкриті частково [38]. Однозначного пояснення чинників, що позначаються на поведінці мікроелементів, у тому числі, ВМ, під дією техногенного впливу пірогенного походження, не існує. Аналіз наукових джерел дозволяє відмітити різноманітну і різнобічну поведінку хімічних елементів в екогеосистемах після ураження пожежами. В різних екологічних умовах можливо відзначувати чималий діапазон кількісних параметрів акумуляції будь-якого визначеного хімічного елементу [44]. Так, концентрація Hg у ґрунтах після низової пожежі становить від +27,3 % до 64,3 %. Відмінність практично у 2,36 рази [7].

Переважаюча кількість залучених у атмосферну емісію ВМ (Hg, Cd, As, Pb та ін.) мігрує у вигляді пилу та аерозолів. Проте йдеться про поодинокі випадки несуттєвої міграції рудних елементів (Cr, Ni, Co, Mg та ін.), що найчастіше все ж пасивно концентруються в літогенній основі згарищ чи прилеглих площах до них, тут варто визнати значення крупніших пилових часток.

Без сумніву, на міграцію хімічних елементів впливає тип пожежі, та її інтенсивність. Чим більша потужність вогню, тим вище чисельна оцінка повітряної міграції хімічних елементів [367]. Сповна зрозуміло, що існують також інші чинники, що розкривають поведінку ВМ при пожежах у екогеосистемах.

Дані аналітичних результатів демонструють, що за вмістом елементів-мігрантів (мг/кг), значення рН, площі згарищ, які знаходяться порівняно в рівних умовах, проте пройдені низовою або верховою пожежею відрізняються достатньо помітно.

Під час повальної верхової пожежі ряд хімічних елементів, зокрема,

ртуть, кадмій, селен й штучні радіонукліди мігрують із зони пожеж, їхній вміст становить 30–45 % від їхньої концентрації на площі низової пожежі [7]. Показник рН зростає на 6–10 %. Звичайно, це пов'язано зі збільшенням маси золи, яка має лужну реакцію, однак, вона частково могла бути видалена із ґрунтового покриву згарищ еоловими чи гідрологічними процесами. За цих обставин, коректне встановлення зв'язку між кількістю золи та значенням рН на згарищах через деякий час опісля пожежі не видається припустимим. Представлені приклади процесів геохімічної концентрації ВМ із переконливістю доводять, що крім класу пожежі як фактора міграції хімічних елементів зі згарищ показну роль відіграє також стан легкогорючих матеріалів, зокрема, вологість лісової підстилки [388]. Це дозволяє схарактеризувати ще один чинник, від якого залежить поведінка ВМ при природних пожежах: фізичний стан наземного горючого матеріалу, який також є одним із чинників, що будуть визначати геохімічну концентрацію при пожежах.

Звісно, що різні за видами рослини неоднаково акумулюють різні мікроелементи. Іншими словами, слід враховувати також характер розподілення ВМ у наземних частинах рослин. Від нього будуть залежати чисельні показники геохімічної концентрації хімічних елементів при пожежах. Найбільш притаманним є радіальний розподіл більшості ВМ у ґрунтовому профілі, включаючи верхні ґрунтові горизонти із прошарками повсті і лісової підстилки. Та й у цьому випадку буде існувати значна флуктуація концентрацій ВМ у радіальній диференціації в ґрунтовому розрізі.

Спалювання поверхневих частин залишків рослинної повсті, мохів, лишайників та лісової підстилки буде супроводжуватись незначною емісією мікроелементів–мігрантів не тільки тому, що верхні прошарки наземного горючого матеріалу висихають скоріше, аніж нижні, а ще й тому, що у даних горизонтах їхня підвищена концентрація знаходиться в нижніх проміжках, а не у верхніх.

Таким чином, варто відзначити, що, комплексний взаємозв'язок хімічних елементів між собою, стан наземного горючого матеріалу та перерозподіл

хімічних елементів у ґрунтових вертикальних профілях будуть визначати поведінку хімічних елементів під час пожеж в екогеосистемах [54].

У безвітряну погоду, під час поширення пожежі у екогеосистемі, хімічні елементи, які втримуються конвекційним вогняним потоком, мігрують майже вертикально у високі атмосферні шари і по мірі охолодження будуть осідати на території згарищ. Вітер сприяє розповсюдженню димового шлейфу поза межі пірогенно постраждалої території. Це дозволяє засвідчити за погодними умовами також роль одного з чинників, які будуть визначати міграцію хімічних елементів при пожежах. Однак, на наш погляд, цей фактор слід вжити лише до незначних пожеж, тому що масштабні верхові пожежі супроводжуються утворенням вихрових атмосферних потоків, які затягують холодну масу повітря з прилеглої до пожежі території. При цьому, горизонтальний адвекційний шлях димового шлейфу при подібних пожежах можна не тільки спрогнозувати, а й практично неможливо врахувати при пожежі. Заразом з тим, суха й тепла та безвітряна погода будуть підтримувати атмосферну міграцію, а туманна й дощова буде сприяти стрімкому вимиванню й осадженню пилових та аерозольних частинок димового шлейфу. Вся проаналізована інформація дає право підтверджувати існування іще одного чинника, від якого буде залежати розповсюдження димового шлейфу під час пожеж в екогеосистемі – це метеорологічні погодні умови, які впливають на міграцію чи акумуляцію деяких хімічних елементів у межах ураженої пожежею території.

Відомо, що в компонентах екогеосистем усі хімічні елементи можуть знаходитись в різних станах: це і сорбція, і абсорбція, й складні органічно-мінеральні сполуки тощо. Однак, коли йде мова про природні пожежі, а, відповідно, і про високі температури, І. В. Алексеєнко [7] досліджує їхню поведінку залежно від температури їхнього кипіння та випаровування. Енергійну концентрацію кадмію та ртуті дослідник пов'язує із низькою температурою кипіння, у той час як такі ВМ, як міді, хрому, нікелю, кобальту вона на порядок вище і саме ці ВМ мають тенденцію до геохімічної акумуляції в літогенній основі згарищ (°C): Hg – 357, As – 610, Cs – 690, Cd – 765, Zn – 907,

Mg – 1107, Pb – 1744, Mn – 2151, Sr – 1384, Cr – 2482, Cu – 2595, Ni – 2732, V и Co – 3000.

З наведених даних виокремлено марганець, який, маючи високу температуру кипіння, легко мігрує. Однак, незначною виявляється міграція миш'яку, хоча вже при температурі 610 °С відбувається сублімація даного хімічного елементу. Причинами низьких значень даного показника може слугувати його знаходження в мінеральній частці лісової підстилки й виражений тісний взаємозв'язок із залізом. Не відповідає означеній закономірності й поведінка натрію та калію, які акумулюються у ґрунтах згарища, проте мають низький температурний градієнт.

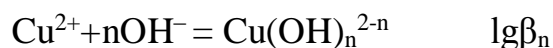
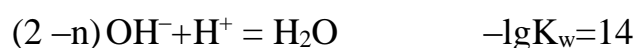
Отже, аналіз вищенаведених даних дозволяють зробити висновок, що поведінка ВМ під час пожеж в екогеосистемах буде залежати від багатьох чинників, першорядними із яких будуть: вид пожежі, стан лісового горючого матеріалу, погодні умови, геохімічні характеристики хімічних елементів та характер їхнього розподілу в компонентах екогеосистеми.

При пожежі переважаючому впливові високої температури підлягають верхні декілька сантиметрів ґрунту, отже найкардинальніші зміни будуть відбуватися в підстилці й верхній частині гумусового прошарку. В процесі пожежі відбувається суттєва втрата органічної речовини ґрунту. При впливові високої температури під час пожеж переважна частина вуглецю із органічних речовин окислюється до газоподібних форм (перш за все CO₂) й випаровується. При інтенсивних пожежах має місце винищення органічної речовини надґрунтових горизонтів та верхньої частини гумусового горизонту, а отже утворення чималої кількості карбонатних сполук лужних та лужноземельних елементів, що викликає зростання показника рН. Як зазначають Ю. М. Краснощоків та ін. [164], зміна рН ґрунтів після пожежі може бути суттєвою, зафіксовано випадки від рН=5,7–5,9 до пожежі, до рН=8,7 після низової пожежі. Через декілька місяців після пожежі рН поверхневого ґрунтового горизонту становить 8,0, й лише на площі згарищ десятирічної давності реакція кислотно–лужного балансу у верхніх органогенних горизонтах

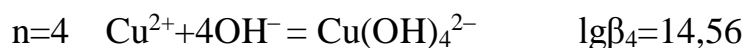
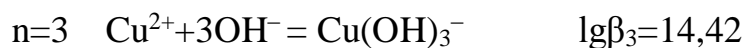
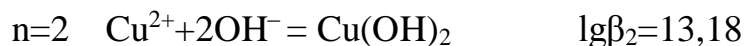
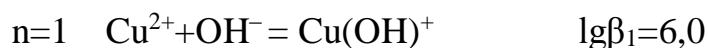
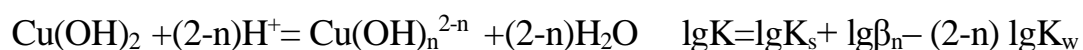
поновлюється. Окрім потрібних для рослинності мікроелементів, які надходять в ґрунт після пожежі, значна маса сполук Fe, Al, Zn, Mn та інших ВМ також прибуває разом із золою.

Простежимо детальніше умови утворення рухомих форм ВМ у ґрунтах, що допустить зробити висновок щодо їхньої міграції або акумуляції у геохімічному ґрунтовому середовищі [40].

Важкі метали, які потрапили до екосистеми, можуть створювати важкорозчинні гідроксиди. Окрім того, в ґрунтовому розчині існує імовірність утворення ВМ гідросокомплексів із неоднаковою кількістю гідроксид-іонів [55]. Діапазон осадження сполук гідроксидів та області переважання розчинних форм гідросокомплексів досліджені за допомогою побудови концентраційно-логарифмічних діаграм (КЛД) [343]. Розчинення сполук гідроксиду будь-якого металу (на прикладі утворення гідроксиду купруму) і його комплексних сполук описується трьома основними реакціями [33]:



Сумарна реакція:



При обчисленні константи рівноваги сумарної реакції було використано логарифми добутків розчинності гідроксидів й констант стійкості комплексів металів з гідроксид-іонами (табл. 3.14).

Рівноважні концентрації металовмісних частинок при цьому будуть [343]:

$$\lg [\text{Cu}(\text{OH})_n^{2-n}] = \lg K_s + \lg \beta_n - (2-n) \lg K_w - (2-n) \text{pH}$$

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

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

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

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

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

Таблиця 3.14 – Логарифми констант стійкості комплексів з гідроксид іонами [183]

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

Отже, можемо впевнено означити області максимального осадження гідроксидів металів. Умовою осадження Me^{z+} допускаємо досягнення його концентрації у ґрунтовому розчині порядку 10^{-5} моль/л. Зокрема (рис. 3.18), до $\text{pH} \leq 6,8$ купрум буде знаходитись в розчиненому вигляді, при вищих показниках pH купрум осідає у вигляді гідроксиду $\text{Cu}(\text{OH})_2$, а при дуже великих показниках

$pH > 13$ утворюються гідросокомплекси $Cu(OH)^{3-}$, однак їхня концентрація несуттєва, отже, можемо зробити висновок про високу міграційну здатність сполук купруму до нейтрального середовища та їхній фіксації при $pH \geq 6,8$. Проведені обчислення та діаграми для цілого ряду ВМ представлені на рисунках (рис. 3.18–3.24).

Проаналізовані нами за допомогою КЛД інтервали осадження гідроксидів добре координують із експериментальними даними Ю. Ю. Лур'є [183].

В нейтральному за реакцією pH ґрунті переважна кількість ВМ (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Co, Ni) знаходиться у важкорозчинних формах (зокрема, у вигляді гідроксидів), при цьому їхня міграційна здатність незначна, що приводить до концентрації хімічних елементів у ґрунті. В таких умовах ВМ не вимиваються із ґрунту, не засвоюються рослинами, відбувається їх акумуляція у ґрунті.

При значній зміні pH , приміром, як записано у Ю. М. Краснощокі та ін. [164], поведінка сполук купруму змінюється кардинальним чином. При $pH = 5,7$ до пожежі концентрація $[Cu^{2+}] = 0,01$ моль/л, при $pH = 8,7$ після пожежі увесь купрум в нерозчинній формі акумулюється у ґрунті.

Іони Fe^{2+} легко мігрують в кислому, нейтральному й навіть в слабо лужному середовищі до $pH = 9,5$, проте у сильно лужному середовищі утворюється гідроксид $Fe(OH)_2$ (рис. 3.19).

По-іншому себе поведуть іони феруму (III). В сильно кислому середовищі вони присутні у вигляді Fe^{3+} й $Fe(OH)^{2+}$, і вже при $pH > 5$ утворюється нерозчинний гідроксид $Fe(OH)_3$. Інакше кажучи, при збільшенні значення pH після пожежі ферум (III) постійно буде накопичуватися в ґрунті (рис. 3.20) [344].

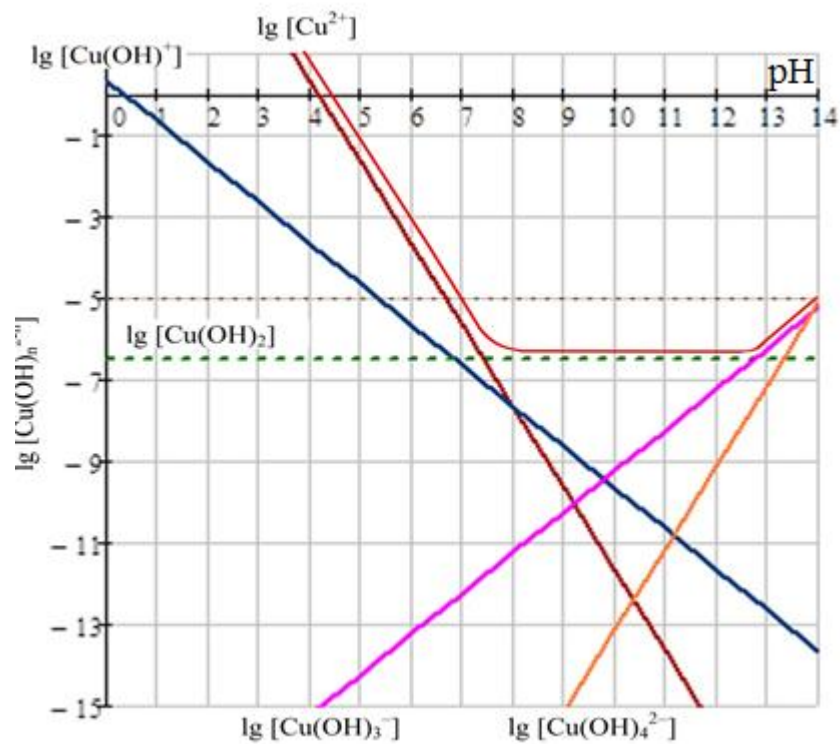


Рисунок 3.18 – Концентраційно-логіфімічна діаграма (КЛД) утворення гідросокомплексів купруму [33]

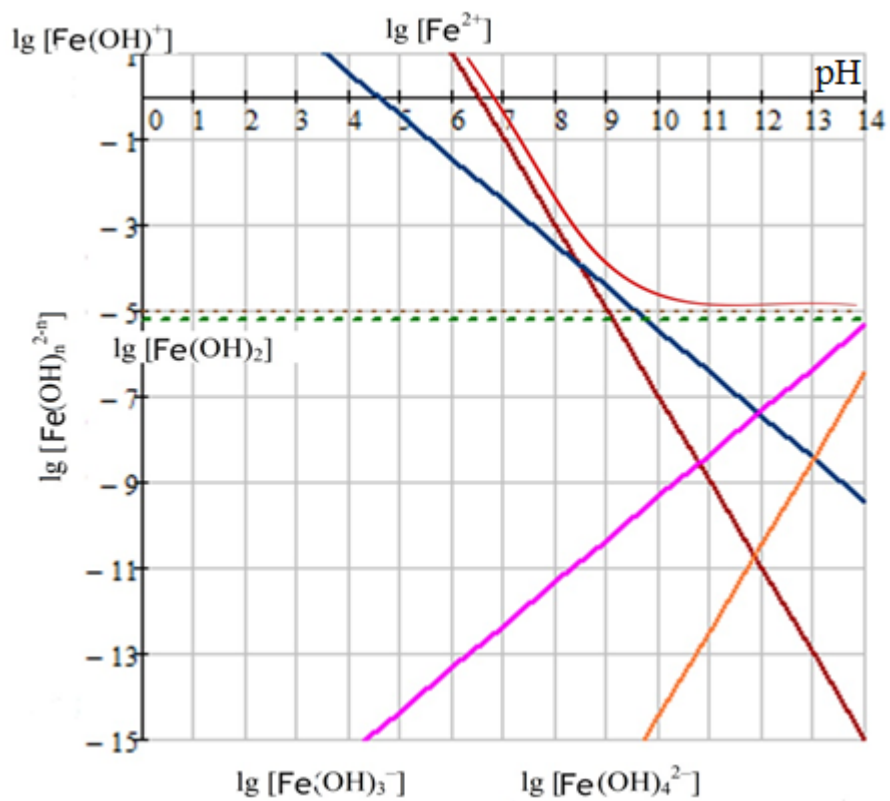


Рисунок 3.19 – Концентраційно-логіфімічна діаграма утворення гідросокомплексів феруму (II) [344]

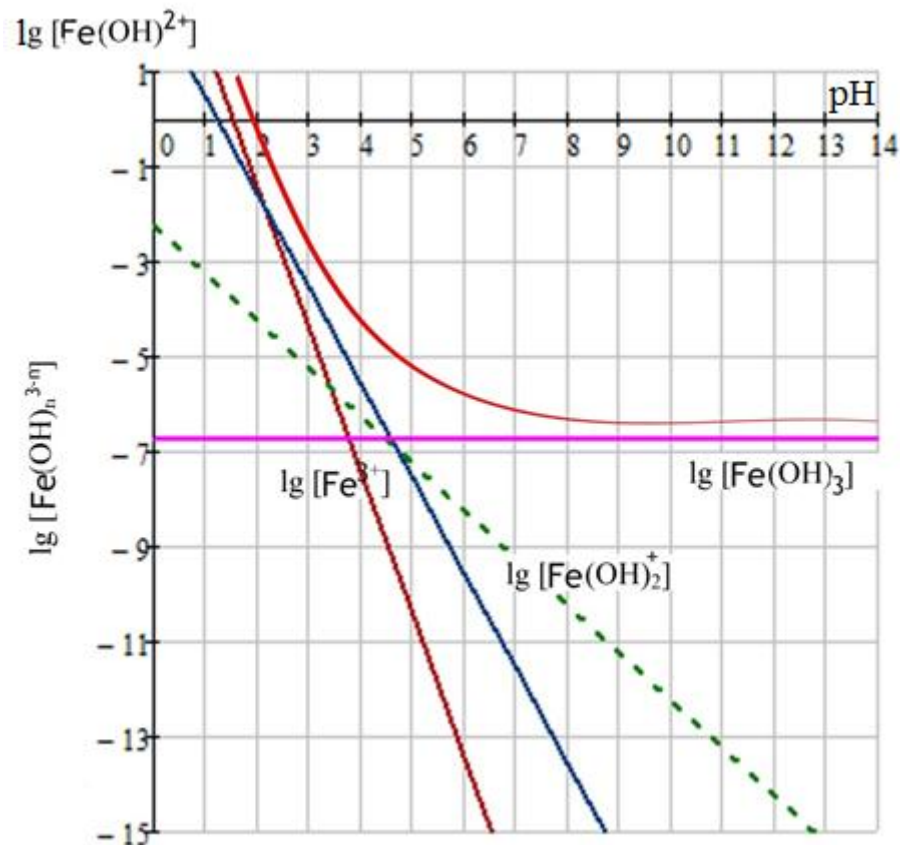


Рисунок 3.20 – Концентраційно-логарифмічна діаграма утворення гідросокомплексів феруму (III) [344]

Сполуки цинку ведуть себе у різному середовищі наступним чином (рис. 3.21): у кислому й нейтральному середовищі присутні іони Zn^{2+} , при $\text{pH}=8-11,5$ утворюються нерозчинний гідроксид $\text{Zn}(\text{OH})_2$ і у сильно лужному середовищі цинк знову стає рухолим у вигляді гідросокомплексів $\text{Zn}(\text{OH})_2^{2-}$.

Отже, у подібних умовах, як приміром, показано Ю. М. Краснощоківим та ін. [164], при кислотності до пожежі $\text{pH}=5,7 \dots 5,9$ концентрація рухомого цинку може бути до $\lg[\text{Zn}^{2+}]=-1$, тобто до 0,1 моль/л, проте при $\text{pH}=8,7$ після пожежі $\lg[\text{Zn}^{2+}]=-4$, тобто рухомої форми у ґрунті буде лише 0,0001 моль/л, отже, цинк переходить у нерозчинну форму й буде акумулюватися [38].

Для сполук нікелю спостерігаємо наступну залежність (рис. 3.22): у кислому і нейтральному ґрунтовому середовищі мають перевагу рухомі форми сполук нікелю, проте при зміні значення pH, наприклад, усього з 5,5 до 6,0 кількість рухомих форм нікелю зменшується майже в 10 разів від $\lg[\text{Ni}^{2+}]=-1$ до

$\lg[\text{Ni}^{2+}] = -2$, отже, концентрація іонів Ni^{2+} змінюється з 0,1 моль/л до 0,01 моль/л при зростанні рН від 5,5 до 6,0. При $\text{pH} > 8$ сполуки нікелю будуть в нерозчинній формі.

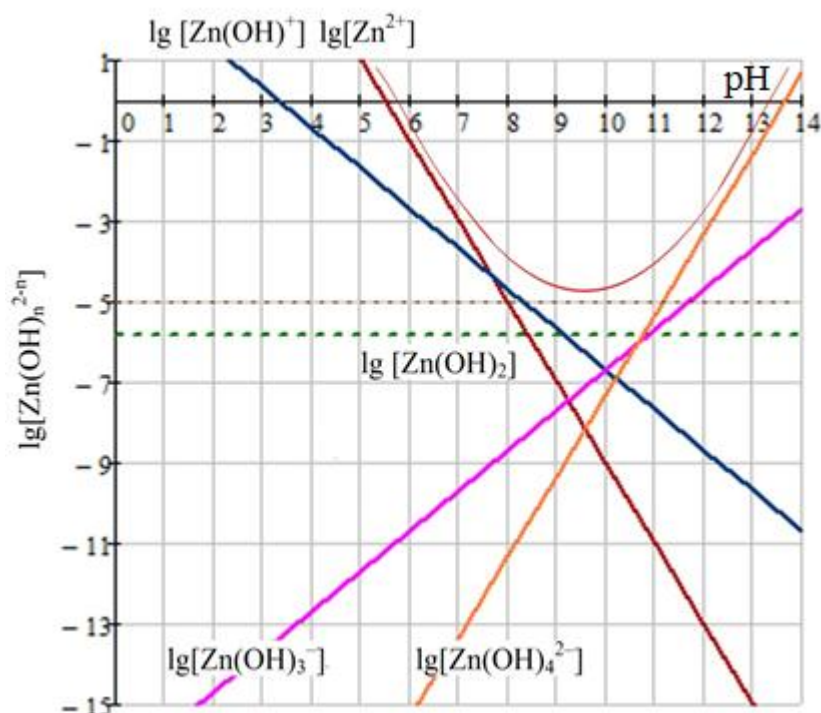


Рисунок 3.21 – Концентраційно-логіфімічна діаграма утворення гідросокомплексів цинку [344]

Свинець при $\text{pH} < 9$ перебуває у рухливих формах, і лише у лужному і сильно лужному середовищі будуть переважати нерозчинні комплекси й гідроксиди (рис. 3.23). При зростанні рН концентрація рухомих форм свинцю стрімко зменшується.

Сполуки хрому (III) поведуть себе наступним чином (рис. 3.24): у кислому середовищі будуть переважати розчинні, а отже, рухомі форми Cr^{3+} , однак їхня концентрація при зростанні значення рН трітко зменшується. Для прикладу, якщо при $\text{pH} = 5$, концентрація рухомих форм хрому буде становити 0,01 моль/л, при $\text{pH} = 5,7$ уже 0,001 моль/л. Іншими словами, при дії пожежі хром буде акумулюватися у ґрунтах. В нейтральному ґрунтовому середовищі хром утворює нерозчинний гідроксид, у лужному середовищі при $\text{pH} = 8,5-9$

починають утворюватися розчинні гідросокомплекси $\text{Cr}(\text{OH})_4$.

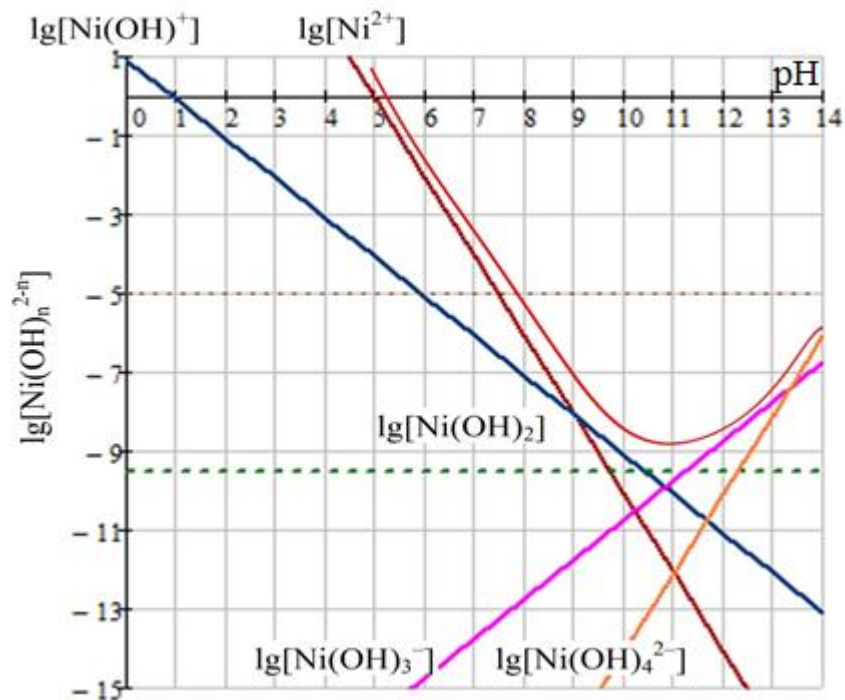


Рисунок 3.22 – Концентраційно-логарифмічна діаграма утворення гідросокомплексів нікелю [344]

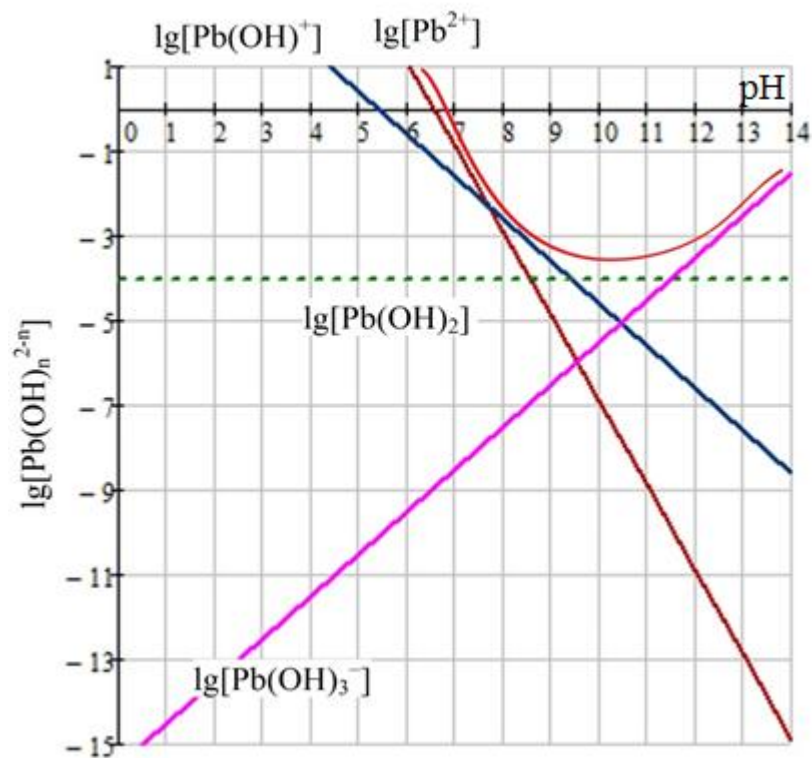


Рисунок 3.23 – Концентраційно-логарифмічна діаграма утворення гідросокомплексів свинцю [344]

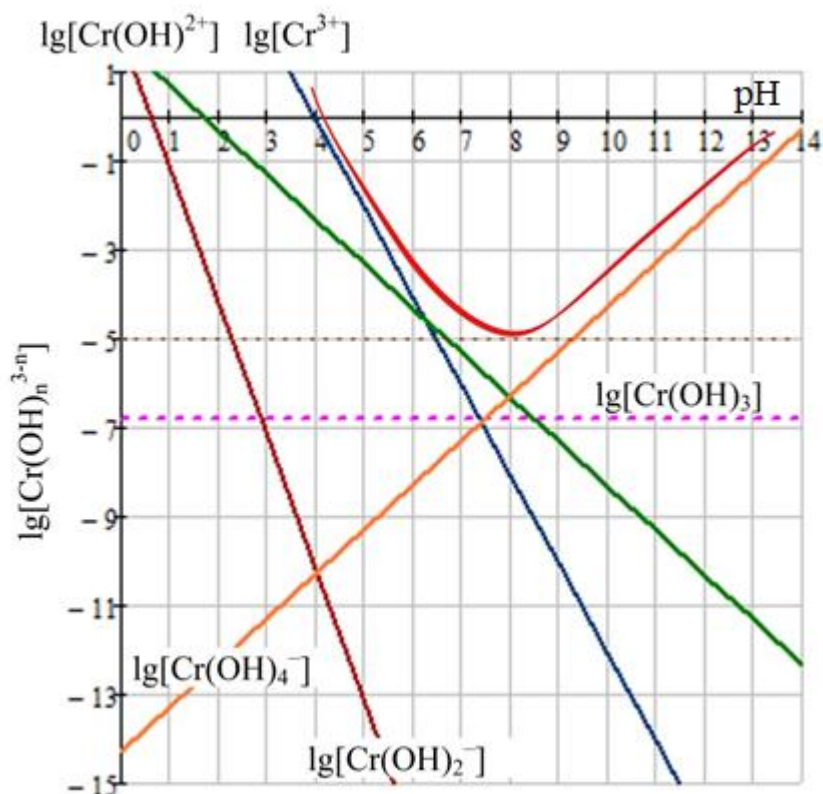


Рисунок 3.24 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідросокомплексів хрому [344]

Судячи з розрахунків можемо засвідчувати, що має місце вплив техногенного навантаження пірогенного походження на геохімічну концентрацію ВМ. Найменшу міграційну здатність мають сполуки Fe^{3+} при $\text{pH}=4,5-14$, Cu^{2+} – при $\text{pH}=7-14$, Cr^{2+} – при $\text{pH}=7-9$, Zn^{2+} при $\text{pH}=8-11$, Ni^{2+} – при $\text{pH}=8-14$, Pb^{2+} – при $\text{pH}=9-12$, Fe^{2+} – При $\text{pH}=9,5-14$. У більш кислому ґрунтовому середовищі будуть утворюватись розчинні сполуки, проте при зростанні рН всього на 0,5–1 може на порядок зменшитися їхня рухомість, що сприяє їхній концентрації у ґрунтах після пожежі.

3.4 Висновки до розділу 3

1. Встановлено закономірності постпірогенної релаксії екогеосистем Харківського регіону, які полягають у трансформації складових компонентів екогеосистем. Фітоценози екогеосистем реагують на стресовий вплив пірогенного чинника зміною основних показників різноманіття (видове багатство, видова

чисельність, індекси Шеннона й Сімпсона, вирівняність Пієлу). За показниками варіабельності, індекс різноманіття Сімпсона пірогенно трансформованих фітоценозів переважає фоновий приблизно у 4 рази, за індексом Шеннона та індексом вирівняності Пієлу – у понад 5 разів. Таким чином, відзначаємо, що вплив пірогенного чинника на водно-болотні екогеосистеми приводить до зростання динамічності параметрів видового різноманіття, які полягають у флуктуаційних відмінностях індексів різноманіття й обчислених статистичних показників. Виявлена динамічність параметрів, що визначають різноманіття, є складовою загальної постпірогенної релаксії екогеосистем, спрямованої на встановлення рівноваги процесів їхнього функціонування.

2. Лісові низові пожежі різко змінюють морфологічний вид верхньої частини ґрунтового профілю. В результаті змінюється характер поверхневих горизонтів ґрунтів, зокрема, нерідко формується новий пірогенний горизонт, що за фізико-хімічними показниками та вмістом зольних хімічних елементів відрізняється від природних форм. В результаті згорання підстилки величина рН у верхньому шарі 0–10 см змістилася у бік нейтральної до 4,8 і 5,1 проти 4,1–4,2 у контролі. В інших горизонтах на більшій глибині значення цього показника наближаються до нейтральних.

У досліджених зразках вміст гумусу у ґрунтах на згарищі протягом тривалого часу нижчий, ніж у контролі.

Зі збільшенням віку згарищ значення рН, вміст обмінних катіонів і гумусу зменшуються. Це пов'язано з тим, що реакція ґрунтів на пірогенний вплив згасає.

Гранулометричний склад сірих лісових опідзолених ґрунтів в основному представлений піщаними фракціями. Частка піску по горизонтах коливається від 71 до 97,2 %.

Рухомі форми усіх проаналізованих ВМ мають підвищені концентрації порівнюючи з ґрунтами незайманими вогнем та ґрунтами ураженими вогнем понад 10 років тому. Зокрема, концентрація Рb після пожежі у верхньому ґрунтовому горизонті 0–15 см зростає практично у 8 разів, Ni у понад 6 разів, Zn – в 3 рази. Менше збільшилися концентрації Cu, Cr і Fe (з 1,7 до 1,1).

Не спостерігається чіткої залежності між вмістом Pb та рН або гумусом. Прослідковується певна тенденція поведінки Pb від кислотності ґрунтового розчину, оскільки на всьому дослідженому діапазоні рН свинець утворює легкорозчинні сполуки і легко піддається міграції. При згоранні рослинності, яка містить деяку кількість свинцю він надходить до ґрунтового середовища та легко мігрує в умовах кислого та нейтрального значень рН.

Підвищення значень рН сприяє фіксації Cd, Co, Mg, Fe(II), Fe(III), Mn, Ni.

3. ВМ, що надійшли внаслідок пожежі у доквілля, можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Діапазон осадження гідроксидів та області переважання розчинних гідросокомплексів досліджені за допомогою побудови концентраційно-логарифмічних діаграм (КЛД).

Судячи з розрахунків можемо засвідчувати, що має місце вплив техногенного навантаження пірогенного походження на геохімічну концентрацію ВМ. Найменшу міграційну здатність мають сполуки Fe^{3+} при $\text{pH}=4,5-14$, Cu^{2+} – при $\text{pH}=7-14$, Cr^{2+} – при $\text{pH}=7-9$, Zn^{2+} при $\text{pH}=8-11$, Ni^{2+} – при $\text{pH}=8-14$, Pb^{2+} – при $\text{pH}=9-12$, Fe^{2+} – При $\text{pH}=9,5-14$. У більш кислому ґрунтовому середовищі будуть утворюватись розчинні сполуки, проте при зростанні рН всього на 0,5–1 може на порядок зменшитися їхня рухомість, що сприяє їхній концентрації у ґрунтах після пожежі.

Таким чином, в нейтральних за реакцією ґрунтах більшість ВМ (Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) знаходяться у важкорозчинній формі (у вигляді гідроксидів), при цьому їхня міграційна здатність несуттєва, що приводить до акумуляції хімічних елементів у ґрунтах. В окрему групу слід виділити ВМ, сполуки яких рухомі у нейтральному ґрунтовому середовищі (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Навіть незначне зростання значень рН сприяє їхній фіксації. Одержані розрахунки можливо використовувати для прогнозування геохімічної поведінки ВМ у ґрунтах після техногенних наслідків НС пірогенного походження.

Наукові результати за розділом опубліковані у працях [33, 36, 37, 38, 40, 42, 44, 45, 52 – 55, 57, 58, 60, 62, 75, 343–346].

РОЗДІЛ 4

МОДЕЛЮВАННЯ ПОСТПРОГЕННОЇ РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ ПРИ ТЕХНОГЕННОМУ НАВАНТАЖЕННІ

4.1 Прогнозні моделі постпірогенного утворення геохімічних форм сполук важких металів в екогеосистемах при техногенному навантаженні

Розвиток теоретичних і методологічних основ оцінок техногенного ризику передбачає розробку, пошук та все більш широке використання точних кількісних методів і моделей для опису поведінки, трансформації, міграції та акумуляції хімічних елементів в екогеосистемах, за допомогою яких формуються оптимальні форми управління екологічною безпекою.

Актуальність цього напрямку визначається роллю математичних моделей як засобу, що концентрує результати наукових досліджень. Відображені в моделях закономірності міграції і акумуляції речовин в ландшафтно-геохімічних системах полегшують планування майбутніх досліджень, надаючи їм максимальну цілеспрямованість і розкриваючи теоретичні прогалини та дають можливість створити достовірний прогноз.

Методологічною базою досліджень міграційних процесів є системна концепція Б. Б. Полинова про структуроутворююче значенні потоків речовини в геохімічних ландшафтах. Водним потокам в більшості природних зон належить провідна роль: вода є носієм багатьох речовин і тим середовищем, де протікають різноманітні фізико-хімічні та біологічні процеси їх трансформації. Тому для нинішнього етапу розвитку математичного моделювання міграційних процесів характерні пошуки найбільш адекватних і ефективних способів формалізації і інтеграції геохімічних знань в моделі масопереносу.

Розвиток кількісної теорії міграційних процесів у ґрунтового середовищі пов'язано з розробкою математичних моделей, що відтворюють основні типи геохімічних зв'язків у геохімічних ландшафтах [90]. Не менш важливою є розробка моделей, що описують геохімічне навантаження міграційних потоків,

а також фізико-хімічні перетворення і біологічні процеси в різних ландшафтних умовах. Їх об'єднання дозволить описати переміщення, накопичення, хімічні взаємодії і розпад різних речовин і, таким чином, простежити їхню долю у компонентах екогеосистем [75]. Цій проблемі і присвячений даний розділ.

На підставі побудованих нами КЛД можна прогнозувати рухливість сполук купруму в залежності від рН середовища (рис. 3.15). Діаграма вказує на утворення іонів $[\text{Cu}(\text{OH})_n^{2-n}]$. У кислому середовищі будуть присутні іони Cu^{2+} , кількість яких зі збільшенням рН в ґрунтовому розчині різко зменшується. Наприклад, при рН=4,5 концентрація іонів $[\text{Cu}^{2+}]$ може досягати 1 моль/л, при рН=5 $\lg[\text{Cu}^{2+}]=-1$, тобто концентрація іонів $[\text{Cu}^{2+}]$ не буде перевищувати 0,1 моль/л, а при рН=6 $\lg[\text{Cu}^{2+}]=-3$, тобто концентрація іонів $[\text{Cu}^{2+}]$ не буде перевищувати 0,001 моль/л, далі при рН більше 7 кількість $[\text{Cu}^{2+}]$ стає незначним, а утворюється нерозчинний $\text{Cu}(\text{OH})_2$ і тільки при рН близькому до 14 в незначній кількості утворюються іони $[\text{Cu}(\text{OH})_3^-]$, розчинність яких трохи більше, ніж розчинність $\text{Cu}(\text{OH})_2$, однак теж незначна.

Для спрощення прогнозування міграції сполук купруму побудовано окремо залежність концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Cu}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від рН середовища та створено лінію тренду. За допомогою останньої представимо тенденції у даної моделі і зробимо імовірнісний прогноз (рис. 4.1).

Таким чином, залежність розчинних сполук купруму від рН піддається наступній закономірності:

$$\lg[\text{Cu}(\text{OH})_n^{2-n}]=0,0068 \cdot \text{pH}^3 - 0,0089 \cdot \text{pH}^2 - 2,2185 \cdot \text{pH} + 9,251 \quad (4.1)$$

Дана залежність дуже добре узгоджується із побудованою концентраційно-логіфічною діаграмою, про що говорить достовірність апроксимації $R^2=0,99$

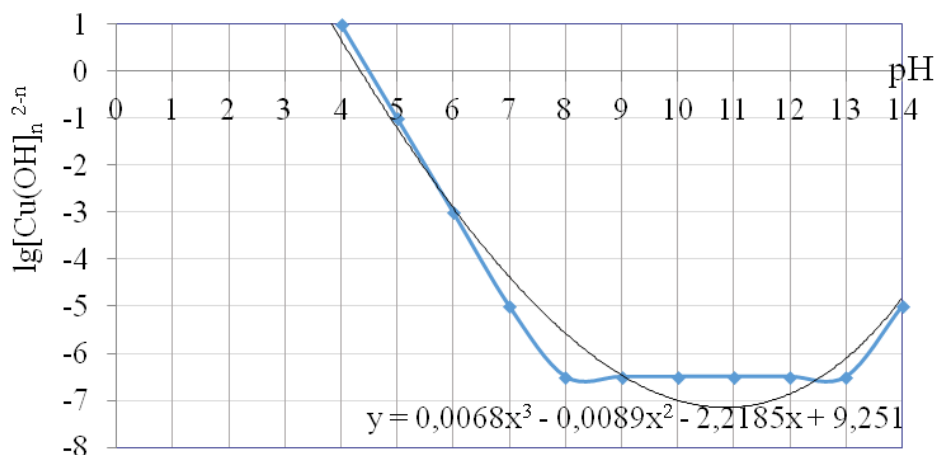


Рисунок 4.1 – Залежність утворення частинок $[\text{Cu}(\text{OH})_n]_n^{2-n}$ від рН ґрунтового середовища

Слід зазначити, що серед всіх частинок $[\text{Cu}(\text{OH})_n]_n^{2-n}$ переважають Cu^{2+} . Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.1), яке справедливо від $\text{pH} = 3$. При $\text{pH} < 3$ весь присутній у розчині купрум буде знаходитися у розчиненому вигляді.

Іони Fe^{2+} досить легко здатні до міграції у кислому, нейтральному й навіть у слабо лужному середовищі до $\text{pH} = 9,5$, і лише у сильно лужному середовищі утворюється гідроксид $\text{Fe}(\text{OH})_2$ (рис. 3.16).

При $\text{pH} = 6,5$ $\lg[\text{Fe}^{2+}] = 0$, тобто концентрація іонів $[\text{Fe}^{2+}] = 1$ моль/л, при меншому значенні рН весь присутній ферум (II) буде знаходитись у розчинній формі. Але при $\text{pH} > 6,5$ їх концентрація буде зменшуватися, так наприклад при $\text{pH} = 7$ $[\text{Fe}^{2+}] = 0,1$ моль/л, при $\text{pH} = 7,5$ $[\text{Fe}^{2+}] = 0,01$ моль/л, при $\text{pH} = 8$ $[\text{Fe}^{2+}] = 0,001$ моль/л. При $\text{pH} \geq 9,5$ весь присутній ферум (II) буде знаходитися у формі нерозчинного $\text{Fe}(\text{OH})_2$.

Для спрощення прогнозування міграції сполук феруму (II) побудовано окремо залежність концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Fe}(\text{OH})_n]_n^{2-n}$ від рН середовища та створено лінію тренду (рис. 4.2). За допомогою останньої представимо тенденції у даної моделі і зробимо прогноз.

Таким чином, залежність розчинних сполук феруму (II) від рН піддається

наступній закономірності:

$$\lg[\text{Fe}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,0083 \cdot \text{pH}^3 - 0,0694 \cdot \text{pH}^2 - 1,909 \cdot \text{pH} + 13,045 \quad (4.2)$$

Дана залежність дуже добре узгоджується із побудованою концентраційно-логарифмічною діаграмою, про що говорить достовірність апроксимації $R^2=0,99$

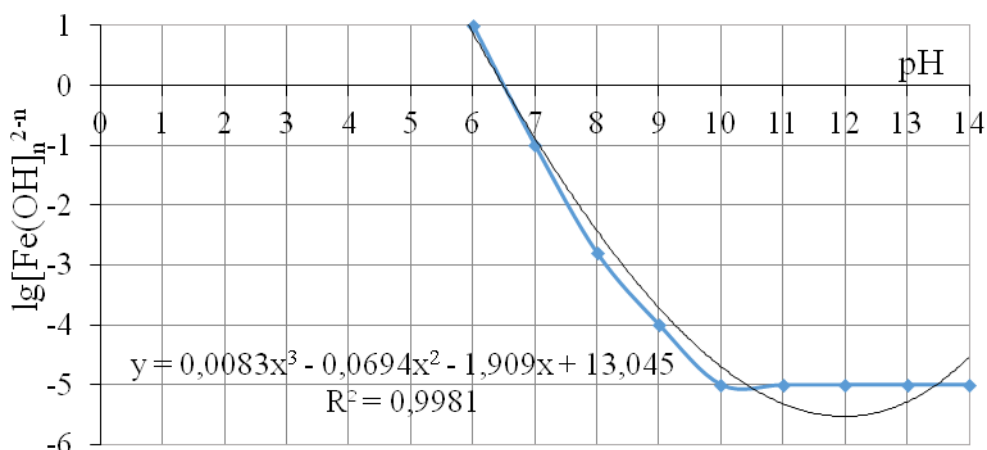


Рисунок 4.2 – Залежність утворення частинок $[\text{Fe}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від pH ґрунтового середовища.

Таким чином, серед всіх частинок $[\text{Fe}(\text{OH})_n^{2-n}]$ переважають Fe^{2+} . Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.2), яке справедливо від $\text{pH} \geq 6,5$. При $\text{pH} < 6,5$ весь присутній у розчині ферум (II) буде знаходитися у розчиненому вигляді.

Розглянемо детально поведінку сполук $[\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}]$ у ґрунтовому розчині. При $\text{pH} < 2$ переважають іони Fe^{3+} . При чому при $\text{pH}=1,5$ $\lg[\text{Fe}^{3+}]=0$, тобто концентрація $[\text{Fe}^{3+}]$ може становити 1 моль/л, при $\text{pH}=2$ $\lg[\text{Fe}^{3+}]=-1$, тобто концентрація $[\text{Fe}^{3+}]$ становить 0,1 моль/л, при $\text{pH}=2,5$ $\lg[\text{Fe}^{3+}]=-2$, тобто концентрація $[\text{Fe}^{3+}]$ становить 0,01 моль/л. Далі у ґрунтовому розчині переважають частинки $\text{Cu}(\text{OH})^{2+}$. При $\text{pH}=3$ $\lg[\text{Cu}(\text{OH})^{2+}]=-3$, тобто

концентрація $[\text{Cu}(\text{OH})_n^{2+}] = 0,001$ моль/л. При збільшенні рН до 5,5–6 спостерігається утворення нерозчинного $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (рис. 3.17).

Для спрощення прогнозування міграції сполук феруму (III) побудовано окремо залежність концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}]$ від рН середовища та створено лінію тренду (рис. 4.3). За допомогою останньої представимо тенденції у даній моделі і зробимо прогноз.

Таким чином, залежність розчинних сполук феруму (III) від рН піддається наступній закономірності:

$$\lg[\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}] = -0,01 \cdot \text{pH}^3 + 0,3254 \cdot \text{pH}^2 - 3,4787 \cdot \text{pH} + 5,2656 \quad (4.3)$$

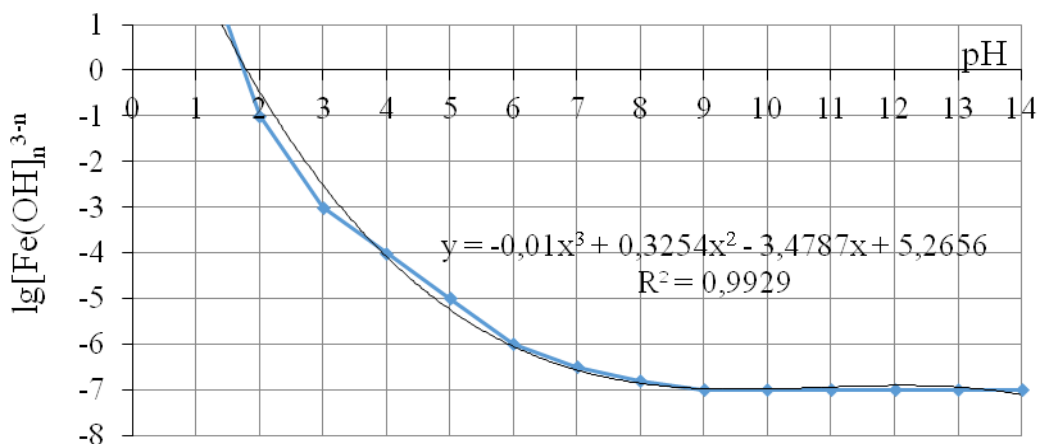


Рисунок 4.3 – Залежність утворення частинок $[\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}]$ від рН ґрунтового середовища

Дана залежність дуже добре узгоджується із побудованою концентраційно-логарифмічною діаграмою, про що говорить достовірність апроксимації $R^2=0,99$

Таким чином, серед всіх частинок $[\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}]$ переважають Fe^{3+} тільки у сильно кислому середовищі. Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.3), яке справедливо від рН = 2. При рН < 2 весь присутній у розчині ферум (III) буде знаходитися у розчиненому вигляді. При рН > 5 утворюється

нерозчинний $\text{Fe}(\text{OH})_3$, міграція сполук феруму не можлива.

На підставі побудованої нами КЛД (рис. 3.18) можемо констатувати, що у кислому, і навіть, у нейтральному середовищі присутні іони Zn^{2+} : при $\text{pH}=5,5$ концентрація $[\text{Zn}^{2+}]$ може становити 1 моль/л, при $\text{pH}=6$ концентрація $[\text{Zn}^{2+}]$ становить 0,1 моль/л, при $\text{pH}=6,5$ концентрація $[\text{Zn}^{2+}]$ становить 0,01 моль/л, при $\text{pH}=7$ концентрація $[\text{Zn}^{2+}]$ становить 0,001 моль/л. При $\text{pH}=8-11,5$ спостерігається утворення нерозчинного гідроксиду $\text{Zn}(\text{OH})_2$ і у сильно лужному ґрунтовому середовищі цинк знов стає рухомим у вигляді гідроксокомплексів $\text{Zn}(\text{OH})_2^{2-}$. При $\text{pH}=12$ може цинк буде знаходитись у вигляді частинок $\text{Zn}(\text{OH})_4^{2-}$, концентрація яких буде 0,001 моль/л. а при $\text{pH}=13$ – 0,1 моль/л.

Для спрощення прогнозування міграції сполук цинку побудовано окремо залежність концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Zn}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від pH середовища та створено лінію тренду (рис. 4.4). За допомогою останньої представимо тенденції у даної моделі і зробимо прогноз.

Таким чином, залежність розчинних сполук цинку від pH піддається наступній закономірності:

$$\lg[\text{Zn}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,0147 \cdot \text{pH}^3 - 0,1267 \cdot \text{pH}^2 - 1,8055 \cdot \text{pH} + 11,044 \quad (4.4)$$

Дана залежність дуже добре узгоджується із побудованої концентраційно-логарифмічною діаграмою, про що говорить достовірність апроксимації $R^2=0,99$

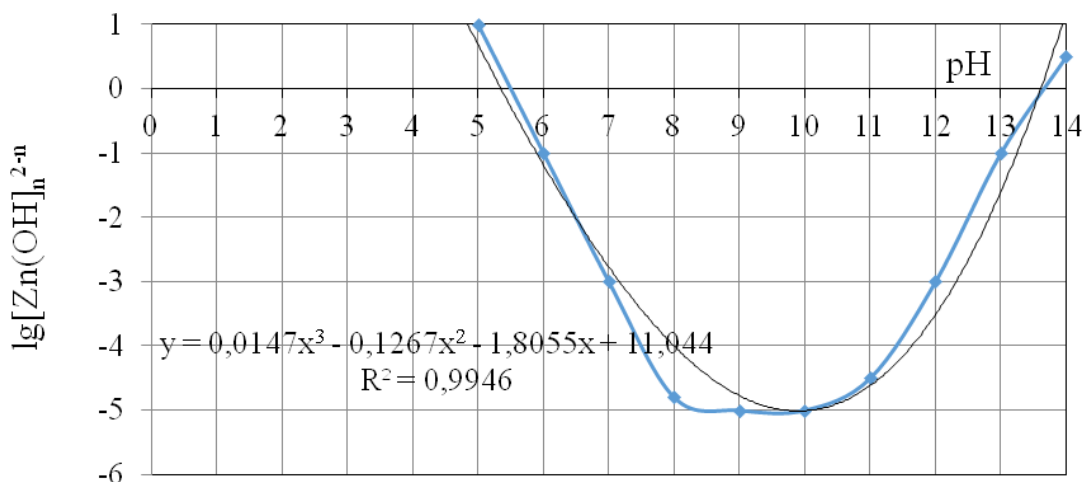


Рисунок 4.4 – Залежність утворення частинок $[\text{Zn}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від рН ґрунтового середовища

Таким чином, серед всіх частинок $[\text{Zn}(\text{OH})_n^{2-n}]$ переважають Zn^{2+} у кислому та нейтральному середовищі. Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.4), яке справедливо для $\text{pH} = 5\text{--}13$. При $\text{pH} < 5$ весь присутній у розчині цинк буде знаходитися у розчинній формі у вигляді Zn^{2+} . При $\text{pH} = 8\text{--}11,5$ утворюється нерозчинний $\text{Zn}(\text{OH})_2$, міграція сполук цинку не можлива.

У кислому й нейтральному ґрунтовому середовищі мають перевагу рухомі форми сполук ніколу. При $\text{pH} < 5$ весь нікол буде знаходитись у розчинній формі у вигляді Ni^{2+} , при $\text{pH} = 5$ $\lg[\text{Ni}^{2+}] = 0$, тобто концентрація $[\text{Ni}^{2+}]$ може досягати 1 моль/л, при зміщенні рН всього до 5,5 концентрація $[\text{Ni}^{2+}]$ не буде більше 0,1 моль/л, а при $\text{pH} = 6$ кількість $[\text{Ni}^{2+}]$ не перевищуватиме 0,01 моль/л (рис. 3.19). При $\text{pH} > 8$ сполуки ніколу будуть знаходитися у нерозчинній формі.

Для складання прогностичної оцінки щодо міграції або накопичування сполук ніколу у ґрунтовому просторі побудовано окремо залежність концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Ni}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від рН середовища та створено лінію тренду (рис. 4.5). Залежність розчинних сполук ніколу від рН піддається наступній закономірності:

$$\lg[\text{Ni}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,0147 \cdot \text{pH}^3 - 0,1968 \cdot \text{pH}^2 - 1,1505 \cdot \text{pH} + 8,5013 \quad (4.5)$$

Дана залежність дуже добре узгоджується із побудованою концентраційно-логарифмічною діаграмою, про що говорить достовірність апроксимації $R^2=0,99$

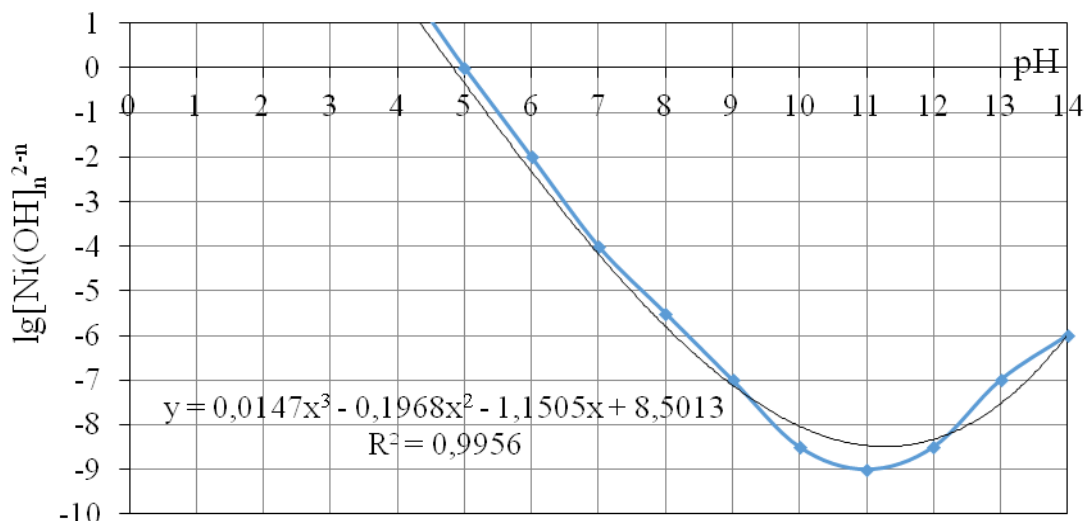


Рисунок 4.5 – Залежність утворення частинок $[\text{Ni}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від pH ґрунтового середовища

Таким чином, серед всіх частинок $[\text{Ni}(\text{OH})_n^{2-n}]$ переважають Ni^{2+} у кислому та нейтральному середовищі. Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.5), яке справедливо для $\text{pH} > 5$. При $\text{pH} < 5$ весь присутній у розчині нікол буде знаходитися у розчинній формі у вигляді Ni^{2+} . При $\text{pH} = 8-14$ утворюються нерозчинні частинки $[\text{Ni}(\text{OH})_n^{2-n}]$, головним чином $\text{Ni}(\text{OH})_2$, міграція сполук ніколу не можлива. Відбувається його накопичення.

Для плюмбуму спостерігається наступна закономірність: при $\text{pH} < 7$ весь плюмбум буде знаходитися у розчинній формі, при $\text{pH} = 8$ концентрація $[\text{Pb}^{2+}]$ буде становити не більше 0,01 моль/л, тобто при зміщенні pH у більш лужну область різко зменшується розчинність сполук плюмбуму. При $\text{pH} = 9$ концентрація $[\text{Pb}^{2+}]$ не перевищуватиме 10^{-4} моль/л. При $\text{pH} = 9-13$ у ґрунтовому

середовище будуть присутні частинки $[\text{Pb}(\text{OH})^+]$, $\text{Pb}(\text{OH})_2$ та $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$, розчинність яких дуже мала, тобто у слабо лужному та лужному середовищі накопичуються сполуки плюмбуму, їх міграція неможлива (рис. 3.20).

Побудова залежності концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Pb}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від рН середовища та лінія тренду (рис. 4.6) дають можливість складання прогнозової оцінки щодо міграції або накопичування сполук плюмбуму у ґрунтовому просторі. Залежність розчинних сполук плюмбуму від рН піддається наступній закономірності:

$$\lg[\text{Pb}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,0109 \cdot \text{pH}^3 - 0,0888 \cdot \text{pH}^2 - 1,891 \cdot \text{pH} + 13,064 \quad (4.6)$$

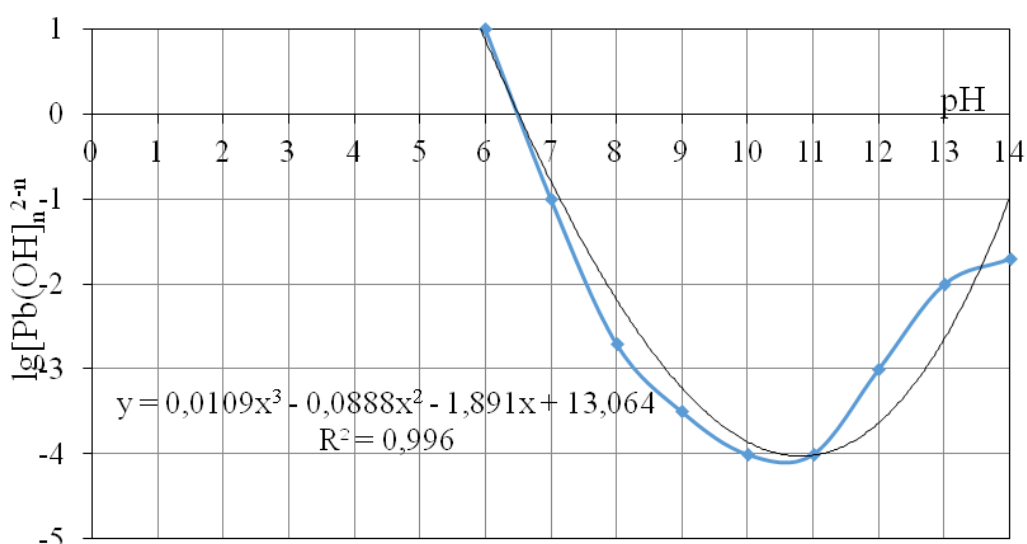


Рисунок 4.6 – Залежність утворення частинок $[\text{Pb}(\text{OH})_n^{2-n}]$ від рН ґрунтового середовища.

Достовірність апроксимації $R^2=0,99$.

Таким чином, серед всіх частинок $[\text{Pb}(\text{OH})_n^{2-n}]$ переважають Pb^{2+} у кислому та нейтральному середовищі. Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.6), яке справедливо для $\text{pH} > 6,5$. При $\text{pH} < 6,5$ весь присутній у розчині плюмбум буде знаходитися у розчинній формі у вигляді Pb^{2+} . При $\text{pH} = 9-13$ утворюються нерозчинні частинки $[\text{Pb}(\text{OH})_n^{2-n}]$, головним чином $\text{Pb}(\text{OH})_2$, міграція сполук плюмбуму не відбувається, спостерігається

його накопичення.

Як вже було вказано вище, у кислому середовищі весь присутній у ґрунтовому просторі хром буде знаходитись у розчинній формі (рис. 3.21): при $\text{pH}=4$ концентрація $[\text{Cr}^{3+}]$ може досягати 1 моль/л, але при збільшенні pH до 5 концентрація $[\text{Cr}^{3+}]$ становитимете тільки 0,01 моль/л, при $\text{pH}=7-10$ переважають нерозчинні $\text{Cr}(\text{OH})_3$, $\text{Cr}(\text{OH})^{2+}$ та $\text{Cr}(\text{OH})_4$. у лужному середовищі при $\text{pH}>9$ починають утворюватися розчинні гідроксокомплекси $\text{Cr}(\text{OH})_4$, концентрація яких при $\text{pH}=11$ становитимуть 0,001 моль/л, при $\text{pH}=12$ збільшується в 10 разів до 0,01 моль/л.

Побудова залежності концентрації найбільш вірогідних іонів $[\text{Cr}(\text{OH})_n^{3-n}]$ від pH середовища та лінія тренду (рис. 4.7) дають можливість складання прогнозової оцінки щодо міграції або накопичування сполук хрому у ґрунтовому просторі. Залежність розчинних сполук хрому від pH піддається наступній закономірності:

$$\lg[\text{Cr}(\text{OH})_n^{3-n}] = -0,002 \cdot \text{pH}^4 + 0,0599 \cdot \text{pH}^3 - 0,4087 \cdot \text{pH}^2 - 0,9691 \cdot \text{pH} + 6,6899 \quad (4.7)$$

Достовірність апроксимації $R^2=0,99$.

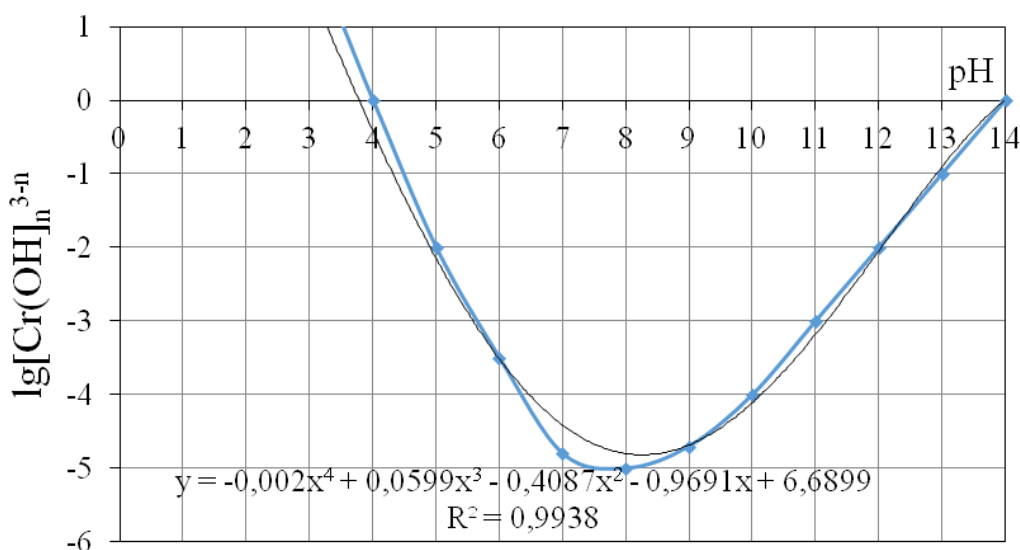


Рисунок 4.7 – Залежність утворення розчинних частинок $[\text{Cr}(\text{OH})_n^{3-n}]$ від pH ґрунтового середовища

Таким чином, серед всіх частинок $[\text{Cr}(\text{OH})_n^{3-n}]$ переважають Cr^{3+} у кислому середовищі. Їх концентрація у ґрунтовому розчині описується рівнянням (4.7), яке справедливо для $\text{pH} > 4$. При $\text{pH} < 4$ весь присутній у розчині хром буде знаходитися у розчинній формі у вигляді Cr^{3+} . При $\text{pH} = 7-10$ утворюються нерозчинні частинки $[\text{Cr}(\text{OH})_n^{3-n}]$, головним чином $\text{Cr}(\text{OH})_3$, міграція сполук хрому не відбувається, спостерігається його накопичення, тільки у дуже лужному середовищі хром знову переходить у розчинну форму у вигляді негативно заряджених гідроксокомплексів з більшою кількістю гідроксид іонів.

4.2 Прогнозна активність геохімічних форм сполук важких металів в екогеосистемах під впливом техногенного навантаження пірогенного походження (на прикладі Харківського регіону)

Наведені у 4.1 розрахунки результатів прогностичного моделювання постпірогенних міграційних геохімічних процесів в екогеосистемах нами були упорядковані та систематизовані (табл. 4.1) і можуть бути корисними для аналізу можливої геохімічної міграції (акумуляції) важких металів в екогеосистемах при вивченні техногенно-екологічної ситуації після пожеж [38, 40, 343, 344]. Розглянемо на прикладі Харківського регіону картосхему ґрунтів, яку отримано за допомогою інтерактивної карти ґрунтів України [138], порівняння якої з атласом ґрунтів [14] надало можливість детально вивчити властивості ґрунтів регіону, у тому числі кислотність. Показник pH ґрунтів Харківської області варіює від 4,5 до 9,6 (табл. 4.2).

Для лучно-чорноземних лучних ґрунтів, для яких характерне $\text{pH} > 9$, міграційна здатність більшості ВМ після дії пірогенного чинника ніяким чином не зміниться. Спостерігається накопичення сполук ВМ у ґрунті.

Найбільш вірогідно, що для ґрунтів опідзолених темно-сірих, чорноземів опідзолених (з pH близької до нейтральної) буде спостерігатися утворення розчинних сполук ВМ, що призведе до активізації міграції у ґрунті або

надходження і акумуляції їх у рослинах. При виникненні пожежі рН може бути збільшено до 7,5–7,8, що свідчить про зменшення розчинності сполук ВМ та їх акумуляцію у ґрунті. Дані ґрунти найбільше розташовані у Жовтневому лісгоспі.

Аналогічна ситуація характерна для реградованих чорноземів, які розташовані на півночі та північному сході Харківської області (Гутянський, Куп'янський, Жовтневий лісгосп).

Такий прогноз можна надати і для чорноземів звичайних на лесових породах, які переважають у південній частині Харківській області (Балаклійський, Красноградський, Ізюмський, Близнюківський лісгоспи).

Таблиця 4.1 – Зведена таблиця результатів прогностичного моделювання постпірогенних геохімічних процесів в екогеосистемах

метал	Рівняння залежності концентрації розчинних форм металів від рН ґрунтового середовища	Умови використання рівняння	Примітка. Умови міграції або накопичення металу
Cu	$\lg[\text{Cu}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,007 \cdot \text{pH}^3 - 0,009 \cdot \text{pH}^2 - 2,22 \cdot \text{pH} + 9,25$	$\text{pH} > 3$	При $\text{pH} < 3$ весь купрум у розчинній формі Cu^{2+} При $\text{pH} = 7-14$ весь купрум акумулюється у ґрунті у нерозчинній формі
Fe(II)	$\lg[\text{Fe}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,008 \cdot \text{pH}^3 - 0,07 \cdot \text{pH}^2 - 1,91 \cdot \text{pH} + 13,05$	$\text{pH} > 6,5$	При $\text{pH} < 6,5$ весь ферум у розчинній формі Fe^{2+} При $\text{pH} \geq 9,5$ весь присутній ферум (II) знаходиться у формі нерозчинного $\text{Fe}(\text{OH})_2$.
Fe(III)	$\lg[\text{Fe}(\text{OH})_n^{3-n}] = -0,01 \cdot \text{pH}^3 + 0,33 \cdot \text{pH}^2 - 3,48 \cdot \text{pH} + 5,27$	$\text{pH} > 2$	При $\text{pH} < 2$ весь ферум у розчинній формі Fe^{3+} При $\text{pH} \geq 5$ ферум (III) акумулюється у ґрунті
Zn	$\lg[\text{Zn}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,015 \cdot \text{pH}^3 - 0,13 \cdot \text{pH}^2 - 1,81 \cdot \text{pH} + 11,04$	$\text{pH} = 5 \dots 13$	При $\text{pH} < 5$ весь цинк у розчинній формі у вигляді Zn^{2+} При $\text{pH} > 13$ цинк розчинюється з утворення гідросокомплексів
Ni	$\lg[\text{Ni}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,015 \cdot \text{pH}^3 - 0,20 \cdot \text{pH}^2 - 1,15 \cdot \text{pH} + 8,50$	$\text{pH} > 5$	При $\text{pH} < 5$ нікол у розчинній формі Ni^{2+} . При $\text{pH} = 8-14$ відбувається накопичення ніколу у ґрунті
Pb	$\lg[\text{Pb}(\text{OH})_n^{2-n}] = 0,011 \cdot \text{pH}^3 - 0,089 \cdot \text{pH}^2 - 1,89 \cdot \text{pH} + 13,06$	$\text{pH} > 6,5$	При $\text{pH} < 6,5$ плюмбум у розчинній формі Pb^{2+} . При $\text{pH} = 9-13$ весь плюмбум акумулюється у ґрунті
Cr	$\lg[\text{Cr}(\text{OH})_n^{3-n}] = -0,002 \cdot \text{pH}^4 + 0,06 \cdot \text{pH}^3 - 0,41 \cdot \text{pH}^2 - 0,97 \cdot \text{pH} + 6,69$	$\text{pH} > 4$	При $\text{pH} < 4$ весь хром у розчинній формі Cr^{3+} . При $\text{pH} = 7-10$ відбувається його акумуляція

Таблиця 4.2 – Кислотність ґрунтів Харківської області

Ґрунт	pH	Ґрунт	pH
Дерново-підзолисті ґрунти	4,6–5,7	Чорноземи звичайні на лесових породах:	
Опідзолені ґрунти:		середньо гумусні	6,9–7,2
сірі	4,5–5,1	мало гумусні	7,2–7,3
темно-сірі	6,8–7,0	Чорноземи залишково-солонцюваті на лесових породах	6,9–7,6
чорноземи опідзолені	7,0–7,1	Лучно-чорноземні ґрунти	9,5–9,6
Реградовані ґрунти	7,2	Лучні ґрунти	9,5–9,6
Чорноземи глибокі на лесових породах	6,7–6,8	Дернові ґрунти	5,7–6,7

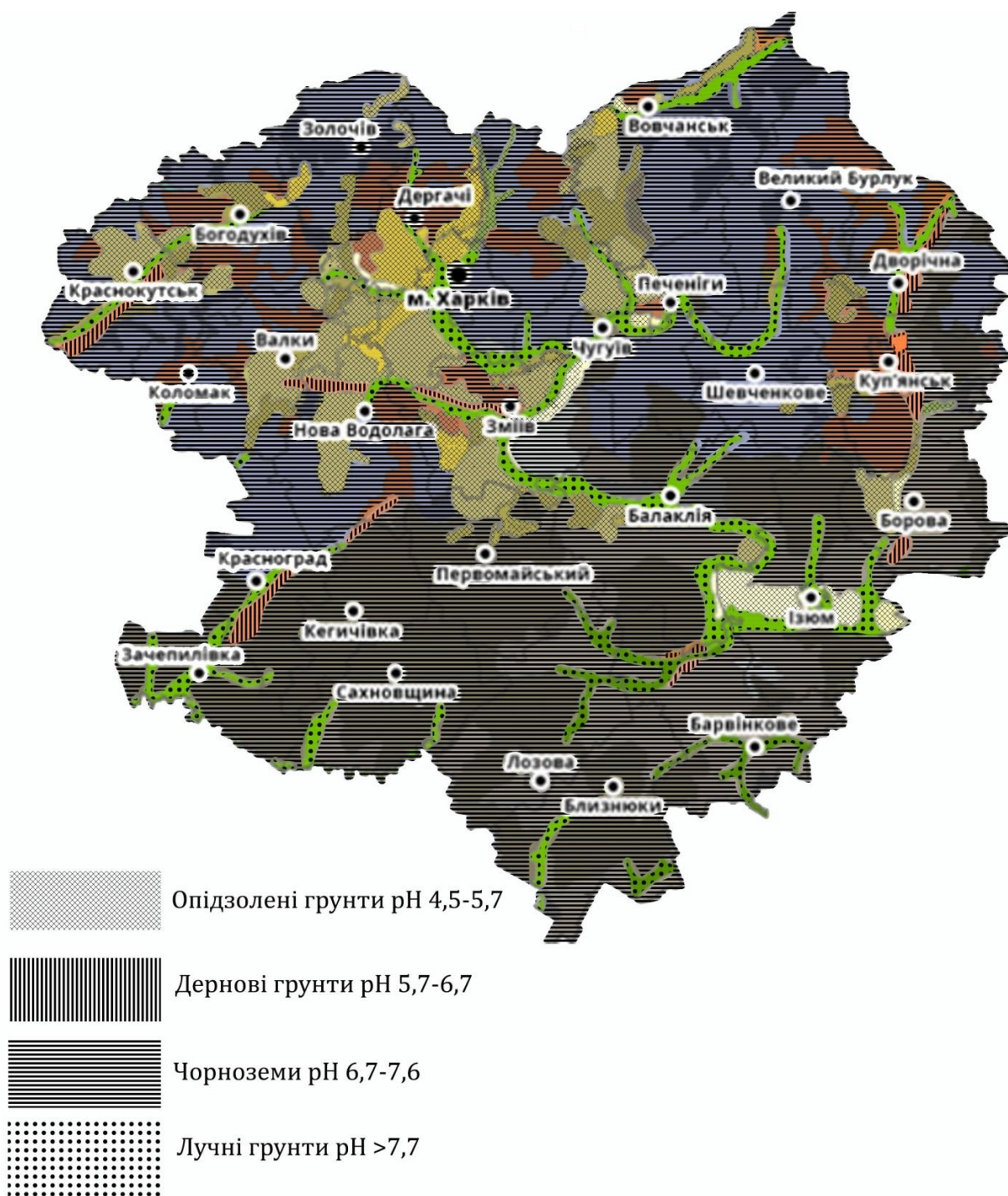


Рисунок 4.8 – Геохімічна активність ВМ під впливом техногенного навантаження пірогенного походження (на прикладі Харківського регіону).

Легенда до рис. 4.8. (Геохімічна активність важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження (на прикладі Харківського регіону))

<p>Дерново-підзолисті ґрунти</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Дерново-підзолисті ґрунти на давньоалювіальних та воднольодовикових відкладах, морені та лесовидних породах</p> <p><input type="checkbox"/> Дерново-приховано-підзолисті піщані та глинисто-піщані ґрунти (борові піски)</p> <p><input type="checkbox"/> Дерново-слабо-і середньо-підзолисті піщані та глинисто-піщані ґрунти</p> <hr/> <p>Опідзолені ґрунти</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Опідзолені ґрунти переважно на лесових породах</p> <p><input type="checkbox"/> Сірі опідзолені ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Темно-сірі опідзолені ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи опідзолені</p> <hr/> <p>Реградовані ґрунти</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Реградовані ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи реградовані</p> <hr/> <p><input checked="" type="checkbox"/> Чорноземи залишково-солонцюваті на лесових породах</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи глибокі залишково-солонцюваті</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи звичайні залишково-солонцюваті</p> <hr/> <p>Лучно-чорноземні ґрунти</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Лучно-чорноземні ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Лучно-чорноземні глибоко-солонцюваті ґрунти</p> <hr/> <p>Лучні ґрунти</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Лучні ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Лучні та чорноземно-лучні поверхнево-солонцюваті ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Лучні та чорноземно-лучні глибоко-солонцюваті ґрунти</p>	<p>Чорноземи</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Чорноземи глибокі на лесових породах</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи глибокі малогумусні вилуговані</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи глибокі середньогумусні</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи глибокі середньогумусні карбонатні</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи глибокі середньогумусні вилуговані</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Чорноземи звичайні на лесових породах</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи звичайні середньогумусні глибокі</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи звичайні середньогумусні</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи звичайні малогумусні</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Чорноземи на щільних глинах</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи на щільних глинах</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземи солонцюваті на щільних глинах</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Чорноземні глинисто-піщані та супіщані ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Чорноземні глинисто-піщані та супіщані ґрунти</p> <hr/> <p>Дернові ґрунти</p> <p><input checked="" type="checkbox"/> Дернові ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Дернові піщані та глинисто-піщані ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Дернові супіщані та суглинкові ґрунти</p> <p><input type="checkbox"/> Піски слабоадезовані, слабогумусовані і негумусовані</p> <p><input type="checkbox"/> Дернові карбонатні ґрунти переважно на еловій щільній карбонатній поріді</p> <p><input type="checkbox"/> Дернові опідзолені ґрунти та оглені їх види</p>
--	--

На підставі проведених розрахунків розроблено математичні моделі поведінки важких металів, які корисні для складання прогнозної оцінки їх геохімічної міграції та акумуляції в екогеосистемах в результаті впливу техногенного навантаження пірогенного походження. Встановлено умови концентрування і міграції сполук важких металів, виведено рівняння для розрахунку концентрації рухомих форм сполук важких металів (табл. 4.1).

Математичні моделі засновані на побудові концентраційно-логарифмічних діаграм, що враховують утворення рівноважних концентрацій різних сполук ВМ в умовах техногенного навантаження пірогенного походження.

Побудована картосхема геохімічної активності ВМ при техногенному навантаженні пірогенного походження дозволить деталізувати міграційну здатність ВМ та надати прогноз їх поведінки в екогеосистемах після пожеж. Подібні картосхеми можливо екстраполювати на інші регіони України, що зазнають техногенного навантаження пірогенного походження.

4.3 Регресійна модель постпірогенної релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні

Не дивлячись на досягнення вітчизняних вчених в моделюванні пожеж у екогеосистемах, необхідно зазначити, що наразі немає відсутні математичні моделі, що враховували б індивідуальні особливості екогеосистем та їхнє відтворення після впливу НС пірогенного походження [51, 64, 263].

Для виявлення закономірностей релаксії екогеосистем різних природних умов, нами запропоновано регресійну модель, що враховувала б вплив групи чинників (площа пожеж Y_1 , кількість пожеж Y_2 , втрату гумусу у ґрунті при дії вогню Y_3 , динаміку кислотно-лужного балансу Y_4 , тощо) на релаксію екогеосистем. Показовим параметром релаксії (у даному випадку) вибрано відновлюваність видового різноманіття F (видового багатства Маргалефа) ключових ділянок, що зазнали впливу пожеж у порівнянні до видового різноманіття (видового багатства Маргалефа) фонових ділянок, які не зазнали дії вогню (у відсотках). Дослідження було проведено протягом 2008 – 2017 рр. у межах території пройденої вогнем у Харківському регіоні [225].

Відповідна регресія є суттєво нелінійною, причому за всіма чинниками прослідковується обернено пропорційна залежність.

Нами запропоновано наступну регресійну залежність:

$$F = A_0 + \frac{A_1}{Y_1^{\alpha_1}} + \frac{A_2}{Y_2^{\alpha_2}} + \frac{A_3}{Y_3^{\alpha_3}} + \dots + \frac{A_n}{Y_n^{\alpha_n}}, \quad (4.8)$$

де F – показник відновлюваності екогеосистем;

$A_1, A_2, A_3, \dots, A_n$ – невідомі коефіцієнти кореляції;

$Y_1, Y_2, Y_3, \dots, Y_n$ – чинники, що впливають на відновлення екогеосистем;

За умови введення нових перемінних (чинників): $X_i = Y_i^{-\alpha_i}$, ($i = 1, \dots, n$), регресія стає лінійною:

$$F = A_0 + A_1X_1 + A_2X_2 + A_3X_3 + \dots A_nX_n, \quad (4.9)$$

Для знаходження невідомих коефіцієнтів A_i ($i = 0, \dots, n$) використано метод найменших квадратів та наявну статистичну інформацію ХОУЛМГ, і звісно результати проведених нами експериментальних польових досліджень. Математичні розрахунки проведено за допомогою програми MathCAD.

Ввівши прямокутну матрицю $X = \{X_{ij}\}$ ($i = 1, \dots, n; j = 0, \dots, m$)

$$X_{i0} = 1; X_{ij} = Y_{ij}^{-\alpha_j}, \quad (i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, m)$$

Оператор метода найменших квадратів дозволяє знайти вектор:

$$\hat{A} = (\hat{A}_0 + \hat{A}_1 + \hat{A}_2 + \hat{A}_3, \dots, \hat{A}_n)^T, \quad (4.10)$$

оптимальний з погляду метода найменших квадратів:

$$\hat{A} = (X^T X)^{-1} X^T \vec{F}, \quad (4.11)$$

де $\vec{F} = (38,4; 29,6; 23,4; 49,8; 36,2; 39,8)^T$ – вектор відновлюваності (%) за 6 територіальними одиницями (лісгоспами).

У підсумку отримуємо вектор коефіцієнтів:

$$\hat{A}^T = (-36,047; -19,104; 102,82; 52,263; -0,083)^T$$

Показники α_j ($j = 1, \dots, n$), обирались із умови мінімізації суми квадратів неув'язок в заданих точках:

$$\Delta = \sum_{i=6}^6 (F_i - (X\hat{A})_i)^2 \Rightarrow \min \quad (4.12)$$

У результаті отримуємо наступні значення:

$$\alpha_1 = 0,1; \alpha_2 = 0,3; \alpha_3 = 0,2; \alpha_4 = 3;$$

Відповідна неув'язок при цьому склала величину $\approx 3\%$

Для перевірки якості регресії вираховувався коефіцієнт детермінації:

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{n=1}^6 (F_n - F1_n)^2}{\sum_{n=1}^6 (F_n - \bar{F})^2}, \quad (4.13)$$

$$F1_n = (X\hat{A})_n, \quad \bar{F} = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^6 F_i,$$

де F_i – вихідні дані; $F1_i$ – дані, вираховані за допомогою моделі.

Відповідно до проведених розрахунків отримане значення становить $R^2 = 0,993$, що вказує про адекватність моделі й можливість її використання для прогнозування.

Для більш предметного аналізу, прогнозування й розрахунку довірчих імовірностей, ми запропонували усереднені дані лісових пожеж в екогеосистемах Харківського регіону та їхні наслідків. Припустимо, що потрібно оцінити середню відновлюваність (релаксію) екогеосистеми при заданих значеннях:

- середня площа пожежі $Y_{10} = S_0 = 20$ га;
- середній кількості пожеж за рік $Y_{20} = N_0 = 30$;
- середній втраті гумусу (%) у ґрунті внаслідок пожеж $Y_{30} = X_0 = 1$;
- середній динамічності кислотно-лужного показника рН $Y_{40} = y_0 = 0,5$.

Розрахуємо точковий прогноз. Попередньо обчислимо

$$X_{jo} = Y_{jo}^{-\alpha_j}, \quad (j = 1, \dots, 4), \quad \text{при цьому } X_{00} = 1.$$

Розрахуємо скалярний добуток, який і є точковим прогнозом:

$$F_0 = \vec{X}_0^T \hat{A} \quad (4.14)$$

В даному випадку $F_0 = 38,45$

Ввівши критерій:

$$t = \frac{\vec{X}_0^T \hat{A} - \vec{X}_0^T \bar{A}}{S \sqrt{\vec{X}_0^T (X^T X)^{-1} \vec{X}_0}}, \text{ де} \quad (4.15)$$

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (F_i - F1_i)^2}{n - m}} \quad \text{– незміщена оцінка середньоквадратичної похибки}$$

апроксимації. Величина t задовольняє t – розподілу Стьюдента з $n - m$ ступенями свободи. У наведеному випадку $n = 6$ – кількість точок спостережень; $m = 5$ – кількість невідомих коефіцієнтів. Враховуючи випадковий характер оцінки, отримуємо $100 (1-\varepsilon)\%$ довірчий інтервал для математичного очікування прогнозу $M(F_0)$:

$$\vec{X}_0^T \hat{A} - t_{\varepsilon/2} \Delta F < M(F_0) < \vec{X}_0^T \hat{A} + t_{\varepsilon/2} \Delta F, \text{ де} \quad (4.16)$$

$$\Delta F = S \sqrt{\vec{X}_0^T (X^T X)^{-1} \vec{X}_0} \quad \text{– похибка прогнозу.}$$

Враховуючи двосторонність критерію, $t_{\varepsilon/2}$ – значення критерію Стьюдента, що відповідає $100 (1-\varepsilon)\%$ довірчий ймовірності.

У наведеному прикладі $t_{0,025} = 12,706$; $t_{0,05} = 6,314$

Таким чином, можемо зробити висновок, що з ймовірністю 0,95 математичне очікування прогнозного значення буде знаходитись в інтервалі:

$$23,49 < M(F_0) < 53,42$$

Математичне очікування з ймовірністю 0,9 – $31,02 < M(F_0) < 45,89$.

Отже, аналізуючи значення коефіцієнтів можна зробити висновок, що найбільший вплив на відновлюваність (релаксію) екогеосистем хвойних лісів мають кількість пожеж та їх періодичність, а також втрати гумусу у ґрунтах внаслідок термічної дії пірогенного чинника.

Аналогічним чином (за формулами 4.9, 4.10) побудовано регресійні моделі для відновлюваності (релаксії) екогеосистем на прикладі видового різноманіття Маргалефа для екогеосистем степів (остепнених лук) і водно-болотних екогеосистем (Додаток Ж).

Однак, враховуючи, що при розрахунках використано лише два показники, тому Y_1 – відповідає втраті гумусу у ґрунтах степових природних комплексів внаслідок пірогенної дії вогню; Y_2 – зміна показника рН. При цьому аналіз проводився за даними результатів експериментальних досліджень на основі експериментальних польових досліджень на чотирьох ключових ділянках ($N = 4$ – кількість точок спостережень; $M = 3$ – кількість невідомих коефіцієнтів).

У наслідку застосування метода найменших квадратів, отримано значення вектора коефіцієнтів: $\hat{A}^T = (73,87; 0,1; 1,66)^T$

Було обрано наступні показники: $\alpha_1 = 5$; $\alpha_2 = 1$;

Значення суми квадратів неув'язок: $\Delta = 4,7\%$

Коефіцієнт детермінації: $R^2 = 0,773$

Для даних розрахунків значення коефіцієнта склало дещо менше, ніж для екогеосистем соснових лісів, що пов'язано із відсутністю статистичних даних. Однак його величини досить для проведення прогнозу.

В якості прикладу обраний вектор прогнозних значень: $\vec{Y} = (0,75; 0,25)$. Отже необхідно оцінити відновлюваність (релаксію) екогеосистем, коли втрати гумусу у ґрунтах внаслідок пожежі становлять величину $Y_{10} = 0,75$, при зміні рН при цьому складає $Y_{20} = 0,25$.

$$X_{j0} = Y_{j0}^{-\alpha_j}, (j = 1; 2), \text{ при цьому } X_{00} = 1.$$

Розрахуємо скалярний добуток, який і є точковим прогнозом:

$$F_0 = \bar{X}_0^T \hat{A} = 80,93$$

Аналогічно до попередніх розрахунків для екогеосистем соснових лісів, отримуємо довірчі інтервали за допомогою формули (4.14).

Для ймовірності 0,95 значення становлять $62,38 < M(F_0) < 99,5$;

Для ймовірності 0,9 – $71,7 < M(F_0) < 90,15$

Слід вказати, що для екогеосистем степів і остепнених лук кореляція між відновлюваністю видового різноманіття й змінами параметра кислотно-лужного балансу вища, ніж між відновлюваністю та втратами гумусу.

Аналогічно до попередніх розрахунків для степових екогеосистем, проведено розрахунок кореляції відновлюваності видового різноманіття екогеосистем водно-болотних природних комплексів з втратами гумусу й зміні показника рН.

Одержані значення коефіцієнтів становлять $\hat{A}^T = (87,58; 2,91; 0,029)^T$.

Нами вибрано наступні показники: $\alpha_1 = 0,7$; $\alpha_2 = 2$;

Значення суми квадратів нев'язностей: $\Delta = 0,96\%$

Коефіцієнт детермінації: $R^2 = 0,928$.

Обчислення дозволяють провести прогноз. Для цього допускаємо, що при пожежі в екогеосистемі водно-болотних природних комплексів втрати гумусу становили 0,35%; зміна рН – 0,3. Отже, $\bar{Y} = (0,75; 0,25)$.

Згідно з проведеними обчисленнями за допомогою формули (4.14), одержуємо значення точкового прогнозу ($F_0 \approx 94\%$).

По аналогії до первинних розрахунків для екогеосистем соснових лісів та степів, одержуємо довірчі інтервали за допомогою формули (4.14).

Для ймовірності 0,95 значення складають $85,53 < M(F_0) < 100$;

Для ймовірності 0,9 – $89,78 < M(F_0) < 98,17$

Таким чином, відзначимо, що найбільша кореляція для водно-болотних екогеосистем виявлена між відновлюваністю видового різноманіття і втратами гумусу у ґрунтах внаслідок його згоряння при дії пірогенного чинника.

Аналізуючи значення коефіцієнтів \hat{A} , можна зробити висновок, що найбільший вплив на відновлюваність видової різноманітності F (видового багатства Маргалефа) екогеосистем хвойних (соснових) лісів у межах Харківського регіону визначають кількість пожеж та їх періодичність, а ще втрати гумусу у ґрунтах унаслідок термічної дії пірогенного чинника. Для екогеосистем степів і остепнених лук кореляція між відновлюваністю видового різноманіття та змінами показника кислотно-лужного балансу більша, ніж між відновлюваністю та втратами гумусу. Найбільша кореляція для водно-болотних екогеосистем виявлена між відновлюваністю видового різноманіття та втратою гумусу у ґрунтах внаслідок його згоряння при дії пірогенного чинника (рис. 4.9).



Рисунок 4.9 – Залежність відновлення видового різноманіття від пірогенних чинників у різних екогеосистемах.

Подальші дослідження розглянутої проблеми, з нашого погляду, повинні враховувати якомога більше число чинників навколишнього природного

середовища (приміром, мікрокліматичні параметри екогеосистем, добовий стан природних комплексів, тощо) при встановленні закономірностей релаксії екогеосистем після впливу техногенного навантаження пірогенного походження.

4.4 Висновки до розділу 4

1. На підставі проведених розрахунків розроблено теоретичні основи моделювання і комплексні математичні моделі геохімічних циклів, за допомогою яких отримані оцінки і прогнози геохімічних міграційних процесів у ґрунтовому середовищі екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження. Отримані математичні моделі поведінки важких металів адекватні для складання прогностичної оцінки їх геохімічної міграції та акумуляції в екогеосистемах в результаті впливу техногенного навантаження пірогенного походження. Встановлено умови концентрування і міграції сполук важких металів, виведено рівняння для розрахунку концентрації рухомих форм сполук важких металів. Математичні моделі засновані на побудові концентраційно-логарифмічних діаграм, що враховують утворення рівноважних концентрацій різних сполук важких металів при техногенному навантаженні пірогенного походження свідчать про активну міграційну здатність в умовах кислого рН ґрунтового середовища, що зазвичай, є характерним у післяпожежний період

2. Розроблено математичні моделі поведінки важких металів, які корисні для складання прогностичної оцінки їх геохімічної міграції та акумуляції в екогеосистемах в результаті впливу техногенного навантаження пірогенного походження. Встановлено умови концентрування і міграції сполук важких металів, виведено рівняння для розрахунку концентрації рухомих форм сполук ВМ.

Математичні моделі засновані на побудові концентраційно-логарифмічних діаграм, що враховують утворення рівноважних концентрацій різних сполук ВМ в умовах техногенного навантаження пірогенного походження.

Побудована картосхема активності геохімічної міграції важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження дозволить деталізувати міграційну здатність ВМ та надати прогноз їх поведінки в екогеосистемах після пожеж. Подібні картосхеми можливо екстраполювати на інші регіони України, що зазнають техногенного навантаження пірогенного походження

3. Запропоновано регресійну модель, яка враховує вплив групи чинників (площа пожеж, кількість пожеж, втрату гумусу у ґрунті від дії вогню, динаміку кислотно-лужного балансу, тощо) на релаксію екогеосистем різних природних умов. Вирішальним параметром релаксії визначено відновлюваність видового різноманіття (видового багатства Маргалефа) геокомплексів, що зазнали впливу пірогенного чинника у порівнянні до видового різноманіття (видового багатства Маргалефа) фонових (контрольних) ділянок. За математичними обчисленнями перевірено адекватність моделі та можливості використання її для прогнозування релаксії екогеосистем. Згідно з моделлю, найбільший вплив на відновлюваність (релаксію) екогеосистем хвойних лісів мають кількість пожеж та їх періодичність, а також втрата гумусу у ґрунтах внаслідок термічної дії пірогенного чинника. Для екогеосистем степів і остепнених лук кореляція між відновлюваністю видового різноманіття й змінами показника кислотно-лужного балансу суттєвіша, ніж між відновлюваністю і втратою гумусу. Найвища кореляція для водно-болотних екогеосистем з'ясована між відновлюваністю видового різноманіття та втратою гумусу у ґрунтах внаслідок його згоряння при дії пірогенного чинника.

Розрахунки за даними моделями дозволяють отримати динамічні характеристики модельованих процесів, достатні для оцінки техногенного ризику та пошук за їх допомогою оптимальних форм управління екологічною безпекою.

Наукові результати за розділом опубліковані у працях [38, 40, 49, 51, 54 – 57, 63, 64, 75, 343, 344, 347, 348].

РОЗДІЛ 5

РЕКОМЕНДАЦІЇ З ЕКОЛОГІЧНО БЕЗПЕЧНОГО УПРАВЛІННЯ ПРОЦЕСАМИ ПОСТПРОГЕННОЇ РЕЛАКСІЇ ЕКОГЕОСИСТЕМ В УМОВАХ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ НА ДОВКІЛЛЯ

5.1. Еколого–економічні наслідки техногенного навантаження пірогенного походження на екогеосистеми

Пожежами у екогеосистемах пошкоджуються та знищуються лісові насадження, заповідні степові землі, сільськогосподарські угіддя, водно-болотні комплекси. На гасіння ландшафтних пожеж, втрату врожаїв, загибель представників фауни, відновлення насаджень на місці згарищ витрачаються матеріально-фінансові ресурси, які могли б бути спрямовані на виконання не менш важливих природоохоронних заходів. При встановленні високої та надзвичайної пожежної небезпеки щоденно виникає значна кількість пожеж в екогеосистемах (насамперед, у лісових масивах), які у ряді випадків розповсюджуються до рівня надзвичайних ситуацій.

Методика щодо оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру є загальновизнаною і прийнятою Кабінетом Міністрів України у 2002 році [242]. Отже, при виникненні лісових пожеж розрахунок збитків від втрати деревини й інших лісових ресурсів визначається за формулою [242]:

$$P_{л/г} = P_{л/г1} + P_{л/г2} + P_{л/г3}, \quad (5.1)$$

де $P_{л/г1}$ – збитки від знищення лісу та вилучення земельних ділянок лісового фонду для цілей, не пов'язаних з веденням лісового господарства;

$P_{л/г2}$ – збитки від пошкодження лісів;

$P_{л/г3}$ – розмір збитків у разі переведення лісів у менш цінну групу.

Методика враховує ще й втрати від зниження приросту деревини, які вагомо впливають на загальну суму збитків від втрати деревини та інших лісових ресурсів.

При аналізі стану з ландшафтними пожежами за останні 5 років (2013–2017 рр.), встановлено, що особливої уваги заслуговує 2017 рік. У 2017 році перші лісові пожежі було зафіксовано вже в лютому і тривали вони до листопада [43]. Досить жарке і тривале літо, з безвітряною, сухою погодою без опадів також сприяло загостренню пожежної небезпеки, зумовленої великою кількістю масштабних пожеж та нанесенню еколого-економічних збитків (Додаток Б). Інформація про еколого-економічні наслідки виникнення пожеж в екогеосистемах Харківського регіону наведена в табл. 5.1.

Таблиця 5.1 – Еколого-економічні наслідки пожеж у Харківському регіоні (за даними ХОУЛМГ)

Показники	2013	2014	2015	2016	2017
Збитки тис. грн.	65,97	76,34	207,16	104,49	318,48

Подібна пожежонебезпечна ситуація, з виникненням великої кількості природних пожеж у літню пору, майже кожного року зумовлює реагувати місцеву владу та приймати профілактичні та превентивні заходи. У Харківському регіоні щорічно ухвалюється Розпорядження голови обласної державної адміністрації «Про заборону відвідування населенням хвойних лісів і в'їзду до лісів області транспортних засобів у період високої пожежної небезпеки» [248].

Видання даного розпорядження передбачено статтями 31, 88 Лісового Кодексу України, Правилами пожежної безпеки в лісах України, затверджених наказом Державного комітету лісового господарства України від 27.12.2004 №278 зареєстрованим в Міністерстві юстиції України 24.03.2005 за №328/10608 та Положенням про лісові пожежні станції, затвердженим наказом Державного

комітету лісового господарства України від 28.12.2005 № 526 зареєстрованим в Міністерстві юстиції України 20.01.2006 за №47/11921 [181, 236].

Регламентування заборони відвідання хвойних насаджень та в'їзду до них транспортних засобів здійснюється згідно з Правилами пожежної безпеки в лісах України.

Стан пожежної ситуації в Україні, і зокрема, у Харківській області, визначається високими класами пожежної небезпеки лісових насаджень та значним рекреаційним навантаженням на лісові насадження. Аналіз показує, що в області 95% лісових пожеж виникає з вини населення: внаслідок необачного поводження з вогнем чи підпалу.

Мета даного розпорядження – недопущення порушень правил пожежної безпеки в лісах та запобігання виникненню лісових пожеж.

Шляхи досягнення – заборона відвідування населенням хвойних насаджень лісового фонду області у період високої пожежної небезпеки, тобто усунення головної причини, яка сприяє виникненню лісових пожеж. Проект розпорядження стосується обмеження прав та обов'язків громадян. У результаті введення в дію даного розпорядження очікується посилення протипожежного захисту лісів.

Внаслідок усунення антропогенних причин виникнення лісових пожеж очікується зменшення кількості лісових пожеж і, як наслідок вищевказаного – зменшення збитків, заподіяних державі, – витрат на гасіння лісових пожеж та ліквідацію їх наслідків.

Виконання вищевказаних заходів призведе до покращення екологічної ситуації в Україні в цілому.

5.2. Підвищення ефективності постпірогенної релаксії в умовах техногенного навантаження на довкілля

5.2.1 Особливості процесів постпірогенної релаксії лісових екогеосистем

Комплекс заходів щодо відновлення лісових екогеосистем після проходження пожеж спрямований на удосконалення ефективності постпірогенної релаксії екогеосистем і повинен відбуватися обов'язково з урахуванням постпірогенних процесів, що в різній мірі будуть проявлятися в компонентах природних комплексів по-різному.

Експериментальні дослідження з відновлення лісових екогеосистем відбувались на території модельного полігону з відновлення лісових екогеосистем ДП «Зміївське лісове господарство», де розташовані ключові дослідні ділянки (КД №1а і КД №2а) з моніторингу природного поновлення сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.) у межах території, що була уражена низовою пожежею у 2008 році. У 2009 році закладено експериментальні ділянки. Дослідження щодо природного поновлення сосни звичайної проведено з 2009 по 2013 роки.

У 2009 році на кожній з двох ключових ділянок (природне і штучне поновлення сосни) було відібрано (висаджено на ділянці зі штучного поновлення) для спостережень по 100 рослин сосни звичайної (*Pinus sylvestris* L.), які вирости після пожежі (Додаток 3). Для кожної рослини визначено: вік (за щорічним приростом пагонів), висоту (за допомогою мірної стрічки вимірювали від поверхні ґрунту до верхівкової бруньки), діаметр стовбура (за допомогою штангенциркуля), життєвий стан. Життєвий стан оцінювали візуально, використовуючи такі параметри (табл. 5.2):

Характеристика ключових дослідних ділянок. Обрані дві ключові ділянки для дослідження (КД №1а і КД №2а), які розділені між собою ліською дорогою (Додаток 3). Рельєф пологий. Ґрунт сірий лісовий опідзолений. На КД №1а, яка постраждала від пожежі, частково збереглися сосни. Головним чином,

залишились старі дерева віком понад 50 років. Пожежею пошкоджена кора на висоті до 1–1,5 м. Серед загиблих дерев переважно молоді та середнього віку. Але загиблі також декілька чималих старих дерев при пошкодженні кори по всьому периметру на висоті понад 2 метри. Більш вікові дерева здатні вижити після пожежі лише при незначному або помірному пошкодженні камбіального шару. Підлісок між загиблими деревами майже відсутній, а травостій дуже густий, навколо пошкоджених дерев ґрунт покриває зелений мох.

Таблиця 5.2 – Показники природного поновлення сосни звичайної

5 балів (відмінний)	рослина здорова на вигляд, має максимальну висоту для свого віку, зелену, пишну хвою, спостерігається верхівковий ріст;
4 бали (добрий)	1) рослина здорова на вигляд, але верхівкова брунька ушкоджена і ріст здійснюється за рахунок бічних пагонів; або 2) рослина має здоровий вигляд, спостерігається верхівковий ріст, але у віці старше 1 року не галузиться, має зелений колір хвої, достатню висоту для свого віку;
3 бали (задовільний)	рослина має не зовсім здоровий вигляд, малу висоту для свого віку, хвоя жовтіє або опадає, ріст верхівковий або має місце розгалуження бічних пагонів;
2 бали (незадовільний)	рослина має пригнічений вигляд, недостатній ріст, хвоя пожовтіла або опадає, верхівковий ріст припинений;
1 бал (загиблі рослини)	рослини засохли.

У цілому на КД №1а підлісок розріджений, його складають листяні дерева та головним чином кущі та чагарники. Після низової пожежі підлісок, трав'яний та мохово-лишайниковий покрив поступово відновлюються.

Сосна звичайна є основною деревною породою і поновлюється самосівом, але повільно. У травостої спостерігаються молоді сосни, серед яких зустрічаються і загиблі. Молоді рослини мають вік близько 1 року (станом на жовтень 2009 року).

Загалом, можна констатувати, що старий бір поступово почав відновлюватися після пожежі.

На вибраній КД №2а майже всі рослини загиблі від пожежі і висаджені знову. Спостерігається щорічна часткова загибель молодих саджанців. Тому рослини на КД №2а також віком близько 1–1,5 року. Отже, на одній ділянці формується природне поновлення рослин, на другій – штучне.

Молоді сосни висаджені рядками в борознах. Інших рослин на ділянці дуже мало, зустрічаються куничник наземний (*Calamagrostis epigeios (L.) Roth*), і невеликі кущі та деревця, переважно берези.

Порівняльна оцінка природного й штучного відновлення сосни звичайної після низової пожежі за кількісними показниками. Для аналізу на кожній ділянці відібрано по 100 молодих рослин. На КД №1а з природним поновленням молоді сосни мають різні умови за освітленням та зволоженістю: на відкритій території, під засохлими чи живими материнськими деревами, у густому травостої або без нього, на ділянці вкритій мохом, у протипожежних борознах.

На КД №2а (штучне поновлення) всі рослини мають однакові умови: достатньо освітлення, однакове зволоження, відсутність дерев, підліску, хвойної підстилки. Після збору даних результати зведено у таблицю 5.3.

Отже, на КД №1а 91 % рослин вижили. Самосів гине в середньому у віці 1,5 року. Після низової пожежі середній вік природного поновлення сосни складає 2,2 роки. Середня висота рослин при цьому складає 14,2 см, середній діаметр стебла – 2,9 мм. Середній життєвий стан саджанців природного поновлення оцінений як задовільний (3,4 бали) (табл. 5.3).

На КД №2а лише 75 % висаджених рослин прижилися, а 25 % загинули, що в 2,78 рази більше, ніж для ділянки природного поновлення (КД №1а).

Загибель культур відбувається у середньому у віці приблизно 1,7 року. Середній рік штучного поновлення після низової пожежі 4-річної давнини складає 2 роки. Середня висота рослин при цьому складає 13,5 см, що менше, ніж для природного поновлення, але пояснюється більшим освітленням. Середній діаметр стовбура – 3,5 мм. Але середній життєвий стан штучного поновлення сосни є гіршим (2,8 бали) за рахунок більшої долі загиблих саджанців.

Таблиця 5.3 – Показники природного поновлення сосни звичайної (станом на жовтень 2009 р.)

Показники	Кількість особин	Середній вік (кількість порядків пагонів), рік	Середня висота рослини, см	Середній діаметр стебла, мм	Середній життєвий стан, бал
КД №1а (природне поновлення)					
Живі особини	91	2,2	14,2	2,9	3,6
Загиблі особини	9	1,5	—	—	1,0
Загальне значення	100	2,2	14,2	2,9	3,4
КД №2а (штучне поновлення)					
Живі особини	75	2,0	13,5	3,5	3,4
Загиблі особини	25	1,7	—	—	1,0
Загальне значення	100	2,0	14,2	3,5	2,8

Отже, виживаність рослин більш краща при природному поновленні (рис. 5.1). Середній вік загибелі майже однаковий для природного і штучного поновлення – 1,6 і 1,7 роки відповідно. Середні показники висоти рослини більші на ділянці природного поновлення, рослини більш витягнуті за рахунок

меншого освітлення, але у даних умовах інша вологість ґрунту, можливо захист від сонця та вітру, що забезпечує більший відсоток виживання. Проте, середній життєвий стан помітно кращий у природного поновлення здебільше за рахунок суттєво меншого відсотку загиблих особин.

Таким чином, експериментальні дослідження показують, що на ранньому етапі після низової пожежі краще відновлюється насадження сосни самосівом, ніж штучне висаджування.

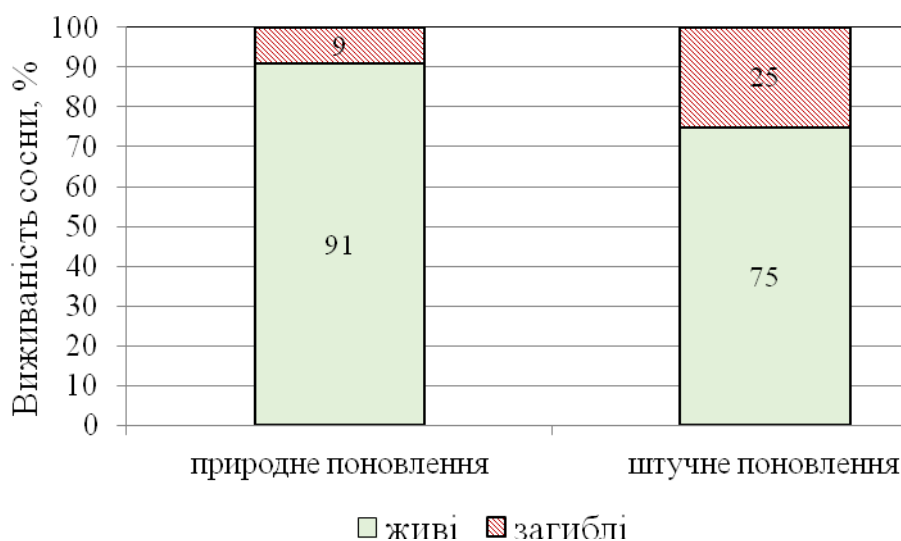


Рисунок 5.1 – Виживаність сосни звичайної в природному та штучному поновленнях

1. Візуальним дослідженням КД №1а виявлено, що старий ліс суттєво пошкоджений, але частина дерев вижила після низової пожежі, відбувається поступове відновлення сосни. На КД №2а штучно висаджені рослини гірше приживаються.

2. За кількісними показниками можна судити про те, що перші роки після пожежі виживаність сосни звичайної при природному відновленні краща, ніж при штучному.

Зміна освітленості на згарищі. Освітленість у конусі тіні дерев (ділянка природного відновлення) в найспекотніші години з 12.00 до 15.00 на 25–36 % нижче, ніж на поруч розташованій відкритій місцевості (ділянка штучного

відновлення). Зниження температури поверхні ґрунту у тіні відбувається не в тій пропорції, що зниження освітленості. Очевидно, на температурний режим впливають і інші фактори – конвекція повітря, теплопровідність ґрунту. Вимірювання добової освітленості на відкритій ділянці КД №2а (штучне відновлення сосни) і на КД №1а (природне відновлення сосни). Експериментальні дослідження у вересні 2013 року показали, що на відкритій місцевості (штучне відновлення) зберігається високий рівень освітленості вище 89 000 Лк (рис. 5.2).

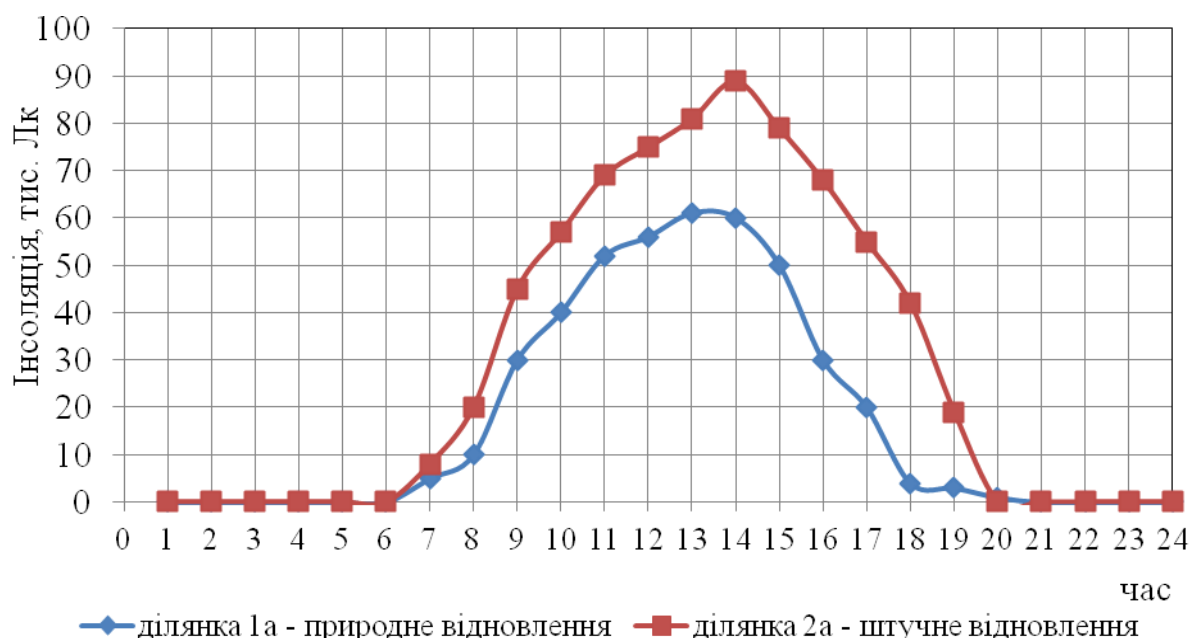


Рисунок 5.2 – Інсоляція (освітленість) досліджуваних ділянок

Освітленість на ділянці штучного відновлення значно вище, ніж на ділянці природного відновлення. Вимірювання освітленості у місцях появи самосіву давали величини 60 000 Лк в полуденний час.

Отже, збільшення освітленості не сприяє появі виживання саджанців сосни. Висока інсоляція призводить до загибелі висаджених рослин.

Нестача вологи, збільшення освітленості, екстремально високі літні температури поверхні ґрунту, зміна хімічного складу ґрунтових горизонтів

призводять до зміни лісорослинних умов і впливає на наявність життєздатного підросту хвойних видів.

Зміна освітленості в конусі полуденної тіні і за межами тіньової плями показала, що освітленість була на КД №1а в середньому на 45 % нижче, і пропорційно нижче температура поверхні ґрунту, у результаті чого сходи саджанців виживають і утворюють характерні картини підросту в конусі полуденної тіні старих дерев. Отже, лісорослинні умови істотно поліпшуються від помірного затінення денної поверхні, на відкритій ділянці, де було використано штучне поновлення насадження сосни, затінення від деревного полога повністю відсутнє, цю функцію частково виконує трав'яниста рослинність.

У зв'язку з вищевикладеним пропонуємо:

1. Екологічні умови згарищ відрізняються жорсткими показниками, при яких відновлення лісу, як екогеосистеми, значно ускладнено. У зв'язку з цим, лісовідновлення необхідно проводити з урахуванням особливостей екологічних умов, які створені на території, що зазнала впливу пожежі.

2. Одним з головних елементів створення ефективних насаджень є використання посадкового матеріалу місцевого екотипу сосни, який має стійкість до несприятливих кліматичних умов.

3. У першу чергу, роботи з лісовідновлення повинні проводитися на тих ділянках лісокультурного фонду, де є певна гарантія успішності проведених робіт. У практичному плані це положення повинно реалізуватися поетапним проведенням лісовідновлювальних робіт.

Дослідження умов зростання молодих рослин після пожежі. Для визначення оптимальних умов висаджування молодих рослин для відновлення лісу після пожежі нами було вибрано 1000 саджанців на КД №1а (природне поновлення) та 1000 саджанців на КД №2а (штучне поновлення) для дослідження їх стану. Всі саджанці відзначені бирками, визначено їх стан (табл. 5.4).

Таблиця 5.4 – Динаміка виживання культур сосни після пожежі

Час після пожежі	КД	живих	сумнівних	загиблих	всього	збереження лісових культур (%)
1 рік	№1а	905	56	39	1000 самосів	90,5
	№2а	444	118	438	1000 саджанців висаджено	44,4
2 роки	№1а	935	38	27	935, вибрано ще 65 саджанців з нового самосіву	93,5
	№2а	577	56	367	577, досаджене ще 423	57,7
3 роки	№1а	954	24	22	954, вибрано 46 з нового самосіву	95,4
	№2а	781	55	164	781, досаджене 219	78,1
4 роки	№1а	962	23	15	962, вибрано ще 38 із нового самосіву	96,2
	№2а	903	28	69	903, досаджене 97	90,3
5 років	№1а	975	14	11	975, вибрано 25 із нового самосіву	97,5
	№2а	967	11	22	967, досаджене 33	96,7

Всі саджанці досліджувалися, визначено кількість живих, сумнівних та загиблих рослин. Кожного року навесні на КД №2а (штучне поновлення) загиблі рослини були замінені на нові саджанці. На КД №1а (природне поновлення) замість загиблих рослин вибиралися нові саджанці, що вирости самосівом. Таким чином весною кожного року було по 1000 саджанців на кожній із ділянок. Восени виконували підрахунок живих та загиблих рослин (рис. 5.3).

Як показують розрахунки, серед рослин, які висаджено штучно через 1 рік після пожежі, живими залишилось тільки 44 %, через 2 роки – 57 %. І лише через 4–5 років частка рослин, що прижились становить понад 90 % (рис. 5.4).

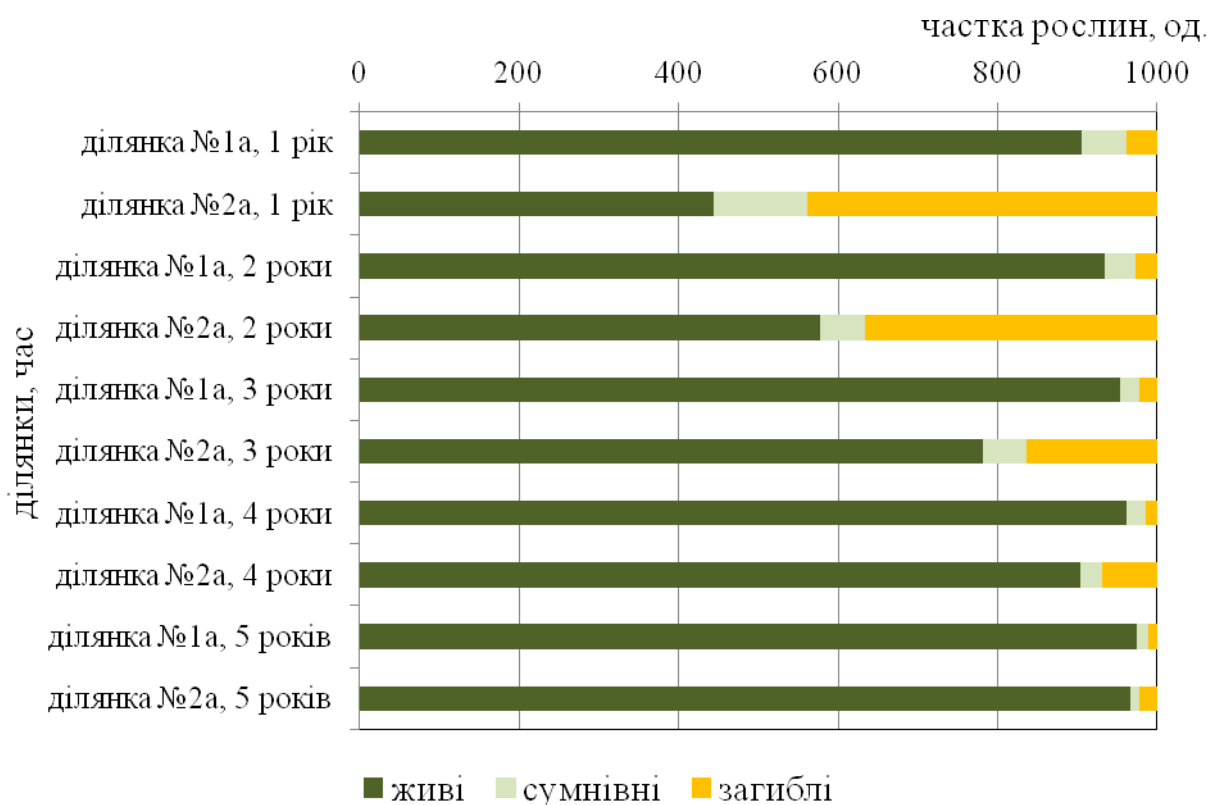


Рисунок 5.3 – Частка життєздатних та загиблих рослин, од.

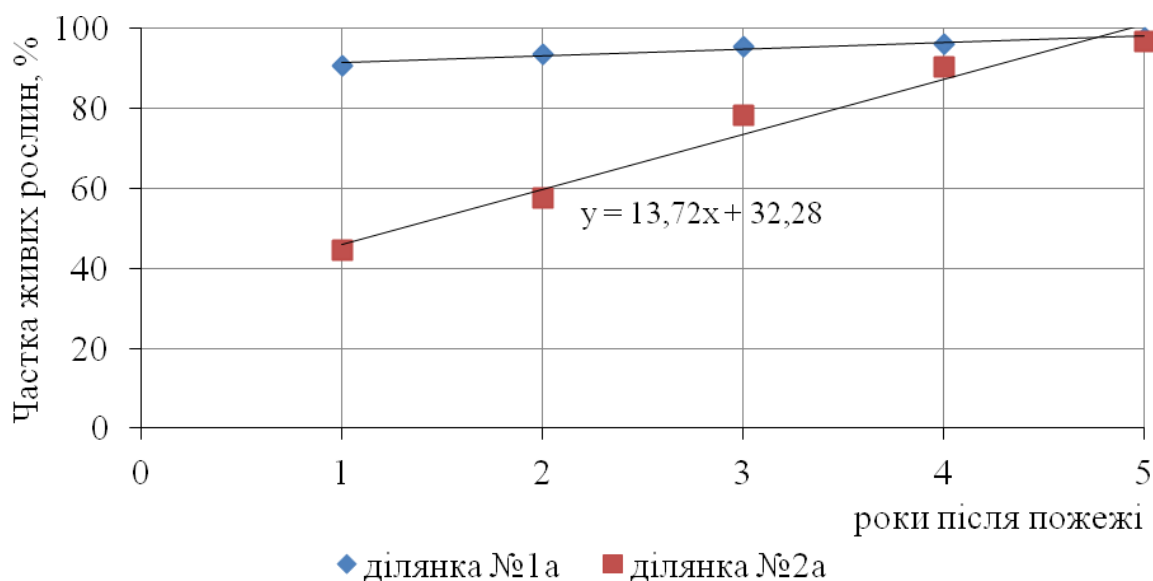


Рисунок 5.4 – Частка рослин, що прижились після пожежі

КД №1а постраждала від пожежі не дуже сильно. На ній залишилась більша частина старих дерев і рослин середнього віку. Молоді сосни добре поновлювалися самосівом. Частина рослин, що прижилась велика і дуже відрізняється залежно від кількості років після пожежі.

КД №2а дуже сильно постраждала від пожежі, живих рослин не залишилось. Всі рослини висаджено заново. Відсоток рослин, що прижились у перші роки після дії пірогенного чинника низький, але з роками збільшується і через 5 років не відрізняється від кількості здорових рослин, що відновлено на ділянці КД №1а самосівом. Частина рослин, що прижились після штучного відновлення, з роками збільшується (рис. 5.4). За отриманими статистичними даними можна складати прогнозну оцінку і приблизно оцінити вірогідність вдалого висадження рослин залежно від кількості років після пожежі за наступною закономірністю:

$$D_{\text{жр}} = 13,72 \cdot R_{\text{гп}} + 32,28, \quad (5.2)$$

де $D_{\text{жр}}$ – доля, рослин, що прижились після штучного відновлення лісу після пожежі;

$R_{\text{гп}}$ – рік, на який проводиться відновлення лісу після пожежі

Ґрунти, які зазнали впливу пожеж, мають значний фітотоксичний ефект на рослини: у рослин зменшується довжина, маса, кількість. Тобто у результаті лісових пожеж у ґрунті накопичуються токсичні речовини, зокрема ВМ, що негативно впливають на ріст і розвиток рослинності, і отже, вони не можуть бути використані для відновлення лісових культур без попередньої рекультивації у перші роки після пожежі.

Визначення фітотоксичності. Фітотоксичний ефект (ФЕ) визначався біотестуванням ґрунтових проб та вимірюваннями довжин надземних частин і маси рослин. Розрахунок ФЕ (%) проводився по відношенню до фонового зразка за формулою 5.3:

$$\Phi E = (M_k - M_x) \cdot 100 / M_k, \quad (5.3)$$

де M_k – показник (маса, довжина) контрольній рослини або всіх контрольних рослин у фоновому зразку ґрунту (зразки молодих рослин сосни, що вирощені на ділянці, яка не зазнала впливу пожежі);

M_x – показник (маса, довжина) рослини або рослин, вирощених в імовірно фітотоксичному середовищі (зразки молодих рослин сосни, вирощені на ділянці, що постраждала від пожежі) [147].

Нами вимірювалася довжина 100 рослин, що вирощені на КД № 1а та 2а, а також для порівняння вибрано 100 рослин із фонові ділянки (КД №3а), на якій не було впливу пірогенного чинника. Результати наведено у таблиці 5.5.

Спостерігається значний фітотоксичний ефект перші 2 роки після пожежі, для КД №1а, що помірно постраждала від пожежі починаючи з 3 року фітотоксичний ефект низький. Для КД №2а, що сильно зазнала впливу пірогенного чинника лише на 5 рік після пожежі фітотоксичний ефект можна вважати низьким (рис. 5.5).

Таблиця 5.5 – Визначення фітотоксичного ефекту у залежності від часу від впливу пірогенного чинника

Час після пожежі	Ділянка	довжина 100 саджанців, мм	ФЕ
1 рік	ділянка №1а (природне поновлення рослин)	1420	11,25
	ділянка №2а (штучне поновлення рослин)	1350	15,62
	ділянка №3а (фонова ділянка)	1600	
2 роки	ділянка №1а (природне поновлення рослин)	1780	8,71
	ділянка №2а (штучне поновлення рослин)	1660	14,87
	ділянка №3а (фонова ділянка)	1950	
3 роки	ділянка №1а (природне поновлення рослин)	2265	5,62
	ділянка №2а (штучне поновлення рослин)	2100	12,5
	ділянка №3а (фонова ділянка)	2400	
4 роки	ділянка №1а (природне поновлення рослин)	3670	3,42
	ділянка №2а (штучне поновлення рослин)	3480	8,42
	ділянка №3а (фонова ділянка)	3800	
5 років	ділянка №1а (природне поновлення рослин)	5410	1,63
	ділянка №2а (штучне поновлення рослин)	5350	2,72
	ділянка №3а (фонова ділянка)	5500	

За статистичними даними встановлено залежність фітотоксичності ґрунту ділянки, що зазнала впливу пірогенного чинника. Наприклад, для ділянки, що зазнала значного впливу пірогенного чинника:

$$\Phi E = -3,22 \cdot R_{\text{пн}} + 20,50, \quad (5.4)$$

де $R_{\text{пн}}$ – рік, на який проводиться відновлення лісу після пожежі;

ΦE – фітотоксичний ефект, %

Величина достовірності апроксимації для отриманої залежності 0,91.

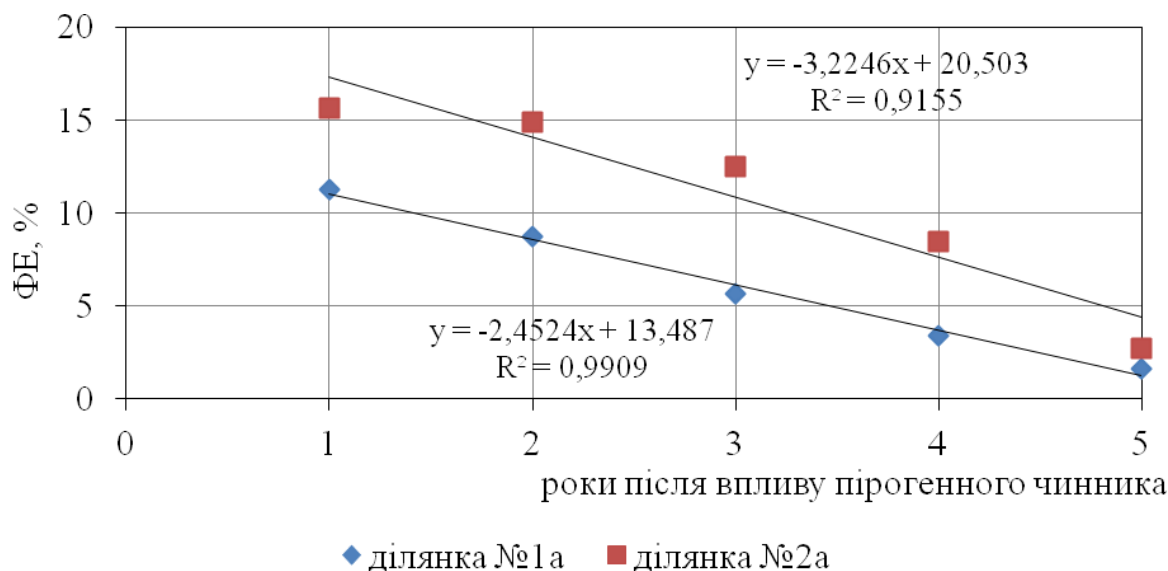


Рисунок 5.5 – Визначення фітотоксичного ефекту

Дослідження з природного поновлення сосни звичайної (*Pinus sylvestris L.*) на згарищі станом на 2009 та 2013 рік. У 2009 році проведено детальне дослідження природного поновлення сосни на згарищах. Обстежено понад 1,5 га площі, зайнятої згарищем. Знайдено декілька ділянок природного відновлення сосни площею: 50 м², 90 м², 400 м², 400 м² та 540 м². Площа, зайнята поновленням сосни, складає 0,148 га, тобто приблизно 9,7 % загальної

площі згарища. Ще близько 40 % площі згарища відповідає території поодинокого поновлення сосни (рис. 5.6).

Нараховано 592 особини сосни звичайної (молоді рослини) на ділянках природного відновлення. Щільність у перерахунку на загальну площу згарища становить майже 400 рослин/га.

У 2013 році площа, зайнята поновленням сосни, складає 0,23 га, тобто 15,3 % загальної площі згарища. У порівнянні з дослідженням 2009 року у 2013 році площа ділянок природного поновлення сосни збільшилась на 56 % (рис. 5.6). Щільність природного поновлення на території полігонів суцільного поновлення складає в середньому від 1700 до 11500 особин/га, по 5 полігонах – приблизно 2400 одиниць/га (рис. 5.7).

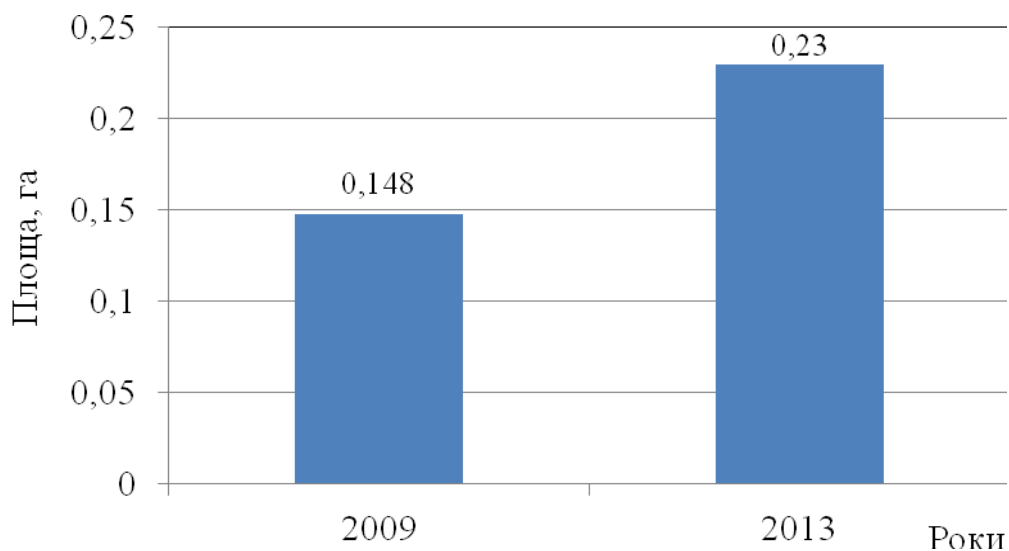


Рисунок 5.6 – Площа, зайнята поновленням сосни, га

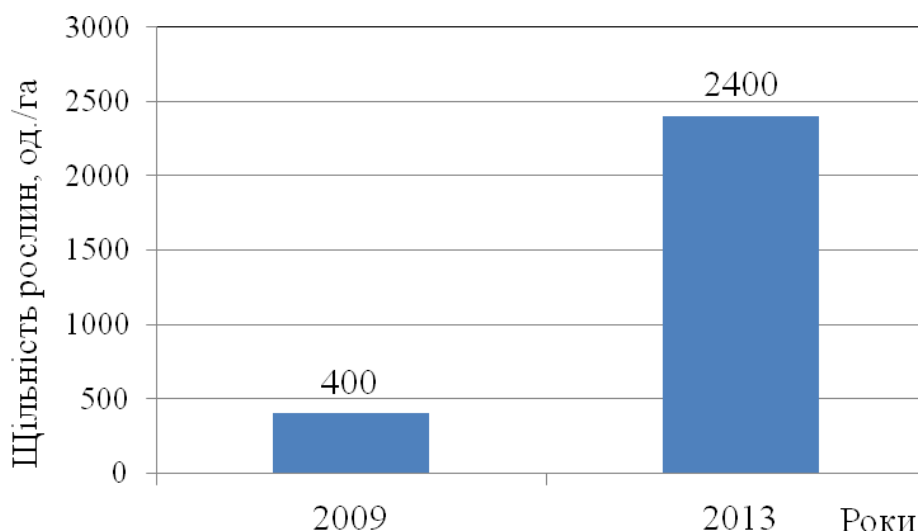


Рисунок 5.7 – Щільність природного поновлення.

Також проведено оцінку вікового складу поновлення сосни. Серед них переважають рослини віком 2 роки, дуже мало рослин віком понад 4 роки (рис. 5.8).

Отже, приріст чисельності популяції природного поновлення сосни за 2013 рік порівняно з 2009 р. збільшився в 1,78 рази, або на 178 % (частка рослин віком менш 3-х років).

Крім поновлення сосни звичайної, помітну інтенсивність природного заростання згарищ у борах демонструють види кленів. Так, на пробній площі в 1,5 га відмічено відновлення клену, дубу, горобини та ін. (рис. 5.9).

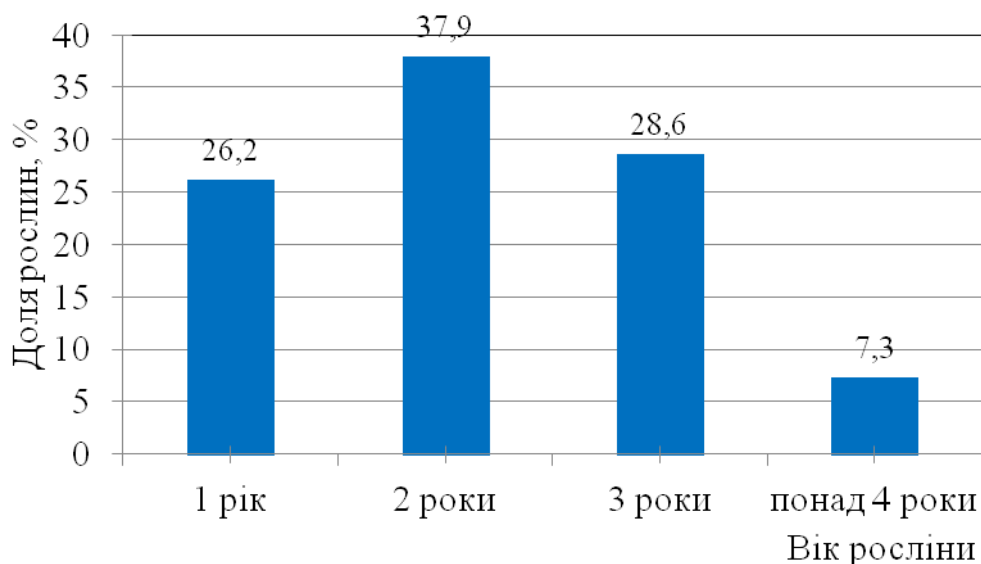


Рисунок 5.8 – Віковий склад рослин, %

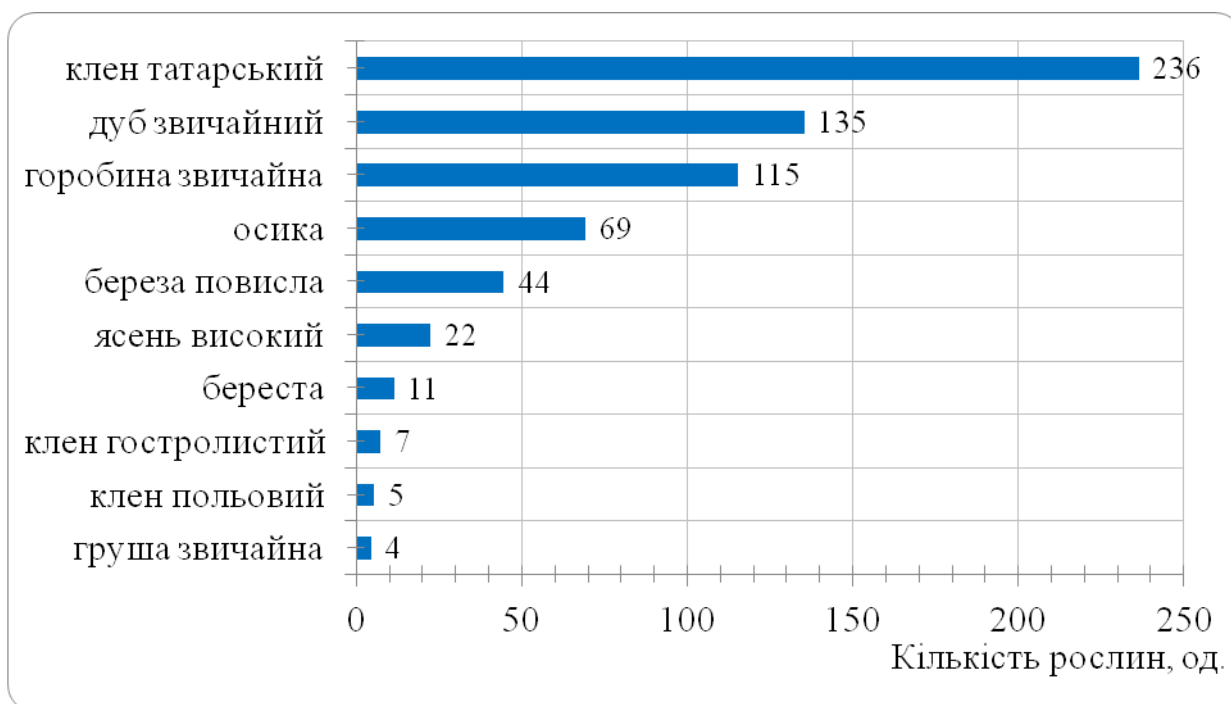


Рисунок 5.9 – Поновлення інших рослин, крім сосни звичайної, од.

Усі ділянки природного поновлення сосни всередині згарища пов'язані з пошкодженими, сухими деревами, які заселяють дятли (*Dendrocopos major*). Дятли розбивають шишки, роблять приховані запаси шишок у ґрунті. Це сприяє природному поновленню сосни. Обмеження масштабу природного поновлення сосни пояснюється відсутністю дерев, які заселені дятлами на частині згарища

та відстанню частини пошкодженої пожежею території від живого бору. Отже можемо рекомендувати:

– у перші роки після пожежі не видаляти пошкоджені дерева та сухостої – місця заселення дятлами;

– зробити борозни – смуги мінералізації – на ділянках, де слабо спостерігається природне поновлення сосни.

Структура деревостану на згарищі. У 2013 році проведено дослідження структури деревостану на території згарища ДП «Зміївське лісове господарство». Серед 120 дерев сосни, що сильно пошкоджені пожежею, 18,3 % – живі, 42,5 % – сухостій, 39,1 – валіж. Серед живих дерев 7 екземплярів заселені дятлами, а серед сухостійних дерев таких – 17, тобто 15 % сухостійних дерев.

На ділянці живого бору, що зазнав впливу низової пожежі, за межами згарища проведено облік сухостою між внутрішнім периметром згарища і зовнішніми межами низових пожеж. У 2013 році відмічено 14 сухостійних дерев сосни. Загиблі дерева із сильно пошкодженою корою. На обвуглених стовбурах можна спостерігати сліди жуків-короїдів, чого немає на обвуглених стовбурах живих дерев сосни. тобто, вплив жуків-короїдів на всихання сосни є вторинною причиною і поширюється тальки лише на ослаблені пожежею дерева.

Таким чином, для підвищення ефективності лісовідновлювальних робіт оцінку життєвого стану висаджених культур, планування обсягів і технологій висаджування необхідно проектувати з урахуванням виявлених особливостей.

У лісових екогеосистемах сукупність постпірогенних процесів в літогенній основі полягає в посиленні геохімічної міграції як в радіальному, так і в латеральному напрямках, зміні фізико-хімічних параметрів ґрунту, зниженні значень рН, зменшенні вмісту гумусу, перевідкладенні ґрунтових мас, надмірній зольності, зростанні вмісту мінеральних компонентів. За таких умов змінюється гідрологічний режим за рахунок зміщення фільтраційної здатності. У ґрунтах розвиваються грибкові патогенні паразити. В результаті впливу

пірогенного чинника відбуваються також фенологічні зміни, тривалість вегетаційного періоду так само зазнає змін (зростає динамічність вітрового режиму, змінюється відбивна здатність денної поверхні). На згарищах масово розплodжуються комахи, збільшується кількість гризунів. На розвиток насінного відновлення рослинного покриву значно впливають товщина й структура лісової підстилки та мохового покриву. Груба підстилка і щільний моховий покрив перешкоджають проростанню насіння навіть при регулярному й рясному плодоношенні. При одних і тих же умовах зростання в рази сходи різних порід різняться. В залежності від величини сходів найважливіші лісоутворюючі породи слід розташувати у наступному зростаючому порядку: осика (*P. tremula L.*), береза (*B. verrucosa Ehrh.*), сосна (*P. sylvestris L.*), ялина (*Picea abies*), ялиця (*Abies alba*), бук (*Fagus sylvatica L.*), дуб (*Q. robur L.*). Для забезпечення ефективного відновлення екогеосистем з урахуванням постпірогенної релаксії визначено й проаналізовано чинники, які перешкоджають відтворенню фітоценозів і запропоновано ряд заходів. Головною причиною пірогенної деградації соснових лісів слід вважати кореневу губку (*Fomitopsis annosa*). Не менш важливою причиною, яка заважає лісовідновленню, є рицина здута або рицина хвиляста (*Rhizina undulata*), що сприяє розвитку грибкових захворювань, що викликає загнивання коренів сосни [201].

Після пожеж лісосічні залишки рекомендується подрібнювати і розкидати на площі. Вони мульчують ґрунт, поступово розкладаються, збагачують ґрунт органічними речовинами, є живильним субстратом для розмноження багатьох організмів. Шкідливі комахи в таких залишках не розмножуються, оскільки вологість субстрату швидко знижується, а у випадку високої вологості в окремих місцях і в окремі роки ці залишки швидко заселяються дереворуйнівними грибами. В. Л. Мешковою висловлено гіпотезу, що обробка сіяньців мікоризою сприятиме підвищенню їхньої життєздатності, стійкості та інтенсивності росту завдяки збільшенню поверхні всмоктування [201, 202]. Внесення мікоризи забезпечує створення фізичного бар'єра, що сприяє

подовженню тривалості життя дрібних коренів, збільшенню стійкості до посух. Збільшується споживання рослинами води, живильних речовин, доступ до джерел органічного нітрогену й фосфору. Хімічний захист рослин від збудників хвороб при цьому забезпечується завдяки накопиченню протигрибкових речовин у ризосфері, їх взаємодії з мікроорганізмами ґрунту.

Значною шкоди завдає поширення соснових лубоїдів, які розвиваються в деревах, ушкоджених пожежею. Найбільша кількість ушкоджених лубоїдами пагонів трапляється в центрі ділянки згарища, а також у деревах, що ростуть на межі з незімкненими культурами. Вилучення таких дерев недоцільне, оскільки це призведе до ослаблення дерев, розташованих у глибині ділянки. Загиблі дерева захищають дерева, що розташовані далі від межі зрубу від негативної дії вітру. Старий сухостій не є небезпечним з погляду заселення короїдами, оскільки кора на ньому майже не збереглася, а вологість деревини дуже низька.

Ослаблення дерев на межі зі зрубамі значним чином пов'язане із несподіваним збільшенням освітлення стовбурів, надлишковим їх нагріванням влітку та пошкодженням морозом узимку. Крони розростаються в напрямку більшого освітлення, а коріння запізнюються з розростанням та забезпеченням вологою, позаяк вологість ґрунту зі сторони зрубу або ділянки незімкнених культур досить низька. Ослаблені впливом сукупності чинників дерева втрачають опір до заселення стовбуровими комахами, а розвиток цих комах відбувається швидше у нагрітіших ділянках стовбурів.

Де лісостеп змінюється степом, умови для вирощування лісових культур стають менш придатними. У таких умовах саджанці підлягають атакам личинок хрущів (*Melolontha hippocastani*). Жодний існуючий інсектицид не в змозі вберегти сосни від ушкодження хрущами у даних умовах. Зваживши, що який завгодно інсектицид розпадається в ґрунті протягом 2–4 місяців, охорона культур від хрущів терміном кількох років сумнівно чи є рентабельною [218].

У південних районах одним із шляхів заліснення площ, де погано приживається сосна, рахується використання інших видів деревних порід, які спроможні втримувати пісок. Серед них: робінія чи акація біла (*Robinia*

pseudoacacia), яка є ще й медоносом. Саджанці даної породи також ушкоджуються личинками хрущів, однак завдяки здібності до вегетативного розмноження порода ця може плавно поширюватися від найсприятливіших для свого зростання площ на сусідні площі, де переносить конкуренцію із трав'янистою рослинністю.

В знижених ділянках лісових екогеосистем природно відновлюються береза (*B. verrucosa Ehrh.*) та осика (*P. tremula L.*). Це засвідчує про недоцільність вирубки при розробленні згарищ хоч і ушкоджених вогнем листяних порід, спроможних відновлюватися пагонами.

Отже, першою причиною всихання дерев сосни звичайної є низові пожежі. Вторинною причиною є вплив жуків-короїдів, яка розповсюджується лише на ослаблені пожежею деревостани.

Вагомим є з'ясування перспективи ефективного лісовідновлення згарищ у перший рік після пожежі [201]. На його користь свідчать (рис. 5.10):

- необхідність щонайшвидшого утворення лісу там, де він зростав раніше;

- впевненість, що садовий матеріал встигне добре укорінитися до того, як на площах приросте чисельність хрущів, а 2-річні саджанці виявляться стійкішими до ушкоджень комахами.

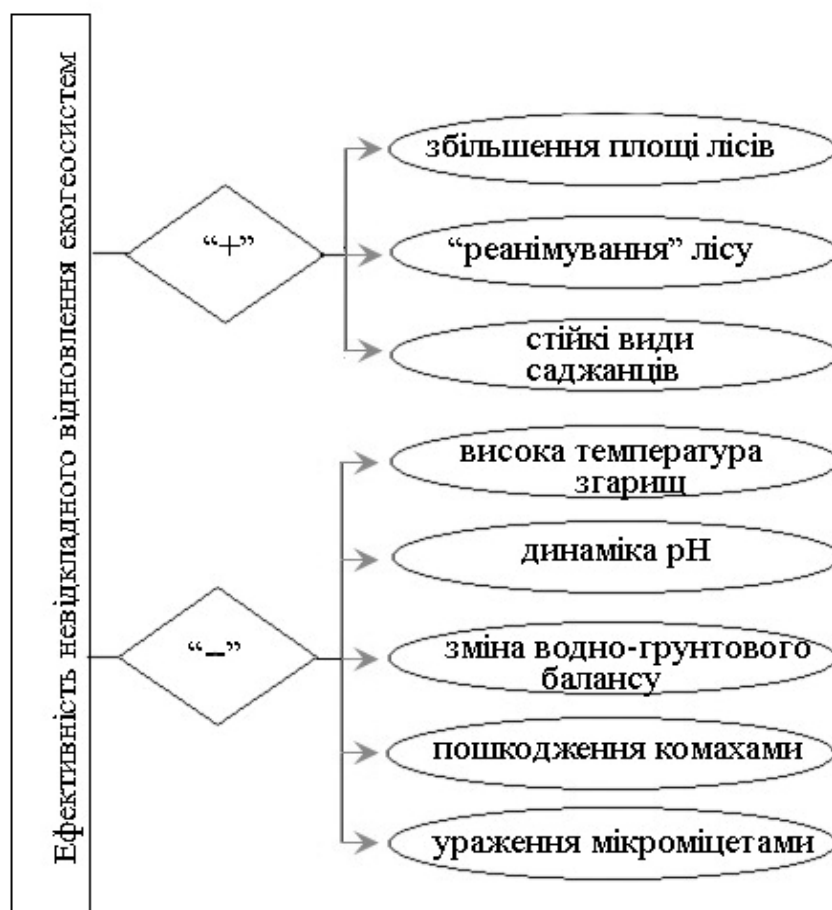


Рисунок 5.10 – Ефективність невідкладного лісовідновлення

На користь відмови від заліснення згарищ в перший рік після пожежі вказують:

- висока температура чорного від золи піску на згарищах (понад 50°C), що є згубним для сіянців;
- підвищення значення рН (лужності) ґрунту внаслідок акумулювання чималої кількості золи, що є незручним для зростання сосни;
- ушкодження личинками хрущів саджанців сосни в культурах на згарищах не лише у перший рік після садіння;
- пошкодження саджанців сосни у культурах на згарищах (як і на зрубках) жуками великого соснового довгоносика (*Hyllobius abietisma*) й коренежилів (*Hylastes sp.*), які розмножуються у підземних частинах згорілих дерев – зазвичай щільність цих комах зменшується на 2–3-річних зрубках, тому що на той час прогниє чи висохне субстрат для їх розмноження;

- підземні частини пнів та лісосічні остатки (при вологості деревини менш 60 % означені комахи не зможуть у них розвиватися);
- ураження саджанців грибом рициною здутою (*R. undulata*) (негативний вплив цього гриба на соснові культури може тривати понад 5 років).

5.2.2 Особливості процесів постпірогенної релаксії екогеосистем степу

Виникнення пожеж у степових екогеосистемах залежить від багатьох причин. Головним чином, вони співпадають з охарактеризованими раніше для лісових масивів: рельєфу місцевості, типу й стану рослинності, сили та напрямку вітру, що детально описано у розділі 1 та 2 [2, 34].

Степи в плані розробки заходів щодо попередження виникнення пожеж і боротьби з ними знаходяться вкрай у не вигідному положенні. Політика освоєння цілинних земель, що практикувалась у другій половині ХХ століття, мала згубні наслідки для природної степової рослинності [133].

Своєрідне виснаження ріллі призвело до того, що «багато різновидів плакорних степів зникли з денної поверхні Землі невивченими» [329].

На жаль, в даний час до степових фітоценозів залишилося все таке ж споживче відношення, як і в пору «підняття цілини». Розораність степів в країні складає 60-75 %. У недалекому минулому, коли оцінка господарської діяльності проводилася з погляду збільшення «посівних площ», ці цифри були ще більшими і досягали 80-90%. Як справедливо відзначають більшість науковців, періодичні природні пожежі характерні для степової зони й є одним з екзогенних чинників середовища, при яких і сформувалися степи. Проте діяльність людини привела до численного зростання частоти пожеж. Степові угруповання на території України часто навмисно піддають палам при використанні їх як пасовищних угідь. Відношення до степових палів неоднозначне. На думку господарників і деяких вчених, це сприяє поліпшенню стану пасовищ, оскільки вогонь знищує торішні висохлі рештки рослин, а на удобреному золою ґрунті краще розвиваються молоді проростки [180, 254].

Зокрема, степові злаки і осоки від вогню не страждають. Вивчення популяцій ковили показало, що злаки здатні добре відростати і ефективно плодоносити після ранньовесняної короткотермінової пожежі. Проте, при тривалішій і пізнішій дії вогню, розвиток вегетативних частин цих рослин пригнічується, зміщуються фенофази та цвітіння й плодоносіння рослин в цей сезон не відбувається [274, 329].

Загалом, з погляду більшості біологів та екологів, пожежі в сучасних масштабах, у більшості випадків, згубні для степового біологічного й ландшафтного різноманіття [138, 141, 327]. Хоча науковці в деяких, але регламентованих, випадках допускають застосування контрольованого випалювання пасовищ. Слід врахувати результати окремих досліджень, які переконливо вказують, що використовувати як пасовища степові ділянки, які зазнали впливу від пожеж, слід дуже обережно [133]. Найраціональніше починати випас лише на 2–3 рік після пожежі, коли відновляться степові злаки, інакше, пасовищне угіддя легко піддається дигресії і перетворюється на «збій», тобто територію, позбавлену зімкнутого типового для степу рослинного покриву. Відзначимо, що вогонь впливає на травостій степу прямо і побічно: по-перше, вогонь безпосередньо діє на органи рослин; по-друге, відбувається зміна умов їх існування, пов'язана з руйнуванням степової дернини та оголенням ґрунту. Нерегульовані пали, на наш погляд, майже завжди можна розглядати як негативний чинник дії на степові фітоценози, особливо в періоди активної вегетації, цвітіння й плодоносіння рослин. При неконтрольованих пожежах відбувається глибока деградація екогеосистем, часто до повного руйнування їх компонентів. Із вище наведеного свідчить, що пали степового травостою недопустимі на природоохоронних територіях, які мають статус заповідних.

Ще один із чинників, який, на наш погляд, сприяє нераціональному використанню степових екогеосистем, у тому числі з врахуванням їх постпірогенного відновлення – це заліснення і пов'язані з ним проблеми [80, 113, 260].

Якщо говорити про постпірогенні відновлення степів, то саме на їх прикладі видно, що пожежі в трав'яних ценозах не руйнують, а сприяють розвитку степових угруповань. Вони є одним з головних чинників підтримки цих екогеосистем, їх регулярному відтворенню, і замикають біологічний кругообіг там, де з ним не справляються бактерії. Там, де йде швидке накопичення надземної органіки тільки пожежі оперативно переводять цю біомасу в мінеральну речовину ґрунту, не порушуючи точки відновлення рослин.

Складність полягає в тому, що в сучасних умовах степові екогеосистеми не повноцінні. У ХХ ст. був втрачений їх важливий природний компонент – великі копитні тварини. Це є однією з вагомих причин втрати здатності системи до саморегуляції й самовідновлення. Відмітимо, що при об'їданні та витоптуванні рослин копитні істотно знижують можливість формування осередків вогню з високою температурою, зменшують тривалість горіння території, а скотобійні стежки до водопоїв, місць стоянок і лежань є природною перешкодою для поширення вогню. Саме відсутність випасу на поверхні степового ґрунту викликає утворення мертвих рослинних залишків, що формують щільний надґрунтовий покрив – степову повсть (чи старику). В результаті її накопичення відбувається зміна водно-температурного режиму ґрунту у бік зволоження, що призводить до мезофітизації рослинного покриву (що не унеможливорює виникнення пожеж) і зниження видової насиченості угруповань, в основному за рахунок випадання типових степових видів флори. Це дає основу для проведення регульованих палів [8].

Початок робіт планується на період до настання пожежонебезпечного сезону відразу після сходження основної маси снігу в місцях передбачуваних профілактичних випалювань або на період після закінчення пожежонебезпечного сезону залежно від місцевих умов. Оптимальним терміном початку робіт навесні являється період відразу після сходження снігового покриву, коли ґрунт ще не відтанув, і коренева система рослин містить запас вологи та практично не ушкоджується вогнем. Восени

оптимальним терміном для початку робіт є період до настання стійкого снігового покриву, коли ґрунт почав промерзати і коренева система рослин не зможе ушкодитися вогнем. В першу чергу планується проведення профілактичних випалювань на піднесених, відкритих місцях, південних схилах, де сніг сходить в ранні терміни.

Деревний та чагарниковий склад степів вражається більше. Ф. М. Мільков досить наочно описав результати впливу пірогенного чинника в степових екогеосистемах: «Некошені, абсолютно заповідні поклади, штучно поставлені в умови, не властиві степовому ландшафту (відсутність палів і випасання худоби), втратили багато рис різнотравно-кострицево-ковилових степів» [203]. Накоплена потужна повість, пригноблюючи степові дерновинні злаки, сприяє розростанню кореневищних; у травостої степів з'являються чагарники, а потім і деревні породи – глід (*Crataegus L.*), жимолость (*Lonicera tatarica L.*), груша (*P. communis L.*) і т. д. Виникла реальна загроза повного залісення некошених угідь».

Основними постпірогенними явищами релаксії степових екогеосистем є процеси пов'язані з трансформацією фітоценозів, до яких відносяться олучнення остепніння, рудеризація. Не менш важливим є висушування (ксерофітизація) біотопу.

Рекомендуємо використовувати ділянки, постраждалі від стихійно виниклих пожеж в якості пасовищ на другий чи третій рік після пожежі, коли зміцнішають постраждалі від вогню дерновинні злаки, інакше пасовище може перетворитися на збій. Для запобігання виникненню стихійних пожеж необхідно щорічно робити обкошування розораної смуги із зовнішнього боку ділянки заповідника на відстані 50 метрів.

Для підтримки квазінатурального стану рослинності степу та для зменшення повсті, як горючого матеріалу, слід робити регламентований подорожній випас, у виняткових випадках використовувати контрольовані пали [131]. Організувати у степових заповідниках комплексні дослідження впливу

пожеж і випасу на степові екогеосистеми. Посилити їх протипожежну охорону, щоб повністю запобігти доступу вогню на заповідні території.

Здійснення пожежного нагляду й охорони території у пам'ятниках природи відсутні, звідси виникає щорічна висока вірогідність займання.

5.2.3 Особливості процесів постпірогенної релаксії водно-болотних угідь

В середньому на рік по Україні буває близько 3,5 тис. лісових пожеж, які знищують більше 5 тис. гектарів лісу. Майже половина пожеж пов'язана з торфовищами. Розподіл торфовищ пов'язаний з географічною широтою, рельєфом і геоморфологічною структурою місцевості. В Україні виявлено понад 2500 родовищ торфу із середньою глибшою залягання 1,5 м та запасами близько 2 млрд. т., при цьому вироблено 50 % розвіданих запасів [156].

Окрім того, значна частка торфовищ не рекультивована після осушувальної меліорації та становить дуже серйозну пірогенну загрозу. Ймовірність виникнення пожеж на болотах особливо висока, оскільки тут нагромаджується велика кількість сухої підстилки.

Проблемними є просторово-територіальна структура водно-болотних угідь і торфовищ, різне підпорядкування земельного, водного фонду. Так, потенційні торфові пожежі можуть бути в лісовому фонді, у межах приватного сектору, на сільськогосподарських угіддях, у природно-заповідних територіях, тощо.

Торф здатний до самозаймання, що може трапитися при температурі близько +50 °С і має специфіку до загоряння та залежить від певних факторів. В першу чергу, це обводненість території, зокрема ступінь зволоження ґрунту і наявність водойм поруч, а також об'єм сухої фітомаси на поверхні торфовища, ботанічний склад, ступінь розкладу, пористість, глибше залягання торфових відкладів, тощо. Небезпечними для довкілля є так звані підземні торфові пожежі, коли тління відбувається не на поверхні, а глибоко в тріщинах і

підземних камерах. Такі пожежі практично не піддаються оперативному гасінню, тривають навіть при атмосферних опадах та в анаеробних умовах потребують великого об'єму води для гасіння. З позиції екобезпеки торфові пожежі можуть мати кризовий характер оскільки переносять радіаційно забруднені частки внаслідок аварії на Чорнобильській АЕС.

Постпірогенні зміни залежать від типу і сили пожежі, лісистості, типу боліт. При низових пожежах едафічні умови змінюються менше, ніж рослинність. Цілком або частково знищується трав'яно-чагарничковий і моховий покрив. Синузії мохів зберігаються лише по драговинах. Різною мірою ушкоджуються дерева. Відновлення рослинності на болотах проходить повільними темпами. В перші два роки частково відновлюється трав'яниста рослинність, але видовий склад її дуже збіднений. Тут в основному відновлюється верес, пухівка і pojawiaються масові сходи берези пухнастої – утворюються так звані пустки. На 2–3 рік після пожежі з'являються сходи сосни. В цей час починають формуватись сосново-пухівкові і сосново-пухівково-політрихові, а також сосново-березово-молінієво-політрихові угруповання.

На верхових болотах, особливо по периферії мали місце і верхові пожежі, які знищували не тільки рослинність, але, як правило, і верхні шари торфовища.

На згарищах такого типу у перші два три роки з'являються рясні сходи сосни та берези. Сфагнові мохи pojawiaються на 5 році. Тут формуються березово-пухівково-політрихові і березово-пухівково-сфагнові угруповання. Для повного циклу відновлення рослинності на болотах необхідно більше 20 років [29].

На наш погляд, постпірогенні процеси релаксії у відновленні водно-болотних екогеосистем порівняно з лісовими та степовими екогеосистемами, не відіграють суттєвої ролі. Пов'язано це, насамперед, з тим, що вплив вогню спрямований на рослинність водно-болотних природних комплексів. Ґрунтовий покрив суттєвих змін не зазнає у зв'язку з насиченістю його вологою. Незмінним залишається гідрологічний режим. Отже, основні постпірогенні

процеси проходять у фітоценозі та зооценозі. Згідно проведених досліджень, після пожеж у фітоценозах водно-болотних екогеосистем відбувається приріст надземної фітомаси на 25 %, збільшується висота пагонів очерету на 5 %, але на 14 % зменшується діаметр пагонів, на 10 % – проективне покриття. Рясність залишається сталою. Коефіцієнт спільності видового складу для даних ділянок складає 33 %. Спостерігається повне домінування очерету звичайного (*Phragmites communis Trin.*) [36, 37,42,51,59,63,70].

Результати інших дослідників підтверджують, що вогонь є фактором, що суттєво впливає на розвиток плавневої рослинності, зокрема, на очерет звичайний. В Україні щорічно свідомо випалюють суттєві площі очеретяних заростей з метою очищення території від відмерлої органіки. У переважній більшості це роблять власники худоби та господарі садових ділянок, що розташовані поблизу плавнів. При спалюванні небезпечні хімічні елементи і шкідливі речовини не вилучаються з біогеохімічного кругообігу, а навпаки, посилюють процеси антропогенного евтрофування, тому загальний стан екогеосистем згодом погіршується, особливо коли пожежі трапляються влітку. Вигорання відмерлої рослинної маси взимку призводить до збільшення освітлення території плавнів із збереженням кореневищного шару рослин та насіння. Після зимової пожежі у плавнях бурхливо розростаються осоки, рогіз, куга та інші види плавневої рослинності. Збільшується частка болотного різнотрав'я та з'являються види пірофіти, що призводить до загального збільшення біорізноманіття плавневої екосистеми. Разом з тим, вогнем знищується чагарникова рослинність з верби попелястої (*Salix cinerea L.*), а також збільшується частка бур'янів на більш підвищених ділянках прируслових гряд.

Наслідком пожеж є зменшення частки очерету та зміна його показників. Але до них додається і загальне зниження його якості. Це відбувається в результаті підвищення кількості азотних сполук, які надходять у ґрунт разом з золою. В результаті запаси корисної сировини очерету зменшуються. При

збережені його висоти та діаметру зменшується маса рослини та міцність стебла внаслідок зменшення його товщини та в'язкості [122].

Наслідком пожеж є зменшення частки очерету та зміна його морфологічних показників [122].

Експериментальні дослідження доводять, що після пожежі зменшується видове багатство, пригнічується домінування основної рослинності, зменшується вирівненість рослинності за рахунок розвитку інших видів рослин.

Отже, в такому випадку вогонь виступає основним трансформуючим фактором водно-болотних екогеосистем. Після дії пірогенного фактору створюються сприятливі умови для розвитку інших видів рослин. Але це відбувається за рахунок пригнічення домінуючих видів, зокрема *P. communis Trin.* Тобто, за рахунок щорічного випалювання стимулюється цілеспрямована деградація очеретяних заростей. Збільшення кількості і частоти пожеж призведе до змін рослинності в напрямку формування водно-болотного типу з великою часткою лугового різнотрав'я з рослин пірофітів і низькою часткою очерету [36, 37, 42, 51, 59].

Однак, значні за площею водно-болотні угіддя є основною перепорою для широкомасштабного техногенного перетворення ландшафтів і захищають природні екогеосистеми від їх подальшої антропогенної трансформації. З цієї точки зору ми розуміємо, що значні за площею водно-болотні угіддя є особливо цінним просторовим ресурсом у підтримці стабільності екологічних систем, саме від таких загроз, як опустелювання внаслідок широко масштабної осушувальної меліорації, лісові та торфові пожежі, ерозійні процеси, що виникають в супереч дотриманню технічних вимог до розвитку сільськогосподарського виробництва на поліських ґрунтах. Це підтверджують дослідження науковців, які відзначають, ландшафтно-екологічну роль водно-болотних угідь у збереженні цілісності поліських природних екогеосистем [93].

Як відзначає В. В. Коніщук, у водно-болотних природних комплексах більшість пірогенних змін саме антропогенного походження, рідше природних. Тому вони відносяться до природно-антропогенних змін, протікають з

елементами сингенезу і ендоекогенезу і призводять до відновлення вихідних лісо-болотних угруповань. Сукцесії залежать від типу та сили пожежі, лісистості, типу боліт тощо. При низових пожежах едафічні умови змінюються менше, ніж рослинність. Цілком або частково знищується трав'яно-чагарничковий і моховий покрив. Синузії мохів зберігаються лише по драговинах. Перші стадії демутації на перехідних і верхових болотах представляють сосново-політрихові угруповання. Однією з характерних постпірогенних змін на болотах є утворення суцільних заростей берези пухнастої, верб зі слабо виявленим осоково-злаковим покривом. На 10–15 рік постпірогенні лісо-болотні стадії демутації стабілізуються і майже цілком відновлюються сосново-сфагнові, сосново-чагарничково-сфагнові і сосново-пухівково-сфагнові угруповання, що утворюють заключні стадії [156].

Провідну роль у захисті від пірогенної деградації мають профілактичні заходи. На стадії проектування осушених торфових ґрунтів повинні бути передбачені заходи щодо їх захисту від всіх видів деградації. В. В. Коніщук пропонує достатньо ефективну і надійну систему заходів, які можуть захистити торфові ґрунти від шкідливих деградаційних змін [156]. Для профілактичних заходів має бути передбачено:

1. Використання торфових ґрунтів як лучних угідь або в травопільних сівозмінах із великою перевагою полів трав;
2. Двостороннє регулювання рівнів ґрунтових вод і стабільна підтримка лучного типу водного режиму в профілі осушених торфових ґрунтів;
3. Систематичне внесення органічних і мінеральних добрив із метою підтримки високого рівня родючості ґрунтів і накопичення значної маси свіжого перегною за рахунок корневих систем рослин, заорювання соломи і пожнивних решток;
4. Проведення піскування і глинування для збільшення вмісту мінеральної частини торфу і підвищення його зольності.

Отже, застосування заходів із штучного відновлення фітоценотичного різноманіття з урахуванням ефективності процесів постпірогенної релаксії для водно-болотних комплексів, на наш погляд, є недоцільним. Більш ефективним є

удосконалення процесів постпірогенної релаксії у даних екогеосистемах при переслідуванні мети трансформації водно-болотних природних комплексів у пасовища при використанні меліоративних заходів.

5.3 Науково–методологічні рекомендації з управління постпірогенною релаксією екогеосистем в умовах техногенного навантаження (на прикладі лісових екогеосистем)

Управління постпірогенною релаксією екогеосистем в умовах техногенного навантаження, на наш погляд, має свої особливості. По-перше, слід пам'ятати, що у своєму розвитку екогеосистема «пережила» критичний момент, який пов'язаний з проявами усіх чинників пірогенних процесів. По-друге, повинен бути застосований системний підхід при постпірогенній релаксії, який орієнтований не лише на швидке відновлення видового рослинного різноманіття екогеосистем, а також враховано поступове відновлення усіх інших компонентів екогеосистеми [348, 358]. По-третє, процес постпірогенної релаксії повинен бути науково-технологічно обґрунтованим, з урахуванням польових, експериментальних досліджень та ретельно змодельований. Ну і врешті, необхідний систематичний моніторинговий контроль за станом екогеосистеми, щоб вчасно прийняти необхідні рішення з корекцією відновлення екогеосистеми в умовах тотального техногенного навантаження. У загальному вигляді ми пропонуємо наступну схему з постпірогенної релаксії екогеосистем (рис. 5.11), з детальною характеристикою технологічних та природоохоронних заходів.



Рисунок 5.11 – Схема технологічних та природоохоронних заходів з відновлення екогеосистем

5.3.1 Технологічні заходи з відновлення якостей та покращення властивостей ґрунту екогеосистеми

Ґрунт, що зазнав впливу пірогенного чинника, тривалий час не відновлюється, а рослинність на місцях пожеж з'являється лише через довготривалий час, тому повне природне відновлення екогеосистеми може зайняти кілька десятиліть. Тому насамперед, треба всі зусилля спрямувати на відновлення якостей ґрунту та покращення його властивостей.

Перед тим як почати виконувати відновлювальні роботи, слід створити і обдумати план відновлення. В основному він виконується на підставі наявних санітарно-гігієнічних, лісогосподарських, водогосподарських та інших норм і стандартів, беручи в особливу увагу природні і кліматичні умови, а також місцезнаходження порушеної земельної ділянки.

Технологічні заходи включають в себе і деякий ряд витрат, які виконуються для проведення відновлювальних робіт:

- виконання проектно-вишукувальних робіт, включаючи польові дослідження;
- виконання державного екологічного дослідження (моніторингу);
- очищення постраждалої ділянки від пошкоджених дерев;
- рекультивація родючості ґрунтів відновлювальних територій, що передбачені проектуванням відновлення, в залежності від характерних особливостей ушкоджень ділянок і подальшого застосування відновлювальних територій.

Насамперед, слід провести моніторинг ураженої пожежею ділянки, незалежно чи це степова екогеосистема, водно-болотні угіддя чи лісовий масив і лише потім проводити рекультивацію постраждалих від природних пожеж ділянок.

Рекультивація – це комплекс спеціальних заходів, спрямованих на відновлення господарської цінності і продуктивності земель. Відсутність такої роботи призводить:

- до руйнування верхнього родючого шару ґрунту;
- утворенню нових, штучно створених форм рельєфу, не характерних для даної місцевості;
- зникнення з ареалу звичних видів фауни і флори;
- зміни гідрологічного режиму території;
- забруднення продуктами горіння;
- акумуляції важких металів та інших токсичних компонентів, що надходять у ґрунт із золюю [124].

З урахуванням суттєвої народногосподарської користі лісів та масових пожеж у них, пропонуємо розкрити технологічний процес з відновлення ґрунтів на прикладі лісових екогеосистем. Рекультивацію лісових ділянок слід проводити у декілька етапів (рис. 5.12), а також наводимо головні принципи рекультивації (рис. 5.13).

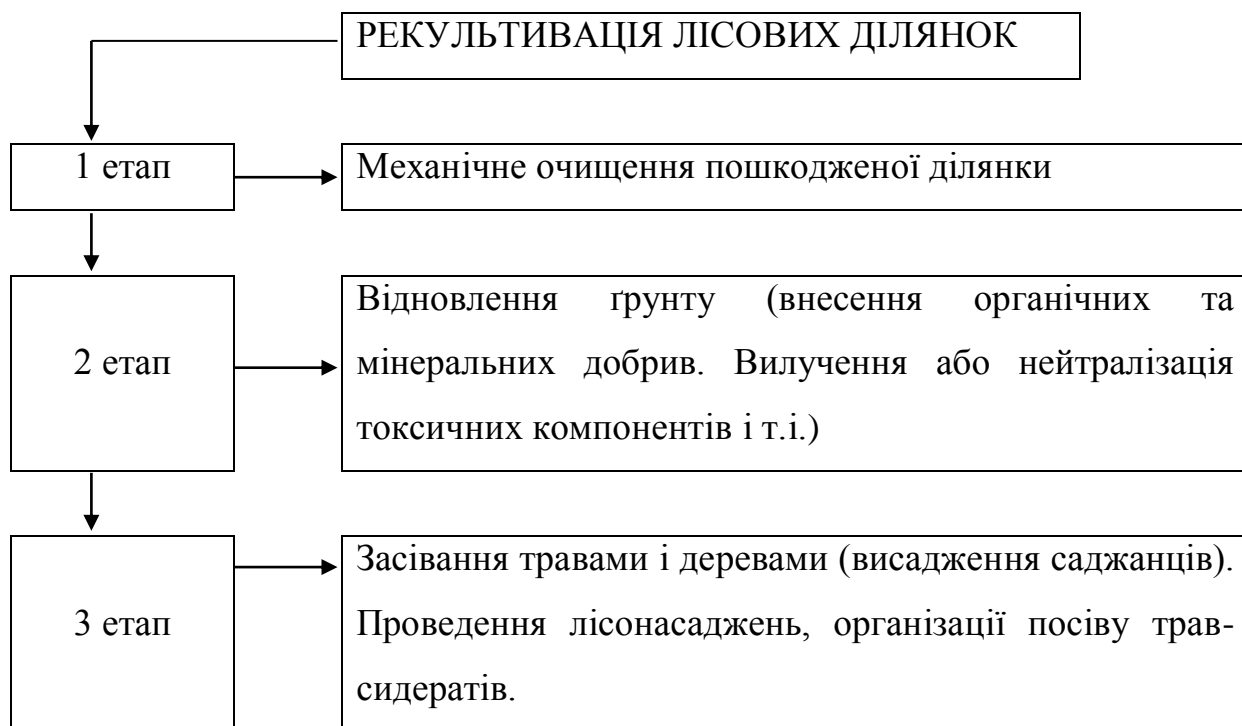


Рисунок 5.12 – Етапи рекультивації лісових ділянок, що зазнали впливу пірогенного чинника



Рисунок 5.13 – Головні принципи рекультивації ґрунтів, пошкоджених при впливові пірогенного чинника

Відновлення екогеосистем – процес тривалий і досить трудомісткий, тим більше в умовах техногенного навантаження. Він може проводитися протягом декількох років або навіть десятиліть. При цьому процедуру рекультивації можна розділити на три етапи: підготовчий, технічний і біологічний (рис. 5.14).

Підготовчий етап полягає в опрацюванні фактичного обсягу робіт, обґрунтування інвестиційної складової.

Технічний етап є головною частиною всіх проведених заходів, які виконуються для підготовки землі до її подальшого застосування. У даній галузі роботи ведуться за деякими складовими: теплотехнічні, гідротехнічні, хімічні.

Біологічна рекультивація земель являє собою, комплекс заходів, у якому беруть участь агротехнічні та фітомеліоративні процеси, саме вони повертають біохімічні, агрофізичні і агрохімічні характеристики ґрунту. У частині біологічної рекультивації мається на увазі проведення комплексу дій, спрямованих на поліпшення структури відновлюваних земель. Серед них застосовується: озеленення; меліорація земель; біологічне очищення ґрунту; лісопосадкова діяльність [124].

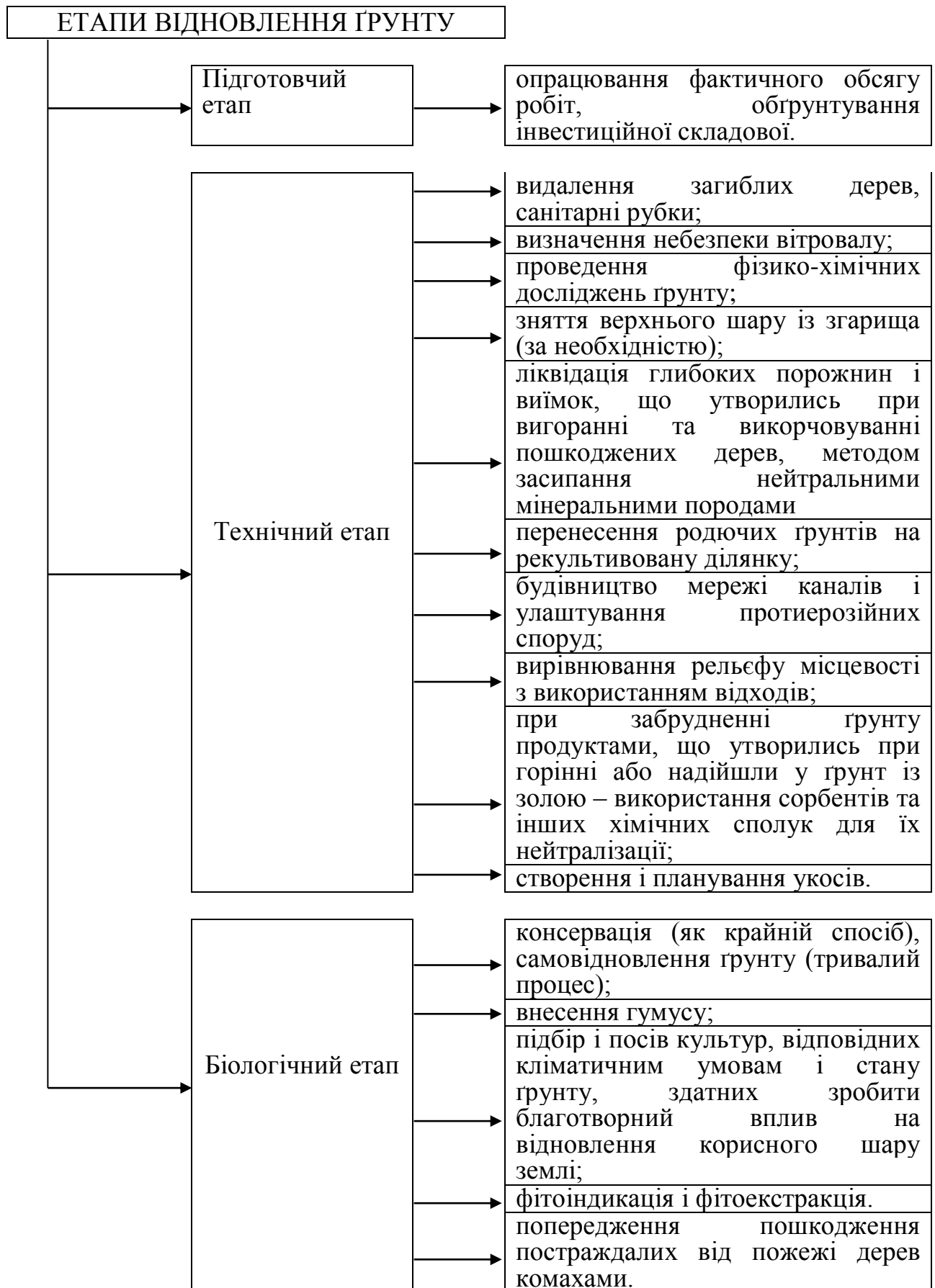


Рисунок 5.14 – Етапи рекультивації з відновлення ґрунту після лісової пожежі

Якщо порівнювати з технічними роботами, то біологічний процес постпірогенної релаксії екогеосистем слід проводити з найбільш важкими порушеннями ґрунтів, які постраждали від пірогенного впливу (рис. 5.14).

Рекультивация входить до складу технологічних заходів, що пов'язані з порушенням землі, тому проводити її слід, враховуючи:

- місцеві ґрунтово-кліматичні умови;
- ступінь пошкодження і забруднення;
- ландшафтні та геохімічні показники порушених ділянок;
- призначення ділянки.

Здатність ґрунту до самовідновлення залежить від багатьох чинників, таких як, наприклад, кислотність ґрунту. Так, чим вище буде кислотність, тим повільніше буде наростати родючий шар. А причиною тому є уповільнена робота мікроорганізмів, зайнятих переробкою органічних залишків. У більш кислому ґрунті чимало токсикантів (наприклад, ВМ), які мають вищу здатність утворювати розчинні сполуки і засвоюватися молодими рослинами, що створює фітотоксичний ефект і спричинює загибель молодих саджанців.

До зниження кислотності призведе внесення вапна-гідратного (або гашеного вапна), цементного пилу, а також крейди. Це буде сприяти акумуляції токсичних сполук ВМ і переведенню їх у нерозчинний стан, що не поглинаються рослинами. Вважаємо, що дана процедура буде ефективна саме після лісової пожежі, поки не висаджуються молоді рослини. Далі буде проходити поступове самовідновлення ґрунту, зниження його кислотності (для хвойного лісу), але для молодих рослин поступове переведення ВМ у розчинну форму вже не буде вести до масової загибелі.

Відновлення на згарищі початкових видів неможливо до тих пір, поки не буде повністю відновлена первісна структура ґрунту. У разі, якщо гумусний шар знищений або значно збіднений, площі лісового згарища займає чагарник, який стає домінантним і перешкоджає самовідновленню лісу. Такі збіднілі ґрунти з часом настільки виснажуються, що вже не можуть утримувати деревні рослини. Тому для відновлення лісу стає необхідним проведення технічних і

біологічних заходів – рекультивація згорілих місць, внесення родючого шару і мінеральних та органічних добрив.

Виділимо основні методи рекультивації ґрунтів після пожежі (рис. 5.15).

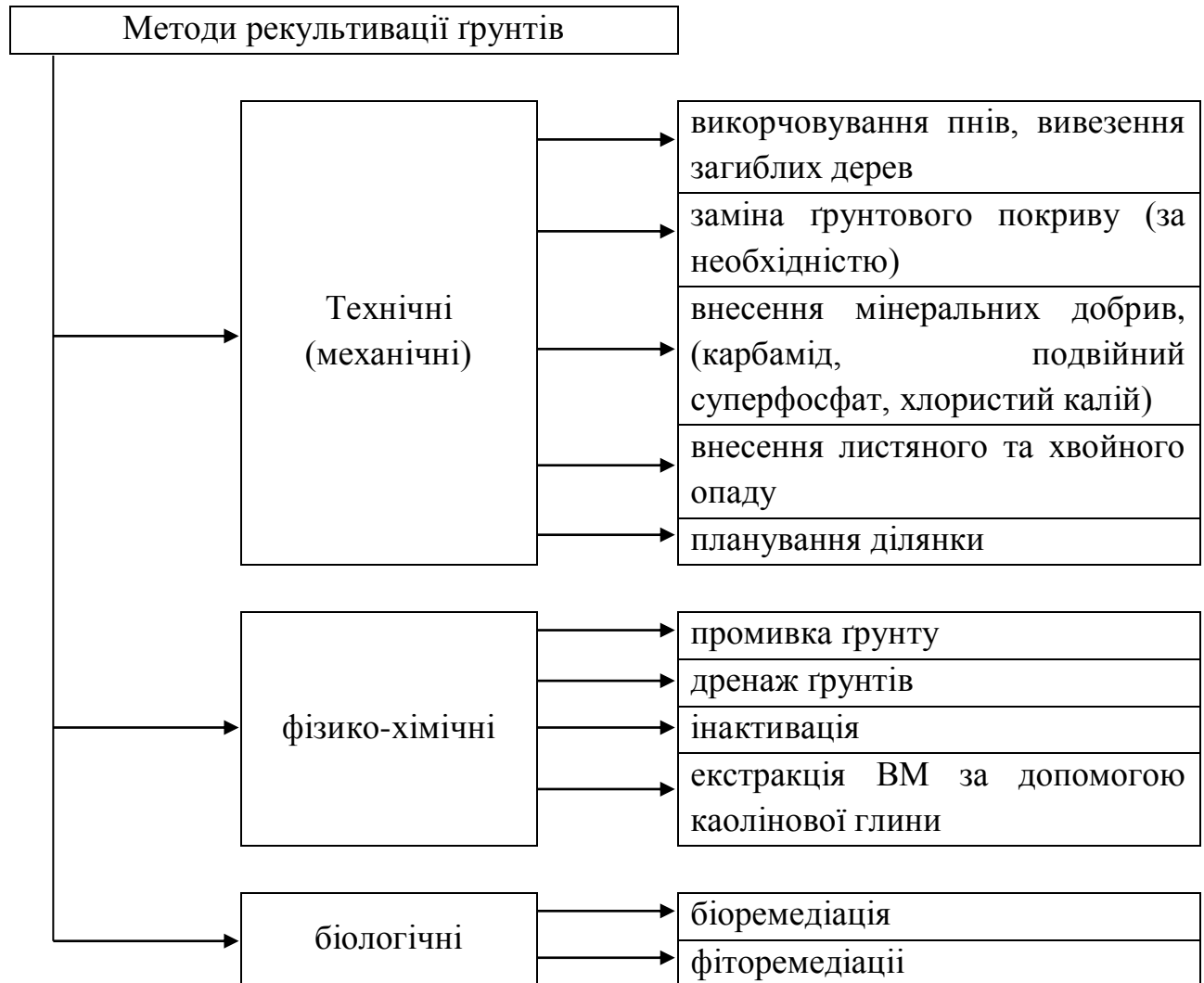


Рисунок 5.15 – Основні методи рекультивації ґрунтів після пожежі

Серед традиційних способів відновлення ґрунту після природних пожеж можна рекомендувати наступні (рис. 5.16):

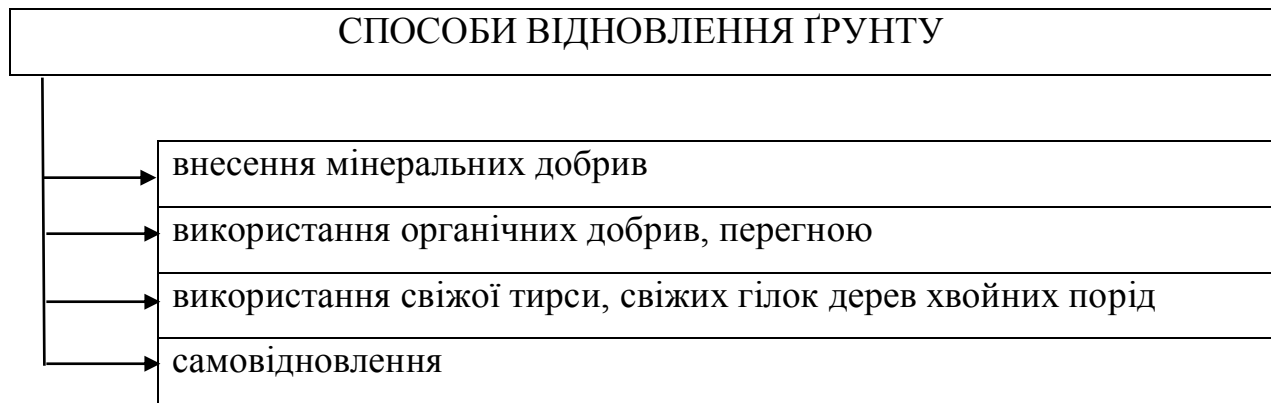


Рисунок 5.16 – Традиційні способи відновлення ґрунту

Внесення мінеральних добрив рекомендується на ділянках, що найменш постраждали від вогню, а самі агрохімікати не викликають значного забруднення, закислення або засолення ґрунту. Використання перепрілого гною сприяє відродженню мікрофлори. Може бути використано пересипання ділянок, які постраждали від вогню, свіжою тирсою, прикривання їх свіжими гілками дерев хвойних порід, які можуть вкоренитися значно швидше, ніж саджанці дерев. Можливе внесення листяного та хвойного опаду з непошкоджених вогнем ділянок на постраждалій від вогню території для створення більш сприятливих температурних умов. Температура поверхні ґрунту згарища у денний час доби мінімум на 5–7 °C вище температури ґрунтів під пологом лісу [188]. Охолодження поверхні ґрунту вночі відбувається швидше, що зумовлює низькі температури у нічний час доби. Такі фактори викликають загибель молодих саджанців. Крім того, внесення лісової підстилки сприяє потраплянню насінневого матеріалу у ґрунт, а сіянці деревних порід, головним чином, більш життєздатні, ніж саджанці із розплідника.

При висаджуванні нових саджанців після лісової пожежі виявляється типове проходження стадій первинної сукцесії – від поселення поодиноких рослин зі значною часткою участі засмічених видів до формування трав'яного і мохового ярусів. Процес відновлення рослинного покриву прискорюється при поліпшенні властивостей субстрату (збільшення вологості за рахунок внесення торфу). До початку другого десятиліття після посадки деревні рослини

зникаються у рядах і починають створювати особливі мікроумови. Їх вплив на надґрунтовий покрив проявляється в появі лісових трав'янистих видів і мохоподібних, а також у зменшенні проективного покриття рослин під кронами. З розвитком рослинного покриву відбувається остаточне відновлення ґрунтів. У перші ж роки, морфологічні зміни субстрату мінімальні. У другому десятилітті формуються слаборозвинені ґрунти, у верхньому шарі яких відбувається накопичення органічного матеріалу і елементів-біогенів. Тобто, самовідновлення може затягнутися на десятиліття. Прискорити цей процес можна лише за допомогою рекультиваційних заходів.

Як нами зазначалося, при виявленні у ґрунті після пожежі підвищеної кількості ВМ, які будуть створювати фітотоксичний ефект на молоді саджанці застосовують такі методи рекультивації [139]:

- видалення забрудненого шару;
- інактивація або зниження токсичної дії поллютантів за допомогою іонообмінних смол, органічних речовин, що утворюють хелатні сполуки;
- вапнування, внесення органічних добрив, що сорбують поллютанти і знижують їх надходження у рослини.
- внесення мінеральних добрив (наприклад фосфатних, що знижує токсичну дію свинцю, міді, цинку, кадмію за рахунок утворення важкорозчинних фосфатів);
- вирощування культур, стійких до забруднення і здатних до сорбції ВМ (фіторе mediaції).

У разі, якщо земля на відновлюваній території забруднена ВМ та іншими небезпечними речовинами, вона також підлягає попередньому очищенні за допомогою сорбентів. Весь процес відновлення може займати багато років. Проводиться він під наглядом санітарних служб і фахівців з рекультивації. У даний час у світовій практиці для екологічного рафінування родючих ґрунтів все більше застосування знаходять мінеральні алюмосилікатні адсорбенти: різні глини, цеоліти, цеолітвмісні породи і т.і., які характеризуються високою поглинальною здатністю, стійкістю до впливу навколишнього середовища і

можуть служити прекрасними носіями для закріплення на поверхні різних токсичних сполук.

Можна запропонувати внесення глини, як потенційного сорбенту для очищення родючих ґрунтів від важких металів. Для проведення експерименту нами вибрана глина Харківського регіону.

Глинисті матеріали можна успішно використовувати в адсорбційних технологіях очищення. Завданням експериментального дослідження стало обґрунтування можливості застосування дешевої природної глинистої сировини без попередньої її активації для вилучення ВМ з ґрунтового розчину.

Як об'єкт дослідження обрана глина Пересічнянського родовища Харківської області. У Харківському регіоні достатньо родовищ, глина яких, може стати адсорбентом ВМ та інших токсичних компонентів (табл. 5.6).

Таблиця 5.6 – Основні родовища глини у Харківському регіоні [204]

Родовище	використання	запаси
Басищівське	для бетону, силікатної цегли, будівельних сумішей	24408 тис. м ³
Кампицьке	для силікатної цегли, буд розчинів	91053 тис. м ³
Пересічнянське	для силікатної цегли	10305 тис. м ³
Семенівське	для бетону, будівельних сумішей	15813 тис. м ³
Шебелинське	для силікатної цегли	749 тис. м ³
Суша Кам'янка	глинясті (вохра жовта)	320,6 тис. м ³

Сорбційна активність зразків обраної глини вивчалася по відношенню до іонів ВМ: Pb (II), Cu (II), Cr (VI).

Хімічний склад глини з розміром глинистих частинок близько 10 мкм представлений наступними оксидами (мас.%):

Таблиця 5.7 – Хімічний склад глини Пересічнянького родовища, %

Компонент	вміст, %	Компонент	вміст, %
SiO ₂	55,6	CaO	5,08
Fe ₂ O ₃	5,9	MgO	2,36
K ₂ O	3,3	FeO	1,4
P ₂ O ₅	0,05	Na ₂ O	4,76
Al ₂ O ₃	15,4		

Аналіз виконано за наступними методиками (табл. 5.8)

Таблиця 5.8 – Методики аналізу глини

Масова частка двоокису кремнію	ГОСТ 21216.3-93 « Міждержавний стандарт. Сировина глиниста. Метод визначення вільного діоксиду кремнію»
Концентрація катіонів га обмінних катіонів кальцію та магнію, оксиду кальцію	ГОСТ 3594.2-93 «Глини формувальні. Метод визначення концентрації обмінних катіонів кальцію і магнію»
Концентрація катіонів га обмінних катіонів натрію та калію, оксидів калію і натрію	ГОСТ 19609.5-89 «Каолін збагачений. Метод визначення оксидів калію і натрію»
Масова частка оксиду алюмінію	ГОСТ 3594.13-93 «Глини формувальні. Метод визначення оксиду алюмінію»
Масова частка оксиду заліза	ГОСТ 3594.14-93 «Ліни формувальні. Метод визначення оксиду заліза»

Рентгенофазним аналізом встановлено, що масова частка монтморилоніту у дослідженому зразку глини невелика і становить близько 20 %.

Монтморилоніт (спрощена хімічна формула: $(\text{Na}, \text{Ca})_{0,3}(\text{Al}, \text{Mg})_2[\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}]$). Характерною особливістю глин із монтморилонітом є сильне

набухання у присутності води. Монтморіллонітові глини мають різко виражені колоїдні, у тому числі сорбційні властивості [204].

Для сорбції ВМ можна також рекомендувати сапонітові глини, що виявлені в Україні на західному схилі Українського щита у Хмельницькій області. Сапоніт – природний сорбент, володіє високими адсорбційними, іонообмінними, каталітичними та фільтраційними властивостями.

Надзвичайно високі властивості сорбції мають бентонітові глини. В Україні 110 родовищ бентонітової глини [204].

Сфера застосування подібних глин достатньо широка:

- для детоксикації техногенно і радіаційно-забруднених ґрунтів;
- для очищення молока, молокопродуктів та інших харчових продуктів від солей важких металів і радіонуклідів;
- як меліорант комплексної дії для супіщаних і дерново-підзолистих ґрунтів;
- для природного розкислення ґрунтів, приведення рівня рН до нейтрального;
- як сировина для виробництва медикаментів (адсорбенти) для виведення токсичних речовин.

У нашій державі природні сорбенти поки не отримали належного визнання. У розвинених країнах щорічно використовують сотні тисяч тонн сорбентів. В Україні багато родовищ природних сорбентів, що до сих пір не знайшли промислового використання.

Кристалічна структура мінералів групи монтморилонітів-сапонітів складається з двох шарів ненасичених форм: двох тетраедричних решіток SiO_2 і однієї октаедричної решітки, розташованої між ними і яка містить, в основному, Al, Mg, Fe. Між цими трьома шарами кристалічної решітки може відбуватися ізоморфний обмін. Тому мінерали групи монтморіллонітів володіють високими адсорбційними і іонообмінними властивостями [204].

Розчинені іони ВМ адсорбуються на поверхні твердого тіла у вигляді іонів (тобто відбувається іонна адсорбція).

Для визначення адсорбційних властивостей глини використовували

наступну методику. Сорбцію ВМ проводили при постійній температурі (20 °С) з розчинів, що містять грунт із згарища та глину. Тривалість сорбції була в межах 60 хвилин. Концентрацію іонів ВМ визначали методом атомно-адсорбційного аналізу.

В експерименті використана глина Пересічнянського родовища Харківської області, що не має яскраво виражених адсорбційних властивостей. Але результати свідчать, що навіть дана глина може бути рекомендована для меліоративних цілей і відновлення ґрунту після лісових пожеж, оскільки спостерігається поглинання ВМ. Навіть при низькому співвідношенні ґрунту та глини спостерігається вилучення ВМ у обсязі 27–52 % (рис. 5.17).

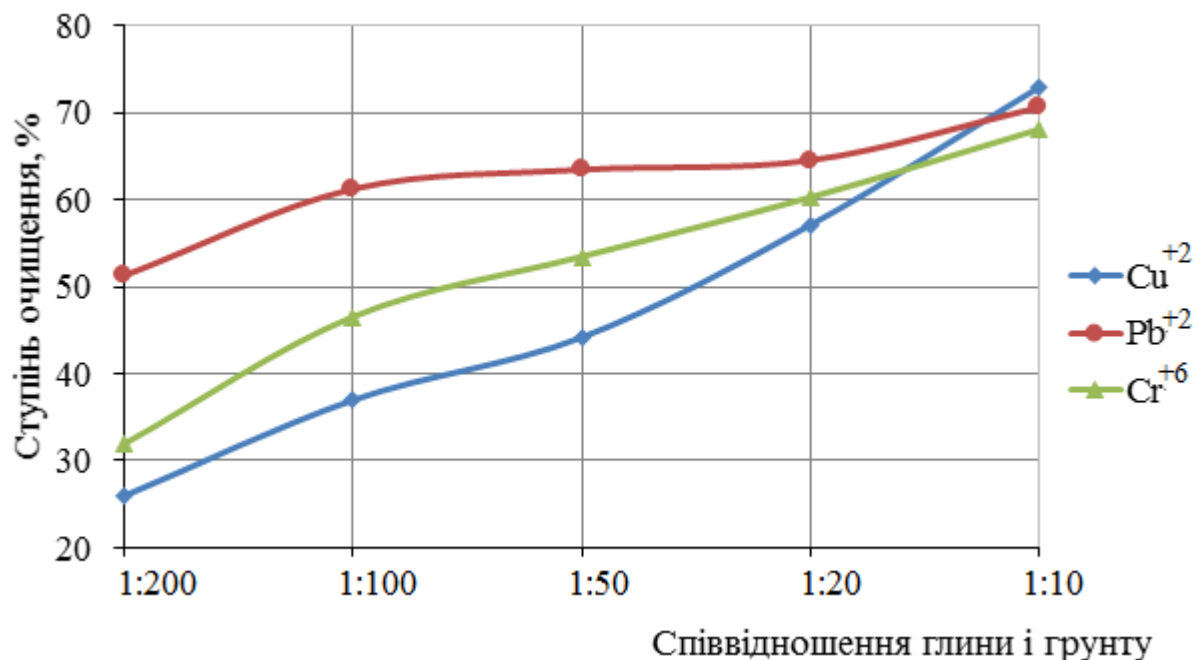


Рисунок 5.17 – Ступінь очищення буферної витяжки з ґрунту від ВМ глиною, % (мас)

Таким чином, доведено, що використання глини для вилучення ВМ є ефективним. Звичайно, слід враховувати і економічні показники. Слід використовувати лише глину, що територіально зручно розташована до ділянки, яка постраждала від пожежі і потребує рекультиваційних заходів.

Одним з ефективних методів видалення ВМ з ґрунту є фітоекстракція, заснована на здатності різних рослин поглинати токсичні компоненти з ґрунтів

і накопичувати їх у своїх тканинах і, таким чином, очищати ґрунти. З літературних джерел відомо, що найвищою поглинальною здатністю ВМ володіє кульбаба звичайна (*Taraxacum officinale*) [278].

Для оцінки ефективності цих фітоекстракторів в умовах постпірогенної релаксії, проведено експериментальне дослідження накопичення ВМ в біомасі рослин, висаджених на згарищі. Проби рослин висушувалися до повітряно-сухого стану, а потім були мінералізовані у муфельній печі при температурі 450°C. Після розчинення мінеральної проби визначення вмісту у них ВМ.

Дослідні рослини було вирощено на свіжому згарищі та на додатковій ділянці, на яку було додано досліджену глину у кількості 250 г/м².

Результати досліджень поглинальної здатності кульбаби звичайної наведено в табл. 5.9.

Таблиця 5.9 – Ефективність фітоекстракції важких металів за допомогою кульбаби звичайної.

ВМ	ГДК, мг/кг	У ґрунті після пожежі, мг/кг	Поглинадна здатність, мг/кг сухого зразку маси рослин	
			вирощено на згарищі	вирощено на згарищі із додаванням глини для сорбції ВМ
Cu	3	1,9	1,7	0,82
Pb	20	6,1	4,9	2,6
Cr	0,05	0,44	0,32	0,11

Проведеним експериментом доведено ефективність як використання глини, так і фіторемедіацію кульбаби звичайної по відношенню до важких металів, таким чином обидві і технічний, і біологічний метод сорбції ВМ для підготовки ґрунту для висадження рослин можна рекомендувати для відновлення лісової екосистеми після пожежі.

Завершальний етап постпірогенної релаксії ґрунтів при лісовідновленні

проводиться з метою визначити, чи відповідає створений кореневмісний горизонт встановленим вимогам, чи правильно виконані меліоративні та протиерозійні роботи. Величина і структура верхнього ґрунтового шару визначається тим, який саме спосіб освоєння оновлюваної території є цільовим.

Так, вважається, що дерева і чагарники можуть рости при товщині родючого ґрунту мінімум 150 сантиметрів. Визначення біопридатності ґрунту стає можливим, якщо дослідити його фізико-хімічні параметри, а також оцінити натуральне заростання [158, 159].

Сумарна тривалість виконання рекультивації залежить від того, який саме стан ураженої від пожеж землі та її деструкція, які роботи потрібно провести, яких фахівців залучити. Іноді доводиться відновлювати угіддя протягом багатьох десятиліть, ретельно і наполегливо очищаючи їх від шкідливих реагентів.

Після проведення рекультивації лісових ділянок проводиться приймання спеціальною комісією з наглядових і природоохоронних органів з присутністю представників незалежних експертних та громадських організацій [125, 126].

Від того, наскільки якісно виконаний проект рекультивації, залежить ефективність її впливу на охорону природних ресурсів, в першу чергу земельних, звичайно.

Оцінка необхідних робіт у постпірогенний період потребує суворого дотримання чинного законодавства, яке регулює обіг лісових угідь і отримання людьми вигоди від них. У першу чергу, оцінюють втрати, понесені лісами поблизу населених пунктів і в особливо цінних (заповідних) районах.

Отже, технологічні заходи з відновлення якостей та покращення властивостей ґрунту екогеосистеми включають в себе виконання проектно-вишукувальних робіт, включаючи польові дослідження; виконання державного екологічного дослідження (моніторингу); очищення постраждалої ділянки від пошкоджених дерев; рекультивація родючості ґрунтів відновлювальних територій, що передбачені проектуванням відновлення, в залежності від

характерних особливостей ушкоджень ділянок і подальшого застосування відновлювальних територій.

При постпірогенній релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження, ґрунт на відновлюваній території може бути забрудненим ВМ та іншими небезпечними речовинами. Проведеним експериментом доведено ефективність як використання глини в очищенні ґрунту в якості сорбенту, так і фітореMediaцію кульбаби звичайної по відношенню до важких металів. Таким чином обидва і технічний, і біологічний метод сорбції ВМ для підготовки ґрунту до висадження рослин можна рекомендувати при відновленні лісової екогеосистеми після пожежі.

5.3.2. Технологічно–природоохоронні заходи з відновлення екогеосистем

Закономірно, що головною метою постпірогенної релаксії екогеосистем є максимальне відновлення їх первинного вигляду, який, чомусь, асоціюється з відтворенням рослинних угруповань. Отже, після проведення технологічних заходів з відновлення якостей та покращення властивостей ґрунту екогеосистеми, слід перейти до відтворення біоценозу, насамперед, рослинності. Проте, орієнтація на створення монокультур господарсько цінних хвойних видів деревостанів (ялина і сосна) на значних територіях призвело до зниження біорізноманіття екогеосистем [103, 153], зростання ризику пошкодження культур у результаті спалахів розмноження патогенних мікроорганізмів і комах-шкідників, зменшення ґрунтової родючості, зниження ґрунтозахисних і водоохоронних функцій лісів, про що власне і йшлося у попередніх розділах дисертаційного дослідження.

На наш погляд, принципові зміни незадовільного стану лісових екогеосистем можуть бути досягнуті лише у результаті поступового відновлення багатовидових і різновікових хвойно-широколистяних і широколистяних лісів, значно більш стійких до спалахів комах-шкідників і

хвороб лісу, ніж монокультури, про що наголошують і інші науковці [359, 361, 368, 375]. Крім того, багатовидові різновікові ліси більш стійкі до пожеж, а також набагато більш привабливі у рекреаційному відношенні, ніж одновидові лісу.

Багато вітчизняних лісівників, які працювали в XIX і XX століттях – Ф. К. Арнольд, Г. Ф. Морозов, М. Є. Ткаченко, В. В. Огієвський, Н. І. Рубцов, В. Г. Нестеров, П. С. Погребняк, Н. П. Калиниченко та інші відзначали більш високу продуктивність багатовидових насаджень у порівнянні з одновидовими за рахунок більш повного використання ґрунтової родючості, світла, вологи і т.і. [158, 195]. Найчастіше мова йде про зростання двовидових культур, а багатовидові культури – вкрай рідкісний випадок. У світовій практиці лісовідновлення монокультури дуже широко поширені, а змішані насадження створюються значно рідше [375]. Вважається, що чисті культури, як правило, небажані, проте економічні переваги монокультур перевищують лісгосподарські недоліки. До суттєвих важливих переваг відносяться наступні: створення проекту лісових культур не вимагає високої кваліфікації і спеціальних знань, легше доповнювати культури і здійснювати догляд за ними, простіше проводити рубку стиглих деревостанів і т.і.

В останнє десятиліття зростає увага до змішаних культур. Іноземні публікації останнього часу свідчать про те, що для збільшення продуктивності лісових екогеосистем і для посилення інших екосистемних функцій доцільно створювати багатовидові насадження [342, 381]. Лісові насадження, які відрізняються від генотипів, видовою та структурною різноманітністю, краще адаптовані до мінливих умов навколишнього середовища, ніж монокультури [187, 361, 339].

Зупинимось коротко на основних технологічних моментах постпірогенної релаксії екогеосистем при відтворенні лісових масивів. Насамперед, варто відзначити, що у порівнянні з посадкою саджанців, посів більше відповідає природі лісу. У посівах відбувається природний розвиток кореневої системи рослин, тому насадження, створені цим методом, більш довговічні і біологічно

більш стійкі, ніж посаджені. Техніка посіву більш проста і менш трудомістка. У той же час, як метод створення лісових культур посів має ряд недоліків. Умови проростання насіння на лісокультурних площах менш сприятливі у порівнянні з розплідником, і тому при посіві витрачається насіння значно більше, ніж при вирощуванні сіянців. На сухих ґрунтах сходи часто всихають від нестачі вологи і опалої шийки кореня. На ґрунтах важкого механічного складу культури, створені посівом, страждають від вимокання більше, ніж посадки. У посівах багато сходів у перший рік життя гине від фузаріозу, а в наступні роки життя – від снігового покриву, за посівами необхідні більш ретельний догляд.

Загалом, до найбільш важливих переваг змішаних культур відносяться [361, 375]:

- 1) більш повне використання елементів мінерального живлення у всьому ґрунті, у зв'язку з поєднанням видів дерев з поверхневою і глибокою кореневою системою;
- 2) менше пошкодження патогенними грибами і комахами-фітофагами, масові інвазії яких ускладнені у таких культурах.

Серйозні помилки, допущені при виборі видів для штучного відновлення, легше виправити у змішаних насадженнях, ніж в чистих культурах; змішані насадження легше трансформуються для задоволення нинішніх або майбутніх ймовірних потреб ринку.

Змішані насадження, що включають швидкозростаючі світлолюбні види, при оптимальному просторовому розміщенні більш повно використовують фотосинтетичну активність радіації Сонця, що призводить до збільшення їх продуктивності [375].

На лісових ділянках, зайнятих монокультурами сосни у віці приблизно від 20 до 60 років, особливо загущених, пожежа швидше за все поширюється, найлегше переходить у верховій і, як правило, призводить до повної загибелі насаджень.

Проте, прийнято вважати, що вирощування чистих або майже чистих хвойних насаджень найбільшою мірою відповідає потребам населення країни,

народного господарства. Однак, наразі найбільше значення для людей має рекреаційна та середовищевірна роль лісу, та й деревина зараз затребувана не лише хвойна. А найголовніше – якщо у соснових монокультур на глибоких сухих пісках є дуже великі шанси згоріти, їх вирощування виходить невиправданим у порівнянні з вирощуванням змішаних лісів, навіть з суто економічної точки зору.

Скептики вважають, що багато цінних порід листяних дерев, вимогливі до ґрунтів. Вони майже не ростуть на глибоких піщаних ґрунтах. Саме через це більшість лісових господарств відмовляються висаджувати змішані культури за участю дуба черешчатого на піщаних ґрунтах. Насправді ж, більшість широколистяних порід дерев, невимогливі до багатства ґрунту мінералами, такі як дуб або в'яз, непогано ростуть і на піщаних ґрунтах, хоча і не так швидко, як на багатих суглинистих ґрунтах або чорноземах. Звичайно, є ризик загибелі сіянців дуба на піщаних ґрунтах у перші рік-два після їх висадки у разі екстремальної посухи, але він менший за ризик загибелі монокультур сосни від пожеж, хвороб і шкідників.

Слід також враховувати, що лісове господарство на сьогодні занадто формалізоване і політизоване, а лісівники часто майже відсторонені від прийняття рішень про те, де і як треба відновлювати ліси. У результаті на тих ділянках, де цілком можна було б обійтися заходами сприяння природному поновленню (а саме на легких піщаних ґрунтах), виконуються висадки культур, причому часто не в ті терміни, які були б найбільш безпечними з пожежних або фітосанітарних міркувань.

У результаті на недавніх згарищах південних та південно-східних регіонів України, у тому числі у Харківській області, створюються посадки найбільш пожежонебезпечних монокультур сосни і тим самим закладається основа чергової пожежної катастрофи. Розсудливі і відповідальні фахівці лісового господарства повинні зробити все можливе, для того щоб цієї катастрофи уникнути. І першим, у цьому напрямку, має стати відмова від масового

створення монокультур сосни на великих піщаних рівнинах і в околицях великих осушених торфовищ і кинутих торф'яних родовищ.

На основі аналізу літератури та власного досвіду досліджень нами запропоновані рекомендації з управління постпірогенною релаксією відновлення природних лісів, яка може бути застосована, перш за все, до хвойно-широколистяних і широколистяних лісів. Область застосування розроблених рекомендацій - особливо охоронні природні території (національні парки, природні парки, заповідники, заказники та ін.).

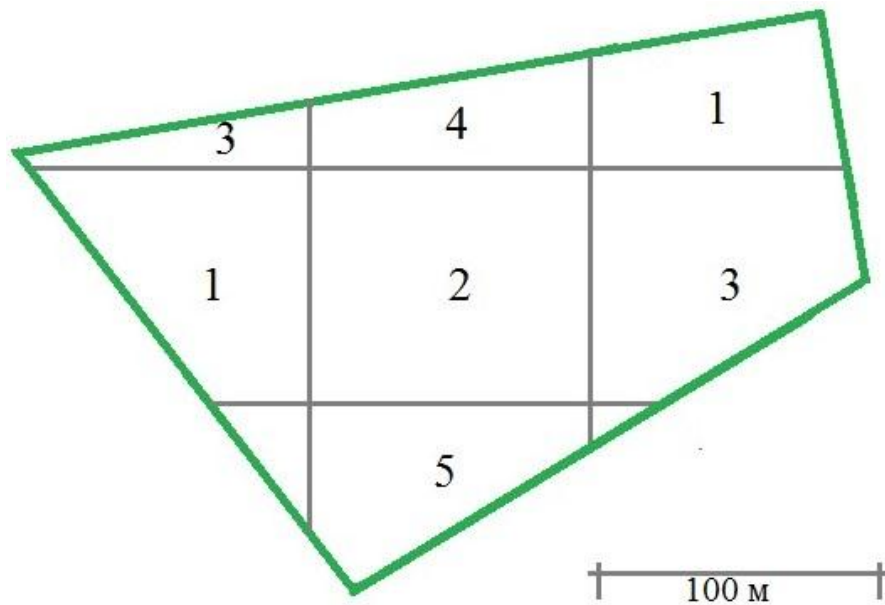
Основне завдання лісогосподарських заходів – створення різновікової мозаїки лісових ділянок з повним набором видів дерев, характерних для зони хвойно-широколистяних лісів та лісостепу, у поєднанні з лісовими ділянками замість одновікових монодомінантних насаджень, що формуються при традиційному веденні лісового господарства (рис. 5.18). При цьому необов'язково, що елементи мозаїки мають бути квадратної форми і однакового розміру [158].

Основні напрямки робіт з відновлення різновікових полідомінантних хвойно-широколистяних лісів:

1) відновлення структурного розмаїття (різновікової мозаїчної структури лісового масиву) шляхом створення штучних «ділянок-вікон» (прогалин) у запоні лісу;

2) відновлення видового різноманіття на основі природного відновлення і створення лісових культур природних порід аналізованої території;

3) відновлення генетичного різноманіття шляхом використання насіннєвого матеріалу прилеглих локальних популяцій деревних видів.



1 – монодомінантні соснові насадження; 2 – змішані насадження широколистяних порід (наприклад, в'яз, липа та граб); 3 – монодомінантні дубові насадження; змішані хвойні насадження (наприклад, ялина та сосна); 5 – лісова галявина.

Рисунок 5.18 – Орієнтовна схема формування гетерогенної різновікової і різновидової мозаїки ділянки хвойно-широколистяного лісу.

Склад лісових культур. При виборі видового складу лісових культур перевагу потрібно надавати тим видам, які були поширені раніше, а в даний час рідкісні або відсутні у межах лісового масиву.

Видовий склад і схема розміщення лісових культур повинні визначатися не лише працівниками лісового господарства, а й екологами, які можуть оцінити сучасний стан лісових масивів, едафічні умови, особливості природного відновлення, стан живого ґрунтового покриву, можливості занесення насіння деревних видів з сусідніх територій.

Принципи проектування лісових культур.

- Проектування і створення лісових культур має бути спрямоване на формування мозаїчного типу насаджень (групи дерев чергуються з галявинами і прогалинами).

- Існуючі лісові галявини потрібно обов'язково зберегти (для цього необхідно проводити сінокосіння).

- Залежно від видового складу і збереження підросту можна створювати суцільні або часткові культури.

- Доцільним визнається змішування деревних порід, коли кілька рядів одного виду чергується з декількома рядами іншого виду, або створення однорядових біогруп різних видів дерев у межах однієї лісокультурної площі.

- На лісокультурній площі можливе розміщення густих біогруп, наприклад, з дуба, або з інших видів дерев за схемою 3–5 × 5 м.

Отже, основна мета технологічно-природоохоронних заходів з відтворення екогеосистем - створення різновікових полідомінантних лісових екосистем, близьких до природних, що відрізняються більш високою стійкістю до грибних хвороб і спалахів чисельності комах-фітофагів. Область застосування розроблених рекомендацій – особливо охоронні природні території (національні парки, природні парки, заповідники заказники та ін.),

Формування нових поколінь дерев можливо як за рахунок природного поновлення, так і шляхом створення лісових культур.

На основі запропонованих рекомендацій можлива розробка проектів лісогосподарських заходів, спрямованих на відновлення полідомінантних хвойно-широколистяних лісів. Конкретні проекти повинні базуватися на результатах натурного обстеження території, що включають геоботанічний опис, аналіз стану популяцій деревних видів, у тому числі аналіз природного відновлення (видовий склад, життєвість підросту і т.і.), оцінку типів умов місцезростання, врахування особливостей ґрунтів, режиму зволоження і мікроклімату, тощо.

5.4 Висновки до розділу 5

1. Виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних з пожежами, є небезпечним явищем у довкіллі, що несуть суспільно-господарські та

економічні наслідки. Збитки від природних пожеж лише у Харківському регіоні варіювали від декількох десятків тисяч гривень до декількох мільйонів гривень. При цьому площа лісових масивів, пошкоджених пожежами, сягнула понад 2 тис. га.

2. Проведені експериментальні дослідження з відновлення екогеосистем (насамперед їхнього видового різноманіття) довели недоцільність їх відтворення у перші роки після пожежі у зв'язку з високою температурою ґрунту на згарищах, підвищення лужності ґрунту, пошкодження саджанців сосни личинками комаху, ураження саджанців грибом рициною здутою і т.і.

3. Запропоновані технологічні заходи з відновлення якостей та покращення властивостей ґрунту екогеосистеми включають в себе виконання проектно-вишукувальних робіт, включаючи польові дослідження; виконання державного екологічного дослідження (моніторингу); очищення постраждалої ділянки від пошкоджених дерев; рекультивація родючості ґрунтів відновлювальних територій, що передбачені проектуванням відновлення, в залежності від характерних особливостей ушкоджень ділянок і подальшого застосування відновлювальних територій.

При постпірогенній релаксії екогеосистем, в умовах техногенного навантаження, доведено ефективність використання глини в очищенні ґрунту в якості сорбенту та фіторе mediaції з використанням кульбаби звичайної.

4. Основною метою технологічно-природоохоронних заходів з відтворення екогеосистем є створення різновікових полідомінантних лісових екосистем, близьких до природних, що відрізняються більш високою стійкістю до грибних хвороб і спалахів чисельності комах-фітофагів. Область застосування розроблених рекомендацій – особливо охоронні природні території (національні парки, природні парки, заповідники заказники та ін.),

Формування нових поколінь дерев можливо як за рахунок природного поновлення, так і шляхом створення лісових культур.

5. При постпірогенній релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження, ґрунт на відновлюваній території може бути забрудненим ВМ та

іншими небезпечними речовинами. Проведеним експериментом доведено ефективність як використання глини в очищенні ґрунту в якості сорбенту, так і фіторе mediaцію кульбаби звичайної по відношенню до важких металів. Таким чином обидва і технічний, і біологічний метод сорбції ВМ для підготовки ґрунту до висадження рослин можна рекомендувати при відновленні лісової екогеосистеми після пожежі.

6. Нами запропоновані рекомендації з управління постпірогенною релаксією відновлення природних лісів, яка може бути застосована, перш за все, до хвойно-широколистяних і широколистяних лісів. Область застосування розроблених рекомендацій - особливо охоронні природні території (національні парки, природні парки, заповідники, заказники та ін.).

Основне завдання лісогосподарських заходів – створення різновікової мозаїки лісових ділянок з повним набором видів дерев, характерних для зони хвойно-широколистяних лісів та лісостепу, у поєднанні з лісовими ділянками замість одновікових монодомінантних насаджень, що формуються при традиційному веденні лісового господарства

Основні результати досліджень дисертанта за представленим розділом висвітлені у [35, 36, 68 – 70, 346, 347, 348].

ЗАГАЛЬНІ ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі на основі узагальнення результатів виконаних теоретичних та експериментальних наукових досліджень подано нове розв'язання актуальної науково-прикладної проблеми розроблення науково-методичних основ релаксії екогеосистем при техногенному впливові пірогенного походження. Зокрема:

1. На підставі результатів екологічних досліджень встановлено передумови формування науково-теоретичних засад релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження. Систематизовано та упорядковано наслідки техногенного навантаження пірогенних процесів на стан довкілля. Науково визначено поняття «постпірогенна релаксія екогеосистем» та його співвідношення з пірогенними процесами. На основі науково-теоретичних досліджень щодо впливу пірогенного чинника на довкілля було узагальнено наслідки процесів постпірогенної релаксії з метою виявлення закономірностей відновлення і відтворення екогеосистем після пожеж.

2. Обґрунтовано теоретико-методологічні оцінки ступеня техногенного ризику пірогенного походження екогеосистем України. Використання для прогнозування виникнення лісових пожеж добових станів природних комплексів (стексів) має додаткову інформацію й дозволяє удосконалити методи прогнозування виникнення пожеж. Оцінено достовірність прояву несприятливих подій, що сприяють виникненню пожеж, та визначено їх значимість. Побудовано тривимірні моделі прогнозу впливу теплового випромінювання на стовбури дерев залежно від часу і висоти полум'я, відстані від джерела вогню та часу впливу температури.

3. Розраховано оцінку ступеня питомого техногенного ризику ураження пожежами лісових екогеосистем ($R_m(H)$ становить від $1,26 \cdot 10^{-6}$ до $5,79 \cdot 10^{-4}$) у Харківському регіоні та побудовано відповідні карти. Лісові масиви «ДП Куп'янський лісгосп», «ДП Жовтневий лісгосп» і «ДП Чугуєво-Бабчанський

лісгосп» віднесено до групи ризику, що потребує детального обґрунтування, а екогеосистеми «ДП Ізюмський лісгосп» характеризуються ризиком, прийнятним лише в особливих обставинах.

4. Визначено чинники та наслідки постпірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенної дії та встановлено закономірності їх прояву. Вплив пірогенного чинника призводить до підвищення динамічності показників видового різноманіття, що полягає у флуктуаційних відхиленнях індексів різноманіття та обчислених параметрах. Виявлена динамічність показників, які характеризують різноманіття, що є частиною загальної постпірогенної релаксії екогеосистем, спрямованої на встановлення рівноваги процесів їх функціонування. Лісові низові пожежі різко змінюють морфологічний вид ґрунтового профілю, формується новий пірогенний горизонт, який за фізико-хімічними властивостями і вмістом зольних елементів відрізняється від природних аналогів. Зміни ґрунтово-рослинних комплексів відбуваються за рахунок динаміки геохімічних процесів у ґрунтах внаслідок активізації процесу мінералізації від згорання підстилки та трав'яної рослинності й подальшої зміни міграції хімічних елементів, зниження гумусу внаслідок згорання органічної речовини, зміщення фізико-хімічних параметрів та рН ґрунтів до нейтральної реакції й олужнення.

5. Встановлено закономірності здійснення техногенного впливу пірогенного походження на геохімічну міграційну здатність ВМ у ґрунтах, уражених пожежами. На підставі розрахунків можна стверджувати, що найменшу міграційну здатність мають сполуки Fe^{3+} при рН=4,5–14, Cu^{2+} – при рН=7–14, Cr^{2+} – при рН=7–9, Zn^{2+} – при рН=8–11, Ni – при рН=8–14, Pb^{2+} – при рН=9–12, Fe^{2+} – при рН=9,5–14. Отже, під час процесів постпірогенної релаксії екогеосистем, у ґрунтах фіксуються та акумулюються більшість сполук ВМ, оскільки суттєво зростає показник рН і реакція ґрунтового розчину зміщується в лужний бік. Отримані розрахунки слід використовувати для прогнозування геохімічної міграції ВМ у ґрунтах після техногенного навантаження пірогенного походження.

6. Розроблено теоретичні основи моделювання і комплексні математичні моделі геохімічних циклів ВМ, за допомогою яких отримані оцінки і прогнози геохімічних міграційних процесів у ґрунтах при техногенній дії пірогенного походження. Побудована картосхема активності геохімічної міграції ВМ під впливом техногенного навантаження пірогенного походження, яка дозволяє деталізувати міграційну здатність ВМ та надати прогноз їх поведінки в екогеосистемах після пожеж.

7. Побудовано регресійну модель, яка враховує вплив групи чинників (площа пожеж, кількість пожеж, втрата гумусу у ґрунті від дії вогню, динаміка кислотно-лужного балансу тощо) на релаксію екогеосистем. Вирішальним показником релаксії обрано відновлюваність видового різноманіття екогеокомплексів, що зазнали впливу пірогенного чинника в порівнянні з видовим різноманіттям (видовим багатством Маргалефа) фонових (контрольних) ділянок. Найбільший вплив на відновлюваність (релаксію) екогеосистем хвойних лісів мають кількість пожеж, їх періодичність та втрата гумусу у ґрунтах. Для екогеосистем степів та остепнених лук суттєвою є кореляція між відновлюваністю видового різноманіття та змінами показника кислотно-лужного балансу. Найбільша кореляція для водно-болотних екогеосистем виявлена між відновлюваністю видового різноманіття і втратами гумусу у ґрунтах при його згорянні.

8. Розроблено екологічно безпечні рекомендації з управління процесами постпірогенної релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні на довкілля. Доведено ефективність використання глини в очищенні ґрунту як сорбента та фіторе mediaцію кульбаби звичайної по відношенню до ВМ. Запропоновані рекомендації з управління постпірогенною релаксією відновлення природних лісів, галузь застосування розроблених рекомендацій – особливо охоронні природні території (національні парки, природні парки, заповідники, заказники та ін.).

Наведені науково-методологічні основи та наукові уявлення щодо визначення рівнів техногенного ризику, виявлення закономірностей

трансформації компонентів екогеосистем при техногенному впливі пірогенного походження та рекомендації з екологічно безпечного управління процесами постпірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження на довкілля дозволяють сприяти вирішенню проблеми системно, враховуючи всі взаємозв'язки між причинами виникнення пожеж, їх залежність від природно-техногенних чинників, масштабів впливу на довкілля та еколого-економічних наслідків.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Абдулина К.Х. Пожары и их влияние на степную растительность *Природноресурсный потенциал, экология и устойчивое развитие регионов России*: сб. ст. V междунар. науч.-практ. конф. Пенза : РИО ПГСХА, 2007. С. 3–5.
2. Абдурагимов И. М. Новая концепция борьбы с лесными пожарами *Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях*. Вып. 2. М. : ВИНТИ, 1991. С. 25–39.
3. Аблесимов Н. Е. Релаксационные эффекты в неравновесных конденсированных системах. М. : ИТиГ ДВО РАН, 2010. 400 с.
4. Абрамов Ю.А. Влияние пространственных флуктуаций пирологических параметров среды на интегральные характеристики низового лесного пожара и условия его тушения . Харьков: АГЗ Украины, 2004. 142 с.
5. Акимов В. А. Катастрофы и безопасность. М: *Деловой экспресс*, 2006. 392 с.
6. Александровский А. Л. Пирогенное карбонатообразование: результаты почвенно-археологических исследований. *Почвоведение*, 2007, № 5, с. 517–524.
7. Алексеенко И.В. Влияние лесных пожаров на свойства почв таёжных ландшафтов хребта Хамар-Дабан. *Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии* (в двух томах) Барнаул, 2015. Т. 1. С. 171–174.
8. Анализ отечественного и зарубежного опыта управления пожарами в степях и связанных с ними экосистемах, в частности, в условиях ООПТ / *Под ред. Ю.А. Буйволова [Электронный ресурс]*. Режим доступа: <http://savesteppe.org/project/ru/archives/1904>
9. Андреев Ю.А. Влияние антропогенных и природных факторов на возникновение пожаров в лесах и населенных пунктах : *автореф. дис. . д-ра техн. наук*. ФГУ ВНИИПО МЧС России. М., 2003. 45 с.

10. Андреев Ю.А. Результаты оценки лесопожарных рисков как основа планирования противопожарных мероприятий. *Труды Санкт-Петербургского научно-исследовательского института лесного хозяйства*. №4, 2014. С. 59–70.
11. Андреева Е.Н. Методы изучения лесных сообществ. СПб: НИИХимии СПбГУ, 2002. 240 с.
12. Арефьева З. Н. Влияние огня на некоторые биохимические процессы и лесных почвах. *Труды Ин-та биол. УФ АН СССР*, 1963. Вып. 36. С. 39–57.
13. Арманд А.Д. Определение понятий *Механизмы устойчивости геосистем*. М: Наука, 1992. 208 с.
14. Атлас почв Украинской ССР. Под ред. Крупского Н.К., Полулана Н.И. К.: Урожай, 1979. 160 с.
15. Баранов В. И. Пихтовая тайга па предгорьях Алтая. *Труды Пермского ун-та*, 1931. Т. 4. Вып. 1–2. С. 94–125.
16. Барановский Н. В. Математическое моделирование теплового воздействия от фронта лесного пожара на ствол хвойного дерева. *Cloud of Science*, 2015. Т. 2. № 4. С. 591–598.
17. Бегун В.В. Вероятностный анализ безопасности атомных станций/ В.В. Бегун, О.В. Горбунов, И.Н. Каденко и др. Киев, 2000. 142 с.
18. Бейдик О.О. Українсько-російський словник термінів і понять з географії туризму і рекреаційної географії. : РВЦ "Київський університет", 1997. 300 с.
19. Белов С. В. Управляемый огонь в лесу – средство восстановления сосняков и лиственничников таежной зоны *Горение и пожары в лесу*. Красноярск: ИЛиД СО АН СССР, 1973. С. 213–222.
20. Берлянт А.М. Теория геоизображений. МГУ им. М. В. Ломоносова, *Геогр. фак.* Москва : ГЕОС, 2006. 261 с.
21. Беручашвили Н.Л. Четыре измерения ландшафта. М : Мысль, 1986. 182 с.

22. Бессолицына Е. П. Влияние антропогенных факторов на состояние мезонаселения почв юга Сибири. *Биогеография почв*. Сыктывкар. 2002. С. 59–60.
23. Беховых Ю.В. Особенности теплоаккумуляции и теплообмена в дерново-подзолистых почвах на горях сухостепной зоны Алтайского края. *Антропогенное воздействие на лесные экосистемы: тезисы докладов II междунар. конф.* Барнаул: Изд-во Алтайского ун-та, 2002. С. 142–145.
24. Бигон М. Экология. Особи, популяції и сообщества: В 2-х т. Т. 2. М.: Мир, 1989. 477 с.
25. Брушлинский Н. Н. Эколого-экономический ущерб от загрязнения окружающей среды при пожарах в деревообрабатывающей промышленности *Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях*. Вып. 12. М.: ВИНТИ, 1991. С. 104–116.
26. Брушлинский Н.Н. О понятии лесопожарного риска и связанных с ним понятиях. *Пожарная безопасность*. 1999. № 3. С. 83–84.
27. Будыко М. И. Глобальные климатические катастрофы. М.: Гидрометеиздат, 1986. 160 с.
28. Бузыкин А. И. Влияние низовых пожаров на сосновые леса Среднего Приангарья. *Охрана лесных ресурсов Сибири*. Красноярск, 1975. С. 141–152.
29. Бумар Г.Й. Щодо вивчення водно-болотного угіддя «Поліські болота» *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ*. Київ: ДІА. 2013. С. 21–23.
30. Бурасов Д.М. Математическое моделирование низовых лесных и степных пожаров и их экологических последствий: *дисс. канд. физ.-мат. наук: 03.00.16*. Томск, 2006. 162 с.
31. Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры. К: Наук. думка, 1991. 168 с.
32. Бурьгин В.А. Сельское хозяйство и экология. Ташкент: Мехнат, 1990. 196 с.

33. Буц Ю.В. Акумуляція важких металів у грунтах при техногенному навантаженні пірогенного походження. *Комунальне господарство міст*. 2018, випуск 142. С. 132–136.

34. Буц Ю.В. Аналіз виникнення надзвичайних ситуацій пов'язаних з пожежами в природних екосистемах та їх залежність від метеорологічних показників. *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*. Вип. 2(15). Харків: Вид-во ХНУ, 2010. С. 52–57.

35. Буц Ю.В. Аналіз ризику виникнення лісової пожежі як важливий елемент управління безпекою. *Пожежна безпека : Зб. наук. пр.* Вип.6. Львів: СПОЛОМ, 2005. С. 21–24.

36. Буц Ю.В. Влияние пирогенного фактора на видовое биоразнообразие пойменных природных комплексов. *Вестник МГОУ. Серия: «Естественные науки»*. № 2 / 2013. М: МГОУ. С. 106–109.

37. Буц Ю.В. Влияние состояния природно-территориальных комплексов на возникновение пожаров в Харьковском регионе. *Могилевский меридиан*. Т. 13. Вып. 1–2 (20–21). Могилев, 2013. С. 10–14.

38. Буц Ю.В. Геохімічна трансформація міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. №2/2017 (24). С. 95–100.

39. Буц Ю.В. Деякі основні проблеми формування екологічної ситуації території України. *Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні*. 2006: Матер. наук.-практ. конф. Харків: АЦЗУ, 2006. С. 59–61.

40. Буц Ю.В. Динамика геохимической миграционной способности химических элементов под влиянием техногенной нагрузки пирогенного происхождения. *Открытые информационные и компьютерные интегрированные технологии*. № 80, 2018. С. 223–234.

41. Буц Ю.В. Динамика лесных пожаров в Харьковском регионе и ландшафтно-экологические условия их возникновения. *Научные Ведомости*

Белгородского государственного университета : Серия Естественные науки, 2013. № 10 (153). Вып. 23. С. 136–144.

42. Буц Ю.В. Динаміка видового різноманіття водно-болотних природних комплексів як прояв пірогенної релаксії геосистем. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2013. № 15. С. 17–22.

43. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтних пожеж в Україні та еколого-економічні наслідки їх виникнення. *Вісник Одеського національного університету*. 2013. Т. 18, Вип. 2. С. 136–147.

44. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтно-геохімічних процесів як показник техногенного навантаження. *Вісник Харк. нац. ун-ту*. 2006. № 655. С. 139–144.

45. Буц Ю.В. До питання картографування надзвичайних ситуацій, викликаних лісовими пожежами. *Проблеми безперервної географічної освіти і картографії: Зб. наук. праць*. Харків: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2013. Вип. 18. С. 30–34.

46. Буц Ю.В. До питання класифікації лісопожежних ризиків. «*Людина та довкілля. Проблеми неоекології*». № 3–4. Харків: Вид-во ХНУ, 2015. С. 110–114.

47. Буц Ю.В. Екологічна небезпека забруднення атмосферного повітря в зонах лісових пожеж. *Пожежна безпека: Зб. наук. пр.* Вип. 21. Львів: ЛДУ БЖД, 2012. С. 39 – 42.

48. Буц Ю.В. Забруднення важкими металами ландшафтних комплексів як результат техногенно-екологічного навантаження. *Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 10. Харків : УЦЗУ, 2009. С. 52–60.

49. Буц Ю.В. К вопросу о восстановлении экосистем после чрезвычайных ситуаций. *Bezpečnosť a bezpečnostná veda: zborník vedeckých a odborných prác. Liptovský Mikuláš–Liptovský Jan*, 2009. S. 465–466.

50. Буц Ю.В. Ландшафтно-екологічний підхід в дослідженні лісових пожеж. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Географія*. Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2013. № 1049. С. 188–193.

51. Буц Ю.В. Математическое моделирование восстанавливаемости природных комплексов после воздействия пирогенного фактора. *Международный научно-исследовательский журнал. Research Journal of International Studies*. Екатеринбург: МНИЖ. 2013. № 3. С. 132–138.

52. Буц Ю.В. Методика дослідження регіональних еколого-географічних проблем. *Вісник Сумського державного університету. Серія : Технічні науки*. Суми, 2002. № 9 (42). С. 169–173.

53. Буц Ю.В. Методологические вопросы изучения воздействия пирогенного фактора на геосистемы. *Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия «География»*. Том 24(63). 2011. № 2, Ч. 3. С. 105–108.

54. Буц Ю.В. Миграционная способность тяжелых металлов при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 5. Харків : УЦЗУ, 2006. С. 113–118.

55. Буц Ю.В. Моделирование миграционной способности тяжелых металлов при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Вестник Российской военно-медицинской академии*. Приложение 2, Ч.1. 3 (23), 2008. С.90–91.

56. Буц Ю.В. Моделювання виникнення надзвичайної ситуації на основі ризик-орієнтованого підходу. *Екологічна безпека*. 2011. № 2/2011 (12). С. 33–35.

57. Буц Ю.В. Моделювання ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у Харківському регіоні. *Вісник НТУ «ХПИ»*. № 49 (1270). С. 15–19.

58. Буц Ю.В. Наслідки впливу пірогенного чинника на біогеохімічні властивості екогеосистем в умовах техногенного навантаження. *Науковий вісник будівництва*, 2018, т. 93, №3. С. 109–116

59. Буц Ю.В. Наслідки впливу пірогенного чинника на властивості ґрунтового покриву борової тераси річки Уди. *Науковий вісник Чернівецького національного університету* : Зб. наук. праць. Чернівці : Чернівецький нац. універ., 2013. Вип. 655: Географія. С. 16–20.

60. Буц Ю.В. Небезпека виникнення надзвичайних ситуацій пов'язаних з хімічними засобами захисту рослин. *Науковий журнал «Екологія и промисленность»*. 2012. №1. С. 23–28.

61. Буц Ю.В. Оцінка надзвичайних подій під час перевезення небезпечних вантажів у контексті техногенного навантаження регіонів. *Наука та прогрес транспорту*. Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту, 2018, № 3 (75). С. 27–35.

62. Буц Ю.В. Пірогенна релаксія геосистем. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. Харків: Вид-во ХНУ, 2012, № 1–2. Х. : Вид-во ХНУ, 2012. С. 71–76.

63. Буц Ю.В. Пожежна безпека лісових масивів у Харківському регіоні та моделювання ризику їх ураження. *Економічна та соціальна географія* : науковий збірник. 2013. Вип. 2(67). С. 150–160.

64. Буц Ю.В. Про математичне моделювання пожеж в природних екосистемах. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. Харків: Вид-во ХНУ, 2012. № 3–4. С. 17–22.

65. Буц Ю.В. Просторово-часова мінливість стану природно-територіальних комплексів як фактор виникнення пожеж. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. № 1–2. Харків: Вид-во ХНУ, 2013. С. 86–91.

66. Буц Ю.В. Районування території Харківської області за можливим екологічним ризиком від виникнення надзвичайних ситуацій на об'єктах підвищеної безпеки. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. № 1–2. Харків : Вид-во ХНУ, 2014. С. 85–91.

67. Буц Ю.В. Ранжирование административных районов Харьковского региона по уровню экологического риска. *Scientific Journal «ScienceRise»* №1/1 (6) 2015. С. 14–18.

68. Буц Ю.В. Роль та місце постпірогенної релаксії у функціонуванні геосистем. *Вісник Львів. ун-ту. Сер. геогр.* 2013. Вип. 46. С. 55–61.

69. Буц Ю.В. Систематизація процесів пірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. №1/2018 (25). С. 7–12

70. Буц Ю.В. Современное состояние проблемы влияния пожаров на геосистемы различных природных зон территории Украины. *Научно-методические и прикладные аспекты экологизации* : Монография. Под общ. ред. И. Ю. Швеца. – Симферополь : ДИАЙПИ, 2013. С. 7–30.

71. Буц Ю.В. Современные экологические исследования на территории Украины: состояние и перспективы. *Экологические проблемы. Евразийское пространство* : Монография. ред. колл. Садовничий В.А. и др. Изд-во МГУ, 2014. С. 367–378 (Серия «Евразийские университеты XXI века»).

72. Буц Ю.В. Теоретические основы изучения влияния чрезвычайных ситуаций связанных с пожарами на геосистемы. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2012: Medzinárodný vedecký seminár 18.–22. februára 2013. Zborník vedeckých a odborných prác. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Štefánika L. Mikuláš, Liptovský Mikuláš, 2013. С. 86–92.*

73. Буц Ю.В. Теоретичні основи впливу надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру на геосистеми. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Екологія. науковий журнал*. Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2012. № 1054, Вип. 8. С. 125–132.

74. Буц Ю.В. Теоретичні узагальнення впливу надзвичайних ситуацій пов'язаних з пожежами на ландшафти. *Україна : географія цілей та можливостей. Зб. наук. праць*. Н.: ФОП «Лисенко М.М.», 2012. Т. III. С. 23–25.

75. Буц Ю.В. Моделирование миграционной способности тяжелых металлов при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Вестник Российской военно-медицинской академии*. Приложение 2, Ч.1. 3 (23), 2008. С.90–91.

76. Быков В.М. Влияние травяного покрова на природную пожарную опасности в лесу. *Проблемы пожарной безопасности*. 2010. Вып. 27. С. 39–44.

77. Валендик Э. Н. Влияние теплового излучения лесного пожара на окружающую среду. *Сибирский экологический журнал*. 2008. № 6. С. 517–523.
78. Валендик Э.Н. Влияние пожаров на устойчивость хвойных пород. Красноярск, 2006. 96 с.
79. Вальтер Г. Растительность земного шара. Эколого-физиологическая характеристика. *Тундры, луга, степи, внетропические пустыни*. М: Изд-во «Прогресс», 1975. 430 с.
80. Василюк О.В. Лісорозведення у степовій зоні України: реалії, обмеження, загрози. *Екологія. Право. Людина*. 2009. № 4–5. С. 35–448.
81. Веденьков Е. П. Постпирогенная динамика растительности заповедной степи «Аскания-Нова». Тр. междунар. конф. *"Rezumatetele lucrărilor Simpozionului jubilar "Reservatia naturala «Codrii»*. Comuna Lozova, 1996. 185–188.
82. Веденьков Е.П. Антропогенные смены фитоценозов заповідника «Аскания-Нова» / Е.П. Веденьков, Н.Е. Дрогобыч. *Промышленная ботаника: состояние и перспективы развития*. Донецк, 1993. С. 21–22.
83. Воробьев О. Ю. Эвентология безопасности. *Труды X Международ. конференции по финансово-актуарной математике и эвентологии безопасности*, Красноярск: НИИППБ, СФУ, 2011. С. 93–103.
84. Ворон В. П. Наукові основи діагностики антропогенного пошкодження лісових екосистем. *Лісовий журнал*. №1. 2011. С. 24–28.
85. Ворон В.П. Пожежі як чинник дестабілізації стану лісів зелених зон міст України. *Науковий вісник НЛТУ*, 2005, Вип. 15.7. С. 139–145.
86. Гавриленко В.С. Степной пожар в биосферном заповеднике «Аскания-Нова» имени Ф.Э. Фальц-Фейна. *Степной бюллетень*, 2005. № 19. С. 26–27.
87. Геннадиев А.Н. Фактори і особливості накопичення пірогенних поліциклічних ароматичних вуглеводнів в ґрунтах заповідних і антропогенно-зміненіх територій. *Ґрунтознавство*. 2013. № 1. С. 32–40.

88. Географический подход к теории катастроф. В.М. Котляков, А.М. Трофимов, Р.Г. Хузеев и др. *Изв. Российской АН. Сер. геогр.* 1993. № 5. С. 12–16.
89. Геохимические исследования топогеосистем. Снытко В. А. и др. *Топологические аспекты поведения вещества в геосистемах.* Иркутск, 1973. С. 3–10.
90. Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследования природных ландшафтов. Смоленск: Ойкумена, 2002. 288 с.
91. Глущенко О. М. Прогнозування пожежної небезпеки за допомогою метеоданих і даних дистанційного зондування Землі. *Наглядово-профілактична діяльність МНС України* : матер. VII наук.-практ. конф. Харків: НУЦЗУ, 2010. С. 23–25.
92. Гонгальский К.Б. Закономерности восстановления сообществ почвенных животных после лесных пожаров / *Дисс. докт. биол. наук по спец. 03.02.08 – Экология.* Москва. 2015. 306 с.
93. Горбань О.І. Шляхи забезпечення розвитку управління водно-болотними угіддями міжнародного значення на території України. *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ.* Київ: ДІА. 2013. С. 59–63.
94. Граб М.В. Моделі, методи та алгоритми розповсюдження лісових пожеж: *автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 01.05.02 - математичне моделювання та обчислювальні методи.* Харків: Вид-во ХНУРЕ, 2004. 21 с.
95. Гранично допустимі концентрації хімічних речовин в ґрунті (ГДК). *Утв. Зам. Глав. Гос. врача СССР А.И.Заиченко 01.02.1985 N 3210-85.* 36 с.
96. Грек А.М. Аварії на радіаційно, хімічно та біологічно небезпечних об'єктах: довідник. Х. : ФВП НТУ «ХП», 2012. 114 с.
97. Гриценко А.В. До питання методології досліджень відновлення геосистем після надзвичайних ситуацій. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки* : Зб. наук. пр. УкрНДІЕП. Х. : ВД «Райдер», 2011. Вип. XXXIII. С. 3–11.

98. Гришин А.М. Математическое моделирование лесных пожаров и новые способы борьбы с ними. Новосибирск: Наука, 1992. 407 с.
99. Гродзинський М.Д. Основи ландшафтної екології. К.: Либідь, 1993. 224 с.
100. Гродзинський М.Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень. К. : Лікей, 1995. 233 с.
101. Гудзевич А.В. Просторово-часова організація сучасних ландшафтів: теорія і практика. Вінниця : Вiндрук, 2012. 432 с.
102. Гулисашвили В. 3. Физические свойства лесных почв и их изменения под влиянием лесохозяйственных мероприятий. М : Почвенный институт, 1935. 130 с.
103. Гусев Д.В. Естественное возобновление сосны после низовых пожаров на территории Ленинградской области. *Известия Санкт-Петербургской Лесотехнической Академии*, 2016. Вып. 216. С. 30–40.
104. Гуцуляк В.М. Геохімія ландшафту. Чернівці : ЧДУ, 1994. 82 с.
105. Гынинова А.Б. Изменение свойств дерново-лесных почв под влиянием пожаров. *Почвы Сибири, их использование и охрана*. Новосибирск, 1999. С. 120–124.
106. Гынинова А.Б., Сымпилова Д.П. Изменение свойств дерново-лесных почв под влиянием пожаров. *Почвы Сибири, их использование и охрана*. Новосибирск. 1999. С. 120–124.
107. Данилишин Б.М. Природно-техногенна (екологічна) безпека. *За ред. Б.М. Данилишина*. Том 1. К: Наукова думка, 2008. 389 с.
108. Данилишин Б.М. Природно-техногенні катастрофи: проблеми економічного аналізу та управління. К. : «НІЧЛАВА», 2001. 260 с.
109. Денисик Г. І. Антропогенні ландшафти Правобережної України. Вінниця : Арбат, 1998. 242 с.
110. Державний реєстр об'єктів підвищеної небезпеки. *Державна служба України з питань праці*. URL: <http://dsp.gov.ua/derzhavnyi-reiestr-obiektiv-pidvyshchenoi/> Оновлено 08.04.2019.

111. Динамика устойчивости экосистемы Волгоградского водохранилища. *Поволжский экологический журнал*. 2005. № 3. С. 325–335.
112. Добрых В.А. Влияние дыма лесных пожаров на течение болезней органов дыхания. *Пульмонология*. 2000. № 3. С. 25–29.
113. Докучаев В.В. Наші степи колись і тепер. Київ : Держсільгоспвидав УРСР, 1949. 140 с.
114. Доррер Г. А. Математические модели динамики лесных пожаров. М. : Лесная пром-сть, 1979. 160 с.
115. Доррер Г.А. Характеристики данных о природных пожарах, полученных из разных источников. *Труды X Междунар. ФАМЭБ конф. по финансово-актуарной математике и эвентологии безопасности*. Под ред. О. Воробьева. Красноярск: НИИППБ, СФУ, КГТЭИ, 2011. С. 131–133.
116. Дронова О.Л. Фактори ризику техногенних надзвичайних ситуацій. *К: Інститут географії НАН України*, 2011. 270 с.
117. Дулепова Б.И. Пирогенные степи Даурии. *Экология*. 1987. № 4. С. 58–60.
118. Дымов А.А. Пирогенные изменения подзолов иллювиально-железистых (Средняя Тайга, республика Коми). *Почвоведение*. 2014. № 2. С. 144–154.
119. Дьяконов К. Н. Виды миграций вещества как диагностический признак выделения геохимических систем. *Топологические аспекты поведения вещества в геосистемах*. Иркутск, 1973. С. 34–38.
120. Евдокименко М. Д. Пирогенная дигрессия светлохвойных лесов Забайкалья. *География и природные ресурсы*. Сибирское отделение РАН. Новосибирск, 2008. № 2. С. 109–115.
121. Едвардс Н.Т. Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) в наземной окружающей среде – обзор. *Качество окружающей среды*. 1983. №12. С. 427–441.

122. Жмуд О.І. Зміна клімату та його вплив на рослинний ресурсний потенціал дельтових угідь дунайського біосферного заповідника. *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ*. Київ: ДІА. 2013. С. 94–102.
123. Загрязнение воздуха и легкие: *Пер. с англ.* М.: Атомиздат, 1980. 176 с.
124. Зайдельман Ф. Р. Проблема защиты осушаемых торфяных почв от пожаров и ее решение. *Почвоведение*. 2011. № 8. С. 1000–1009.
125. Закон України «Про охорону земель». *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*. 2003. № 39. ст. 349.
126. Закону України «Про екологічну експертизу». *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*, 1995. № 8. т. 54.
127. Золотокрылин А.Н. Климатическое опустынивание М.: Наука. 2003. 246 с.
128. Золотокрылин А.Н. Соотношение между климатическими и антропогенными факторами восстановления растительного покрова юго-востока европейской России. *Аридные экосистемы*. 2007. Т. 13. № 3–4. С. 17–26.
129. Иванов В. В. Изменение некоторых физико-химических и агрохимических свойств почв при огневой очистке лесосек. *Бюл. науч-техн. информ. ВНИИЛМ*, 1959. № 10. С. 25–30.
130. Иванов В.В. К вопросу о роли степных пожаров. *Бюл. МОИП. Отд. Биол.* 1952. Т 57. №1. С. 62–69.
131. Иванов В.В. Степи Западного Казахстана в связи с динамикой их покрова. М. –Л. : Изд-во АН СССР, 1958. 288 с.
132. Ивашкевич Б. А. Дальневосточные леса и их промышленное будущее. Хабаровск : ДВ ОГИЗ, 1933. 134 с.
133. Ильина В.Н. Пирогенное воздействие на растительный покров. *Самарская Лука : проблемы региональной и глобальной экологии*. 2011. Т. 20. № 2. С. 4–30.

134. Исаева Л. К. Пожары и окружающая среда. М.: Академия ГПС МВД России, 2001. 201 с.
135. Исаева О. Ю. Экологические последствия торфяных пожаров. *Проблемы безопасности и защиты населения и территорий от ЧС* : матер. II Всерос. науч.-практ. конф. Уфа, 2012. С. 225–230.
136. Исаенко О. В. Ренатурализация лесных ландшафтов Внутренней гряды Крымских гор : теоретические аспекты вопроса. *Проблемы непрерывного географического образования и картографии* : Сборник научных работ. Винница: Антекс-УЛТД, 2004. Вып. 4. С. 140–142.
137. Исаченко А. Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. М : Высшая школа, 1991. 366 с.
138. Інтерактивна карта ґрунтів України. Режим доступу: <https://superagronom.com/karty/karta-gruntiv-ukrainy#win19>
139. Кабата–Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях. Пер. с англ. М.: Мир, 1989. 439 с.
140. Калиновский А. Я. Влияние изменений параметров ветра и влажности лесного горючего материала на интегральные характеристики низового лесного пожара : дис. канд. техн. наук: 21.06.02 «Пожарная безопасность». Харків: УЦЗУ, 2007. 150 с.
141. Калмыкова О. Г. Факторы, определяющие разнообразие и особенности растительного покрова Буртинской степи. *Степи Северной Евразии*. Матер. IV междунар. симпоз. Оренбург, ИПК «Газпромпечатъ» ООО «Оренбурггазпромсервис», 2006. С. 333–337.
142. Кандалова Г.Т. Влияние степных пожаров на настоящие и луговые степи заповедника «Хакасский». *Степной Бюллетень*. 2007. № 23–24. С. 19–25. [Электронный ресурс] Режим доступа: <http://savesteppe.org/ru/archives/2340>.
143. Картографическая основа геоинформационной системы предупреждения чрезвычайных ситуаций. *Известия РАН. Сер. Географ.* 1993. №5. С. 90–97.

144. Кирсанов В. А. Особенности послепожарного формирования темнохвойно-кедровых лесов на Северном Урале. *Материалы отчетной сессии лаборатории лесоведения Ин-та экологии растений и животных УФ АН СССР*. Свердловск, 1968. С. 54–58.

145. Класифікатор надзвичайних ситуацій. ДК 019:2010. К : Держспоживстандарт України, 2010. 23 с.

146. Класифікаційні ознаки надзвичайних ситуацій. *Наказ МНС України від 12.12.2012 р. № 1400 [Електронний ресурс]*. Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0040-13>.

147. Коган Р.М. Исследование влияния лесных пожаров на почвы широколиственных лесов (на примере Еврейской автономной области). *Региональный проблемы*, 2010. Т. 13. №1. С. 67–70.

148. Козьменко С. Н. Экономика катастроф (инвестиционные аспекты). К: Наукова думка, 1997. 204 с.

149. Колесников Б. П. Генетический этап в лесной типологии и его задачи. *Лесоведение*. 1974. № 2. С. 3–15.

150. Комаров Н. Ф. Этапы и факты эволюции растительного покрова черноземных степей. *Зап. Всесоюз. геогр. об-ва*. 1951. Т. 13. 326 с.

151. Комин Г. Е. Влияние пожаров на возрастную структуру и рост северотаежных заболоченных сосняков Зауралья. *Типы и динамика лесов Зауралья*. Свердловск, 1967. С. 67–76.

152. Комплексний атлас України. К: ДНВП «Картографія», 2005. 97 с.

153. Конвенция о биологическом разнообразии. *Текст и приложения. – 1992. 34 р. [Электронный ресурс]*. Режим доступа: <http://www.cawater-info.net/library/rus/bio.pdf>

154. Кондратьева Л.М. Многофакторность воздействия лесных пожаров на компоненты биосферы. *Охрана лесов от пожаров в современных условиях*. Хабаровск : Изд-во КПБ, 2002. С. 236–241.

155. Конев Э.В. Физические основы горения растительных материалов. Новосибирск : Наука, 1977. 262 с.

156. Коніщук В.В. Екобезпека на наслідки торфових пожеж. *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ*. Київ: ДІА. 2014. С. 110–119.
157. Коновалов А.А. Цикличность и возрастная стадийность экогеосистем. *Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения* : Институт проблем освоения Севера СО РАН (Тюмень), 2012. № 12 С. 30–41.
158. Коротков В. Н. Основные концепции и методы восстановления природных лесов Восточной Европы. *Russian Journal of Ecosystem Ecology*. 2017. Vol. 2 (1). P.1–18.
159. Коротков В. Н. Новая парадигма в лесной экологии. *Биологические науки*. 1991. №8. С. 7–20.
160. Корчагин А. А. Влияние пожаров на лесную растительность и восстановление ее после пожаров на Европейском Севере. *Труды Бот. ин-та АН СССР. Сер. Геоботаника*, 1954. Вып. IX. С. 75–149.
161. Кравців С.Я. Тепловий потік від факелу полум'я лісової низової пожежі з врахуванням його скінченних розмірів і вітру. *Проблеми пожежної безпеки*. 2010. Вып. 27. С. 118–123.
162. Крайнюк Е.В. Миграция тяжелых металлов в окружающую среду при строительстве инженерных сооружений с использованием отходов промышленности. *Вестник Белгородского государственного технологического университета им. В. Г. Шухова. Серия : «Технические науки»*. Белгород : БГТУ, 2007. №2. С.52–56.
163. Краснов В. Радіаційна ситуація у лісах. *Лісовий і мисливський журнал*, 2008. №2. С. 14–16.
164. Краснощеков Ю. Н. Влияние контролируемого выжигания шелкопрядников на свойства дерново-подзолистых почв в Нижнем Приангарье. *Лесоведение*. 2005. № 2. С. 16-24.
165. Краснощеков Ю. Н. Влияние пирогенного фактора на серогумусовые почвы сосновых лесов в центральной экологической зоне байкальской природной территории. *Сибирский экологический журнал*. 2014. № 2. РР 43–52.

166. Круглов І. Ландшафт як геосистема. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, 2006. Вип. 33. С. 186–193.
167. Кузик А. Д. Вплив метеорологічних чинників на ксерофілізацію лісового середовища та виникнення пожеж. *Лісівництво і агролісомеліорація*. Харків: УкрНДІЛГА, 2009. Вип. 116. С. 238–244.
168. Кузик А.Д. Лісові пожежі та їх екологічні аспекти. *Вісник ЛДУ БЖД*. Львів: ЛДУ БЖД. № 4. 2010. С. 124–128.
169. Кузик А.Д. Лісотипологічні засади пожежної безпеки лісів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2009. Вип. 19.14. С. 210–214.
170. Кузик А.Д. Математичне моделювання пожежної небезпеки лісів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2011. Вип. 21.16. С. 104–112.
171. Кузик А.Д. Про залежність пожежної безпеки лісів України від типів лісових насаджень. *Пожежна безпека*. Львів: ЛПБ. 2006. № 9. С. 34–37.
172. Кузнецова Т. С. Зарастание гарей в кедровниках Западного Саяна. *Возникновение лесных пожаров*. М. 1964. С. 124–151.
173. Куприянов А.Н. Восстановление растительного покрова в Юго-западной части ленточных боров Алтайского края после пожаров. *Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века : Материалы всеросс. конф. Ч. 5 : Геоботаника*. Петрозаводск : Карельск. НЦ РАН, 2008. С. 182–184.
174. Курбатский Н. П. Проблема лесных пожаров. *Возникновение лесных пожаров*. М : Наука, 1964. С. 5–60.
175. Курбатский Н.П. Классификация лесных пожаров. *Вопросы лесоведения*. Красноярск: ИЛД СО АН СССР, 1970. С. 384–407.
176. Курбатский Н.П. Лесные почвенные пожары и борьба с ними. Л.: ЛенНИИЛХ, 1957. 32 с.
177. Кучерявый В.А. Природная среда города. Львов, 1984. 78 с.
178. Лавренко Е.М. Степи Евразии. Л.: Наука, 1991. 146 с.
179. Левич А.П. Понятие устойчивости в биологии. Математические аспекты. *Человек и биосфера*. М: Изд-во МГУ, 1976. Вып. 1. С. 138–174.

180. Лисенко Г. М. Постпірогенні зміни екологічних характеристик петрофітного степу «Кам'яні Могили». *Заповідні степи України. Стан та перспективи їх збереження* : Матеріали міжнар. наук. конф. Армянськ: ПП Андреев О.В., 2007. С. 70–73.

181. Лісовий Кодекс України. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*. 1994. № 17. ст. 99.

182. Ліщина В.О. Математичне моделювання виникнення та розповсюдження лісових пожеж : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 01.05.03 – математичне та програмне забезпечення обчислювальних машин і систем. Київ, 2011. 22 с.

183. Лурье Ю. Ю. Справочник по аналитической химии. М.: Химия, 1989. 446 с.

184. Лыков А. В. Теория теплопроводности. М., Энергия, 1967. 452 с.

185. Лысенко Г. Н. Пирогенные аспекты абиотической регуляции степных резерватных экосистем. *Екологія та ноосферологія*. 2008. Т. 19. № 1–2. С. 143–147.

186. Макаровський Є.Л. Екологічний атлас Харківської області. Х. : МОНОАП–Майдан, 2001. 80 с.

187. Макеева В. М. Сравнительная оценка состояния генофонда и жизнеспособности лесопосадок и естественных популяций ели европейской (*Picea abies* (L.) Karst.) в Москве и Подмоскowie. *Научные основы устойчивого управления лесами*: Материалы II Всероссийской научной конференции (с международным участием). М. : ЦЭПЛ РАН, 2016. 109 с.

188. Максимова Е.Ю. Характеристика физических свойств послепожарных почв. *Известия Самарского центра РАН*, 2014. Т.16. №5. С. 51–57.

189. Максимова К. Ю. Постпірогенне ґрунтоутворення в лісостеповій зоні (на прикладі острівної бору р Тольятті). *Дисс. Канд. біол. Наук по спец: 03.02.13 – ґрунтознавство*, Уфа, 2018. 331 с.

190. Малинівська Л.І. Рекомендації щодо захисту людей в умовах техногенних та екологічних аварій. *Наукові праці : науково-методичний журнал*. Вип. 198. Т. 210. Техногенна безпека. Миколаїв : Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2013. С. 88–91
191. Малишева Л.Л. Ландшафтно-геохімічна оцінка стану територій. К: РВЦ «Київ. Унів.», 1997. 264с.
192. Мамай И.И. Итоги и проблемы изучения динамики ландшафтов. *Современные проблемы ландшафтоведения и геоэкологии* : Мат. IV междунар. науч. конфер. (14–17 октября 2008, Минск). Минск, 2008. С. 29–33.
193. Марченко Н. А. Ландшафтная основа региональной системы мониторинга лесных пожаров. *Управление лесными пожарами на экорегиональном уровне*. М: Алекс, 2004. С. 81–89.
194. Матвеев П.М. Лесная пирология. Красноярск : Сиб. ГТУ, 2002. 316 с.
195. Матюк И. С. Групповое размещение древесных пород в лесопарковых насаждениях. *Озеленение городов*. Научные труды. М. : Академия коммунального хозяйства им. К. Д. Памфилова, 1970. Вып. 71, № 8. С. 60–68.
196. Махинова А. Ф. Оценка загрязняющих веществ в период высокой задымленности, представляющих экотоксикологический риск для здоровья населения. *Охрана лесов от пожаров в современных условиях*: материалы междунар. науч.-практ. конф. Хабаровск: Изд-во КПБ, 2002. С. 257–260.
197. Маштыков Н. Л. Влияние степных пожаров на растительные сообщества на территории биосферного заповедника «Черные земли». *Экология и природная среда Калмыкии*. 2005. С. 23–30.
198. Мегарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. М.: Мир, 1992. 173 с.
199. Мелехов И. С. Влияние пожаров на лес. Л: Гослестехиздат, 1948. 126 с.

200. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М: ЦИНАО, 1992. 72 с.
201. Мешкова В. Лісозахист – важлива складова лісознавства. *Науковий вісник НАУ*. Київ: НАУ, 1997. Вип.83. Захист лісу. 2005. С. 19–24.
202. Мешкова В.Л. Лісовідновлення на згарищах - важлива проблема на півночі й на півдні. *Український лісовод*, 2009. [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://www.lesovod.org.ua/node/4584>.
203. Мильков Ф.Н. Человек и ландшафты. М: Мысль, 1973. 224 с.
204. Михайлов В.А. Неметалічні корисні копалини України. 2-ге видання. К.: Видавничо-поліграфічний центр “Київський університет”, 2008. 494 с.
205. Мордкович В.Г. Степные экосистемы. Новосибирск: Наука, 1982. 206 с.
206. Мордкович В.Г. Судьба степей. Новосибирск : Мангазея, 1997. 208 с.
207. Морозов Г. Ф. Учение о лесе. М.: Наука, 1939. 440 с.
208. Мусієнко М.М. Екологія. Охорона природи: *Словник-довідник*. К.: Т–во Знання, КОО, 2002. 550 с.
209. Мягков С. М. География природного риска. М: Изд–во МГУ, 1995. 224 с.
210. Нагуманова Н.Г. Влияние пирогенного фактора на растительность и мезофауну стезей. *Вестник ОППУ*, 2005. № 3 (41) Биологические науки. С. 73–75.
211. НАПБ А.01.002–2004 Правила пожежної безпеки в лісах України, затверджені наказом Державного комітету лісового господарства України 27.12.2004 року. № 278 [Електронний ресурс]. Режим доступу <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0328-05>.
212. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області у 2010 році [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://ecodepart.kharkov.ua/archives/849>

213. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні. Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи [*Електронний ресурс*]. Режим доступу:

<http://www.dsns.gov.ua/files/2017/8/18/Analit%20dopovid/2%20statistic.pdf>

214. Нейфельд Н. Д. Динамика численности мышевидных грызунов на пожарищах в сосняках. *Вопросы лесовосстановления на Европейском Севере*. Архангельск: АИЛиЛх, 1976. С. 134–140.

215. Некос В.Ю. Вплив пірогенного фактору на видове різноманіття фітоценозів (на прикладі Харківського району Харківської області). *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*. Х: ХНУ ім. В.Н. Каразіна, 2010. № 1(14). С. 21–25.

216. Некос В.Ю. Проблема впливу пожеж на стан рослинного покриву. *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*. Харків: ХНУ, № 1–2, 2008. С. 21–25.

217. Немков В.А. Постпірогенное восстановление фауны беспозвоночных Буртинской степи. *Степи Северной Евразии. Эталонные степные ландшафты: проблемы охраны, экологической реставрации и использования*. Оренбург: ИКП «Газпромпечатъ», 2003. С. 368–369.

218. Немков В.А. Сохранение степных экосистем в условиях заповедного режима. *Вестник ОГУ*. 2002. №3. С. 76–83

219. Несговорова Н.П. Изучение проблемы лесных пожаров как фактора экологической опасности: региональный аспект. *Журнал Фундаментальные исследования*. 2014. № 12 (часть 6) С. 1207–1211.

220. Нестеров В.Г. Горимость леса и методы её определения. М : Гослесбумиздат, 1949. 76 с.

221. Нешатаев В.Ю. Послепожарная динамика лесов Лапландского заповідника. *Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века: Материалы всеросс. конф. Ч. 5: Геоботаника*. Петрозаводск: Карельск. НЦ РАН, 2008. С. 231–233.

222. Никищенко Н.Г. Комплексная оценка природных и антропогенных факторов возникновения пожаров на землях лесного фонда Воронежской области : автореф. дис. канд геогр. наук по спец. 25.00.26 – землеустройство, кадастр и мониторинг земель Воронеж, 2007. 23 с.

223. Олійник Я.Б. Районування території України за рівнем природно-техногенної безпеки. *Часопис соціально-економічної географії*. 2009. №6 (1). С. 76–84.

224. Орловский С. Н. Оптимизация технологий и средств пожаротушения при борьбе с лесными пожарами. *Вестник Красноярского государственного аграрного университета*. 2018. № 2. С. 84–89.

225. Основи моделювання в ергономіці, екології і хімічній технології : *монографія*. за заг. ред. д-ра техн. наук, професора С. М. Логвінкова. Харків : ХНЕУ ім. С. Кузнеця, 2017. 332 с.

226. Основы лесной биогеоценологии. М : Наука, 1964. 570 с.

227. Оценка последствий чрезвычайных ситуаций. М : Полиграф. комплекс «РЭФИА», 1997. 364 с.

228. Підвищення безпеки життєдіяльності населення і стійкості економіки України з урахуванням ризику виникнення техногенних і природних катастроф: наукова доповідь. К: РВПС України АН України, 1993. 164 с.

229. Пістун І. П. Небезпечні явища, які призводять до аварійно-передчасного руйнування деталей машин. *Безпека життєдіяльності людини - освіта, наука, практика (БЖДЛ-2012)* : зб. наук. пр. XI міжнар. наук.–метод. конф. Донецьк : Донец. нац. техн. ун-т., 2012. С. 171–174.

230. Плантариум. Определитель растений on-line. *Открытый иллюстрированный атлас сосудистых растений России и сопредельных стран* [Электронный ресурс] Режим доступа: <http://www.plantarium.ru/>.

231. Повзик Я.С. Пожарная тактика. М.: Стройиздат, 1990. 335 с.

232. Подорожний С.М. Пірогенні сукцесії кримськососнових лісів південного макросхилу Головного пасма Кримських гір : автореф. дис. на

здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.05 «Ботаніка». Ялта, 1999. 18 с.

233. Пожары на современном этапе развития полупустыни юга России: влияние на растительность и население грызунов. *Успехи современной биологии*. 2007. Т. 127. №4. С. 372 – 380.

234. Поздняков Л. К. Влияние беглых низовых пожаров на режим влажности и температуру почвы. *Лесное хозяйство*, 1953, № 4. С. 84–90.

235. Покровський Р.Л. Раннє виявлення осередків ландшафтних пожеж та прогноз динаміки їх розповсюдження: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. техн. наук: спец. 21.06.02. «Пожежна безпека». Харків, 2002. 18 с.

236. Положення про лісові пожежні станції. *Наказ Держкомлісгоспу України* від 28.12.2005 № 526, зареєстровано в Міністерстві юстиції України від 20.01.2006 р. за № 47/11921 [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/z0047-06>.

237. Пономарев Ю. И. О лесорастительных свойствах песчаных гарей и вырубок Марийской АССР. *Сборник трудов Поволжского лесотехнического института*, 1965. № 57. Вып. 1. С. 64–76.

238. Попов Л. В. Динамика южнотаежных лесов Средней Сибири. *Сибирский географический сборник*. М.: Наука, 1967. С. 151–196.

239. Попова Э. П. Влияние низовых пожаров на свойства лесных почв Приангарья. *Охрана лесных ресурсов Сибири*. Красноярск: ИЛИД, 1975. С. 166–178.

240. Попова Э.П. Пирогенная трансформация свойств лесных почв Среднего Приангарья. *Сибирский экологический журнал*. 1997. Т.4. № 4. С. 413–418.

241. Попова Э.П. Экологическая роль пожаров в почвообразовании. *Почвенно-экологические исследования в лесных биогеоценозах*. Новосибирск: Наука, Сиб. отделение, 1982. С. 119–174.

242. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Методики оцінки збитків від наслідків надзвичайних ситуацій техногенного і природного характеру» від 15.02.2002 р. № 175 [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi?nreg=175-2002-%EF&p=1267773443606715>

243. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку класифікації надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру за їх рівнями» від 24 березня 2004 р. № 368 [Електронний ресурс]. Режим доступу до ресурсу: <http://zakon5.rada.gov.ua/laws/show/368-2004-p>.

244. Преображенский В. С. Основы ландшафтного анализа. М: Наука, 1988. 192 с.

245. Пригожин А. И. Феномен катастрофы (дилеммы кризисного управления). *Общественные науки и современность*. 1994. № 2. С. 114–126.

246. Природные геосистемы центральной лесостепи Русской равнины. М: Наука, 1988. 144 с.

247. Природные пожары и аномальная жара в Российской Федерации Медико-санитарные рекомендации. *Всемирная организация здравоохранения*. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, 2010. 12 с.

248. Про заборону відвідування населенням хвойних лісів і в'їзду до лісів області транспортних засобів у період високої пожежної небезпеки протягом 20137 року. *Пояснювальна записка до проекту розпорядження голови обласної державної адміністрації*. Харківська обласна державна адміністрація [Електронний ресурс]. Режим доступу: <http://kharkivoda.gov.ua/dokumenti/regulatoryna-politika/196/2182/2190/9930>.

249. Пьявченко Н.И. Степень разложения торфа и методы её определения. Красноярск: ИЛиД СО АН СССР, 1963. 57 с.

250. Работнов Т. А. О значении пирогенного фактора для формирования растительного покрова. *Ботан. журн.* 1978. Т. 63. № 11. С. 1605–1611.

251. Работнов Т.А. Фитоценология. 2-е изд. М: Изд-во Моск. ун-та, 1983. 296 с.

252. Реймерс Н. Ф. Нарушенность лесов Средней Сибири. *Сезонная и вековая динамика природы Сибири*. Иркутск, 1963. С. 74–105.

253. Релаксация / Академик. Энциклопедический словарь [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www>.

<http://dic.academic.ru/dic.nsf/es/48747/релаксация>.

254. Родин Л.Е. Пирогенный фактор и растительность аридной зоны. *Ботанический журн.*, 1981. Т. 66. № 12. С. 1673–1684.

255. Розенберг В. А. Принципы и основные единицы классификации еловых и пихтовых лесов Дальнего Востока. *Второе Всесоюзное совещание по лесной типологии*. Красноярск, 1973. С. 95–98.

256. Роль степных пожаров в формировании растительного покрова Южного Урала. Уфа: АН РБ, Гилем, 2010. 66 с.

257. Руденко Л.Г. Концепция создания Атласа природных, техногенных, социальных опасностей и рисков возникновения чрезвычайных ситуаций на территории Украины. К. : Институт географии НАН Украины, 2010. 48 с.

258. Рудько Г.І. Екологічна безпека техноприродних геосистем адміністративних областей (на прикладі Львівської області). К: Академпрес, 2009. 192 с.

259. Рябкова В.А. Состояние здоровья населения хабаровского края в условиях воздействия лесных пожаров. *Дальневосточный медицинский журнал*. 2002. № 3. С. 41–44.

260. Савущик М.П. До проблеми оптимізації лісистості в Україні. *Український лісовод*, 2006. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.lesovod.org.ua/node/611>.

261. Сазонов А. В. Динамика некоторых химических элементов в почвах среднетаежных фаций Западной Сибири. *Топологические аспекты поведения вещества в геосистемах*. Иркутск, 1973. С. 105–108.

262. Салтовец А.А. Современное состояние ГИС–составляющей Правительственной Информационно-Аналитической системы по по

чрезвычайным ситуаціям. *Ученые записки Таврич. нац. ун-та им. В.И. Вернадского. Серия: География*. 2009. Т.1. С. 54–63.

263. Самарский А. А. Методы решения сеточных уравнений. М. : Наука, 1978. 188 с.

264. Санников С. Н. Лесные пожары как эволюционно-экологический фактор возобновления популяций сосны в Зауралье. *Горение и пожары в лесу*. Красноярск : СибГТУ, 1973. С. 236–277.

265. Сапига Е.В. Влияние пирогенного фактора на биоразнообразие наземных членистоногих заповедника «Оренбургский»: *дис. канд. биол. наук: 03.00.32*. Оренбург, 2006. 180 с.

266. Сапожников А. П. О некоторых аспектах геохимии пирогеппых геосистем. *Топологические аспекты изучения поведения вещества в геосистемах*. Иркутск: Наука, 1973. С. 208–210.

267. Сапожников А.Л. Роль огня в формировании лесных почв. *Экология*. 1976. № 1. С. 42–46.

268. Сапожникова С. А. Микроклимат и местный климат. Л : Гидрометеиздат, 1950. 150 с.

269. Сафронов М.А. Пирологическое районирование в таежной зоне. Новосибирск : Наука, 1990. 205 с.

270. Свириденко В.Є. Лісова пірологія. К. : Агропромвидав України, 1999. 172 с.

271. Седых В. Н. Динамика кедровых лесов среднетаежного Приобья: *автореф. дис. канд. биол. наук: 03.00.05 – ботаника*. Свердловск, 1974. 31 с.

272. Селюнина З.В. Действие пирогенного фактора на фауну наземных позвоночных животных в регионе Черноморского биосферного заповідника. *Природничий альманах. Біологічні науки*. Херсон. 2008. Вип. 1. С. 83–90.

273. Синельщикова З. И. Елово-березовый древостой Тавда–Кондинского междуречья. *Леса Урала и хозяйство в них*. Свердловск, 1968. Вып. 2. С. 40–43.

274. Скользнева Л.Н. Некоторые вопросы охраны степных экосистем. *Степи Северной Евразии. Эталонные степные ландшафты: проблемы охраны, экологической реставрации и использования*: матер. III междунар. симпоз. Оренбург: ИКП «Газпромпечатъ» ООО «Оренбурггазпромсервис», 2003. С. 479–482.

275. Слепужніков Є.Д. Удосконалення контролю відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин при дослідженні техногенного впливу на довкілля. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. № 30. Харків : Вид-во ХНУ, 2018. С. 148–157.

276. Смирнов А. В. Изменение компонентов лесной растительности юга Средней Сибири под воздействием антропогенных факторов: *автореф. дисс. док. биол. наук*. Красноярск, 1970. 38 с.

277. Современное состояние биологического разнообразия на заповедных территориях России. Вып. 1. *Позвоночные животные*. М : МСОП, 2003. 257 с.

278. Соколов О.А. Атлас распределения тяжелых металлов в объектах окружающей среды. Книга 1. Пущино, 1999. 163 с.

279. Софронова Т.М. Оценка пожарной опасности по условиям погоды в горных лесах Южного Прибайкалья. *География и природные ресурсы*. 2008. №2. С. 74–80.

280. Софронова Т.М. Региональные шкалы оценки пожарной опасности в лесу: усовершенствованная методика составления. *Сибирский лесной журнал*. 2017. № 2. С. 52–61.

281. Сочава В. Б. Учение о геосистемах. Иркутск: Наука, 1979. 198 с.

282. Сочава В.Б. Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука, 1978. 318 с.

283. Спирина В.З., Соловьева Т.П. Агрехимические методы исследования почв, растений и удобрений. Томск: Издательский Дом Томского государственного университета, 2014. 336 с.

284. Статистичний збірник «Регіони України, 2016». *Державна служба статистики України*. К.: Держстат, 2017. Ч. I. С. 267–268
285. Степанов Н. Н. Физико-химические особенности почв лесных гарей. *Труды по лесному опытному делу*. Вып. 2. Л., 1926. С. 85–96.
286. Степные пожары: профилактика, тушение, правовые аспекты. Методические рекомендации для сотрудников особо охраняемых природных территорий. М: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2014. 128 с.
287. Сукачев В. Н. Методические указания по изучению типов леса. М: Изд-во АН СССР, 1961. 144 с.
288. Сукачев В.Н. Основы лесной биогеоценологии. М: Наука, 1964. 576 с.
289. Сушкина Н.Н. Микробиология лесных почв в связи с действием огня. *Исследования по лесоводству*. М: Сельхозиздат., 1931. С. 31–42.
290. Таланцев Н. К. Естественное восстановление кедра на гарях в таежной зоне Западной Сибири. *Пути улучшения лесоустройства и лесопользования в Западной Сибири*. Новосибирск: СО АН СССР, 1965. С. 25–32.
291. Тен Хак Мун. Влияние пожара на микробный комплекс почв. *Почвоведение*. 2003. № 3. С. 362–369.
292. Техногенне навантаження на природне середовище [*Електронний ресурс*]. Режим доступу: <http://www.ecoleague.net/diialnist/vydannia-vel/ekolohichni-karty/tekhnohenne-navantazhennia-na-pryrodne-seredovyshche>
293. Тимошенко В.А. Пожары в Хомутовской степи: причины, информация, последствия. *Степной бюллетень*. Осень–зима 2007. № 23–24. С. 27–30.
294. Тишков А.А. Биосферные функции природных экосистем России. М.: Наука, 2005. 309 с.
295. Тишков А.А. Глобальные изменения климата и деградация степных экосистем. *Аридные экосистемы*, Т. 2, 1996. С. 30–38.

296. Тишков А.А. Экологическая реставрация нарушенных степных экосистем. *Вопросы степеведения*. Оренбург: Институт степи УрО РАН, 2000. С. 47–62.

297. Тишков А.А. Огонь и проблемы биоразнообразия: тематический обзор. *Природа России: электронный журнал* [Электронный ресурс]. Режим доступа: <http://www.biodat.ru>.

298. Ткаченко В. С. Фитоиндикация последствий степного пожара в заповедной луговой степи на Сумщине (Украина). *Изучение и сохранения природных экосистем заповедников лесостепной зоны*: матер. Междунар. науч.-практ. конф., посвященной 70-летию Центрально-Черноземного заповедника. Курск, 2005. С. 113–115.

299. Ткаченко В.С. Степова пожежа та пірогенний експеримент в «Кам'яних могилах» (Донецька область). *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*, Т. 12, 2010. С. 5–20.

300. Ткаченко В.С. Структура рослинності заповідного степу «Михайлівська цілина» за даними крупномасштабного картування у 1991 р. *Укр. ботан. журн.* 1993. № 4. С. 5–15.

301. Ткаченко В.С. Структурні зміни в рослинному покриві заповідного лучного степу «Михайлівська цілина» за даними великомасштабного картування у 2001 р. *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*, 2003. Т. 5. С. 7–17.

302. Ткаченко В.С. Фітоценотичний моніторинг резерватних сукцесій в Українському степовому природному заповіднику. Київ: Фітосоціоцентр, 2004. 184 с.

303. Ткаченко М. Е. Очистка лесосек. Л.: Гослесбумиздат. 1931. 78 с.

304. Трансформация ландшафтно-экологических процессов в Крыму в XX веке – начале XXI века. *Под ред. В.А. Бокова*. Симферополь: ДОЛЯ, 2010. 304 с.

305. Трегулова З. С. Понятийный аппарат по экологии, медицине катастроф и безопасности в чрезвычайных ситуациях (терминологический справочный материал). Уфа: Экология, 2000. 132 с.

306. Трутнев А. П. Влияние обжига на изменение свойств почвы. *Почвоведение*. 1951. № 4. С. 124–127.

307. Тюрин В.Н. Пирогенный фактор в пойме Оби и его возможное влияние на растительность (оценка с использованием космических снимков Landsat). *Фундаментальные и прикладные проблемы ботаники в начале XXI века*. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2008. С. 313–314.

308. Український гідрометеорологічний центр України. Міністерство України з питань надзвичайних ситуацій у справах захисту населення від наслідків Чорнобильської катастрофи. *Архівні дані [Електронний ресурс]*. – Режим доступу: <http://meteo.com.ua/pas/arch>.

309. Ушнаев А.Г. Виды почв как одна из причин, влияющих на распределение степных пожаров на территории Центрального Предкавказья. *Вестник Северо-Кавказского государственного технического университета*, 2011. № 4 (29). С. 84–87.

310. Фалалеев Э. Н. О возрастном строении сосняков в связи с пожарами. *Науч. докл. высшей школы*. Лесоинженерное дело, 1957. № 3. С. 65–68.

311. Федоров В.Д. Устойчивость экологических систем и ее измерение. *Изв. АН СССР. Сер. биол.* 1974. №3. С. 402 – 415.

312. Физико-географическое районирование Украинской ССР. *Под ред. В.П. Попова, А.М. Маринича, А.И. Ланько*. К: Изд-во Киев. ун-та, 1968. 684 с.

313. Философский энциклопедический словарь. М. Сов. энциклопедия, 1983. – 840 с.

314. Фирсова В. П. Лесные почвы Свердловской области и их изменения под влиянием лесохозяйственных мероприятий. *Труды Ин-та экологии растений и животных УФ АН СССР*, 1969. Вып. 63. С. 87–94.

315. Фуряев В. В. Изучение послепожарной динамики лесов на ландшафтной основе. Новосибирск: Наука, 1979. 160 с.
316. Фуряев В. В. Лесные пожары как экологический фактор формирования тайги. *Вопросы лесоведения*, 1978. Вып. 4. С. 210–218.
317. Фуряев В. В. Микроклиматические условия на горах в шелкопрядниках Кеть-Чулымского междуречья. *Рациональное использование биологических ресурсов Сибири*. Красноярск: ИЛид СО АН СССР, 1974. С. 131–136.
318. Фуряев В.В. Роль пожаров в процессе лесообразования. Новосибирск: Наука, 1996. 253 с.
319. Харківське обласне управління лісового та мисливського господарства: офіційна сторінка [*Електронний ресурс*]. Режим доступу: <http://houlmg.kh.ua/index.php>.
320. Хенли Э. Дж., Кумамото Х. Надежность технических систем и оценка риска. М: Наука, 1984. 265 с.
321. Хлобыстов Е. Экологическая безопасность и основы определения риска техногенных катастроф. *Экономика Украины*. 2000. №6. С. 11–18.
322. Худолей В.В. Экологически опасные факторы. СПб.: Publishing House, 1996. 126 с.
323. Цибарт А. С., Геннадиев А. Н., Кошовский Т. С., Гамова Н. С. Полициклические ароматические углеводороды в пирогенных почвах заболоченных ландшафтов Мещёры. *Почвоведение*. 2016. № 3, С. 312–320.
324. Цибарт А.С., Геннадиев А.Н. Влияние пожаров на свойства лесных почв Приамурья (Норский заповедник). *Почвоведение*. 2008. № 7. С. 783–792.
325. Ціbart А.С. Поліциклічні ароматичні вуглеводні в ґрунтах: джерела, поведінка, індикаційне значення (огляд). *Ґрунтознавство*. 2013. №7. С. 788–802.
326. Чевычелов А.П. Пирогенез и постпирогенные трансформации свойств и состава мерзлотных почв. *Сибирский экологический журнал*. 2002. №3. С. 273–278.

327. Чемидов М.М. Экологические режимы использования Черноземельских пастбищ и подходы к его изучению. *Степи Северной Евразии*. Матер. IV междунар. симпоз. Оренбург: ИПК «Газпромпечатъ» ООО «Оренбурггазпромсервис», 2006. С. 752–753.

328. Чехній В.М. До історії дослідження динаміки ландшафтних комплексів. *Географія і сучасність*. Зб. наук. праць. Нац. пед. ун-ту ім. М.П. Драгоманова. К: Вид-во Нац. пед. ун-ту ім. М.П. Драгоманова, 2000. Вип. 3. С. 81–90.

329. Чибилев А. А. Современные проблемы степеведения. *Вопр. степеведения*. Оренбург: Изд-во Ин-та степи УрО РАН, 2000. С. 5–7.

330. Чибилев А.А. Экологическая оптимизация степных ландшафтов. Свердловск: УрО АН СССР, 1992. 172 с.

331. Чирва Ю. О. Безпека життєдіяльності. К: Атака, 2001. 304 с.

332. Шаматова Е.Ю. Влияние лесных пожаров на трансформацию свойств и эволюцию лесных почв западного Забайкалья. *Пожары в лесных экосистемах Сибири: международная научно-техническая конференция*. Красноярск. 2008. С. 193–194.

333. Шахматова Е.Ю. Пирогенность – ответная реакция почв сухих сосновых лесов на воздействие пожаров. *Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований*. 2015. № 5 (часть 2) С. 260–264.

334. Шестеркин В.П. Влияние пожаров 2001 года на химический состав атмосферных осадков, снежного покрова и талых снеговых вод. *Охрана лесов от пожаров в современных условиях*. Хабаровск: Изд-во КПБ, 2002. С. 304–306.

335. Шешуков М. А. Влияние пирогенного фактора на формирование лесов в различных зонально-географических условиях Дальнего Востока. *Вестник ТОГУ*. 2008. №1(8). С. 21–26.

336. Шешуков М. А. Лесные пожары и борьба с ними на севере Дальнего Востока. Хабаровск: ДальНИИЛХ, 1992. 95 с.

337. Шешуков М. А. Лесопожарное районирование территории лесного фонда Сахалинской области. *Федеральное агентство лесного хоз-ва*

(Рослесхоз), ФБУ "Дальневосточный науч.-исслед. ин-т лесного хоз-ва". Хабаровск : ДальНИИЛХ, 2012. 56 с.

338. Ahlgren I. F. Effect of prescribed burning on soil microorganisms in a Minnesota lack pine forest. *Ecology*. 1965. № 3. P. 214–225.

339. Bauhus, J. Ecosystem goods and services – the key for sustainable plantations. *Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests*. New York : Earthscan, 2010. P. 205–227.

340. Bento-Goncalves A. (2012) Fire and soil: key concepts and recent advances. *Geoderma*. 2012. Vol. 191. PP. 3–13.

341. BIRO L.L. Combating and preventing illicit trafficking in Romania. *Advances in destructive and non-destructive analyses for environmental monitoring and nuclear forensics*. Proceedings of an International Conference Karlsruhe. 2002. P. 93–103.

342. Bravo-Oviedo A. European Mixed Forests: definition and research perspectives. *Forest Systems*. 2014. Vol. 23 (3). P. 518–533.

343. Buts Y. V. Features of geochemical migration of chemical elements after technogenic loading of pyrogenic nature. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University, 2018. Volume 5, Issue 2. P. H1–H4.

344. Buts Y.V. Influence of technogenic loading of pyrogenic origin on the geochemical migration of heavy metals. *Journ.Geol.Geograph.Geoecology*. 2018. 27(1). P. 43–50.

345. Buts Y.V. Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems. *Securitologia: Zeszyty Naukowe EUROPEAN ASSOCIATION for SECURITY*. 2013. № 1(17). P. 6–10.

346. Buts Y.V. The consequences of emergencies situations caused by landscape fires. Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2011 : Medzinárodný vedecký seminár 21.–25. februára 2011. – Liptovský Mikuláš, 2011. – С. 14–19.

347. Buts Y.V. The management by ecological risks and by ecological safety on basis of statistical approach. *Riešenie krízových situácií v špecifickom prostredí*:

15 medzinárodná vedecká konferencia, Fakulta špeciálneho inžinierstva ŽU, Žilina, 27. – 28. máj 2010. C. 87–90.

348. Buts Y.V. The some principles and strategic operating under a management by fires in natural ecosystems. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2014* : Medzinárodný vedecký seminár 18.–22. februára 2014. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Štefánika L. Mikuláš, Liptovský Mikuláš, 2014. P. 86–92.

349. Buts Y.V. Theoretical foundations of methodology for studying of emergency situation impacts on geosystems. *Bezpečnostné Fórum 2012* : V. Medzinárodná Vedecká Konferencia 8. – 9. februára 2012. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica, 2012. C. 823–827.

350. Buts Y.V. Vertical differentiation of landscapes as a factor of the plain areas environmental safety. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2012* : Medzinárodný vedecký seminár 20.–24. februára 2012. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Štefánika L. Mikuláš, Liptovský Mikuláš, 2012. C. 98–101.

351. Churg A. Human Lung Parenchyma Retains PM_{2,5}. *Am. J. Resp. Crit. Care Med.* 1997. Vol. 155. №. 6. P. 2109–2111.

352. Cooper It. W. The pros and cons of prescribed burning in the South. *Forest Farmer*, 1971. V. 31. № 2. P. 16–25.

353. Cooper J. A. Enviromental Impact of Residential Wood Combustion Emissions and its Implications. *Air Pollut. Control Ass. J.*, 1980. Vol. 30. № 8. P. 855–861.

354. Doerr SH, Cerda A. (2005) Fire effects on soil system functioning: new insights and future challenges. *International Journal of Wildland Fire*. 2005. Vol. 14, № 4. PP. 339–342.

355. Dossing M. Risk factors for chronic obstructive lung disease in Saudi Aravia. *Respir. Med.* 1994. Vol. 88. P. 519–522.

356. Environmental and Source Monitoring for Purposes of Radiation Protection. *Safety Guide* No. RS-G–1.8, IAEA Vienna, 2005. P. 47–49.

357. F.R.A.M.E: Fire Risk Assessment Method for Engineering. 2008 [Electronic resource]. Access mode: <http://www.framemethod.net>.
358. FAO. 2007. Fire management: principles and strategic actions. *Voluntary guidelines for fire management. Fire Management Working Paper 17. Rome [electronic resource]*. Access mode: www.fao.org/forestry/site/35853/en.
359. Felton, A. Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management*. 2010. Vol. 260, Iss. 6. P. 939–947.
360. Flied M. Role of prescribed burning. *Modern game breeding*, 1969. V. 5. № 3. P. 14–18.
361. Gamfeldt, L. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications*. 2013. № 4. P. 1340. DOI: 10.1038/ncomms2328
362. Gilmour I. A. Experimental prescribed burn in radiata pine. *Austral. Forestry*, 1968. V. 32. № 3. P. 171–178.
363. Gokov A.M. Investigation of variations of partially reflected SW signals and radio noise in the middle latitude d-region during the solar eclipses *Telecommunications and radio engineering*. 2019. Vol.78. Issue 9. P. 821–833.
364. Gokov A.M. On the relation between global seismicity and geomagnetic and solar activity. *Telecommunications and radio engineering*. 2019. Vol. 78. Issue 1. P. 79–85.
365. Grier Ch. C. Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem. *Can. J. Forest Res.*, 1975. V. 5. № 4. P. 599–607.
366. Haponik E.F. Clinical smoke inhalation injury, pulmonary effects. *Occug. Med*. 1993. Vol. 8. № 3. P. 430–448.
367. Harwood C. E. Atmospheric losses of four plant nutrients during a forest fire. *Austral. Forest*, 1975. № 2. P. 92–99.
368. Jactel, H. The influences of forest stand management on biotic and abiotic risks of damage. *Annals of Forest Science*. 2009. Vol. 66, Iss. 701. P. 1–22.

369. Kozlowski T.T. Fire and ecosystems. *Academic Press*, New York-San Francisco-London, 1974. P. 251–277.
370. Kunzli N. Public health impact of out door and traffic-related air pollution: a European assessment. *Lancet*. 2000. Vol. 356. P. 795–801.
371. Laurance W. F., Delamonica P., Laurance S. G., Vasconcelos H., Lovejoy T. E. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*. 2000. Vol. 404. P. 836.
372. Lewis W. M. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest. *Ecology*, 1974. V. 55. № 5. P. 1120–1127.
373. Mesquita R. C. G., Delamonica P., Laurance W. F. Effect of surrounding vegetation on edge- related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation*. 1999. Vol. 91. P. 129–134.
374. Neas L.M. Concentration of Indoor Particulate Matter as a Determinant of Respiratory Health in Children. *Am, J. Epidemiology*. 1994. Vol. 139. № 1. P. 1088–1099.
375. Nichols, J. D. Mixed-species plantations: prospects and challenges. *Forest Ecology and Management*. 2006. 233. P. 383–390.
376. Odum E. P. Fundamentals of Ecology. *Saunders*, Philadelphia, 1953. 384 p.
377. Pierson W.E. Potential adverse health effects of wood smoke. *West. J. Med*. 1989. Vol. 151. P. 339–342.
378. Proposal for a Council Directive Laying Down Basic Safety Standards for Protection Against the Dangers Arising From Exposure to Ionizing Radiation (*It was presented by the Commission (EC) under Article 31 EURATOM Treaty and adopted by the European Economic and Social Committee, Brussels, 29.9.2011*)-COM(2012)242final (2012).
379. Robin L.F. Wood-Burning Stoves and Lower Respiratory Illnesses in Navajo Children. *Pediatr. Infect. Dis. J*. 1996. Vol. 15. № 10. P. 859–865.

380. Rosenberg C. Mass fragmentographic determination of urinary amine metabolites in rats exposed to degradation products from heated rigid polyurethane. *J. Chromatogr.* 1986. Vol. 58. P. 385–389.
381. Scherer-Lorenzen, M. The functional role of biodiversity in the context of global change. *Forests and Global Change*. Ed. David A. Coomes, David F. R. P. Burslem and William D. Simonson. Cambridge : Cambridge University Press, 2014. P. 195–237.
382. Scwartz J. Particulate air pollution and hospital emergency room visits for asthma in Seattle. *Am. Rev. Respir. Dis.* 1993. V. 147. № 4. P. 826–831.
383. Shirani K.Z. The influence of inhalation injury and pneumonia on bum mentality. *Ann. Surg.* 1987. Vol. 205. № 1. P. 82–87.
384. Shusterman D.J. Clinical smoke inhalation injury: systemic effects. *Occup. Med.* 1993. Vol. 8. № 3. P. 469–503.
385. Sparr H. S. Forest ecology. N. Y., 1964. 541 p.
386. Stone R. Environmental toxicants under scrutiny at Baltimore meeting. *Science.* 1995. Vol. 267. P. 1770–1772.
387. Viro P.I. Prescribed burning in forestry . Communication. Inst. Helsinki: Forestalls Fenniae. 1969. 215 p.
388. Weber R.O. Modelling fire spread through fuel beds. *Prog. Energy Combust. Sci.* 1991. Vol. 17. P. 67–82.
389. White G.F. Natural hazards research: concepts, methods and policy implications. New York; London, Toronto, 1974. P. 3–16.
390. Yankovich E. P., Baranovskiy N. V., Yankovich K. S. ArcGIS for assessment and display of the probability of forest fire danger. *2014 9th International Forum on Strategic Technology, IFOST 2014*, 6991108. PP. 222–225.

ДОДАТКИ

Додаток А

**СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ ТА
ВІДОМОСТІ ПРО АПРОБАЦІЮ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЇ***Наукові праці, в яких опубліковані основні
наукові результати дисертації*

1. Сюткін С.І., Корнус А.О., Буц Ю.В. Методика дослідження регіональних еколого-географічних проблем. *Вісник Сумського державного університету. Серія : Технічні науки*. Суми. 2002. № 9 (42). С. 169–173.

Здобувач проаналізував еколого-географічні проблеми, узагальнив результати дослідження.

2. Буц Ю.В., Безсонний В.Л. Аналіз ризику виникнення лісової пожежі як важливий елемент управління безпекою. *Пожежна безпека : Зб. наук. пр.* Вип. 6. Львів : СПОЛОМ. 2005. С. 21–24.

Здобувач розрахував ризик виникнення лісової пожежі, сформулював висновки.

3. Андронов В.А., Крайнюк О.В., Буц Ю.В., Семків О.М. Оцінка можливості створення екологічно небезпечної ситуації при використанні у будівництві фосфогіпсу та золошлаків. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 4. Харків : УЦЗУ. 2006. С. 41–49.

Здобувач оцінив можливість виникнення екологічно небезпечної ситуації при активізації міграції важких металів під час використання фосфогіпсу та золошлаків.

4. Крайнюк Е.В., Буц Ю.В., Андронов В.А., Семків О.М. Миграционная способность тяжелых металлов при чрезвычайных ситуациях техногенного характера. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 5. Харків : УЦЗУ. 2006. С. 113–118.

Здобувач провів аналіз результатів міграційної здатності важких

металів, узагальнив висновки.

5. Крайнюк О.В., Буц Ю.В. Техногенне забруднення сполуками свинцю ґрунтів міста Харкова. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 6. Харків : УЦЗУ. 2007. С. 79–86.

Здобувач запропонував використання концентраційно-логарифмічної діаграми для виявлення техногенного забруднення ґрунтів сполуками свинцю, йому належить обробка результатів, формулювання висновків.

6. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Забруднення важкими металами ландшафтних комплексів як результат техногенно-екологічного навантаження. *Проблеми надзвичайних ситуацій : Зб. наук. пр. УЦЗ України*. Вип. 10. Харків : УЦЗУ. 2009. С. 52–60.

Здобувач провів польові та лабораторні дослідження, здійснив аналіз результатів забруднення важкими металами ландшафтів.

7. Буц Ю.В. Моделювання виникнення надзвичайної ситуації на основі ризик-орієнтованого підходу. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. № 2/2011 (12). С. 33–35.

8. Гриценко А.В., Буц Ю.В. До питання методології досліджень відновлення геосистем після надзвичайних ситуацій. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки : Зб. наук. пр. УкрНДІЕП*. Харків : ВД «Райдер». 2011. Вип. XXXIII. С. 3–11.

Здобувач запропонував ідею удосконалення методології дослідження геосистем після надзвичайних ситуацій пірогенного походження.

9. Катков М.В., Малкович Ю.В., Буц Ю.В. Небезпека виникнення надзвичайних ситуацій, пов'язаних з хімічними засобами захисту рослин. *Науковий журнал «Екологія и промышленность»*. 2012. №1. С. 25–28.

Здобувач проаналізував ймовірність виникнення надзвичайних ситуацій при забрудненні екогеосистем хімічними засобами рослин, сформулював висновки.

10. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Островерх О.О., Сенчихін Ю.М. Екологічна небезпека забруднення атмосферного повітря в зонах лісових пожеж.

Пожезна безпека : Зб. наук. пр. Вип.21. Львів : ЛДУ БЖД. 2012. С. 39–42.

Здобувач запропонував ідею теоретичного дослідження, узагальнив та систематизував вплив небезпечних хімічних речовин на людину.

11. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Геохімічна трансформація міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. №2/2017 (24). С. 95–100.

Здобувач проаналізував трансформацію міграції важких металів під впливом техногенної дії пірогенного походження, узагальнив висновки.

12. Буц Ю.В. Моделювання ризику ураження пожежами лісових екогеосистем у Харківському регіоні. *Вісник Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут»*. Збірник наукових праць. Серія: Хімія, хімічні технології та екологія. Харків : НТУ «ХПІ». 2017. № 49 (1270). С. 15–19.

13. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Динамика геохимической миграционной способности химических элементов под влиянием техногенной нагрузки пирогенного происхождения. *Открытые информационные и компьютерные интегрированные технологии*. № 80. 2018. С. 223–234.

Здобувач проаналізував динаміку міграційних властивостей важких металів під техногенним впливом пірогенного походження, отримав та узагальнив висновки.

14. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Козодой Д.С., Барбашин В.В. Оцінка надзвичайних подій під час перевезення небезпечних вантажів у контексті техногенного навантаження регіонів. *Наука та прогрес транспорту. Вісник Дніпропетровського національного університету залізничного транспорту*. 2018. № 3 (75). С. 27–35.

Здобувач оцінив небезпеку виникнення надзвичайних подій пірогенного походження в умовах техногенного навантаження регіонів України під час перевезення небезпечних вантажів.

15. Buts Yu. V. Features of Geochemical Migration of Chemical Elements after

Technogenic Loading of Pyrogenic Nature. *Journal of Engineering Sciences*. Sumy : Sumy State University. 2018. Volume 5. Issue 2. P. H1–H4.

16. Буц Ю.В. Систематизація процесів пірогенної релаксії екогеосистем в умовах техногенного навантаження. *Науковий журнал «Екологічна безпека»*. №1/2018 (25). С. 7–12.

17. Буц Ю.В. Наслідки впливу пірогенного чинника на біогеохімічні властивості екогеосистем в умовах техногенного навантаження. *Науковий вісник будівництва*. 2018. Т. 93. №3. С. 115–122.

18. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтно–геохімічних процесів як показник техногенного навантаження. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Геологія-Географія-Екологія* : Науковий журнал. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2005. № 655. С. 139–144.

19. Масто Ю.О., Буц Ю.В. Аналіз виникнення надзвичайних ситуацій пов'язаних з пожежами в природних екосистемах та їх залежність від метеорологічних показників. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. Вип. 2(15). Харків : Вид-во ХНУ. 2010. С.52–57.

Здобувач запропонував ідею, йому належить обробка результатів, формування висновків.

20. Буц Ю.В. Методологические вопросы изучения воздействия пирогенного фактора на геосистемы. *Ученые записки Таврического национального университета имени В.И. Вернадского. Серия «География»*. Том 24(63). 2011. №2. часть 3. С. 105–108.

21. Буц Ю.В. Пірогенна релаксія геосистем. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. Харків : Вид-во ХНУ. 2012, № 1–2. С. 71–76.

22. Буц Ю.В. Про математичне моделювання пожеж в природних екосистемах. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. № 3-4. Харків : Вид-во ХНУ. 2012. С. 17–22.

23. Буц Ю.В. Теоретичні основи впливу надзвичайних ситуацій техногенного та природного характеру на геосистеми. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія : Екологія* : Науковий

журнал. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2013. № 1054. Вип. 8. С.125–132.

24. Буц Ю.В., Тітенко Г.В. Динаміка видового різноманіття водно-болотних природних комплексів як прояв пірогенної релаксії геосистем. *Вісник Одеського державного екологічного університету*. 2013. Вип.15. С. 17–22.

Здобувач запропонував ідею, провів розрахунки динаміки видового різноманіття, сформулював висновки.

25. Буц Ю.В. Ландшафтно-екологічний підхід в дослідженні лісових пожеж. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: Геологія-Географія-Екологія* : Науковий журнал. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2013. № 1049. С. 188–193.

26. Буц Ю.В. До питання картографування надзвичайних ситуацій, викликаних лісовими пожежами. *Проблеми безперервної географічної освіти і картографії* : Зб. наук. пр. Харків : ХНУ ім. В.Н. Каразіна. 2013. Вип. 18. С. 30–34.

27. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтних пожеж в Україні та еколого-економічні наслідки їх виникнення. *Вісник Одеського національного університету*. 2013. Т.18, Вип. 2(18). С. 111–117.

28. Буц Ю.В., Некос А.Н. Роль та місце постпірогенної релаксії у функціонуванні геосистем. *Вісник Львівського національного університету. Сер. геогр.* 2013. Вип. 46. С. 55–61.

Здобувач зробив теоретичний аналіз релаксії геосистем.

29. Буц Ю.В. Просторово–часова мінливість стану природно–територіальних комплексів як фактор виникнення пожеж. «*Людина та довкілля. Проблеми неоекології*». № 1–2. Харків : Вид-во ХНУ. 2013. С. 86–91.

30. Буц Ю.В. Наслідки впливу пірогенного чинника на властивості ґрунтового покриву борової тераси річки Уди. *Науковий вісник Чернівецького університету* : Зб. наук. пр. Чернівці : Чернівецький нац. ун-ту. 2013. Вип. 655 : Географія. С. 16–19.

31. Буц Ю.В. Пожежна небезпека лісових масивів у Харківському регіоні та моделювання ризику їх ураження. *Економічна та соціальна географія* : наук.

зб. 2013. Вип. 2(67). С. 150–160.

32. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Ранжирование административных районов Харьковского региона по уровню экологического риска. *Scientific Journal «Science Rise»*. №1/1 (6). 2015. С. 14–18.

Здобувач запропонував ідею, проведено обчислення екологічного ризику.

33. Буц Ю.В., Будьонний О.П., Крайнюк О.В. До питання класифікації лісопожежних ризиків. *«Людина та довкілля. Проблеми неоекології»*. № 3–4. Харків: Вид-во ХНУ. 2015. С. 115–118.

Здобувач удосконалив систему класифікації лісопожежних ризиків.

34. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Оптимізація процесів постпірогенної релаксії у різних типах ПТК після ландшафтних пожеж. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія : Екологія : Науковий журнал*. Харків : ХНУ імені В. Н. Каразіна. 2016. Вип. 15. С. 75–80.

Здобувач порадив оптимізацію постпірогенної релаксії, сформував висновки.

35. Слепужніков Є.Д., Тарахно О.В., Пономаренко Р.В., Буц Ю.В. Удосконалення контролю відбору проб рідких, газоподібних та сипучих речовин при дослідженні техногенного впливу на довкілля. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. № 30. Харків : Вид-во ХНУ. 2018. С. 148–157.

Здобувач провів узагальнення результатів дослідження, сформулював висновки.

36. Asotskyi V., Buts Y., Kraynyuk O., Ponomarenko R. Post-pyrogenic changes in the properties of grey forest podzolic soils of ecogeosystems of pine forests under conditions of anthropogenic loading. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*. 2018. 27(2). P. 175–183.

Здобувач провів польові дослідження, підсумував результати визначення важких металів атомно-абсорбційним методом, визначив висновки.

37. Buts Y., Asotskyi V., Kraynyuk O., Ponomarenko R., Kovalev P. Dynamics of migration property of some heavy metals in soils in Kharkiv region under the influence of the pyrogenic factor. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*.

2019. 28(3). P. 409–416.

Здобувач проаналізував на основі власних польових досліджень динаміку міграції важких металів у ґрунтах Харківської області, узагальнив результати, визначив висновки.

38. Крайнюк Е.В., Буц Ю.В., Андронов В.А. Миграция тяжелых металлов в окружающую среду при строительстве инженерных сооружений с использованием отходов промышленности. *Вестник Белгородского государственного технологического университета им. В. Г. Шухова. Серия : «Технические науки»*. Белгород : БГТУ, 2007. №2. С. 52–56.

Здобувач проаналізував техногенне навантаження при будівництві інженерних споруд, запропонував враховувати вплив на них важких металів, їх міграцію.

39. Буц Ю.В. Влияние пирогенного фактора на видовое биоразнообразие пойменных природных комплексов. *Вестник МГОУ. № 2 / 2013. М. : МГОУ. С. 106–109.*

40. Буц Ю.В. Влияние состояния природно-территориальных комплексов на возникновение пожаров в Харьковском регионе. *Могилевский меридиан. Т. 13. Вып.1–2 (20–21). Могилев. 2013. С. 10–14.*

41. Буц Ю.В. Математическое моделирование восстанавливаемости природных комплексов после воздействия пирогенного фактора. *Международный научно-исследовательский журнал. Research Journal of International Studies*. Екатеринбург : МНИЖ. 2013. № 8 (15). Ч.2. С. 116–118.

42. Буц Ю.В. Динамика лесных пожаров в Харьковском регионе и ландшафтно-экологические условия их возникновения. *Научные Ведомости Белгородского государственного университета*, 2013. № 10 (153). Вып. 23. С. 136–144.

43. Buts Y.V. Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems. *Securitologia : Zeszyty Naukowe EUROPEAN ASSOCIATION for SECURITY*. 2013. № 1(17). P. 13–16.

Наукові праці, які засвідчують апробацію матеріалів дисертації

44. Некос В.Ю., Буц Ю.В. Деякі основні проблеми формування екологічної ситуації території України. Матер. наук.–практ. конф. «Чорнобильська катастрофа та її вплив на екологічну ситуацію в Україні». Харків : АЦЗУ, 2006. С. 59–61. (Форма участі – очна).

45. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. К вопросу о восстановлении экосистем после чрезвычайных ситуаций. *Bezpečnosť a bezpečnostná veda : zborník vedeckých a odborných prác*. Liptovský Mikuláš–Liptovský Jan, 2009. S. 465–466. (Форма участі – очна).

46. Buts Y. Kraynyuk O., Andronov V. The management by ecological risks and by ecological safety on basis of statistical approach. *Riešenie krízových situácií v špecifickom prostredí : 15 medzinárodná vedecká konferencia, Fakulta špeciálneho inžinierstva ŽU, Žilina, 27-28 máj, 2010*. S. 87–90. (Форма участі – заочна).

47. Buts Y.V. The consequences of emergencies situations caused by landscape fires. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2011 : Medzinárodný vedecký seminár 21-25 februára 2011*. Liptovský Mikuláš, 2011. S. 14–19. (Форма участі – очна).

48. Буц Ю.В. Аналіз наслідків надзвичайних ситуацій викликаних ландшафтними пожежами в Україні. *Безпека життя і діяльності людини – освіта, наука, практика : Матер. 10-ї міжн. наук.-метод. конф. (17-19 березня 2011 р., м. Київ)*. Київ : Центр учбової літератури, 2011. С. 91–96. (Форма участі – очна).

49. Buts Y.V., Utkina K.B., Kulik M.I., Fylenko V.V., Krainyk E.V. Theoretical foundations of methodology for studying of emergency situation impacts on geosystems. *Bezpečnostné Fórum 2012 : V. Medzinárodná Vedecká Konferencia 8-9 februára 2012*. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica, 2012. S. 823–827. (Форма участі – заочна).

50. Буц Ю.В. Екологічна небезпека наслідків надзвичайних ситуацій для довкілля. *Захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване*

природокористування : Зб. матеріалів 2-го Міжнар. конгресу. Львів : «ЗУКЦ», 2012. С. 23. (Форма участі – заочна).

51. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В., Богатов О.И. Теоретические основы изучения влияния чрезвычайных ситуаций связанных с пожарами на геосистемы. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2012 : Medzinárodný vedecký seminár 18-22. februára 2013. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Stefánika, Liptovský Mikuláš, 2013. С. 86–92. (Форма участі – очна).*

52. Buts Y., Kraynyuk O., Buts V. The some principles and strategic operating under a management by fires in natural ecosystems. *Riadenie bezpečnosti zložitých systémov 2014 : Medzinárodný vedecký seminár 18-22. februára 2014. Zbornic vedeckych a odbornych prac. Akadémia ozbrojených síl gen. M. R. Stefánika, Liptovský Mikuláš, 2014. P. 86–92. (Форма участі – очна).*

53. Буц Ю.В. Релаксія геосистем після надзвичайних ситуацій пірогенного походження. *Проблеми екологічної безпеки: Матеріали XII-ї між нар. наук.-техн. конф. Кременчук : КрНУ, 2015. С. 92. (Форма участі – очна).*

54. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Стан виникнення лісових пожеж в Україні. *Охорона довкілля : зб. наук. статей XII Всеукраїнських наукових Таліївських читань. Харків : ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2016. С. 14–15. (Форма участі – очна).*

55. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Геохімічні трансформації ґрунтового покриву внаслідок впливу пірогенного чинника. *Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України: матер. Міжнар. наук. конф. Дніпро : Ліра, 2016. С. 14–15. (Форма участі – заочна).*

56. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Пірогенний вплив на геохімічну міграцію важких металів. *Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування: освіта – наука – виробництво – 2018 : зб. тез доповідей XXI Міжнар. наук.-практ. конф. Харків: ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2018. С.55-58. (Форма участі – очна).*

57. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Міграційна здатність плумбуму у ґрунтах

Харківського регіону під дією пірогенного чинника *Треті Сумські наукові географічні читання* : збірник матеріалів Всеукраїнської наукової конференції (Суми, 12-14 листопада 2018 р.) [Електронний ресурс]. СумДПУ імені А.С.Макаренка, Сумський відділ Українського географічного товариства; [упорядник Корнус А.О.]. Елект. текст. дані. Суми. 2018. С. 128–131. (*Форма участі – очна*).

58. Буц Ю.В., Крайнюк О.В., Некос А. Н. Природна пожежа у Рівненському заповіднику та її аналіз *VinSmartEco*. Збірник матеріалів I Міжнародної науково-практичної конференції (16-18 травня 2019, м. Вінниця, Україна). Вінниця: КВНЗ «Вінницька академія неперервної освіти», 2019. С. 255–256. (*Форма участі – заочна*).

59. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Аналіз ризику виникнення лесних пожег *Сохранение лесных генетических ресурсов*: Матеріали 6-ой Международной конференции-совещания, Щучинск, 16-20 сентября 2019 г. – Кокшетау, издательство «Мир печати», ИП. Устюгова, 2019. С. 47–50. (*Форма участі – заочна*).

Постійні патогенні компоненти деревного диму та їх вплив на здоров'я людини (за узагальненими даними [47])

Компоненти деревного диму	Несприятливі ефекти для здоров'я
Чадний газ, CO	Отрута, яка замінює оксигемоглобін карбоксигемоглобіном. Викликає тканинну гіпоксію, клітинний некроз, пошкоджує центральну нервову систему. Зменшує здатність крові переносити кисень до клітин, органів і тканин. Він особливо небезпечний для людей, що мають серцево-судинні або бронхо-легеневі захворювання [380]
Формальдегід	Газ, токсичний при вдиханні або проникненні через шкіру. Володіє канцерогенним ефектом
Акролеїн	підразнює слизові і викликає сльозотечу, відноситься до речовин загальнотоксичної дії, а також підвищує ризик розвитку онкологічних захворювань. Виведення з організму метаболітів акролеїну може призводити до запалення сечового міхура – циститу. Акролеїн, як і інші альдегіди, викликає ураження нервової системи. Акролеїн і формальдегід провокують розвиток астми. Ірритант, що викликає бронхіт, альвеоліт.
Ацетальдегід	Токсин, що викликає атрофію епітелію, пошкодження печінки, рак носоглотки. Часто подразнює слизові оболонки, погіршує діяльність печінки, нирок, органів дихання, пригнічує діяльність нервової системи.
Фурфурол	Підразнює слизові оболонки, викликає головні болі, фоточутливість та порушення вуглеводного обміну
Бензол	При проникненні в організм через шкіру, перорально або інгаляційно, викликає ушкодження слизових, неврологічні розлади і смерть внаслідок зупинки дихання. Хронічна дія викликає депресію і анемію. Може провокувати рак крові - лейкемію, а також вражає печінку, нирки, кістковий мозок, знижує артеріальний тиск, викликає задишку і судоми. Здатний накопичуватися в жировій тканині, викликати пухирі і дерматит, також кровотечу з носа, провокує маткові кровотечі і викликає збудження подібно алкогольному. При тривалому контакті викликає головні болі, втрату апетиту, сонливість, нервозність і психічні розлади, а при сильному отруєнні бензолом може виникнути параліч дихального центру.

Толуол	Нейротоксичний, викликає почуття сп'яніння, сонливість, запаморочення, головний біль, м'язову слабкість, розлад координації і погіршення зору, зміну поведінки. Має гепатотоксичні і нефротоксичні ефекти, вражає слизову очей, носоглотки і дихальних шляхів. Хронічний вплив призводить до атрофічних змін в головному і спинному мозку, порушує репродуктивну функцію. Потенціює нейротоксичний ефект алкоголю.
Оцтова кислота	Неспецифічний ірритант. Пари подразнюють слизові оболонки дихальних шляхів, викликає захворювання носоглотки і гортані.
Мурашина кислота	Має подразливіший, ніж оцтова кислота, ефект, небезпечна для шкіри
Оксиди нітрогену	Ушкоджують респіраторну систему, викликають запальні зміни в бронхах і альвеолах. Для хворих на астму і аналогічних хворих підвищується ризик негативних легеневих ефектів при вмісті діоксиду нітрогену значно меншому, ніж той, на який не спостерігається реакція у здорових людей
Діоксид сульфуру	При вдиханні може викликати пошкодження легенів. Компонент кислотних дощів, пошкоджує рослини і забруднює водойми. Надає подразнюючу дію на слизові оболонки верхніх дихальних шляхів і слизову очей. Хронічний вплив призводить до виникнення бронхітів та інших респіраторних захворювань. Впливає на процеси білкового обміну, знижує імунітет. Люди з підвищеною чутливістю можуть відчувати утруднення дихання
Хлористий метил	Токсин загальної дії
Нафталени	Токсичний (п'янкий) і канцерогенний ефекти
Фенол і його похідні	Токсин, що викликає спазм гладкої мускулатури, напади серцевої аритмії, інсульт, зупинку дихання. Знижує вагу при народженні, чинить канцерогенну дію на шкіру
Механічні частинки. Органічний карбон	Подразнюючий і токсичний ефект
Поліциклічні ароматичні вуглеводні	Токсини і канцерогени. Стурбованість відносно навколишнього середовища сфокусувалася на ПАВ, які мають молекулярну масу від 128,16 (нафталін, 2-кільцева структура) до 300,36 (гексабензобензол, 7-кільцева структура). Ненасичені ПАВ сполуки з низькою молекулярною масою, що містять від 2-3 кілець, показують значну токсичність, а інші – несприятливий

	ефект на деякі організми, але не є канцерогенними; ПАВ з більш високою молекулярною масою, що містять від 4 до 7 кілець, значно менш токсичні, але багато 4, 7-кілецеві сполуки є канцерогенними, мутагенними або тератогенними щодо широкого ряду організмів, включаючи рибу та інші водні організми, амфібій, птахів і ссавців [121].
Фенантрен	Міститься у вугіллі. Токсична та канцерогенна речовина
Антрацен	Токсин. При вдиханні пилу або пари відбувається набряк повік, подразнення слизових оболонок горла, носа, знижується маса тіла, викликає фіброзні захворювання
Флюорантрен	Токсин
Пірен	Токсин
Бензоантрацен	Токсин з імовірною канцерогенною дією. Пошкоджує ДНК і викликає мутації генів в культурах тканин
Бензофлюорантрени	Токсини
Бенз(а)пірен	Токсин, активний канцероген. Бенз(а)пірен є сильним канцерогеном, зокрема, викликає лейкемію, вроджені каліцтва. Володіє властивістю біоаккумуляції, може довго мігрувати з одних об'єктів в інші, надає мутагенну дію.
Дибензопірен	Токсин
Стронцій	Викликає остеопенію, осифікацію хряща
Алюміній	Надмірні кількості в кровотоці можуть привести до неврологічних порушень аж до фатальних. Пари можуть бути причиною легеневого фіброзу
Ванадій	Ванадій всмоктується через легені; викликає подразнення дихального тракту, пневмоніт, кон'юнктивіт, анемію
Хром	Токсин загальної дії
Манган	Викликає погіршення функції нервової системи: уповільнений час реакції, тремор рук; порушення пам'яті. Викликає втому, дзвін у вухах, подразнення, часто – кашель і прояви гострого бронхіту
Нікель	Токсин
Цинк	Токсин. Викликає лихоманку, блювоту, міалгію, головний біль і пневмоніт
Свинець	Викликає втрату апетиту, ваги, кишкові кольки, запор, безсоння, головний біль, запаморочення, помірну артеріальну гіпертонію, гіпоальбумінемію, анемію, енцефалопатію та периферичну нейропатію з паралічами. Порушує репродуктивну функцію. Канцероген
Хлоровані діоксини	Токсини, які накопичуються і довго зберігаються у довкіллі. Викликають ембріональні аномалії або смерть плода. Мають канцерогенні ефекти

Збитки від лісових пожеж у Харківському ОУЛМГ, тис. грн

Підприємство	2013		2014		2015		2016		2017	
	Прямі	побічні	прямі	побічні	Прямі	побічні	прямі	побічні	прямі	побічні
Балаклійський		5,5		2,3		12,2		0,9	73,8	269,5
Вовчанський		1,44	18,3	3,7		3,147				17,5
Гутянський		0,47		8,08		54,728		1,98		5,8
Зміївський.		3,7		2,45		11,19				22,1
Ізюмський	6,26	9,51		8,6			78,4	9,9	389,2	94,4
Куп'янський		9,89		27,75		72,92		6,3		22,1
Красноградський	18,2	0,73		1,06		6		0,682	1595	632,2
Жовтневий	3,54	6,21		1,04		17,45		6,33	4,68	43,59
Ч.Бабчанський		0,52		2,56		23,02				14,62
ХОДАЛП Харківоблагроліс				0,5		6,5				
ВСЬОГО	28	37,97	18,3	58,04	0	207,16	78,4	26,09	2062,68	1121,8

Причини виникнення пожеж у Харківському ОУЛМГ

Підприємство	2013				2014				2015				2016				2017				
	підпали	с/г пали	з вини населення	від грози	підпали	с/г пали	з вини населення	від грози	підпали	с/г пали	з вини населення	інші	підпали	с/г пали	з вини населення	Інші	підпали	с/г пали	з вини населення	з вини інших організацій	інші
Балаклійський			7	2			3				10				1				11	11	8
Вовчанський			2			1					1										2
Гусятинський	1				3				8				2				2		1		
Зміївський.			8				4		1		7			1				2	8		
Ізюмський	2			1			2	2								1			11	1	
Куп'янський			21				20				58				10				25		
Красноградський			2				8				21	1			5				34		
Жовтневий			28				3				52				18	1			92		
Ч.Бабчанський			2				3			3	10								13		
ХОДАЛП Харківоблагроліс							1				6								1		
ВСЬОГО	3	0	70	3	3	1	44	2	9	3	165	1	2	1	34	2	2	2	196	12	10

МЕТОДИ ОБЛІКУ РОСЛИН У ФІТОЦЕНОЛОГІЇ, ВИКОРИСТАНІ ПІД ЧАС ДИСЕРТАЦІЙНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Для порівняння процесу відновлення рослинного покриву після дії пірогенного чинника, визначення видового складу рослинних угруповань та опису стану надземної частини рослин, визначення біомаси і проективного покриття були закладені дослідні та контрольні ділянки. Природні умови (форма рельєфу, тип ґрунту) на обох пробних ділянках однорідні. Для досягнення мети досліджень був використаний ряд методів, які будуть детально описані нижче.

Маршрутний метод охоплює кілька етапів дослідження:

- рекогносцировочний етап: вивчення особливості місцевості, основні типи рослинності;

- детально-маршрутний етап: під час якого дослідник складає список рослин, які йому зустрічаються, збирає гербарний матеріал, вивчає рясність і місцезнаходження, проводить опис окремих асоціацій [250, 251].

Загальне проективне покриття – це сумарна площа горизонтальних проєкцій окремих рослин, всієї популяції виду або всього рослинного покриву на поверхню ґрунту. Вона виражається у відсотках від поверхні дослідної ділянки. Якщо загальне проективне покриття становить 100%, це означає, що поверхня ґрунту повністю вкрита проєкціями надземних частин рослин; якщо ж загальне покриття становить 80%, означає, що 20% поверхні ґрунту не вкрите проєкціями надземних частин – листками, гілками, стовбурами.

Часткове проективне покриття створюють усі рослини одного виду.

Ступінь покриття ґрунту окремими видами характеризує участь останніх у загальному синтезі органічної речовини з вуглекислого газу, води і зольних елементів у даному рослинному угрупованні. Тому види, які дають найбільше покриття замінюється поняттям про ступінь домінування.

Метод визначення проективного покриття за допомогою сітки

Л.Г. Раменського. Сітка Л.Г. Раменського являє собою рамку з натягнутим на неї (вздовж і впоперек) дротом, з таким розрахунком, щоб площа однієї комірки становила 10 см^2 . Такі сітки бувають малі (розміром $2\times 5\text{ см}$), великі ($1\times 1\text{ м}$ з віконцем $10\times 10\text{ см}$).

Проективну повноту покриву визначають, розглядаючи травостій крізь віконце сіточки. При цьому по можливості слід не звертати увагу на суцвіття. У дослідженнях була використана велика сіточка, яку необхідно тримати на рівні травостою. Розглядаючи певне місце покриву, визначають, скільки комірок сітки (десятих частинок віконця) припадає на плями (проекції рослин) і скільки – на вільні проміжки (крізь них видно ґрунт, воду, мохи).

Якщо повнота покриву в окремих точках різко коливається, то площу обліку розбивають на частини за декількома ступенями густоти і вираховують повноту покриву ділянки як середнє з цих двох або трьох величин.

Підрахунок кількості екземплярів. Цим методом визначають рясність виду як при детальних стаціонарних дослідженнях, так і при тимчасових маршрутних обстеженнях природних і культурних фітоценозів. Він є одним з найоб'єктивніших методів оцінки рясності виду, оскільки він дає уяву про чисельне екземпляр не виявлення, щільність рослинного співвідношення створюваної фіто маси компонентів фітоценозу.

Рясність виду – це його кількість у фітоценозі.

При екземплярному обліку користуються бальною шкалою Н.Ф. Комарова [251]. При цьому дуже важко визначити кількість особин кореневищних рослин очерету звичайного, кореневищних осок, пирію повзучого. Оскільки кореневища в них розростаються й утворюють масу вегетативних пагонів. У геоботанічній практиці підраховують кількість пагонів на одиницю площі.

Ваговий метод обліку застосовується тоді, коли необхідно визначити кількісні параметри виду. Визначають фітомасу як окремого виду, так і групи видів або рослинного угруповання. Залежно від призначення (способу

використання) біомасу зважують у сирому, повітряно-сухому і абсолютно сухому стані. У загальну масу органічної речовини включають масу надземної і підземної частини рослин. У даних дослідженнях зважування рослинної продукції проводилося у сирому стані у вигляді надземної частини рослин.

Біомаса, або фітомаса – це загальна кількість органічної речовини, утвореної рослинами в екосистемі, за винятком мертвої речовини, яка синтезована за цей час рослинами, але не є частиною їх. Біомаса екосистеми складається з біомаси популяцій видів, що створюють ці екосистеми.

Масу неживої органічної речовини утворює мертва органічна маса тваринного і рослинного походження – опад, відпад, трупи комах, черв'яків і інших організмів. Вони відокремлені від цілісного організму рослин і не належать до життєдіяльних органів.

Опад – це відмерла первинна продукція, тобто кількість органічної речовини, відмерлої в наземних частин рослин на протязі певного часу на одиниці площі. Це відмерлі гілки, кора, суцвіття, опалі квітки, плоди тощо.

Відпад – частина опадів, яка складається з дерев і чагарників, відмерлих за певний час на одиниці площі. Виникає внаслідок зрідження деревостану, травостою.

Трапляння – ступінь імовірності знайти той чи інший вид на будь-якій малій ділянці в досліджуваному фітоценозі. Воно позначається коефіцієнтом трапляння – процентом ділянок, на яких трапився даний вид, від загальної кількості досліджуваних ділянок (R,%).

Метод обліку трапляння Раункієра. Суть його полягає в тому, що на різних дослідних ділянках досліджуваного фітоценозу закидають кільця визначеної площі і описують окремі ділянки. У лучних угрупованнях закладають 10 – 12 ділянок площею 0,1 – 1,0 м² кожна. При дослідженнях були використані ділянки площею 1,0 м².

На описуваних ділянках відзначають наявність або відсутність кожного виду. Результати записуються у відповідній формі, у якій проставляють

кількість екземплярів (цифрою). **Коефіцієнт трапляння $R(\%)$** визначають за формулою:

$$R = \frac{a \times 100\%}{n}, \quad (\text{Г.1})$$

де a – кількість дослідних ділянок, на яких даний вид був зареєстрований;
 n – загальна кількість дослідних ділянок. Коефіцієнт трапляння виду вказує на особливості кожної ділянки.

Також можна розрахувати **коефіцієнт спільності видового складу (K)**. Його розраховують для кожної пари ділянок окремо за формулою Жаккара:

$$K = \frac{A \times 100\%}{(B + C) - A}, \quad (\text{Г.2})$$

де A – кількість видів, спільних для порівнювальних ділянок;
 B, C – кількість видів відповідно на кожній з них.

При дослідженнях порівнювалися ділянки дослідна (д) і контрольна (к). Середнє значення K знаходять як середнє арифметичне зі значень K для всіх пар ділянок. Чим більше коефіцієнт спільності видового складу, тим подібніші порівнювальні ділянки.

Визначення видового різноманіття. Видове різноманіття складається з двох компонентів: 1) *видового багатства* – густоти видів, що характеризується відношенням загального числа наявних видів до площі або до числа особин; 2) *вирівненості* – заснована на відносному багатстві або іншому показнику значимості виду і положенні його у структурі домінування. Видове різноманіття збільшується при збільшенні розмірів площі і у напрямку від високих широт до екватору. Для зображення видового різноманіття будується графік, де на осі y відкладено число особин кожного виду, а на осі x – рангована послідовність видів від найбільш багатшого до менш багатшого. Лінія, що проходить через точки або поблизу них називається *кривою домінування* –

різноманіття. Чим крутіше пролягає крива, тим менше загальне різноманіття і сильніше домінування одного або декількох видів.

Індекс видового багатства (d) розраховується за формулою:

$$d = \frac{S-1}{\lg N}, \quad (\text{Г.3})$$

де S – число видів,

N – число особин.

Індекс Сімпсона (c) або **індекс домінування** розраховуватимемо за формулою:

$$c = \sum (n_i/N)^2, \quad (\text{Г.4})$$

індекс різноманіття (i) – за формулою:

$$i = 1 - \sum (n_i/N)^2, \quad (\text{Г.5})$$

де n_i – оцінка значимості кожного виду (чисельність, біомаса та інш.);

N – сума оцінок значимості.

Індекс Шеннона (H) розрахуємо за формулою:

$$H = -\sum \frac{n_i}{N \ln(n_i/N)}, \quad (\text{Г.6})$$

де n_i – оцінка значимості кожного виду (чисельність);

N – сума оцінок значимості [32].

Індекси Симпсона і Шеннона містять комбінацію подібних компонентів, тому являють собою узагальнені індекси різноманіття. Індекс Симпсона показує «концентрацію» домінування – його величина тим більше, чим більше

домінування одного або деяких видів. Він надає поширеним видам більшої ваги, а індекс Шеннона – поодиноким видам.

Індекс вирівненості Пієлу (e) розраховуємо за формулою 7:

$$e = \frac{H}{\ln S}, \quad (\text{Г.7})$$

де H – індекс Шеннона;

S – число видів [24].

Розрахунок точності досліджень. Дослідження в даному фітоценозі проводилося вперше і матеріал для визначення середнього квадратичного відхилення і середньої похибки відсутній, тому залежно від мети досліджень можна прийняти наступні значення показників точності і ймовірності [250–251].

Показник імовірності того, що задана ступінь неточності не буде перевищена (t), складає: для більшості біологічних досліджень – 1,96; показник точності (K) для першого орієнтовного ознайомлення з популяцією – 0,5 [230].

Підставляючи відповідні значення показників у формулу 8, отримаємо число пробних ділянок, необхідних для отримання заданої точності:

$$n = \frac{t^2}{K^2}, \quad (\text{Г.8})$$

де n – число вибірки (кількість дослідних ділянок);

t – показник імовірності того, що дана величина неточності не буде перевищена;

K – показник точності [251].

Використовуючи вище зазначені методи досліджень, зроблено детальний опис найбільш репрезентативних ключових ділянок та виявлено основні закономірності у трансформації фітоценотичного різноманіття внаслідок впливу пірогенного чинника.

Таблиця Д.1 – Список видів рослин, виявлених на ключових ділянках час під дослідження постпірогенної трансформації фітоценотичного різноманіття

№ п/п	Вид рослини	Рясність виду	Місце зростання
1.	Пшінка весняна <i>Ficaria verna Huds</i>	Cop ²	ліс
2.	Ряст порожнистий <i>Corydalis halleri Willd</i>	Cop ²	ліс
3.	Фіалка шершава <i>Viola hirta L.</i>	Cop ²	ліс
4.	Первоцвіт звичайний <i>Primula vulgaris Huds</i>	Cop ²	ліс
5.	Суниця лісова <i>Fragaria vesca L.</i>	Cop ²	ліс
6.	Перстач гусячий <i>Potentilla anserine L.</i>	Cop ²	ліс
7.	Перстач срібний <i>Potentilla argentea L.</i>	Cop ¹	ліс
8.	Горошок мишачий <i>Vicia cracca L.</i>	Cop ¹	узлісся
9.	Аконіт дібровний <i>Aconitum nemorosum Vieb</i>	Cop ¹	узлісся
10.	Синяк звичайний <i>Echium vulgare L.</i>	Cop ¹	узлісся
11.	Миколайчики плоскі <i>Eryngium planum L.</i>	Cop ¹	узлісся
12.	Лядвенець рогатий <i>Lotus corniculatus L.</i>	Cop ²	узлісся
13.	Дельфіній польовий <i>Delphinium consolida L.</i>	Cop ¹	узлісся
14.	Подорожник великий <i>Plantago major L.</i>	Cop ²	степ
15.	Деревій звичайний <i>Achillea submillefolium L.</i>	Cop ³	степ
16.	Пижмо звичайне <i>Tanacetum vulgare L.</i>	Cop ²	степ узбіччя
17.	Полин звичайний <i>Artemisia vulgaris L.</i>	Cop ²	степ
18.	Полин гіркий <i>Artemisia absinthium L.</i>	Cop ²	степ узбіччя
19.	Кульбаба лікарська <i>Taraxacum officinale Wigg</i>	Cop ²	степ
20.	Ромашка непахуча	Cop ¹	степ

	<i>Matricaria indora L.</i>		
Кінець таблиці Д.1			
21.	Пирій повзучий <i>Agropyron repens L.</i>	Soc	степ
22.	Конюшина лучна <i>Trifolium pretense L.</i>	Cop ²	степ
23.	Бедринець ломикаменевий <i>Pimpinella saxifrage L.</i>	Cop ¹	степ
24.	Морква звичайна <i>Daucus carota L.</i>	Cop ¹	степ
25.	Цикорій звичайний <i>Cichorium intybus L.</i>	Cop ¹	степ
26.	Костриця лучна <i>Festuca pratensis</i>	Soc	степ
27.	Просянка розлога <i>Milium effusum L.</i>	Soc	степ
28.	Тонколучник однолітній <i>Phalacroloma annuum</i>	Cop ²	степ
29.	Берізка польова <i>Convolvulus arvensis L.</i>	Cop ²	степ
30.	Конюшина польова <i>Trifolium arvense L.</i>	Cop ¹	степ
31.	Осот різнолистий <i>Cirsium heterophyllum L.</i>	Cop ¹	степ
32.	Лопух павутинистий <i>Arctium tomentosum L.</i>	Cop ²	степ узбіччя
33.	Амброзія полинолиста <i>Ambrosia artemisiifolia L.</i>	Cop ²	степ узбіччя
34.	Овес пустий <i>Avena fatua L.</i>	Cop ³	степ
35.	Лобода татарська <i>Atriplex tatarica</i>	Cop ¹	степ узбіччя
36.	Спориш <i>Polygonum aviculare L.</i>	Cop ²	степ узбіччя
37.	Гравілат річковий <i>Greum urbanus L.</i>	Cop ³	берег водойми
38.	Хвощ лучний <i>Equis etum pretense L.</i>	Cop ²	берег водойми
39.	Осока лисяча <i>Carex vulpina L.</i>	Cop ³	берег водойми
40.	Очерет звичайний <i>Phragmites communis L.</i>	Cop ³	водойма берег водойми



Рисунок. Е.1 – Відбір проб речовини для аналізу



Рисунок Е.2 – Група проведення деконтамінації



1,2 - первинна (внутрішня) упаковка (водонепроникна), яка може герметично закриватися і розміщатися в ванні в пункті деконтамінації; 3 - вторинна упаковка залишається в зеленій зоні і служить безпечною транспортною упаковкою; 4 - зовнішня (картонна) упаковка.

Рисунок. Е.3 – Зразок упаковки для проб



(зліва направо): щипці великі, лопатка, кліщі тигельні, ложка-шпатель маленька, ложка-шпатель велика, пінцет.

Рисунок. Е.4 – Інструменти для відбору проб



Рисунок. Е.5 – Ручний насос та індикаторні трубки



Рисунок. Е.6 –Проведення деконтамінаційної обробки захисного одягу групи відбору проб

Таблиця Є.1 – Вміст важких металів (рухомі форми) у ґрунтах лісових масивів Харківського ОУЛМГ (усереднені дані)

Державне підприємство	Cu (рухомі форми)	Zn (рухомі форми)	Pb (рухомі форми)	Cr (рухомі форми)	Ni (рухомі форми)	Fe (заг.)
«Жовтневий лісгосп»	4,16	1,18	9,76	8,22	0,16	3,12
«Зміївський лісгосп»	4,28	2,04	11,09	8,24	0,18	5,04
«Ізюмський лісгосп»	3,94	1,14	8,68	7,86	0,16	3,46
«Куп'янський лісгосп»	3,55	1,32	8,45	7,34	0,17	3,08
«Красноградський лісгосп»	4,02	1,14	7,88	7,21	0,14	2,98

Прогноз відновлюваності видового різноманіття біотичної компоненти екогеосистем соснових лісів борових терас

$$B := \begin{pmatrix} 1 & 2.07 & 19.8 & 1.2 & .5 \\ 1 & 344.47 & 69 & 1.7 & .6 \\ 1 & 65.89 & 84.4 & 1.9 & .7 \\ 1 & 10.88 & 24.8 & .2 & .2 \\ 1 & 16.95 & 50.8 & .8 & .7 \\ 1 & 14.39 & 26.8 & .9 & .7 \end{pmatrix} \quad i := 1..6 \quad j := 1..5$$

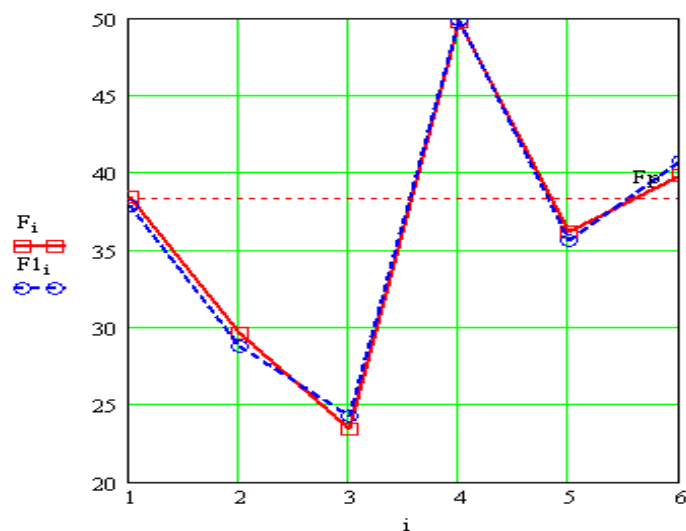
$$\alpha := \begin{pmatrix} 1 \\ .1 \\ .3 \\ .2 \\ 3 \end{pmatrix} \quad F := \begin{pmatrix} 38.4 \\ 29.6 \\ 23.4 \\ 49.8 \\ 36.2 \\ 39.8 \end{pmatrix}$$

$$X_{i,j} := (B_{i,j})^{-\alpha_j} \quad A := (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X^T \cdot F \quad F1 := X \cdot A$$

$$A = \begin{pmatrix} -36.047 \\ -19.104 \\ 102.82 \\ 52.263 \\ -0.083 \end{pmatrix} \quad F = \begin{pmatrix} 38.4 \\ 29.6 \\ 23.4 \\ 49.8 \\ 36.2 \\ 39.8 \end{pmatrix} \quad F1 = \begin{pmatrix} 37.897 \\ 28.785 \\ 24.285 \\ 49.832 \\ 35.609 \\ 40.792 \end{pmatrix}$$

$$\sum_{n=1}^6 (F_n - F1_n)^2 = 3.034$$

$$B0 := (1 \ 20 \ 30 \ 1 \ .5) \quad X0_{1,j} := (B0_{1,j})^{-\alpha_j} \quad Fp := X0 \cdot A \quad Fp = 38.453$$



$$s_{ko} := \left[\sum_{n=1}^6 \frac{(F_n - F1_n)^2}{6-5} \right]^5 \quad s_{ko} = 1.742 \quad R_{kv} := 1 - \frac{\sum_{n=1}^6 (F_n - F1_n)^2}{\sum_{n=1}^6 (F_n - \text{mean}(F1))^2} \quad R_{kv} = 0.993$$

$$t_{0025} := 12.706 \quad d := t_{0025} \cdot s_{ko} \cdot \left[\text{X0} \cdot (\text{X}^T \cdot \text{X})^{-1} \cdot \text{X0}^T \right]^5 \quad d = 14.963$$

$$d1 := F_p - d \quad d2 := F_p + d$$

$$d1 = 23.491 \quad F_p = 38.453 \quad d2 = 53.416$$

$$23,491 < F_p < 53,416$$

$$t_{005} := 6.314 \quad d := t_{005} \cdot \left[s_{ko} \cdot \left[\text{X0} \cdot (\text{X}^T \cdot \text{X})^{-1} \cdot (\text{X0})^T \right]^5 \right] \quad d = 7.435$$

$$d3 := F_p - d \quad d4 := F_p + d$$

$$d3 = 31.018 \quad F_p = 38.453 \quad d4 = 45.889$$

$$31,018 < F_p < 45,889$$

Прогноз відновлюваності видового різноманіття біотичної компоненти екогеосистем степів та остепнених лук

$$B := \begin{pmatrix} 1 & .5 & .2 \\ 1 & .9 & .2 \\ 1 & .8 & .3 \\ 1 & .5 & .3 \end{pmatrix} \quad i := 1..4 \quad j := 1..3 \quad \alpha := \begin{pmatrix} 1 \\ 5 \\ 1 \end{pmatrix} \quad F := \begin{pmatrix} 84.3 \\ 83.4 \\ 78.6 \\ 83.7 \end{pmatrix}$$

$$X_{1,j} := (B_{1,j})^{-\alpha_j} \quad A := (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X^T \cdot F \quad F1 := X \cdot A$$

$$A = \begin{pmatrix} 73.87 \\ 0.1 \\ 1.661 \end{pmatrix}$$

$$F = \begin{pmatrix} 84.3 \\ 83.4 \\ 78.6 \\ 83.7 \end{pmatrix}$$

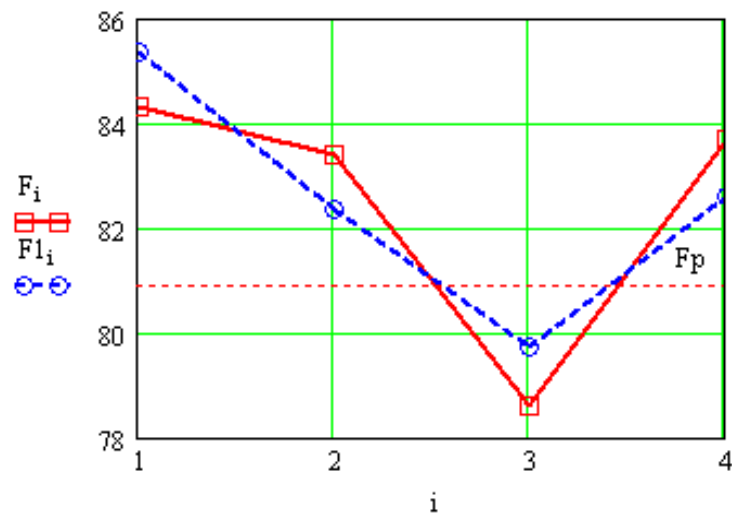
$$F1 = \begin{pmatrix} 85.359 \\ 82.341 \\ 79.709 \\ 82.591 \end{pmatrix}$$

$$\sum_{n=1}^4 (F_n - F1_n)^2 = 4.7010785$$

$$B0 := (1 \quad .75 \quad .25)$$

$$X0_{1,j} := (B0_{1,j})^{-\alpha_j} \quad Fp := X0 \cdot A$$

$$Fp = 80.931$$



$$s_{ko} := \left[\sum_{n=1}^4 \frac{(F_n - F1_n)^2}{4-3} \right]^5 \quad s_{ko} = 2.168 \quad R_{kv} := 1 - \frac{\sum_{n=1}^4 (F_n - F1_n)^2}{\sum_{n=1}^4 (F_n - \text{mean}(F1))^2} \quad R_{kv} = 0.773$$

$$t_{0025} := 12.706 \quad d := t_{0025} \cdot s_{ko} \cdot \left[X0 \cdot (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X0^T \right]^5 \quad d = 18.555$$

$$d1 := F_p - d \quad d2 := F_p + d$$

$$d1 = 62.377 \quad F_p = 80.931 \quad d2 = 99.486$$

$$62,377 < F_p < 99,486$$

$$t_{005} := 6.314 \quad d := t_{005} \cdot \left[s_{ko} \cdot \left[X0 \cdot (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X0^T \right]^5 \right] \quad d = 9.22$$

$$d3 := F_p - d \quad d4 := F_p + d$$

$$d3 = 71.711 \quad F_p = 80.931 \quad d4 = 90.152$$

$$71,711 < F_p < 90,152$$

Прогноз відновлюваності видового різноманіття біотичної компоненти екогеосистем водно-болотних природних комплексів

$$B := \begin{pmatrix} 1 & 2 & 2 \\ 1 & 3 & 1 \\ 1 & 3 & 4 \\ 1 & 4 & 5 \end{pmatrix} \quad i := 1..4 \quad j := 1..3 \quad \alpha := \begin{pmatrix} 1 \\ 7 \\ 2 \end{pmatrix} \quad F := \begin{pmatrix} 97 \\ 97.3 \\ 95.3 \\ 92.7 \end{pmatrix}$$

$$X_{i,j} := (B_{i,j})^{-\alpha_j} \quad A := (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X^T \cdot F \quad F1 := X \cdot A$$

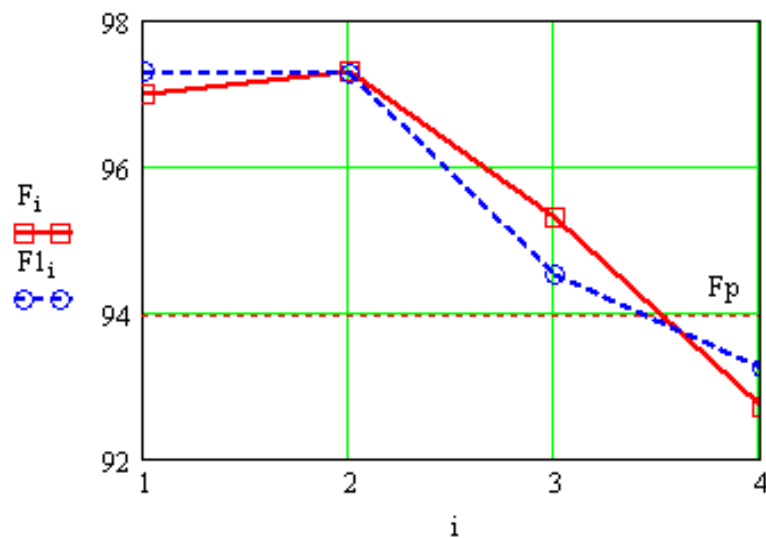
$$A = \begin{pmatrix} 87.578 \\ 2.913 \\ 0.029 \end{pmatrix}$$

$$F = \begin{pmatrix} 97 \\ 97.3 \\ 95.3 \\ 92.7 \end{pmatrix}$$

$$F1 = \begin{pmatrix} 97.293 \\ 97.254 \\ 94.526 \\ 93.227 \end{pmatrix}$$

$$\sum_{n=1}^4 (F_n - F1_n)^2 = 0.9637118$$

$$B0 := (1 \quad 35 \quad 3) \quad X0_{1,j} := (B0_{1,j})^{-\alpha_j} \quad Fp := X0 \cdot A \quad Fp = 93.976$$



$$s_{ko} := \left[\sum_{n=1}^4 \frac{(F_n - F1_n)^2}{4-3} \right]^{.5} \quad s_{ko} = 0.982 \quad R_{kv} := 1 - \frac{\sum_{n=1}^4 (F_n - F1_n)^2}{\sum_{n=1}^4 (F_n - \text{mean}(F1))^2} \quad R_{kv} = 0.928$$

$$t_{0025} := 12.706 \quad d := t_{0025} \cdot s_{ko} \cdot \left[X0 \cdot (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X0^T \right]^{.5} \quad d = 8.446$$

$$d1 := F_p - d \quad d2 := F_p + d$$

$$d1 = 85.529 \quad F_p = 93.976 \quad d2 = 102.422$$

$$85,529 < F_p < 100$$

$$t_{005} := 6.314 \quad d := t_{005} \cdot \left[s_{ko} \cdot \left[X0 \cdot (X^T \cdot X)^{-1} \cdot X0^T \right]^{.5} \right] \quad d = 4.197$$

$$d3 := F_p - d \quad d4 := F_p + d$$

$$d3 = 89.778 \quad F_p = 93.976 \quad d4 = 98.173$$

$$89,778 < F_p < 98,173$$

Світлини з місця експериментальних досліджень



Рисунок 3.1 – Фото місця проведення дослідження



Рисунок 3.2 – Сосни на ділянці №1а, які постраждали від пожежі



Рисунок 3.3 – Висаджування сосни на КД №2а



Рисунок 3.4– Поступове природне поновлення сосни (КД №1а) самосівом



Рисунок 3.5 – Загіблі молоді сосни серед штучного поновлення на
КД №2а



УКРАЇНА

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ, МОЛОДІ ТА СПОРТУ УКРАЇНИ
ТАВРІЙСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ імені В. І. ВЕРНАДСЬКОГО

95007, м. Сімферополь, проспект академіка Вернадського, 4
Тел. (0652) 54-50-36 Факс (0652) 54-52-46 E-mail: rector@tntu.crimea.ua <http://www.tntu.crimea.ua>

07.06.13 № 402-13/774/

на № _____

ДОВІДКА

про впровадження результатів дослідження Буц Юрія Васильовича

дана про те, що результати дослідження Буц Юрія Васильовича «Сучасний стан проблеми впливу пожеж на геосистеми різних природних зон території України» включено до колективної монографії «Науково-методичні та прикладні аспекти екологізації», яка виконана в межах комплексної теми дослідження «Науково-методичне забезпечення реалізації стратегії сталого розвитку» (номер держреєстрації 0113U000201).

Примірники колективної монографії розіслані в бібліотеки за встановленим переліком:

Бібліотека Адміністрації Президента України
Національна бібліотека України ім. В.І. Вернадського
Національна парламентська бібліотека України
Державна науково-технічна бібліотека України
Львівська наукова бібліотека ім. В. Стефаника
Одеська державна наукова бібліотека
Харківська державна наукова бібліотека ім. Короленка
Книжкова Палата України

Проректор з наукової роботи
Таврійський національний
університет імені В.І. Вернадського
д.х.н., професор



В.Ф. Шульгин

Довідка

Про упровадження дисертаційного дослідження

Буца Юрія Васильовича

Довідка видана на основі того, що наукові результати дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича на тему «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження» упроваджено Ізюмським РВ ГУ ДСНС України у Харківській області при розрахунку рівнів ризику виникнення пожеж у лісових масивах та питомого ризику ураженості лісового господарства Харківського обласного управління лісового і мисливського господарства (ХОУЛМГ) від лісових пожеж.

Результати дисертаційних досліджень дозволяють спрогнозувати ураження земель лісового фонду внаслідок виникнення пожеж та застосувати комплекс профілактичних та превентивних заходів з попередження і виникнення пожеж в екогеосистемах в умовах техногенного навантаження пірогенного походження на довкілля.

Т.в.о начальника районного відділу



О.О. Самойленко



Державне агентство лісових ресурсів України
ХАРКІВСЬКЕ ОБЛАСНЕ УПРАВЛІННЯ
ЛІСОВОГО ТА МИСЛИВСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА
 вул. Пушкінська, 86, м. Харків, 61024 тел./факс 716-05-52
 E-mail: houlmg@kharkivlis.gov.ua, код ЄДРПОУ 35246550

08.10.2018 № *1434*

Довідка
 Про впровадження наукових розробок
 Буца Юрія Васильовича

Результати дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича на тему «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження» впроваджено у практику діяльності державного підприємства «Ізюмське лісове господарство».

Виявлені чинники і закономірності релаксії екогеосистем, які необхідно враховувати при розробці екологічно безпечних планів землекористування, з метою оптимізації територіальної структури земель у районах підвищеного ризику виникнення пірогенних надзвичайних ситуацій.

Застосування методів підвищення ефективності постпірогенної релаксії екогеосистем дозволяють використати рекомендації, спрямовані на удосконалення процесів природного відновлення екогеосистем в умовах техногенного навантаження пірогенного походження на лісові масиви лісогосподарств, підпорядкованих Харківському обласному управлінню лісового і мисливського господарства.

Перший заступник
 начальника управління



О. Попов

№ 01Н-10\18 від 01.10.2018 р.

ДОВІДКА

про впровадження результатів дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича на тему «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження», представленої на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 - екологічна безпека.

Цією довідкою засвідчується, що запропоновані дисертантом розробки з розрахунку техногенного ризику ураження пірогенного походження на території Харківської області та екологічно безпечні рекомендації з управління процесами постпірогенної релаксії місцевих екогеосистем в умовах техногенного навантаження на довкілля:

- були дійсно враховані при розробці SWOT-аналізу і методичних рекомендацій з партисипативного стратегічного планування для місцевих територіальних громад України. Методичні рекомендації готуються Громадською спільнотою «Слобожанські стратегії» в межах проекту *«Improving the local governance in the Pischinsky amalgamated community in Kharkiv region through creation and adoption of a participatory development strategy»*, який здійснюється за фінансової підтримки Уряду Канади згідно грантової угоди №CFLI-2018-KYIV-0002 між Громадською спільнотою «Слобожанські стратегії» та її Величністю повноправною Королевою Канади в особі Посла Канади в Україні Романа Ващука;
- запропоновані до застосування у партисипативній стратегії Пісочинської селищної об'єднаної територіальної громади Харківської області, яка розробляється у 2018 року, а саме у трьох операційних завданнях щодо промислового розвитку, енергозбереження та техногенної безпеки в умовах впливу великих тепло- і енергогенеруючих, промислово-будівельних і торговельних об'єктів, що зараз фактично розміщуються на території Пісочинської селищної об'єднаної територіальної громади і несуть суттєві техногенні ризики для громади.

Узагальнені методичні рекомендації будуть офіційно опубліковані і поширені в Україні на правах вільного доступу у 2018 р.

Довідка видана без фінансових зобов'язань перед отримувачем.

Виконавчий директор,
доктор наук з державного управління, доцент



І.В. Дунаєв



ЦЕНТР ЕКОЛОГІЧНОГО УПРАВЛІННЯ

72319, УКРАЇНА, ЗАПОРІЗЬКА ОБЛ.,
М. МЕЛІТОПОЛЬ, ВУЛ. ГЕТЬМАНСЬКА 125/13
(06192) 42-34-97
(096)3386340
CEU@BIGMIR.NET

№ 153 від « 02 » лютого 2018 р.

ДОВІДКА

про впровадження результатів
дисертаційного дослідження здобувача Буца Ю.В.
за темою «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному
навантаженні пірогенного походження»

Підприємством «Центр екологічного управління» упродовж 2012-2017 рр. впроваджувалися результати дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича при розробці науково-дослідних тем:

1) «Проект організації території національного природного парку Деснянсько-Старогутський», охорони, відтворення та рекреаційного використання його природних комплексів та об'єктів» (2012 р.). Зокрема, у розділі 4, пункт 4.3 «Відновлення корінних ландшафтів»; у розділі 12, пункт 12.9 «Моніторинг довкілля»; у розділі 16, пункт 16.2.7 «Охорона лісу від пожеж»; до розділу 17 «Протипожежне впорядкування території Парку» науковцем запропонована система заходів з протипожежного упорядкування території національного природного парку «Деснянсько-Старогутський».

2) «Проект організації території природного заповідника «Дніпровсько-Орільський» та охорони його природних комплексів» (2015 р.). Залучення Ю.В. Буца як фахівця було пов'язане з необхідністю виявлення особливостей відновлення азональних прирічкових ландшафтів піщаних арен межиріччя Дніпра та Орелі в межах Заповідника, порушених пожежами 1998 та 2005 років на площі понад 340 га. Ю.В. Буцом запропоновані заходи щодо відновлення природних комплексів та збереження різноманіття рослин і тварин (пункт 4.1.1), а також надані рекомендації для моніторингу геосистем у межах згаданих.

Директор ПП «Центр екологічного управління»,
доктор географічних наук, доцент



(Handwritten signature)

В.П. Воронка



ЗАТВЕРДЖУЮ
Проректор з науково-педагогічної роботи
ХНЕУ імені Семена Кузнеця
В.Є. Єрмаченко

» 10. 2018

АКТ

про впровадження наукових результатів дисертаційного дослідження завідувача кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності Буца Юрія Васильовича на тему: «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження», представленій на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 - екологічна безпека.

Комісія у складі:

Голова - професор кафедри ПТЕБЖД, д.т.н., проф. Логвінков С.М.;

Члени комісії:

- керівник методичного відділу Малець І.В.;
- професор кафедри ПТЕБЖД, д.т.н., проф. Новіков Ф.В.;

цим Актом засвідчує, що наукові результати дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича на тему: «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження» використані співробітниками кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності ХНЕУ імені Семена Кузнеця МОН України при підготовці і викладанні дисциплін «Безпека життєдіяльності», «Екологія», «Сучасні технологічні системи».

Акт про впровадження результатів дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича на тему: «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження» розглянуто на засіданні кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності (Протокол № 2 від 30 серпня 2018 р.)

Голова комісії

д.т.н., проф.

Члени комісії

д.т.н., проф.

Логвінков С.М.

Малець І.В.

Новіков Ф.В.

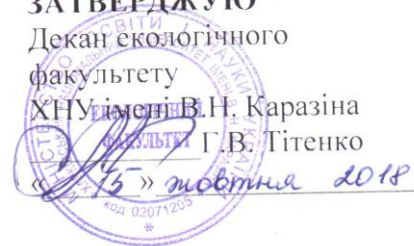
ЗАТВЕРДЖУЮ

Декан екологічного
факультету

ХНУ імені В.Н. Каразіна

Г.В. Тітенко

« 15 » жовтня 2018



АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження доцента кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти Буца Юрія Васильовича на тему: «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження» представленій на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук за спеціальністю 21.06.01 - екологічна безпека.

Комісія у складі:**Голова**

- завідувач кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти, д.геогр.н., проф. Некос А.Н.;

Члени комісії

- професор кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти, д.геогр.н., проф. Крайнюков О.М.;

- доцент кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти, к.геогр.н, доцент Уткіна К.Б.

цим Актом засвідчує, що результати дисертаційного дослідження Буца Юрія Васильовича на тему: «Науково-методичні основи релаксії екогеосистем при техногенному навантаженні пірогенного походження» використані науково-педагогічними працівниками кафедри екологічної безпеки та екологічної освіти ХНУ імені В.Н. Каразіна МОН України при підготовці і викладанні дисциплін «Екологічні проблеми сучасного виробництва», «Моніторинг довкілля», «Техногенна безпека держава».

Голова комісіїд.геогр.н., проф.

(науковий ступінь, вчене звання)

Некос А.Н.

Члени комісіїд.геогр.н., проф.

(науковий ступінь, вчене звання)

Крайнюков О.М.

к.геогр.н., доц.

(науковий ступінь, вчене звання)

Уткіна К.Б.